2000-012-de

Öko-Institut e.V.
Institut für angewandte Ökologie
Institute for Applied Ecology

Preis für angewandte Umweltforschung
greenhirn

Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums

Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz

Freiburg, 2000

Nils Jungbluth

Öko-Institut e.V.
Geschäftsstelle Freiburg
Postfach 6226
D-79038 Freiburg
Tel.: 0761-4 52 95-0

www.oeko.de

Diss. ETH Nr. 13499

Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums:
Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz

Abhandlung

zur Erlangung des Titels

Doktor der Technischen Wissenschaften

der

Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich

Departement für Umweltnaturwissenschaften

Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften

vorgelegt von

Niels Jungbluth

Dipl.-Ing. Technischer Umweltschutz, Technische Universität Berlin

geboren am 6. März 1967

von Hamburg, Deutschland

Angenommen auf Antrag von:

Prof. Dr. Roland W. Scholz, Referent

Prof. Dr. Olivier Jolliet, Korreferent

Dr. Olaf Tietje, Korreferent

Februar 2000

Niels Jungbluth
Wildsbergstrasse 33
CH – 8610 Uster
Telefon priv. +41/ 1/ 940 27 58
Email jungbluth@gmx.net
Internetadresse www.uns.umnw.ethz.ch/~jungblu/dis.html

ESU-services
ökologiebezogene Unternehmens- und Politikberatung
Kanzleistrasse 4, CH-8610 Uster
Telefon +41/ 1/ 940 61 32
Telefax +41/ 1/ 940 61 94
Internetadresse www.esu-services.ch

Abstract

The extent of environmental impacts of food consumption depends on various factors. It is not easy for consumers or even for experts to account for these impacts. The goal of this research work was to assist consumers in considering environmental aspects. Separate LCA's were calculated to assess various aspects of the consumers' choices, e.g., the type of agricultural practice, the origin of the product, the use of packaging material, the type of preservation, and the consumption (including home transport, conservation, and preparation). A *modular LCA approach* was developed to model the impacts of the consumers' decisions. This simplified method allows investigating the ecological trade-offs among different decision parameters (such as assessing a biological product from the Netherlands vs. greenhouse from Switzerland). Most of the decision parameters might have an influence on the overall impacts of a vegetable product. Greenhouse production and products transported by airplane cause the highest environmental impact. The agricultural production determines the overall environmental impacts of meat products. The total impacts for purchased vegetable or meat products might vary by a factor of nine or seven respectively. It could be shown that the environmental impacts of purchases by different consumer subgroups vary. Different hints for consumers were ranked, according to the variation of average impacts, due to a marginal change of consumption patterns.

Keywords

Consumers` Point of View; Consumption Patterns; Decision Levels; Decision-Making; Eco-indicator 95; Energy; Food, Consumption; Functional Unit, Purchases; Marginal Change; Meat; Modular, LCA; Purchase; LCA, Modular; LCA, Simplified; Vegetable.

Einkauf; Energiebilanz; Entscheidungsebene; Fleisch; Gemüse; Handeln, ökologisch; Handlungshinweise; Konsum; Landwirtschaft; Lebensstil; Nahrungsmittel; Ökobilanz, modulare; Transport.

Vorwort und Danksagung

Wer hat nicht schon einmal vor dem Gemüseregal des Supermarktes gestanden und sich gefragt, ob nun die Biokarotten aus Italien oder der Blumenkohl aus dem eigenen Land, die ökologischere Auswahl für das nächste Mittagessen sind und dann vielleicht doch beim leckeren Spargel aus den USA zugegriffen. Für mich hat die Auseinandersetzung mit dem Konsumentenhandeln auch immer die Möglichkeit geboten, das eigene Verhalten kritisch zu hinterfragen. Ich hoffe, dass ich mit dieser Arbeit, auch andere Personen zu dieser Auseinandersetzung motivieren kann.

Dem Referenten für diese Dissertation, Roland W. Scholz danke ich für das mir entgegengebrachte Vertrauen in das Entstehen und Gelingen dieser Arbeit nach meinem Wechsel in seine Professur. Olivier Jolliet danke ich für seine Bereitschaft das Korreferat zu übernehmen und für seine Anregungen zur Durchführung der Ökobilanzierung. Olaf Tietje stand mir als Leiter des Forschungsprojektes immer wieder für die Diskussion meiner Arbeit zur Verfügung. Auch ihm sei an dieser Stelle gedankt.

Danken möchte ich an dieser Stelle allen Kolleginnen und Kollegen im Integrierten Projekt Gesellschaft und von ETH Zürich mit denen ich im Verlauf der Arbeit viele interessante Diskussionen führen konnte. Mit Carmen Tanner, Karin Sätteli, Stephan Arnold und Sybille Wölfing-Kast von der Universität Bern habe ich in kooperativer Zusammenarbeit die Tagebuchstudie geplant und durchgeführt. Stefanie Hellweg und Konrad Schleiss unterstützten mich durch ihre Beiträge zur Bilanzierung der Entsorgungsprozesse. Christina Jahn und Mathias Egloff halfen mit bei den kleinen und grossen Computerproblemen. Patrick Hofstetter, Rolf Frischknecht und Rudi Müller-Wenck halfen mir bei der Implementation der Bewertungsmethoden. Thomas Baumgartner, Olaf Jungbluth, Thomas Köllner, und Thomas Mettier haben Entwürfe der vorliegenden Arbeit kommentiert und wesentlich dazu beigetragen, ihre Qualität zu verbessern. Die Studierenden Michele Bättig, Rene Beeler, Adrian Epp, Bettina Hess, Bernhard Probst, Alexander Reichenbach und Elia Zaccheddu unterstützen durch Ihre Studienarbeiten dieses Forschungsprojekt. Vielen Dank an euch!

Hier sei auch all jenen Institutionen und Personen gedankt, die mir für diesen Bericht Informationen zu verschiedenen Fragen gegeben haben. Besonders erwähnen möchte ich Otto Schmid vom Forschungsinstitut für Biologischen Landbau, Armin Meyer von der Landwirtschaftlichen Beratungszentrale Lindau, Herrn Lüthi von der Schweizerischen Zentralstelle für Gemüsebau und Christian Gysi von der Forschungsanstalt Wädenswil.

Das Forschungsprojekt „Lebensstile, Konsummuster und ökologische Folgen“[1], im Rahmen dessen, diese Dissertation erarbeitet wurde, wird in der Professur Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS) an der ETH Zürich als Beitrag zum Integrierten Projekt „Gesellschaftliche Transformationsprozesse für eine Nachhaltige Schweiz“ (IP Gesellschaft) bearbeitet. Das Projekt ist ein Bestandteil der Forschung im

[1] SPPU Projekt Nr. 5001-044667/1, siehe www.uns.umnw.ethz.ch/pers/jungbluth/nj-pdescription.html.

Schwerpunktprogramm Umwelt (SPPU). Für die Finanzierung durch den Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung möchte ich an dieser Stelle danken. Das Ziel des SPPU ist es, wissenschaftliche Umweltforschung interdisziplinär zusammenzuführen, um im Bereich nachhaltige Entwicklung neue Erkenntnisse und Strategien für die Schweiz zu erarbeiten. Forschungsgruppen aus unterschiedlichen Disziplinen untersuchen im IP Gesellschaft die Struktur des Bedürfnisfeldes Ernährung, die Koppelung zwischen sozio-ökonomischem System und der natürlichen Umwelt und Möglichkeiten für Veränderungen dieses Systems im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung. Eine Übersicht zu den neun Teilprojekten wird in Tabelle 1 gegeben.

Tabelle 1 Übersicht über die Teilprojekte im IP Gesellschaft I des SPPU.

TP	Titel	Problemzugang	Projektleiter/Institutionen
1	Ökologische Wirtschaftspolitik zwischen Selbstorganisation und Fremdsteuerung	Volkswirtschaftslehre	Dr. Jürg Minsch/IWÖ-HSG, Universität St. Gallen
2	Organizational and inter-organizational learning towards sustainability	Politikwissenschaften	Prof. Dr. Matthias Finger/ IDHEAP, Lausanne
3	Bildung und Öffentlichkeitsarbeit für eine nachhaltige Schweiz im Bereich Ernährung	Bildung/Publizistik	Dr. Regula Kyburz-Graber, ETH und Uni Zürich
4	Plattformen für Verhandlungen über nachhaltige Nutzung von Kulturlandschaften	Kommunikations- und Beratungslehre	Dr. Michel Roux/Landwirtsch. Beratungszentrale Lindau
5	Strategien und Instrumente zur Förderung ökologischer Innovationen auf der regionalen Handlungsebene	Regionalwissen-schaften	Prof. Dr. Paul Messerli/GIUB, Universität Bern
6	Von der Öko-Nische zum ökologischen Massenmarkt	Betriebswirtschafts-lehre	Prof. Dr. Thomas Dyllick/ IWÖ-HSG, Univ. St. Gallen
7	Hemmende und fördernde Bedingungen der Umsetzung sozialer Repräsentationen in alltägliches Verhalten im Ernährungsbereich	Psychologie	Prof. Dr. Mario von Cranach/ Institut für Psychologie, Universität Bern
8	Lebensstile, Konsummuster und ökologische Folgen	Ökologische Bilanzierung	Prof. Dr. Roland Scholz/ UNS, ETH Zürich
9	Environmental Prioritizing. From Indicators for environmental impacts towards environmental indices	Ökologische Bilanzierung	Prof. Dr. Ruedi Müller-Wenk/ IWÖ-HSG, UNS, ETH Zürich

Niels Jungbluth

Zürich, im Juni 2003

Zusammenfassung

Kaufentscheidungen von KonsumentInnen können Art und Höhe entstehender Umweltschäden massgeblich beeinflussen. Auf Grund der öffentlichen Diskussion sind KonsumentInnen in der Regel gut über ökologische Verhaltensregeln informiert. In der konkreten Einkaufssituation können sie nur aus dem vorhandenen Angebot auswählen und müssen dabei eine Vielzahl von teilweise gegenläufigen Empfehlungen mit den eigenen Wünschen in Einklang bringen. Bei Einkäufen von Nahrungsmitteln stehen sie z.B. vor der Frage, was im konkreten Fall ökologischer ist: die Bohnen aus dem Gewächshaus vom nachbarlichen Bauernhof, ein aus Spanien importiertes Biogemüse oder vielleicht doch lieber ein tiefgefrorenes Produkt aus konventioneller Produktion.

Im Rahmen nachhaltiger Entwicklung kommt dem Verhalten der KonsumentInnen eine wichtige Rolle zu. Aus einer Analyse von Forschungsarbeiten zu diesem Thema haben sich folgenden Fragen für die Dissertation ergeben:

- Wie können die Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums auf geeignete Weise quantifiziert werden?
- Wie unterscheiden sich verschiedene KonsumentInnen hinsichtlich der durch ihren Konsum verursachten Umweltfolgen?
- Welche Hinweise sollten verschiedene KonsumentInnen sinnvoller Weise befolgen, um die Umweltbelastungen auf Grund ihres Ernährungsverhaltens zu reduzieren?
- Welche Hindernisse gibt es auf dem Weg zu einer ökologischeren Ernährung?

Eine Tagebuchstudie, die in Kooperation mit PsychologInnen der Universität Bern durchgeführt wurde, hat das Verhalten der KonsumentInnen näher untersucht. Über einen Zeitraum von 4 Wochen protokollierten 134 Personen ihre Fleisch- und Gemüseeinkäufe. Abgefragt wurden Merkmale (Label, Herkunft, Konservierung und Verpackung), die den KonsumentInnen einen Rückschluss auf die mit dem Produkt verbundenen Umweltbelastungen erlauben. Dies erlaubte einen Aufschluss über das konkrete Verhalten und dessen Folgen in der oben dargestellten Entscheidungssituation.

Die ökologische Beurteilung wurde an den erkennbaren Produktmerkmalen ausgerichtet, um die Unterschiede in den verursachten Umweltfolgen abzubilden. Die gängige Methode einer Ökobilanzierung an Hand des technischen Lebensweges wurde deshalb aufgegeben. In der Dissertation wurde eine Methode entwickelt, mit der jeweils die mit einem Produktmerkmal, z.B. dem Produktionsgebiet, in Verbindung stehenden Umweltbelastungen bilanziert werden können. Die **modulare Ökobilanz** bietet die Möglichkeit, den Aufwand zur Unterscheidung tausender theoretisch möglicher Produktvarianten entscheidend zu vereinfachen. Mit einer weiterentwickelten Version der Bewertungsmethode Eco-indicator 95 und mit der Methode Umweltbelastungspunkte wurden die durch den Einkauf verursachten Umweltbelastungen analysiert.

Um Hinweise für ein ökologisches Einkaufsverhalten zu gewichten, wurden die Veränderung der Umweltfolgen bei einer marginalen Veränderung im Verhalten ausgewertet. Ausgangspunkt waren Informationen zum bisherigen Verhalten.

Beim Fleischeinkauf haben die KonsumentInnen vor allem die Option, über den Verzicht auf eingeflogene Produkte und über den Kauf von Biofleisch die Umweltbelastungen zu reduzieren. Andere Produktmerkmale sind wenig relevant. Eine Restriktion aus Sicht der KonsumentInnen ist die Unsicherheit bezüglich Flugtransporten. Diese sind nicht ohne weiteres ersichtlich. Ein Transport mit dem Flugzeug verursacht sehr viel höhere Umweltbelastungen als ein Schiffstransport. Grosse Unterschiede, aus denen sich Handlungsoptionen für KonsumentInnen ergeben könnten, bestehen zwischen Fleisch von verschiedenen Tieren. Ob eine Bevorzugung bestimmter Tierarten wirklich sinnvoll ist, müsste allerdings noch detaillierter untersucht werden.

Beim ökologischen Einkauf von Gemüse müssen verschiedene Produktmerkmale berücksichtigt werden, die alle für die verursachten Umweltbelastungen wichtig werden können. Als wichtige Hinweise werden in dieser Arbeit der Verzicht auf eingeflogene Produkte und Gewächshausgemüse, die Reduktion des Konsums von tiefgekühlten Produkten und ein vermehrter Kauf von Bioprodukten herausgestellt. Allerdings bedarf es zur Beurteilung der Unterschiede zwischen Bio- und IP-Produkten noch Verbesserungen der Ökobilanzmethodik.

Für die Auswertung der Tagebuchstudie wurden von den PsychologInnen sechs KonsumentInnentypen unterschieden. Es konnte gezeigt werden, dass sich verschiedene KonsumentInnentypen hinsichtlich der durch ihre Einkäufe verursachten Umweltbelastungen unterscheiden.

Doch reicht es aus, nur den Einkauf innerhalb einer bestimmten Produktgruppe nach ökologischen Kriterien zu optimieren? Der Vergleich der Ökobilanzergebnisse für Fleisch und Gemüse zeigte die hohe Bedeutung der Fleischeinkäufe für die summierten Umweltbelastungen auf. Die ökologische Relevanz der untersuchten Produktgruppen Gemüse und Fleisch, im Verhältnis zu den gesamten Lebensmitteleinkäufen, wurde mit einer Energiebilanzierung an Hand der für verschiedene Produkte getätigten Ausgaben abgeschätzt. Diese Grobbilanzierung hat einige Unterschiede zwischen den verschiedenen KonsumentInnentypen offengelegt. Hier hat sich gezeigt, dass die Reduktion des Fleischkonsums eine mögliche Option zur Reduktion der Umweltbelastungen ist, die in zukünftigen Untersuchungen stärker berücksichtigt werden sollte.

Die entwickelte Methodik macht es möglich KonsumentInnenhandeln auf unterschiedlichen Handlungs- und Entscheidungsebenen zu beurteilen. Das Potential ökologischer Verbesserungen hängt entscheidend von den berücksichtigten Entscheidungsebenen ab. Die Ergebnisse der Arbeit können von KonsumentInnen dazu genutzt werden die Umweltbelastungen ihres Nahrungsmittelkonsums zu ermitteln (www.ulme.uns.umnw.ethz.ch) um auf diese Weise angepasste Verhaltenshinweise zu bekommen.

Summary

A lot of advice is given to consumers about how to buy environmentally sound products. They should buy fresh, organic products from the region, which are available with nearly no packaging. But, in everyday life there exist many difficult situations where a consumer has to decide what is more environmentally sound: A product from a greenhouse in the region or a product cultivated in open air but imported from overseas.

Different levels of decision-making for the consumer were distinguished while judging the environmental impacts of consumption patterns. The consumers can recognise the environmental burden by considering certain product characteristics, corresponding to the determinants of environmental impacts. Various combinations of the product characteristics are possible when a consumer looks for food in a shop. A diary survey, conducted in collaboration with a group of psychologists, asked for these characteristics.

The aim of this research work was to support consumer decisions and to highlight the characteristics of a product that are most important with respect to the environmental impacts. The following questions should be answered:

- How can impacts of food purchases be assessed in a scientific way?
- What are the possibilities for an ecological behaviour from the consumers' point of view?
- How far do different consumers realise an environmentally sound behaviour?
- Which restrictions for an ecological behaviour do different consumers face?

Meat and vegetables where chosen as examples in the necessity field of nourishing. These two product groups together account for about 40% of the total energy use due to food consumption. The environmental assessment for food purchases has been simplified by using a modular life cycle assessment (LCA) approach. In this approach the inventory is split into five modules according to the important product characteristics. At the end, the results of the five separate modules can be aggregated, to assess the total environmental burden of a purchased product.

The Eco-indicator 95 and the Swiss method "Ecological Scarcity" have been used as methods for valuation. Both impact assessment methods do not vary much as to the general messages. The overall impact of meat products is dominated by the agricultural production. Differences from the consumers' point of view arise mainly from differences among meat from organic and from integrated production. The import of fresh products from overseas by air adds significant environmental impacts. Other product characteristics, such as packaging, conservation method and consumption, are of minor importance.

The impacts of animal production vary for the different types of meat. Poultry and pork show the lowest impacts while grazing animals show the highest. This point would merit further investigation (by means of a more detailed, e. g. marginal LCA)

because from a top-down perspective it does not seem to make sense to produce more pork instead of meat from grazing animals in Switzerland.

In case of vegetable purchases, all characteristics might have a relevant contribution to the environmental impacts. Production in the greenhouse has much higher impacts than open-air production. The consumption stage adds significant impacts to the inventory. The region of production, and corresponding transports, are important especially if vegetables are flown in from overseas. Packaging, which has gained a lot of public awareness in the past, does not add much to the total environmental scores and thus is not relevant to be considered in consumers' decisions (for this example of vegetables and meat). High differences exist between the products with the lowest and the highest impacts. Purchases of a certain amount of food may differ by a factor of seven or nine in the environmental impacts caused for meat and vegetables respectively. The comparison shows lower scores for organic products, compared to products from integrated production, but this result is unsure and thus needs further research work by LCA.

People do not only differ in their behaviour, but also in their constraints and resources. Acknowledgement of these preconditions has important implications for intervention strategies aimed at fostering environmental behaviour. Therefore, subgroup differences in consumption patterns were investigated. A sample of 134 consumers reported the characteristics of their meat and vegetable purchases in a diary over a period of four weeks. It could be shown that people from different subgroups do differ with regard to the environmental impacts caused.

The ecological relevance of meat and vegetables for the whole purchases was assessed with energy use as an indicator. The expenses for different product groups, reported in the diary study, were used to calculate this energy use. This broad estimation shows some variances between different consumer subgroups. It also highlights the importance of meat consumption. Reducing the amount of meat consumed, might be an option for minimising the environmental impacts due to nutrification that should be investigated in more detail in forthcoming studies.

Consumers will normally not buy only the less polluting product. However, they can adopt their behaviour to buy more environmentally friendly. Starting from the average purchases investigated in the diary study, different options for these changes were compared. The highest change for a meat or vegetable purchase is caused by a renunciation of fresh products flown in from oversees. A second important option, is a preference for organic products.

The modular LCA, which has been developed in this thesis (Jungbluth *et al.* 2000), points-up the importance of different product characteristics. The method makes it possible to assess ”environmental behaviour” of persons based on information about their consumption patterns. The LCA approach is simplified if a range of similar products is investigated and if knowledge of LCA studies can be used to identify hot spots and main inputs to the life cycle. Some of the results have been made available on www.ulme.uns.umnw.ethz.ch in order to enable consumers to evaluate the environmental impacts of their food purchases.

Inhaltsübersicht

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG 1

2. ÖKOLOGISCHE BEURTEILUNG VON NAHRUNGSMITTELN: STAND DER FORSCHUNG .. 13

3. KONSUMMUSTER UND IHRE BEDEUTUNG FÜR DIE UMWELT 65

4. KONZEPT DER UNTERSUCHUNG 93

5. SACHBILANZ FÜR DEN GEMÜSE- UND FLEISCHKONSUM 131

6. ERGEBNISSE UND DISKUSSION 199

7. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK 249

Inhaltsverzeichnis

ABSTRACT 0
KEYWORDS 0
VORWORT UND DANKSAGUNG I
ZUSAMMENFASSUNG III
SUMMARY V
INHALTSÜBERSICHT VII
INHALTSVERZEICHNIS VII
GLOSSAR XI
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS XIX
ABBILDUNGSVERZEICHNIS XXII
TABELLENVERZEICHNIS XXIV

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG 1

1.1. Historische Veränderungen der menschlichen Ernährung 1
1.2. Gesunde und ausreichende Nahrungsversorgung als gesellschaftliches Ziel 3
1.3. Wirtschaftliche Dimension der Nahrungsversorgung 4
1.4. Ökologische Probleme des heutigen Ernährungsverhaltens 5
1.5. Einflussmöglichkeiten auf die verursachten Umweltbelastungen 6
1.6. Fragestellung 7
1.7. Aufbau der Dissertation 8
1.7.1. Theoretische Grundlagen 9
1.7.2. Empirische Arbeiten 10
1.7.3. Auswertung der Empirischen Arbeit 10
1.7.4. Schlussfolgerungen und Ausblick 11

2. ÖKOLOGISCHE BEURTEILUNG VON NAHRUNGSMITTELN: STAND DER FORSCHUNG 13

2.1. Das Bedürfnisfeld Ernährung in einer Gesamtbetrachtung 14
2.2. Ökobilanz 17
2.2.1. Arbeiten zur Ökobilanzmethodik 18
2.2.2. Ökobilanz-Fallstudien für landwirtschaftliche Produkte 19
2.2.2.1. Relevanz verschiedener Produktionsstufen im Lebensweg von Nahrungsmitteln 21
2.2.2.2. Ökobilanzen für verschiedene landwirtschaftliche Produktionsweisen 22
2.2.2.3. Transporte von Nahrungsmitteln und regionale Produktion in der Ökobilanz . 26
2.2.3. Ökobilanzen als Beurteilungskriterium bei der Vergabe von Produktelabels ... 27
2.2.4. Möglichkeiten und Grenzen der Wirkungsabschätzung 29

2.2.5. Literaturübersicht Ökobilanzmethodik und Anwendungsbeispiele 32
2.3. Weitere Methoden der ökologischen Beurteilung 44
2.3.1. Energiebilanz 44
2.3.1.1. Input-Output-Energie-Analyse 44
2.3.1.2. Prozesskettenanalyse 45
2.3.1.3. Hybrid-Analyse 45
2.3.1.4. Ergebnisse von Energiebilanzen 50
2.3.2. Öko-Audit 51
2.3.3. Ecological Footprint 52
2.3.4. Stoff- und Materialflussanalyse 52
2.3.5. Materialintensität pro Serviceeinheit 53
2.3.6. Literaturübersicht weiterer methodischer Ansätze 54
2.4. Ergebnisse und Schlussfolgerungen der ökologischen Beurteilung 62
2.4.1.Auswahl von Indikatoren für die ökologische Beurteilung des Nahrungsmittelkonsums 62
2.4.2. Handlungshinweise als Ergebnis der Auswertung 63

3. KONSUMMUSTER UND IHRE BEDEUTUNG FÜR DIE UMWELT 65

3.1. Ökologisch motivierte Lebensstilforschung 65
3.1.1. Was heisst Lebensstil? 66
3.1.2. Entwicklung der Lebensstilforschung 66
3.1.3. Übersicht zu einzelnen Arbeiten in der Lebensstilforschung 69
3.1.4. Fragebögen zum persönlichen Lebensstil 74
3.1.5. Informationen zu Lebensstilen und Konsummustern in der Schweiz 76
3.1.5.1. Verwendung der Input-Output- und der Hybrid-Analyse zur Untersuchung des schweizerischen Lebensstils 76
3.1.5.2. Statistische Veröffentlichungen 76
3.1.5.3. Time Budget Studies 78
3.1.6. Fazit zur Untersuchung von Lebensstilen 78
3.2. Nahrungsmitteleinkauf und Ernährungsstil 81
3.2.1. Akzeptanz für Nahrungsmittel auf Grund einer Nutzen-Risiko Einschätzung.. 81
3.2.2. Sozio-demographische Einflussfaktoren auf die Nahrungsmittelnachfrage 81
3.2.3. Ökonomische Faktoren der Nachfrage 82
3.2.4. Bildung und Wissen als Einflussfaktoren auf die Kaufentscheidung 82
3.2.5. Einfluss von Konsum- und Ernährungsgewohnheiten 84
3.2.6. Wandel und Einfluss von Wertvorstellungen 84
3.2.7. Politische Einflussname durch Markt und Staat 85
3.2.8. Zusammenfassung der Einflussfaktoren für den Nahrungsmitteleinkauf 85
3.3. Von der Ernährungswissenschaft zur Ernährungsökologie 86
3.4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Untersuchung von Konsummustern.. 88

4. KONZEPT DER UNTERSUCHUNG 93

4.1. Restriktionen und Optionen: Eine transdisziplinäre Heuristik zur Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung 93
4.2. Die Tagebuchstudie 97
4.2.1. Fragestellung der Tagebuchstudie 97
4.2.2. Vorarbeiten aus der Fragebogenstudie 98
4.2.3. Ziele der Tagebuchstudie 99
4.3. Ökologische Bewertung von Lebensmitteleinkäufen 100
4.3.1. Ziel der ökologischen Bewertung in der Tagebuchstudie 101
4.3.2. Eingrenzung der zu untersuchenden Produktgruppen 101
4.3.2.1. Untersuchungsebenen bei der ökologischen Bewertung 102
4.3.2.2. Entscheidungsebenen zur Verringerung von Umweltbelastungen 105
4.3.2.3. Umweltrelevante Handlungsmöglichkeiten der KonsumentInnen 106
4.3.2.4. Festlegung der zu untersuchenden Produktgruppen 107
4.3.3. Datenerfassung in der Tagebuchstudie 108
4.3.3.1. Berücksichtigung des verfügbaren Wissens 108
4.3.3.2. Kennzeichnung von Produkten und Einstufung von Ökolabels 110
4.3.3.3. Abfragekriterien der Tagebuchstudie 112
4.3.4. Entwicklung einer modularen Ökobilanz für die ökologische Beurteilung 117

4.3.5. Auswertung der Ergebnisse ... 121
4.3.5.1. Auswahl von Methoden für die Wirkungsabschätzung und Auswertung ... 121
4.3.5.2. Funktionelle Einheit und Bezugsgrössen für die Auswertung ... 122
4.3.5.3. Auswertung in Bezug auf Lebensstile ... 124
4.4. Energiebilanz des Nahrungsmitteleinkaufs ... 125
4.4.1. Planung der Energiebilanz ... 125
4.4.2. Anpassung der Niederländischen Energieintensitäten ... 126
4.5. Zusammenfassung und Systemgrenzen der Tagebuchstudie ... 129

5. SACHBILANZ FÜR DEN GEMÜSE- UND FLEISCHKONSUM ... 131

5.1. Übersicht zum Vorgehen ... 132
5.1.1. Angaben zu chemischen Verbindungen ... 132
5.1.2. Verwendung von Angaben aus den Deckungsbeiträgen ... 132
5.1.3. Bilanzierung des CO_2-Kreislaufs ... 134
5.1.4. Dateneingabe in ECOINVENT ... 135
5.2. Informationen zu Produktion und Konsum von Fleisch und Gemüse ... 136
5.2.1. Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz ... 136
5.2.2. Ökobilanzierung von Gemüseprodukten ... 139
5.2.3. Ökobilanzierung von Fleischprodukten ... 140
5.3. Sachbilanz für Basisprozesse und -materialien ... 141
5.3.1. Düngemittel ... 141
5.3.1.1. Verwendung von Düngemitteln in der Schweiz ... 141
5.3.1.2. Basismaterialien der Düngerproduktion ... 142
5.3.1.3. Sachbilanz für die Herstellung von Düngemitteln ... 143
5.3.1.4. Sachbilanz für die Anwendung von Düngemitteln ... 145
5.3.2. Pflanzenschutzmittel ... 147
5.3.3. Gewächshäuser und Einsatz von Landwirtschaftsmaschinen ... 151
5.3.4. Kühlung von Lebensmitteln ... 152
5.3.5. Abfallentsorgung ... 153
5.3.6. Abwasserentsorgung ... 154
5.4. Sachbilanz für das Modul Gemüseprodukt ... 155
5.4.1. Der Schweizerische Gemüsemarkt ... 155
5.4.2. Sachbilanz der IP-Gemüseproduktion ... 157
5.4.3. Sachbilanz der Bio-Gemüseproduktion ... 159
5.4.4. Inventardaten Gemüseproduktion ... 160
5.5. Sachbilanz für das Modul Gemüse-Konservierung ... 166
5.5.1. Überblick zu Verarbeitungsverfahren für Gemüse ... 166
5.5.2. Sachbilanz der Gemüseverarbeitung ... 167
5.5.3. Sachbilanz für den Handel ... 168
5.5.4. Inventardaten Gemüseverarbeitung & Handel ... 168
5.6. Sachbilanz für das Modul Fleischprodukt ... 169
5.6.1. Der Schweizerische Fleischmarkt ... 170
5.6.2. Futtermittelproduktion ... 172
5.6.2.1. Überblick zu den Futtermitteltypen ... 172
5.6.2.2. Sachbilanz für den Futtermittelanbau ... 174
5.6.2.3. Sachbilanz der Futtermittelherstellung ... 176
5.6.2.4. Inventardaten Futtermittel ... 176
5.6.3. Tierproduktion ... 180
5.6.3.1. Fütterung ... 181
5.6.3.2. Direkte Emissionen der Tierhaltung ... 182
5.6.3.3. Stall und Flächenbedarf ... 182
5.6.3.4. Schlachtung ... 183
5.6.3.5. Berechnung für die funktionelle Einheit Verkaufspreis ... 184
5.6.3.6. Inventardaten Tierproduktion und Fleischprodukte ... 184
5.7. Sachbilanz für das Modul Fleisch-Konservierung ... 188
5.8. Sachbilanz für das Modul Verpackung ... 190
5.8.1. Schwierigkeiten bei der Datenübernahme ... 192
5.8.2. Sachbilanz für Verpackungen ... 192
5.9. Sachbilanz für das Modul Herkunft ... 194

5.10. Sachbilanz für das Modul Konsum 196

6. ERGEBNISSE UND DISKUSSION 199

6.1. Ergebnisse der Modularen Ökobilanz 199
6.1.1. Einschränkungen für die Interpretation der Ökobilanz Ergebnisse 199
6.1.2. Anpassung der Methoden für die Wirkungsabschätzung für die Datenbank ECOINVENT 201
6.1.3. Exkurs: Bedeutung des Nahrungsmitteleinkaufs im Konsumhandeln 201
6.1.4. Wirkungsabschätzung für die Modulare Ökobilanz 202
6.1.4.1. Wirkungsabschätzung für das Modul Gemüse-Produkt 202
6.1.4.2. Wirkungsabschätzung für das Modul Fleisch-Produkt 204
6.1.4.3. Wirkungsabschätzung für die Module Konservierung, Verpackung, Herkunft und Konsum 208
6.1.4.4. Vergleich von Bio- und IP-Produkten in der Wirkungsabschätzung 210
6.1.4.5. Wirkungsabschätzung für Durchschnittseinkäufe von Gemüse und Fleisch . 211
6.1.4.6. Wirkungsabschätzung und Vergleich verschiedener Düngemittel 212
6.1.4.7. Vollaggregierenden Wirkungsabschätzung für die untersuchten Module 213
6.1.5. Auswertung für die Kombinationsmöglichkeiten der Modularen Ökobilanz ... 218
6.1.5.1. Auswertung für Gemüseeinkäufe 218
6.1.5.2. Auswertung für Fleischeinkäufe 219
6.1.6. Kontrolle der Ergebnisse im Vergleich mit anderen Untersuchungen und Fehlerabschätzung 220
6.2. Auswertung der Umweltbelastungen durch die Einkäufe verschiedener KonsumentInnentypen 222
6.2.1.Auswertung der Umweltbelastungen für die Einkäufe verschiedener KonsumentInnentypen 222
6.2.2.. Auswertung des Anteils verschiedener Produktmerkmale an den Umweltbelastungen 223
6.2.3.....Gewichtung von Handlungshinweisen für ein ökologisches Einkaufsverhalten 224
6.3. Ergebnisse der Energiebilanz 227
6.3.1. Interpretation der Energiebilanz 227
6.3.2. Auswertung für Schweizer Durchschnittseinkäufe 227
6.3.3. Energieverbrauch durch die Einkäufe verschiedener KonsumentInnentypen 231
6.3.4. Energieverbrauch durch Vegetarier- und Nichtvegetarier in der Tagebuchstudie235
6.3.5. Fazit zur Analyse des KonsumentInnenverhaltens auf Ebene von Produktgruppen 236

ANHANG ZUR WIRKUNGSABSCHÄTZUNG 238

6.A.1 Anpassungen und Implementation der Methode Eco-indicator 95+ 238
6.A.2 Implementation der Methode Umweltbelastungspunkte 244
6.A.3 Flächennutzung in ECOINVENT 245
6.A.4 Eingabe der Tagebuchdaten in SPSS 245

7. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK 249

7.1. Die modulare Ökobilanz: Möglichkeiten und Grenzen der entwickelten Methode 249
7.2. Untersuchung von Konsumhandeln in einer Tagebuchstudie 251
7.3. Restriktionen und Optionen des ökologischen Nahrungsmittelkonsums 252
7.4. Handlungshinweise für den ökologischen Einkauf von Nahrungsmitteln 255
7.5. Umsetzung der Ergebnisse 256
7.6. Schnittstellen natur- und sozialwissenschaftlicher Forschung 257

LITERATUR 261

DATENANHANG 283

INDEX 284

LEBENSLAUF 289

Glossar

In dieser Arbeit werden eine Reihe von Begriffen in einer bestimmten Art und Weise benutzt. Die zugrundeliegende Definition wird im folgenden Glossar erläutert.

Begriff	**Bedeutung in dieser Arbeit**
Ackerbau	Im *Ackerbau* werden u.a. Getreide, Hackfrüchte, Ölsaaten und Körnerleguminosen produziert (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995).
Akteur	Mit *Akteuren* meinen wir sowohl kollektiv als auch individuell Handelnde. Kollektive Akteure sind mehr oder weniger organisierte soziale Systeme - Organisationen oder Gruppen - mit ihren spezifischen Aufgaben-, Rollen-, Macht- und Beziehungsstrukturen. Als Systeme bilden sie handelnde Einheiten, welche zwar Handlungen einzelner Akteure notwendigerweise voraussetzen, aber nicht auf diese reduzierbar sind (das Ganze ist verschieden von der Summe seiner Einzelteile). Bei individuellen Akteuren dagegen liegt der Fokus auf Einzelpersonen mit ihren unterschiedlichen Handlungsmustern und spezifischen Restriktionen und Optionen (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Aktivität	Mit dem Begriff *Aktivität* wird ein Bereich des Haushaltsverhaltens mit allen zugehörigen Tätigkeiten für die Untersuchung von Umweltfolgen abgegrenzt (vgl. hierzu z.B. Baccini *et al.* 1993). So beinhaltet zum Beispiel die Aktivität Ernähren sowohl die Produktion und den Kauf von Essen und Getränken, als auch alle Handlungen, die mit der Zubereitung und dem Verzehr der Nahrungsmittel verbunden sind. Mit eingeschlossen werden auch die hierdurch verursachten Entsorgungsschritte. Auf diese Weise können alle umweltrelevanten Handlungen der Haushalte verschiedenen Aktivitäten zugeordnet werden.
Ausprägung	Die Ausprägung beschreibt eine Möglichkeit für das Aussehen eines Produktmerkmals. So ist z.B. „Karton“ eine mögliche Ausprägung für das Merkmal Verpackung. Eine Ökobilanz wird für jede mögliche Ausprägung der verschiedenen Merkmale berechnet.
Bedarfsfeld	Weber *et al.* (1995) unterscheiden in ihrer Untersuchung *Bedarfsfelder* entsprechend der elementaren materiellen und immateriellen Bedürfnisse. Sie betrachten die Bedarfsfelder: Nahrung, Kleidung, Wohnen, Gesundheit, Bildung, Freizeit, Gesellschaftliches Zusammenleben und Sonstiges. Mobilitätsbedürfnisse werden den einzelnen Feldern zugerechnet. Auch in der Studie von Loske &

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
	Bleischwitz (1996) werden Bedarfsfelder unterschieden.[2]
Bedürfnisfeld	Ein *Bedürfnisfeld* ist „ein System von Handlungen und durch die Handlungen (re)produzierten Strukturen im gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Kontext, die auf eine bestimmte menschliche Basishandlung (wie sich ernähren, sich kleiden, sich bewegen) hin ausgerichtet sind.“ Im Bedürfnisfeld Ernährung wird das komplexe Geflecht der Akteure, ihrer Handlungen und der zwischen ihnen bestehenden kollektiven Strukturen, das die Ernährungsbedürfnisse prägt und befriedigt, beschrieben. Im Vergleich zum Bedarfsfeld, schliesst die Analyse des Bedürfnisfeldes die dem Konsum vorgelagerten Prozesse detaillierter ein und berücksichtigt auch Handlungsmöglichkeiten der vorgelagerten Akteure.
Bereich	Mit dem Begriff *Bereich* werden in dieser Arbeit unterschiedliche Produkte und die zugehörige Produktionsketten unter einem Oberbegriff zusammengefasst. Ökobilanzen für den Bereich Landwirtschaft erfassen z.B. die Umweltfolgen der Landwirtschaft von der Saat bis zum Werktor Bauernhof. Ökobilanzen für den Bereich Nahrungsmittel erfassen auch die zusätzlichen Verarbeitungs-, Handels- und Transportprozesse. Im Bereich Nahrungsmittelkonsum werden entsprechend die mit dem Konsum verbundenen Folgen integriert.
Biologischer Landbau	Vollständiger Verzicht auf Kunstdünger und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft. Anbau im Freiland, im ungeheizten Tunnel oder Gewächshaus (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995).
Energieintensität	Die *Energieintensität* gibt den Verbrauch von Primärenergie im Verhältnis zu einer Geldeinheit an. Berücksichtigt werden nur kommerziell genutzte Energieträger aber nicht die Nutzung von Sonnenenergie für das Wachstum von Pflanzen. Die Energieintensität wird sowohl für Produkte, bezogen auf den KonsumentInnenpreis, als auch für Wirtschaftssektoren, bezogen auf die Wertschöpfung, verwendet. Die Energieintensität von Produkten kann dazu genutzt werden, den durch Einkäufe indirekt verursachten Energieverbrauch zu ermitteln, wenn die Ausgaben für den Einkauf bekannt sind.
Entscheidungsebene	Alle Akteure im Lebensweg eines Produktes haben die Option zur Verringerung von Umweltbelastungen beizutragen. Dieser Beitrag

[2] Die Definitionen für Aktivität und Bedarfsfeld unterscheiden sich nicht wesentlich. Die Einteilung in Aktivitäten berücksichtigt eher ein aktives Handeln der KonsumentInnen, während der Einteilung in Bedarfsfelder eher ein passives Bedürfnis zugrunde liegt.

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
	kann auf unterschiedlichen *Entscheidungsebenen* stattfinden. So kann eine Umweltentlastung z.B. dadurch erfolgen, dass auf ein Produkt ganz verzichtet wird, dass eine weniger belastende Alternative gekauft wird oder dass die direkten Umweltbelastungen bei der Verwendung verringert werden.
Fragebogenstudie	Die Fragebogenstudie wurde durch ein Arbeitsgruppe der Universität Bern durchgeführt. Sie diente zur Vorbereitung der Tagebuchstudie. Im Fragebogen wurde eine Anzahl von KonsumentInnen aus dem Raum Bern hinsichtlich der genutzten Einkaufskanäle und der Handlungshintergründe beim Nahrungsmitteleinkauf befragt. Zusätzlich wurden sozio-demographische Daten der befragten Personen erfasst. Der Fragebogen und die Ergebnisse wurden in verschieden Publikation dargestellt (Tanner & Wölfing-Kast 1996, Tanner *et al.* 1998, Wölfing-Kast *et al.* 1998). Informationen des Fragebogens konnten für die Auswertung der Tagebuchstudie herangezogen werden.
Freilandanbau	Anbau auf freiem Feld, ungedeckt oder mit Folien abgedeckt bzw. in ungeheizten Niedrigtunnels (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995).
Futterbau	Als *Futterbau* wird die Bewirtschaftung von Weiden und Wiesen für die Tierproduktion bezeichnet.
Gatekeeper	*Gatekeeper* sind Entscheidungsträger die den Zutritt gewisser Produkte zu bestimmen Kanälen und deren Fortbewegung regulieren. Diese Akteure verfügen über mehr Einflussmöglichkeiten auf Stoff- und Informationsflüsse als andere (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Gewächshausanbau	Anbau in Gewächshäusern oder Plastiktunnels (> 1m Höhe), geheizt oder ungeheizt (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995). Zur Bilanzierung der Umweltfolgen, wird in dieser Arbeit von beheizten Gewächshäusern ausgegangen.
Gruppe	Siehe *Produktgruppe*.
Handelsdünger	Dünger der im Handel gekauft wird. Sowohl Kunstdünger als auch Biodüngemittel fallen hierunter.
Heuristik	Mit *Heuristik* werden *„Hypothesen, Untersuchungsansätze oder Gedankenexperimente bezeichnet, die zur Entdeckung, Auffindung oder Entwicklung neuer Erkenntnisse oder Theorien geeignet zu sein scheinen“*. Wir verstehen unter dem Begriff Heuristik ein Suchraster, ein Arbeitsinstrument, das eine plausibilisierte Verknüpfung des kontextuellen und theoretischen Vorwissens umfasst. Die Feinheit und die Schärfe des Suchrasters soll sich mit dem For-

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
	schungsprozess weiterentwickeln können. Die Heuristik hat prozessualen Charakter und dient nicht zuletzt dem Entdecken neuer Zusammenhänge (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Hofdünger	Dünger aus tierischen Exkrementen z.B. Gülle und Mist.
Hors-sol-Produktion	*Ohne Boden (Franz.)* - Gemüseanbau in Gewächshäusern mit kontrolliertem Klima. Anbau auf künstlichem Substrat (Steinwolle o.ä.) oder in Nährlösung ohne natürliche Erde (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995).
Input-Output	Input-Output Modelle untersuchen Stoff-, Energie- oder Geldflüsse, die in ein definiertes System hinein oder aus ihm hinaus gehen. Von besonderem Interesse ist in dieser Arbeit die volkswirtschaftliche Input-Output-Tabelle, die die Verknüpfung unterschiedlicher Sektoren einer Volkswirtschaft in monetären Einheiten wiedergibt. In der Input-Output-Energie-Analyse kann diese Tabelle dazu genutzt werden, den kumulierten Energieverbrauch bzw. die Energieintensität der Sektoren zu bestimmen.
Integrierte Produktion	In der *Integrierten Produktion* (IP) ist ein zurückhaltender Umgang mit chemischen Dünge- und Pflanzenschutzmitteln vorgeschrieben. Der Einsatz ist nur der Situation angepasst, mit einem eingeschränkten Spritzmittelsortiment gestattet. Die Düngung erfolgt entsprechend des auf Grundlage von Bodenuntersuchungen ermittelten Bedarfs. Teilweise wurden Pflanzensorten und Anbautechniken aus dem biologischen Landbau übernommen (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995).
Kanal	*Kanäle* geben die Vernetzung der Akteure untereinander wieder. Diese Vernetzung beinhaltet sowohl Informations- als auch Stoffströme. Letztere beschreiben nicht nur die Weitergabe von Produkten, sondern auch die hiermit verbundenen Umweltbelastungen in Form eines ökologischen Rucksacks (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Kategorie	Siehe *Produktkategorie*.
KonsumentIn	Als *KonsumentInnen* werden in dieser Arbeit EndVerbraucherInnen, Einzelpersonen und Haushalte bezeichnet. Als *KonsumentInnenverhalten* wird das Verhalten dieser Menschen beim Kauf und Konsum von wirtschaftlichen Gütern verstanden. Dies schliesst immaterielle Güter, z.B. Theaterbesuche oder Arztvisiten mit ein (Hauser 1994:5).
Konventioneller Anbau	Anbau in Freiland oder in geheizten und ungeheizten Gewächshäusern oder Folientunnels. Allgemeiner Begriff zur Beschreibung landwirtschaftlicher Anbauformen die in Bezug auf Umweltschutz

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
	keine speziellen Vorschriften befolgen. Er dient zur Abgrenzung gegenüber Hors-sol, IP- bzw. Bioproduktion (Anwander Phan-Huy 1993, Stucki 1995).
Kunstdünger	Dünger in dem die Nährstoffe auf chemisch-technologischem Wege produziert werden, z.B. N-Düngerproduktion aus Luftstickstoff über verschiedene Syntheseschritte.
Lebendgewicht	Gewicht des lebenden Tieres beim Verkauf an den Mastbetrieb oder an den Schlachthof.
Lebensmittel	Unter einem Lebensmittel werden alle Stoffe verstanden, die dazu bestimmt sind, in unverändertem, zubereitetem oder verarbeitetem Zustand von Menschen zum Zwecke der Ernährung oder des Genusses verzehrt zu werden (Weyrauch 1996). In dieser Arbeit wird nicht zwischen Nahrungsmitteln und Lebensmitteln unterschieden.
Lebensstil	Verschiedene Definitionen dieses Begriffs werden in Kap. 3.1.1 wiedergegeben. Gillwald (1996) definiert umweltverträgliche Lebensstile als umwelt- und ressourcenschonende Formen des Konsums und der privaten Haushaltsführung sowie des individuellen Mobilitäts- und Freizeitverhaltens.
Modul	Als *Modul* wird in dieser Arbeit ein Ausschnitt aus dem Lebensweg eines Produktes bezeichnet. Dieser Ausschnitt fasst funktionell zusammenhängende Prozesse des Lebensweges zusammen, die für die durch ein Produktmerkmal verursachten Umweltbelastungen relevant sind. Im Modul Transport bzw. Herkunft werden z.B. alle Transportvorgänge zusammengefasst auch wenn diese nicht direkt miteinander verknüpft sind, bzw. direkt aufeinander folgen. Im Modul Verpackung werden alle Abschnitte des Lebenszyklus bilanziert, die mit der Art der Verpackung verknüpft sind. Die Definition des Begriffs Modul ist hier nicht deckungsgleich mit der (deutschen) Definition der International Organization for Standardization (1998), in der als Modul der kleinste Anteil eines Produktsystems bezeichnet wird, für den zur Erstellung einer Ökobilanz Daten gesammelt werden.
Nachhaltige Entwicklung	*Nachhaltige Entwicklung* bezeichnet ein Leitbild zum Umgang mit der weltweiten ökologischen, sozialen und ökonomischen Krisenlage. Das grundsätzliche Anliegen hinter dem Schlagwort ist, dass die „ökonomisch-technischen und die sozialen Bedingungen der Naturnutzung so zu gestalten sind, dass menschliche Entwicklung auch in Zukunft möglich ist.“ Darüber hinaus müssen die ökologischen, sozialen und ökonomischen Aspekte der weiteren gesellschaftlichen Entwicklung in ihrer wechselseitigen Verknüpfung gleichermassen beachtet und gestaltet werden. Das Leitbild der

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
	nachhaltigen Entwicklung bezieht sich grundsätzlich auf die drei nicht gegeneinander austauschbaren Werte Umweltqualität, soziale Solidarität und Wirtschaftlichkeit.
Nahrungsenergie	Als *Nahrungsenergie* wird die Energie bezeichnet, die mit der Nahrung durch den menschlichen Körper aufgenommen wird. Die Nahrungsenergie wird im allgemeinen in Kalorien ausgedrückt und auf der Produktverpackung angegeben.
Option	*Optionen* bezeichnen die Handlungsmöglichkeiten von Akteuren im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Produkt	Als Produkt werden in dieser Arbeit Waren bezeichnet, die von den Konsumierenden als gleich oder fast gleichwertig angesehen werden. So werden z.B. Tomaten als ein Produkt beschrieben, auch wenn es natürlich eine Reihe verschiedener Sorten mit unterschiedlichen Eigenschaften gibt.
Produktgruppe	Unter dem Begriff *Produktgruppe* werden in diesem Bericht eine Anzahl von Produkten bzw. mehreren Produktkategorien unter einem Zuordnungsmerkmal zusammengefasst. Die Produktgruppe Gemüse umfasst z.B. alle Produkte die im allgemeinen Sprachgebrauch so bezeichnet werden. Diese können in verschiedenen Verarbeitungsstufen vorliegen, z.B. frisch, konserviert oder als Zubereitung in Fertiggerichten.
Produktkategorie	In diesem Bericht wird der Begriff (Produkt-)Kategorie zu einer weiteren Aufgliederung einer Produktgruppe bzw. zur Zusammenfassung verschiedener Produkte genutzt. So werden z.B. in der Produktkategorie Kohl unterschiedliche Kohlarten zusammengefasst. Mit dem Begriff Kategorie wird die Ebene der Unterscheidung oder Differenzierung, wie sie im beschriebenen Zusammenhang vorgenommen wird, bezeichnet. In einigen Untersuchungen wird der Begriff Kategorie ähnlich benutzt wie in diesem Bericht der Begriff (Produkt-) Gruppe. So wird in der Verbrauchserhebung z.B. der Begriff Ausgabekategorie für die Zusammenfassung der Ausgaben für eine Gruppe von Produkten verwendet.
Produktmerkmal	Ein *Produktmerkmal* beschreibt für die KonsumentInnen erkennbare Charakteristika eines Produktes, die für die Beurteilung der bei der Produktherstellung entstanden Umweltfolgen herangezogen werden können. Produktmerkmale sind z.B. Verpackungsmaterial, Herkunft oder Konservierungsart.
Rauhfutter	Als *Rauhfutter* wird das Grünfutter (z.B. Heu) aus dem Futterbau bezeichnet.

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
Regel	*Regeln* sind interpretative Schemata und Normen, die die Wahrnehmung, das Denken und das Handeln der Akteure steuern. Hier wären z.B. Gesetze, religiöse Ge- oder Verbote zu nennen, aber auch Sitten und Gebräuche sowie kulturspezifische Handlungsnormen (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Ressourcen	Die Ausstattung der Akteure mit *Ressourcen* bestimmt zusätzlich ihr Handlungsvermögen und ihre Handlungsreichweite. Allokative Ressourcen bedeuten eine materielle Ausstattung (z.B. das Realeinkommen des KonsumentInnen), d.h. Verfügungsgewalt über Dinge, die den Akteuren für ihr Handeln zur Verfügung stehen. Autoritative Ressourcen beziehen sich auf die (z.B. staatliche oder organisatorische) Verfügungsgewalt über Akteure (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Restriktion	Eine spezifische Ausprägungen von Regeln und eine unvorteilhafte Ausstattung mit Ressourcen wird als *Restriktion* interpretiert, welche nachhaltige Handlungsoptionen der jeweils betrachteten Akteure hemmen kann. Es werden die vier Restriktionsklassen des Nicht-Wissens, Nicht-Sollens, Nicht-Wollens und Nicht-Könnens unterschieden (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Schlachtgewicht	Gewicht des Tieres nach dem Schlachten. Entspricht dem Lebendgewicht abzüglich Blut, Schwarte, Borsten und anderen Abfällen.
Sektor	Unter dem Begriff *Sektor* werden verschiedene Wirtschaftsbetriebe in der Input-Output-Tabelle zusammengefasst. Der Grad der Aufteilung dieser Sektoren ist von Land zu Land sehr unterschiedlich. Die Schweizer Input Output Tabelle erfasst ca. 40 Sektoren. In anderen Ländern werden bis zu 500 Wirtschaftssektoren unterschieden.
Strategie	Als *Strategien* werden Gestaltungsmassnahmen bezeichnet, welche darauf hinwirken sollen, nachhaltige Handlungsmöglichkeiten von Akteuren zu fördern und nicht nachhaltige Optionen einzuschränken (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Struktur	Eine *Struktur* ist zunächst allgemein zu verstehen als *„die Manifestation einer bestimmten Ordnung“*. Bei *natürlichen Strukturen* ist ein bestimmter Bezug zu Raum und Zeit gegeben, ausserdem handelt es sich um dinglich manifeste Ordnungen (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).
Tagebuchstudie	Empirische Erhebung des Nahrungsmitteleinkaufs von 134 Personen aus der Region Bern über einen Zeitraum von 4 Wochen. Die Personen führten hierzu ein Tagebuch in das eine Reihe von Angaben zu den Einkäufen eingetragen wurden (Arnold *et al.* 1999,

Begriff	Bedeutung in dieser Arbeit
	Tanner *et al.* 1999, Wölfing-Kast *et al.* 1999).
Verkaufsgewicht	Gewicht des verkaufsfertigen Fleisches. Entspricht dem Schlachtgewicht abzüglich der Verluste durch das Ausbeinen.

Abkürzungsverzeichnis

🖫	Tabelle ist auch im elektronischen Anhang enthalten (Vgl. hierzu Kapitel „Datenanhang“ auf Seite 283.
a	1. Aare = 100 m2 2. agriculture - Abkürzung in ECOINVENT für Emissionen in für die Nahrungsmittelproduktion genutzten Boden.
Abb.	Abbildung
AG R&O	Arbeitsgruppe Restriktionen und Optionen
Akh	Arbeitskraft Stunden
b	Biosphäre - Abkürzung in ECOINVENT für Kategorien die Auswirkungen für die Umwelt beschreiben.
BfS	Bundesamt für Statistik, Bern
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
CCM	Corn Cob Mix - Tierfutter
CH	Schweiz
CHF	Schweizer Franken
dt	Dezitonne = 100 kg
EAP	Energie-Analyse Programma
ECOINVENT	Ecological Inventory: Oracle/Matlab Datenbankprogramm zur Erstellung von Ökobilanzen
EF	Ecological Footprint
et al.	Et alii
f	fresh - Abkürzung in ECOINVENT für Emissionen ins Süsswasser.
F, Fl.	Fleisch
FAL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau
FAT	Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik
FAU	Fachverein Arbeit und Umwelt
FE	funktionellen Einheit
FiBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FL	Freiland
Fu	Fuder - Ein Transportvorgang Feld - Hof in der Landwirtschaft
G, Gem.	Gemüse
GAP	Global Action Plan
GE	Getreideeinheiten
GEinh	Geldeinheit (z.B. CHF, DM, NGL)
GH	Gewächshaus
GHG	Green House Gasses - Treibhausgase
h	Hauptsaison

ha	Hektar = 10000 m2
HD	Hofdünger
HOMES	Household Metabolism Effectively Sustainable
Hors Sol	Ohne Boden → siehe Glossar
IER	Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Deutschland
IO	Input-Output
IOA	Input-Output-Analyse
IOEA	Input-Output-Energie-Analyse
IOT	Input-Output-Tabelle
IOUA	Input-Output-Umwelt-Analyse
IP	1. Integrierte Produktion wenn die Abkürzung in Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Produktion verwendet wird. Vergleiche hierzu auch das Glossar. 2. Integriertes Projekt wenn die Abkürzung in Zusammenhang mit der Beschreibung des Forschungsverbundes verwendet wird.
ISO	International Organization for Standardization
K	Kalium
k.A.	keine Angabe
KD	Kunstdünger
KEA	Kumulierter Energie Aufwand
KVA	Kehrichtverbrennungsanlage
l	Lagersaison
LBL	Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
LCI	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment (Wirkungsabschätzung)
LDPE	Low-density-poly-ethylen
LG	Lebendgewicht
m	mobile - Abkürzung in ECOINVENT für Luftemissionen aus mobilen Quellen.
MFA	Materialflussanalyse
Mio.	Millionen
MIPS	Materialintensität pro Serviceeinheit
MJ	Mega Joule
n.d.	no date (Kein Erscheinungsdatum)
n.n.	no name (Kein Authorenname angegeben)
N	Stickstoff
NGL	Niederländische Gulden
NGO	Non-Govermental Organisation

p	prozess - Abkürzung in ECOINVENT für prozessbedingte Luftemissionen.
P	Phosphor
PKA	Prozesskettenanalyse
PSM	Pflanzenschutzmittel
PVC	Polyvinylchlorid
R&O	Restriktionen und Optionen (Arbeitsgruppe)
rP	regionale Produkte
RPO	Regionale Produktorganisationen
s	1. stationär - Abkürzung in ECOINVENT für Luftemissionen aus stationären Quellen. 2. sea - Abkürzung in ECOINVENT für Emissionen ins Salzwasser.
SBV	Schweizerischer Bauern Verband
SFA	Stoffflussanalyse
SG	Schlachtgewicht
SPPU	Schwerpunktprogramm Umwelt
SZG	Schweizerische Zentralstelle für Gemüsebau
t	1. Tonnen 2. technosphäre - Abkürzung in ECOINVENT für Kategorien die Prozesse der Technosphäre beschreiben.
Tab.	Tabelle
Th	Traktoren Stunden
TJ	Tera (10^{12}) Joule
TK	Tiefkühl
TP	Teilprojekt
tsd.	Tausend
UBP	Umweltbelastungspunkte
UFO	Unidentified Food Object
UNS	Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften
u.U.	unter Umständen
v	Vorsaison
VSBLO	Vereinigung schweizerischer biologischer Landbauorganisationen
ZKh	Zugkraft Stunden
±	nicht als Saisongemüse erhältlich

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1 Lebensweg für die Bilanzierung einer Mahlzeit. 13
Abb. 2-2 Anteile des Energieverbrauchs in verschiedenen Abschnitten des Lebenszyklus am Gesamtverbrauch für die Nahrungsmittelproduktion. 22
Abb. 2-3 Die Bewertungsschritte zur Wirkungsabschätzung mit dem Eco-indicator 95. 30
Abb. 2-4 Bestimmung des Energieaufwands für ein Produkt mit Hilfe der Hybrid-Methode. In der Abbildung wird auf die Numerierung der einzelnen Bilanzschritte im Text Bezug genommen. 46
Abb. 2-5 Die verschiedenen Positionen der Geldbilanz und der Prozesskettenanalyse in der Hybrid-Methode und Berechnung der zugehörigen Energieintensitäten. 48
Abb. 3-1 Ebenen des Lebensstilkonzeptes (Bruggink 1995). 67
Abb. 3-2 Aufteilung der Kieler Haushaltstypen (Prose & Wortmann 1991) und die sechs Verbraucherzielgruppen im ländlichen Schleswig-Holstein (Wortmann et al. 1996) für die Planung von Energiesparmassnahmen. 70
Abb. 3-3 Wichtige Einflussfaktoren für die Untersuchung der Umweltbelastungen auf Grund der Konsummuster unterschiedlicher Haushalte oder Personen. 90
Abb. 4-1 Analyseraster zur Untersuchung von Akteuren, Stoff- und Informationsströmen im Bedürfnisfeld Ernährung (Maier et al. 1998:21). 95
Abb. 4-2 Einordnung der im Rahmen der Tagebuchstudie untersuchte Kanäle und Akteure in die Kanalgrafik (Jungbluth et al. 1998a:49). 100
Abb. 4-3 Handlungsmöglichkeiten der KonsumentInnen im Lebensweg von Nahrungsmitteln und Energieverbrauch in verschiedenen Prozessstufen (Uitdenbogerd et al. 1998). 107
Abb. 4-4 Import und Produktion von Gemüse im November 1995 (Information der SZG). 113
Abb. 4-5 Abgrenzung der Module im Lebensweg der Gemüseprodukte. 120
Abb. 4-6 Abgrenzung der Module im Lebensweg der Fleischprodukte. 121
Abb. 4-7 Systemgrenzen der Untersuchung der Umweltbelastungen von eingekauften Nahrungsmitteln für die Tagebuchstudie. 129
Abb. 5-1 Aufteilung der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der Schweiz nach Art der Bewirtschaftung und Nutzung im Jahr 1996 (Schweizerischer Bauernverband 1997a). 138
Abb. 5-2 Anteil (%) der Nährstoffausbringung aus verschiedenen Quellen in der Schweiz 1995 (Schleiss 1999). 142
Abb. 5-3 Jahreszeitliche Entwicklung der Gemüseimporte und der Lieferung an Grossisten aus der Schweiz. Zum Teil wird im Herbst auch gelagertes Gemüse unter den Lieferungen an den Grossisten erfasst. 156
Abb. 5-4 Allgemeines Verarbeitungsschema für Obst und Gemüse (Heiss 1996). 166
Abb. 5-5 Monatliche Schwankungen der Schlachtungen (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1997). 170
Abb. 5-6 Anteil von Import und Eigenproduktion am Fleischkonsum 1997 in der Schweiz (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1999:36). 171
Abb. 5-7 Netzwerk der Produktion von Rindvieh, erstellt auf Grundlage der Angaben in den Deckungsbeiträgen. 180
Abb. 5-8 Vereinfachtes Netzwerk zur Inventarisierung der Produktion von Rindvieh. 181
Abb. 5-9 Systemgrenzen der Untersuchung von Verpackungen. 191
Abb. 6-1 Bewertung des landwirtschaftlichen Anbaus einzelner Gemüseprodukte (pro kg) mit dem Eco-indicator 95 und Aufteilung nach Wirkungskategorien. Anteile einzelner Wirkungskategorien für die Mittelwerte verschiedener Produktionsweisen. 203
Abb. 6-2 Anteil einzelner Wirkungskategorien an der Bewertung von Fleischprodukten mit dem Eco-indicator 95+. 205

Abb. 6-3 Rangfolge der Fleischproduktion bei unterschiedlichen Vergleichsindikatoren. Umweltbelastungen normiert auf den Maximalwert des Vergleichsindikators. 205
Abb. 6-4 Anteil einzelner Wirkungskategorien an der Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ für verschiedene Module und für die Durchschnittseinkäufe. 209
Abb. 6-5 Relativer Vergleich der landwirtschaftlichen Produktion von Bio- und IP-Produkten in einzelnen Wirkungskategorien. 210
Abb. 6-6 Bewertung für verschiedene Düngemöglichkeiten bezogen auf 1 kg N-Düngung mit dem Eco-indicator 95. 212
Abb. 6-7 Anteil einzelner Wirkungskategorien an der Bewertung für die Anwendung verschiedener Düngemitte mit dem Eco-indicator 95+. 213
Abb. 6-8 Eco-indicator 95+ Punkte für alle Ausprägungen der für Gemüseeinkäufe untersuchten Module. 215
Abb. 6-9 Umweltbelastungspunkte für alle Ausprägungen der für Gemüseeinkäufe untersuchten Module. 216
Abb. 6-10 Eco-indicator 95+ Punkte für alle Ausprägungen der für Fleischeinkäufe untersuchten Module. 217
Abb. 6-11 Umweltbelastungspunkte für alle Ausprägungen der für Fleischeinkäufe untersuchten Module. 217
Abb. 6-12 Eco-indicator 95+ Punkte für die Kombination von frei gewählten Produktmerkmalen für Gemüseeinkäufe. 218
Abb. 6-13 Eco-indicator 95+ Punkte für die frei gewählte Kombination verschiedener Produktmerkmale für Fleischeinkäufe. 219
Abb. 6-14 Mittlere Umweltbelastung für den durchschnittlichen Einkauf eines Fleisch- oder Gemüseproduktes verschiedener KonsumentInnentypen im Erhebungszeitraum. 223
Abb. 6-15 Veränderung der durchschnittlichen Umweltbelastungen pro Fleischeinkauf bei hundertprozentiger Nachfrage nach einer Merkmalsausprägung. 225
Abb. 6-16 Marginale Verhaltensänderungen: Einfluss einer Erhöhung der Nachfrage für eine Merkmalsausprägung um 1% auf die durchschnittlichen Umweltbelastungen beim Einkauf von Gemüse oder Fleisch. Eco-indicator 95+ (oben) und Umweltbelastungspunkte (unten). 226
Abb. 6-17 Anteile des pro-Kopf Verbrauchs, der Ausgaben, des Energieverbrauchs und der Nahrungsenergieaufnahme durch verschiedene Nahrungsmittelgruppen am Nahrungsmittelkonsum im Haushalt. 229
Abb. 6-18 Energieverbrauch (MJ) pro Person im Haushalt der befragten KonsumentInnentypen unterschieden hinsichtlich verschiedener Produktgruppen. 233
Abb. 6-19 Anteil des Energieverbrauchs für unterschiedliche Produktgruppen am Gesamtverbrauch der KonsumentInnentypen. 233
Abb. 6-20 Durchschnittspreise, die von den KonsumentInnentypen für den Einkauf verschiedener Produktgruppen bezahlt wurden. 234
Abb. 6-21 Anteil des Einkaufsgewichts verschiedener Produktgruppen für die KonsumentInnentypen. 235
Abb. 6-22 Durchschnittlicher Energieverbrauch durch die Einkäufe von Vegetariern und NichtvegetarierInnen pro Person im Haushalt. 236
Abb. 7-1 Überblick zu den Schnittstellen zwischen sozial- und naturwissenschaftlicher Umweltforschung für diese Forschungsarbeit. 258

Tabellenverzeichnis

Einige der in dieser Arbeit enthaltenen Tabellen sind auch im elektronischen Anhang enthalten (Vgl. hierzu Kapitel „Datenanhang“ auf Seite 283). Diese sind mit dem Symbol 🖫 gekennzeichnet.

Tab. 1-1 Aktuelle Trends zur Veränderung der Ernährungsgewohnheiten. 2
Tab. 1-2 Bruttowertschöpfung 1993 verschiedener, in die Nahrungsversorgung eingebundener Wirtschaftsbereiche in der Schweiz (Bundesamt für Statistik 1996:136). 5
Tab. 2-1 Applications of LCA in the food chain. 20
Tab. 2-2 Gegenüberstellung von Ergebnissen zum ökologischen Vergleich von Bio-, IP- oder konventionellen landwirtschaftlichen Anbaumethoden. 23
Tab. 2-3 Prioritäten bei der Gewichtung von Umweltproblemen in der Landwirtschaft durch verschiedene Akteure. 32
Tab. 2-4 Liste von Studien zur Methodik und Anwendung von Ökobilanzen für landwirtschaftliche Produkte und Nahrungsmittel. 34
Tab. 2-5 Materialintensität von Nahrungsmittelgruppen in Deutschland bezogen auf die Produktmasse (Loske & Bleischwitz 1996:104) sowie Materialintensität und Anteile der Materialentnahme des Bedarfsfelds Ernährung in der Schweiz. 53
Tab. 2-6 Anwendungsbeispiele von Energiebilanzen, Stoffflussanalysen, Öko-Audits und anderer methodischer Ansätze für landwirtschaftliche Produktion, Nahrungsmittel und die Aktivität Ernährung (Erklärung siehe Kapitel 2.2.5). 55
Tab. 2-7 Handlungshinweise für ein ökologisches KonsumentInnenverhalten. 63
Tab. 3-1 Unterscheidungskriterien zur Abgrenzung von Lebensstilen in der Umweltforschung. 79
Tab. 3-2 Produktpositionierung nach Interesse und Kaufmotivation der KonsumentInnen. 83
Tab. 4-1 Übersicht über potentielle Restriktions- bzw. Ressourcenkategorien für individuumsbezogene Fragestellungen (Tanner & Wölfing-Kast 1997, Wölfing-Kast & Tanner 1997). 96
Tab. 4-2 KonsumentInnentypen aus der Fragebogenstudie (Tanner et al. 1999). 99
Tab. 4-3 Untersuchungsebenen und mögliche Fragestellungen für eine ökologische Beurteilung. 103
Tab. 4-4 Entscheidungsmöglichkeiten und -ebenen verschiedener Akteure zur Verringerung von Umweltbelastungen. 105
Tab. 4-5 Bekannte und unbekannte Einflussfaktoren (Faktor Nicht-Wissen) auf die verursachte ökologische Belastung am Beispiel Gemüse. 109
Tab. 4-6 Einstufung von Ökolabels für die Tagebuchstudie als Hinweis für IP- oder Bioproduktion. 111
Tab. 4-7 Unterscheidung von Gemüsekategorien in der Tagebuchstudie und Hauptsaison der unterschiedlichen Produkte in der Schweiz (n.n. 1997c). 113
Tab. 4-8 Abgefragte Ausprägungen für die Produktmerkmale von Gemüse- und Fleischeinkäufen und Anzahl der Varianten für die Bilanzierung. 115
Tab. 4-9 Beispiel für die Abfrage des Einkaufs einer Gemüsekategorie in der Tagebuchstudie. 116
Tab. 4-10 Aufbau eines Ökobilanz Inventars in ECOINVENT. 118
Tab. 4-11 Aufbau einer modularen Ökobilanz am Beispiel Gemüse. 119
Tab. 4-12 Produktgruppen für die Abfrage der Ausgaben beim Nahrungsmitteleinkauf in Anlehnung an die Verbrauchserhebung 1990 (Bundesamt für Statistik 1992). 126
Tab. 4-13 Preissteigerung und Preisniveauindizes in der Schweiz in den Jahren 1990-1997 teilweise detailliert für verschiedene Produkte. 127

Tab. 4-14 Preisniveauindizes von Nahrungsmittelwarengruppen im Vergleich für die Niederlande und die Schweiz im Frühjahr 1995, Wechselkurse und Kaufkraftparitäten zur Bestimmung eines Umrechnungsfaktors von Gulden auf Schweizer Franken..... 128
Tab. 4-15 Umrechnung der für die Niederlande 1990 ermittelten Energieintensitäten auf Schweizer Energieintensitäten für 1997 und Vergleich mit den von Knoepfel (1995a) errechneten Werten..... 128
Tab. 5-1 Beispiel für ein Berechnungsblatt in den Deckungsbeiträgen. Unterstrichen sind die für diese Untersuchung herangezogenen Angaben. 133
Tab. 5-2 Assimilation und Freisetzung von biogenem Kohlenstoff im Lebensweg von Fleisch. Unterstrichen sind die in dieser Untersuchung berücksichtigen Prozesse. 135
Tab. 5-3 Neueingabe von Prozesskategorien für die Datenbank ECOINVENT. 135
Tab. 5-4 Aufbau einer Eingabetabelle für die Definition von ECOINVENT-Modulnamen..... 136
Tab. 5-5 Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz im Jahr 1994 unter detaillierter Berücksichtigung von Fleisch und Gemüse (alle Angaben in Tonnen gemäss Schweizerischer Bauernverband (1995) ohne Lagerveränderungen). 137
Tab. 5-6 Landwirtschaftliche Endproduktion nach Produkten im Jahr 1995..... 138
Tab. 5-7 Einfuhr landwirtschaftlicher Produkte in Tonnen nach Hauptherkunftsländern im Jahr 1995 (Schweizerischer Bauernverband 1997a)..... 139
Tab. 5-8 Inventardaten für prozessbedingte Emissionen für Basismaterialien der Kunstdüngerproduktion..... 143
Tab. 5-9 Nährstoffanteil in verschiedenen Vor- und Endprodukten der Kunstdüngerproduktion..... 143
Tab. 5-10 Nährstoffgehalt in verschiedenen Hofdüngern (Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau 1997). 144
Tab. 5-11 Transferkoeffizienten verschiedener Emissionen ausgedrückt als Anteil der Emission (Elementgehalt) in Bezug zur eingesetzten, auf das Element bezogenen Düngermenge und Rechenwerte für die Untersuchung. 145
Tab. 5-12 ECOINVENT-Modulnamen für Pflanzenschutzmittel, Düngermittelproduktion und -anwendung.🖫 148
Tab. 5-13 ECOINVENT-Modulnamen für die Abwasserentsorgung und für Emissionen in den Boden.🖫 148
Tab. 5-14 Inventardaten für die Produktion und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngern (Quellen im Text).🖫 149
Tab. 5-15 Schwermetallgehalte (unten) und Inventardaten für Emissionen (oben) bei der Ausbringung von Handelsdünger (BUWAL 1991, Gsponer 1996, Raven & Loeppert 1997, Wilcke & Döhler 1995). 150
Tab. 5-17 ECOINVENT-Modulnamen für die Nutzung von Traktoren und Gewächshaus.🖫... 151
Tab. 5-18 Inventardaten für die Nutzung von Traktoren und Gewächshaus.🖫 152
Tab. 5-19 ECOINVENT-Modulnamen für das Inventar Kühlschrank.🖫 152
Tab. 5-20 Inventardaten für Haushaltskühlschränke (Hofstetter 1996).🖫..... 153
Tab. 5-21 Inventardaten für Tiermehlherstellung und Entsorgung von Tierkörpern. 154
Tab. 5-22 Belastung von Abwässern aus Haushalten und der Lebensmittelindustrie. Inventardaten für diese Studie. 155
Tab. 5-23 Anteil und Erträge verschiedener Anbauarten in der Schweiz 1992 (Schweizerischer Bauernverband 1997a)..... 156
Tab. 5-23 Absatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz (Tonnen) im Jahr 1995 (Schweizerischer Bauernverband 1997a)..... 158
Tab. 5-24 ECOINVENT-Modulnamen der Bio-Gemüseproduktion.🖫 160
Tab. 5-25 ECOINVENT-Modulnamen der IP-Gemüseproduktion.🖫 161

Tab. 5-26 Daten zum Freiland IP-Gemüseanbau der VSGP (1999) plus Ergänzungen. 162
Tab. 5-27 Daten zum IP-Gemüseanbau im Gewächshaus der VSGP (1999) plus Ergänzungen.162
Tab. 5-29 Mittelwertbildung aus den Einzelprodukten für die IP-Gemüsekategorien mit den Pro-Kopf-Verbrauchsmengen in der Schweiz 1995 (Lüthi & Walthert 1997).🖫..... 163
Tab. 5-29 Zusammenfassung der Bio-Gemüseprodukte zu Gemüsekategorien mit den Pro-Kopf-Verbrauchsmengen in der Schweiz 1995 (Lüthi & Walthert 1997).🖫 163
Tab. 5-30 Berechnung des Inventars der Pestizidanwendung für den IP-Gemüseanbau. Auf der rechten Seite sind die Daten der VSGP (1999) zur Anwendung einzelner Produkte angegeben. Informationen zu den Wirkstoffen entstammen (FAW et al. 1999). Auf der linken Seite sind die Berechnungen aus älteren Quellen dargestellt (siehe Text). Die Spalte „Annahme Wirkstoffmenge“ zeigt das verwendete Inventar.🖫..... 164
Tab. 5-31 Inventardaten der IP-Gemüseproduktion.🖫..... 165
Tab. 5-32 Inventardaten der Bio-Gemüseproduktion.🖫..... 165
Tab. 5-33 Verfahrensschritte der Gemüseverarbeitung und Abhängigkeit der wichtigsten Umwelteinwirkungen (Heiss 1996) 167
Tab. 5-34 Beschreibung der Unterscheidungskriterien für das Merkmal Konservierungsart . 167
Tab. 5-35 Inventardaten für den Energieverbrauch im Handel in Bezug zum Umsatz in CHF (Coop Schweiz 1997, Coop Zentralschweiz 1997). 168
Tab. 5-36 Bilanzierte Prozesse für die Gemüseverarbeitung & Handel..... 169
Tab. 5-37 ECOINVENT-Modulnamen der Gemüseverarbeitung und des Haushaltskonsums.🖫169
Tab. 5-38 Inventardaten der Gemüseverarbeitung.🖫 169
Tab. 5-39 Fleischkonsum 1996 in Privathaushaltungen gemäss Institut für Marktforschung (IHA, Hergiswil) in kg pro Haushalt. 172
Tab. 5-40 Menge der in der Schweiz verfügbaren Futtermittel im Jahr 1995 (Schweizerischer Bauernverband 1997b). 173
Tab. 5-41 Futtertypen die im Inventar der Tierproduktion berücksichtigt werden. 173
Tab. 5-42 Berechnungsfaktoren für den Hofdüngeranteil und die Düngerunterversorgung im IP- bzw. Biolandbau. 176
Tab. 5-43 ECOINVENT-Modulnamen der Futtermittelproduktion.🖫..... 177
Tab. 5-44 Inventardaten für den Futtermittelanbau (Quellen im Text).🖫..... 178
Tab. 5-45 Inventardaten der Futtermittelherstellung.🖫..... 179
Tab. 5-46 Direkte Emissionen aus der Tierhaltung und Inventardaten in der letzten Spalte.. 182
Tab. 5-47 Aufteilung der Produkte und Nebenprodukte bei der Schlachtung verschiedener Tierarten und Endverwendung der Produkte..... 183
Tab. 5-48 Durchschnittlicher Verkaufspreis für verschiedene Fleischprodukte. 184
Tab. 5-49 Inventardaten für den Stall, die Lagerung von Hofdünger (Energieverbrauch wird bei der Tierproduktion berücksichtigt), das Schlachten und die Geflügelzucht (Quellen im Text).🖫 185
Tab. 5-50 ECOINVENT-Modulnamen der Tierproduktion für die Eingabe von Inventardaten.🖫186
Tab. 5-51 Umrechnung des Inventars für die Tierproduktion auf das Fleischgewicht, Transporte und Schlachtabfall Entsorgung; Anteil der Fleischproduktion für das Produkt.🖫 186
Tab. 5-52 Inventardaten der Tierproduktion und einige zusätzliche Angaben zum Hofdüngeranfall (unten). 187
Tab. 5-53 Beschreibung der Unterscheidungskriterien für die Konservierungsart. 188
Tab. 5-54 Öko-Audits verschiedener fleischverarbeitender Betriebe und Inventardaten für die Untersuchung. 189
Tab. 5-55 Inventardaten für die Fleischverarbeitung, für gemischtes Fleisch und Fisch und für Trinkwasser.🖫 190

Tab. 5-56 Unterscheidungskriterien für Fleisch- und Gemüseverpackungen und Verpackungsmaterialen für die Bilanzierung. 191
Tab. 5-57 Vereinfachung bei Mehrfachnennungen für Verpackungsmaterialien in der Tagebuchstudie (Bättig & Beeler 1998). 192
Tab. 5-58 ECOINVENT-Modulnamen für Verpackung und Herkunft.🖫 193
Tab. 5-59 Gewicht der Materialien von Verpackungen für verschiedene Verpackungsvarianten von Gemüse (G) und Fleisch (F) pro Produkteinkauf.🖫 194
Tab. 5-60 Anteile verschiedener Transportmittel für die Importe in die Schweiz und totale Menge in Tonnen (Eidg. Oberzolldirektion 1996). 194
Tab. 5-61 Luftlinien-Entfernung der wichtigsten Produktionsländer von Bern. 195
Tab. 5-62 Inventardaten der Transportentfernungen, Umladevorgänge und Mix für die vier Module der Herkunft plus ein zusätzliches Modul für Transporte von Frischprodukten aus Übersee.🖫 196
Tab. 5-63 Bilanz des Wasserverbrauchs und des Abwasseranfalls auf Grund des Konsums von Nahrungsmitteln (Baccini et al. 1993). 197
Tab. 5-64 Durch den Einkauf induzierte Umwelteffekte während des Nahrungsmittelkonsums im Haushalt. 197
Tab. 5-65 Inventardaten für die durch den Einkauf induzierten Effekte während des Konsums.🖫 198
Tab. 6-1 Umweltbelastungen verschiedener Tätigkeiten pro funktionelle Einheit, pro Jahr und Anzahl der Einheiten die eine Umweltbelastung von 10^{-9} Eco-indicator 95+ Punkten verursachen. 201
Tab. 6-2 Berechnete Kennziffern zum Nährstoffhaushalt in der landwirtschaftlichen Produktion für verschiedene Fleischprodukte. 207
Tab. 6-3 Anteil der wichtigsten Einzelschadstoffe für die Bewertung mit Umweltbelastungspunkten und dem Eco-indicator 95+. 211
Tab. 6-4 Eco-indicator 95+ Werte, Umweltbelastungspunkte und Energieverbrauch für alle bilanzierten Module der Abfrage in der Tagebuchstudie. 214
Tab. 6-5 Umweltbelastung in Eco-indicator 95+ Punkten auf Grund eines Durchschnittseinkaufs in der Tagebuchstudie und Anteil verschiedener Merkmale an den Gesamtbelastungen. 223
Tab. 6-6 Verbrauch von Nahrungsmitteln, Nahrungsenergiegehalt und -aufnahme auf Grund des Konsums und Energieverbrauch durch die Herstellung für verschiedene Produktgruppen. 230
Tab. 6-7 Verschiedene Angaben zu den in der Tagebuchstudie unterschiedenen KonsumentInnentypen. 232
Tab. 6-8 Schwermetallemissionen auf Grund der Verwendung von Handelsdüngern in der Schweiz und in Europa und Vergleich mit den Angaben von Candinas et al. (1999). 240
Tab. 6-9 Neuberechnung der Eco-indicator 95+ Punkte für diese Studie.🖫 243
Tab. 6-10 Neuberechnung der Normalisierungswerte und verwendete Reduktionsfaktoren für den Eco-indicator 95+ in dieser Studie. 244
Tab. 6-11 Modulnamen für die Berechnung von Umweltbelastungspunkten. 245
Tab. 6-12 Modulnamen für neue Kategorien der Flaecheninanspruchnahmen für ECOINVENT.🖫 245
Tab. 6-13 Charakterisierungsfaktoren für die Bewertung der Landnutzung pro m^2a. 245
Tab. 6-14 Variablennamen und -werte für die Eingabe der Tagebuchdaten in SPSS. 246
Tab. 6-15 Vereinfachte Zuordnung der Produktkategorien für die Auswertung der modularen Ökobilanz und der Tagebuchstudie. 247
Tab. 6-16 Vereinfachungen bei der Konservierungsart für Gemüse- und Fleischprodukte. 248

Tab. 7-1 Übersicht über ökologisch relevante Restriktions- bzw. Ressourcenkategorien, die sich auf Grund von Ökobilanzen für den Akteur KonsumentIn feststellen lassen. 253

1. Einleitung und Problemstellung

Die Ernährung ist eines der grundlegendsten menschlichen Bedürfnisse. Die Entwicklung der technischen Möglichkeiten, die Veränderung der gesellschaftlichen Rahmenbedingungen und der Wandel der individuellen Lebensstille haben dazu geführt, dass dieses Bedürfnis in den entwickelten Ländern heute nicht mehr ökologisch nachhaltig erfüllt werden kann. Im Folgenden werden die Veränderungen, denen das Bedürfnis nach Ernährung unterworfen ist, aufgezeigt. Hieraus entwickelt sich die Frage, wie eine zukünftige Entwicklung aussehen muss, damit das Ernährungsbedürfnis ökologisch befriedigt werden kann und welchen Akteuren hierbei eine Schlüsselrolle zukommt.

1.1. Historische Veränderungen der menschlichen Ernährung

Die historische Veränderung des Ernährungsverhaltens in der Menschheitsgeschichte ist geprägt durch drei wesentliche Entwicklungssprünge. Der erste grosse Schritt war die Nutzbarmachung des Feuers. Die bislang früheste Feuerstelle, die in China gefunden wurde, stammt aus der Zeit um 350 000 v. Chr. Vor der Möglichkeit zur Abtötung von Nahrungsmittelkeimen starben viele Menschen frühzeitig auf Grund von Krankheiten, die durch Parasiten, Bakterien und Viren über die Nahrung übertragen wurden (Furtmayr-Schuh 1993). Die Nahrung bestand zu dieser Zeit vorwiegend aus gesammelter pflanzlicher Kost. Hinzu kamen etwas tierische Nahrung, vor allem Kleinlebewesen (Leitzmann & Hahn 1996).

Ein zweiter Entwicklungssprung war der Übergang zur Landwirtschaft vor etwa 10 000 Jahren. Erstmals wurden die Menschen unabhängiger von den Zufällen der Natur und kamen über schlechte Jahreszeiten besser hinweg. Aber auch die Nahrungsmittel änderten sich damit grundlegend. Getreide bildete eine neue Grundlage der Ernährung und durch erste Züchtungen von Pflanzen kamen neue Nahrungsmittel hinzu (Furtmayr-Schuh 1993). Vor etwa 6000 Jahren nahm der Anteil tierischer Nahrung durch die Haltung von Haus- und Nutztieren wieder etwas zu (Leitzmann & Hahn 1996:38).

Der dritte wesentliche Umbruch fand und findet in der Neuzeit statt. Neue Formen der Konservierung und Verarbeitung von Lebensmitteln wurden entwickelt. Ernährungsgewohnheiten sind durch Möglichkeiten zum weltweiten Transport nicht mehr an eine Region gebunden (Furtmayr-Schuh 1993). Die Produktionsketten sind durch diese Entwicklungen länger geworden und oft nicht mehr zu überschauen. Das Spektrum der Nahrungsmittel wird durch Neuentwicklungen in der Landwirtschaft ständig erweitert. Auf der anderen Seite konzentriert sich die Agrarwirtschaft immer mehr auf wenige, weltweit genormte Sorten (Furtmayr-Schuh 1993).

Viele Lebensmittel, die heute zu unserer alltäglichen Ernährung gehören, wurden erst in der Neuzeit erfunden bzw. erstmals industriell hergestellt. Einige Beispiele mit der entsprechenden Jahreszahl sind (Nestlé 1999): Nudeln (1839), Zucker (1799), Babynahrung (1866) oder Margarine (1866). Der Mensch konnte in der kurzen Zeitspanne

von etwa 200 Jahren seine Anatomie und Physiologie nur in sehr geringem Masse an diese Veränderungen anpassen (Leitzmann & Hahn 1996:44).

Mit der Ausdifferenzierung der Ernährungsgewohnheiten kam der Nahrungsaufnahme auch immer mehr eine kulturelle Bedeutung zu. Das Ernährungsverhalten wird durch den kulturellen Hintergrund von Sitten, Religion, sozialem Netzwerk, etc., geprägt und ist nur zu sehr geringen Anteilen von Geburt an vorbestimmt (Sobal 1998).

Der gesellschaftliche Wertewandel beeinflusst die Esskultur. Vegetarismus und Vollwerternährung sind zwei Indikatoren für diesen Wandel im Ernährungsverhalten. Etwa 1% bis 3% der Schweizer Bevölkerung verzichten in ihrer Ernährung auf Fleischprodukte. Etwa 10% der Bevölkerung gaben in einer Befragung an auf Vollwerternährung zu achten. Erfahrungen von Gemeinschaftsgastronomen lassen darauf schliessen, dass vegetarische Angebote von der Bevölkerung besser akzeptiert werden als Vollwertkost (Bundesamt für Gesundheit 1998:262).

Der Rückgang des Fleischkonsums, die Zunahme der Biolandwirtschaft und der stärkere Absatz von Vollwertprodukten bei Grossverteilern können als Indikatoren dafür genommen werden, dass das erhöhte Gesundheitsbewusstsein in der Bevölkerung sich in den Einkaufs- und Ernährungsgewohnheiten niederschlägt (Bundesamt für Gesundheit 1998:278).

Heutzutage manifestieren sich immer wieder neue Trends im Ernährungsverhalten. Eine klare Zuordnung von Personengruppen zu diesen Trends wird dabei zunehmend schwerer, da eine Person unter verschiedenen situativen Gegebenheit auch unterschiedliche Ernährungsweisen verwirklichen kann. Beschrieben werden diese Ernährungstrends mit immer neuen Schlagwörtern. Tab. 1-1 nennt einige der heute aktuellen Neu- und Weiterentwicklungen.

Tab. 1-1 Aktuelle Trends zur Veränderung der Ernährungsgewohnheiten.[3]

Ernährungstrend	Beschreibung
Active food	Ernährung für körperliche Fitness.
Bio food	Landwirtschaftliche Produktion ohne synthetische Pestizide und Kunstdünger.
Brain food	Soll für gute Stimmung sorgen und die Hirnaktivitäten anregen.
Convenience food	Hohe Qualität und grosser Nutzen mit möglichst geringem Aufwand bei der Zubereitung zu einem angemessenen Preis.
Cosmeto food	Ernährung mit kosmetischen Eigenschaften z.B. für eine bessere Haut oder einen angenehmen Körperduft.
Designer food	Über eine Art Fleischwolf werden Pflanzen und Tiere in einen geschmacklich neutralen Brei verwandelt, dem dann Zusatzstoffe beigemischt werden.
Fast food	Ausser Haus verzehrte Speisen, die ohne Wartezeit eingenommen werden können.
Functional food	Soll eine medizinisch vorbeugende oder heilende Wirkung durch die Anreicherung mit künstlichen Substanzen haben. Meist unter hohem Verarbeitungsaufwand industriell hergestellt.
Home-Meal-Replacement	Vorgekochte Speisen mit hohem qualitativem Standard die zu Hause wieder aufgekocht werden.
Health food	Im Vordergrund steht, wie gesund das Produkt ist, beispielsweise die Abdeckung des tägli-

[3] „Neudeutsches Esslexikon“ in der Sonntags-Zeitung vom 18.1.98 (www.sonntagszeitung.ch/1998/sz03/206489.HTM) und eigene Ergänzungen.

Ernährungstrend	Beschreibung
	chen Vitamin- und Mineralienbedarfs.
„Ich auch“ food	Produkte, die sich an bekannte Marken und Traiteurartikel anlehnen, aber viel preisgünstiger sind für die „Ich auch Feinschmecker“.
Intelligent food	Reduziert hohen Cholesteron-Spiegel, Blutdruck und Blutzucker.
Novel food	Sammelbegriff für Lebensmittel, die irgendeine gentechnische Komponente aufweisen.
Slow food	Gutes Essen, das mit Genuss ohne Hast, Hektik und Nervosität verzehrt wird. Gegentrend zum Fast Food.
Wellness food	Das körperliche und geistige Wohlbefinden steht im Zentrum.

Was wird die Zukunft bringen? Auf Grund einer Expertenbefragung (zitiert in Mettler & Baumgartner 1997:XII) wurde die Speisekarte zur Jahrtausendwende im Jahr 1988 beschrieben . Noch sind diese Prognosen nicht eingetroffen und dieses Beispiel zeigt wie schwer es ist etwas über zukünftige Entwicklungen auszusagen:

> Fleischnahrung verschwindet zusehends. Der Anteil der Vegetarier steigt auf 30%. Statt Konserven, Fertiggerichten, Pillen und Tuben wird es mehr Naturprodukte geben. Viele Speisen verschwinden ganz – durch Ausrottung, durch Fang- oder Verzehrverbote wegen zu hohem Schadstoffgehalt. Beispiele: Austern, Hummer, Nordseefische, Waldpilze, Nüsse, Beerenfrüchte. Statt dessen werden wir vielleicht Biberfleisch verzehren – nicht von freilebenden Tieren, sondern aus riesigen Farmen. Nur noch verpackte Produkte mit Prüfsiegel und Inhaltsanalyse dürften verkauft werden. Kleine Erzeuger werden ihre Produkte bei zentralen Sammelstellen abliefern, wo dann Kontrolle, Weiterverarbeitung und Verpackung erfolgen. Ursprungsprodukte wie naturbelassener Wein, Wurst aus Hausschlachtung, Rohmilchkäse, Gartenmöhren und ähnliches können wir zwar dann auch noch kaufen – aber nur zu entsprechenden Preisen auf internationalen Schwarzmärkten.

1.2. Gesunde und ausreichende Nahrungsversorgung als gesellschaftliches Ziel

Ein Themenfeld bei der Betrachtung des Ernährungsverhaltens sind Gesundheitsaspekte. Die Ernährung ist ein menschliches Grundbedürfnis zur Erhaltung der notwendigen biologischen Reproduktionsfähigkeit. Gesunde Ernährung muss dabei als vielschichtiger Prozess verstanden werden. Essen und Trinken bedeutet nicht nur die Versorgung mit notwendigen Nährstoffen, sondern auch die Möglichkeit zu Genuss, Erlebnis und sozialen Kontakten (Rigendinger 1997).

Ernährung stellt einen wesentlichen Pfad zur Aufnahme einer Reihe gesundheitsschädlicher Substanzen dar. Diese können sowohl durch menschliche Aktivitäten als auch natürlicherweise in die Nahrungskette gelangen. Gesundheitsprobleme entstehen auch auf Grund von Unter-, Mangel- bzw. Fehlernährung. Bemerkenswert sind dabei aus Sicht der entwickelten Länder vor allem Probleme auf Grund von Fehlerernährung, die erst durch die Analyse gesellschaftlicher Strukturen verständlich sind. Zur Betrachtung des Themas Ernährung und Gesundheit gehört nicht nur die Nahrungsmittelqualität und deren Beeinflussung auf Grund von Umweltbelastungen, sondern auch das Problem von Hunger, Mangelernährung aber auch Überfluss in anderen Teilen der Welt (Rigendinger 1997).

Der vierte Schweizerische Ernährungsbericht (Bundesamt für Gesundheit 1998) gibt einen umfangreichen Überblick zum Konsum von Nahrungsmitteln, zur Versorgung mit Nährstoffen, zu den Rahmenbedingungen der Versorgung und zu den ernäh-

rungsbedingten Auswirkungen auf die Gesundheit in der Schweiz. Hier wurde die Veränderung der Konsumgewohnheiten von 1980 bis 1995 untersucht. Der Verbrauch an Getreide und Reis, an Gemüse, an Fischen sowie an Joghurt und Käse hat zugenommen, dagegen hat derjenige an einheimischem Obst, an Eiern, Fleisch, Milch, Kaffeerahm, pflanzlichen Ölen und Fetten, Butter und Schweineschmalz wie auch an alkoholischen Getränken abgenommen (Bundesamt für Gesundheit 1998:5). Auffällig im Vergleich zu den Konsumgewohnheiten in Deutschland ist ein besonders hoher Verbrauch an Frischmilchprodukten und ein geringerer Verbrauch von Obst, Kartoffeln und Fleisch (Bundesamt für Gesundheit 1998:14).

Aus den Durchschnittszahlen für die Schweizer Bevölkerung ergeben sich keine Hinweise einer Unterversorgung mit bestimmten Nährstoffen. Untersuchungen an ausgewählten Bevölkerungsgruppen zeigen jedoch, dass einige Gruppen, z.B. älteren Personen oder arbeitslose Personen, nicht mit allen Nährstoffen ausreichend versorgt werden (Bundesamt für Gesundheit 1998:48). Für eine gesunde Ernährung werden folgende Empfehlungen gegeben (Kahlmeier 1998:38):

- Abwechslungsreich essen und körperlich aktiv bleiben.
- Pflanzliche Nahrungsmittel bevorzugen.
- Fettaufnahme einschränken.
- Täglich Milch und Milchprodukte aufnehmen.
- Zucker und Salz sollten sparsam eingesetzt werden.
- Reichliches Trinken ist wichtig.
- Schonende und hygienische Zubereitung der Nahrung.
- Essen mit Freude, aber ohne Übersättigung.

1.3. Wirtschaftliche Dimension der Nahrungsversorgung

Auch als Wirtschaftsfaktor spielt das Ernährungsbedürfnis eine wichtige Rolle. Tab. 1-2 zeigt den Anteil einiger Branchen, die für die Bereitstellung von Nahrungsmittel von besonderer Bedeutung sind, an der gesamten Bruttowertschöpfung in der Schweiz. Die etwa 181 tsd. Beschäftigten in der Land- und Forstwirtschaft erwirtschafteten etwa 2.7% der Bruttowertschöpfung. Auch die Wirtschaftsbereiche Nahrungsmittel, Chemische Erzeugnisse (u.a. Agrochemikalien) und Gastgewerbe haben jeweils einen Anteil von etwa 3%. Im Handel sind etwa 494 tsd. Personen beschäftigt, die einen Anteil von 14% an der Bruttowertschöpfung erwirtschafteten (Bundesamt für Statistik 1996:136).

Tab. 1-2 Bruttowertschöpfung 1993 verschiedener, in die Nahrungsversorgung eingebundener Wirtschaftsbereiche in der Schweiz (Bundesamt für Statistik 1996:136).

Wirtschaftsbereiche	Bruttowertschöpfung 1993		Beschäftigte Personen	
	Mio. Franken	*Anteil %*	*in 1000*	*Anteil %*
Land-, Forstwirtschaft	9610	2.7%	181.3	5.4%
Nahrungsmittel, Genussmittel	8126	2.3%	66.1	2.0%
Chemische Erzeugnisse	11667	3.2%	70.7	2.1%
Handel	48902	13.6%	494.0	14.7%
Gastgewerbe	10829	3.0%	190.0	5.6%
Gesamttotal	360094	100.0%	3365.4	100.0%

Die privaten Haushalte geben durchschnittlich pro Monat rund 6800 Franken aus (1992). Bei den Einpersonenhaushalten sind es mit 4400 Franken deutlich weniger, bei grösseren Haushalten deutlich mehr (z. B. fünf Personen: 9000 Franken). Der grösste Budgetposten im Durchschnittshaushalt ist «Wohnen und Energie» mit einem Anteil von 20,6%. Auf Nahrungsmittel inkl. Getränke und Tabakwaren entfallen etwa 11,5% der Ausgaben. Der Anteil der Ausgaben für Nahrungsmittel betrug im Jahr 1975 noch 14%. Je nach Haushaltgrösse und Höhe der Ausgaben bestehen zum Teil deutliche Unterschiede: Mit zunehmender Haushaltgrösse steigt z.B. die Nahrungsmittelquote. Mit zunehmender Ausgabenhöhe sinken die Anteile von Ernährung, Wohnen und öffentlicher Verkehr (Bundesamt für Statistik 1997c).

1.4. Ökologische Probleme des heutigen Ernährungsverhaltens

Der letzte Entwicklungsschritt in Richtung einer Industrialisierung der Landwirtschaft bedingte negative Auswirkungen für die Mensch-Umwelt Beziehung. Veränderungen des Ernährungsverhaltens und der Produktionswege führten zu steigenden Umweltbelastungen der Nahrungsmittelproduktion.[4] Grobabschätzungen gehen davon aus, dass die Ernährung und alle hierzu notwendigen Handlungen etwa 15% des aktuellen Energieverbrauchs in entwickelten Ländern wie z.B. der Schweiz verursachen (Knoepfel 1995a). Das menschliche Ernährungsbedürfnis wurde zunehmend nicht mehr unter Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge befriedigt.

Nahrungsmittel können durch den Einsatz von technisierten Produktionsweisen immer einfacher, unabhängig von Zeit und Ort, produziert werden. Fehlende natürliche Grundlagen der Produktion werden dabei durch künstlich bereitgestellte Grundlagen ersetzt. Dies führt, z.B. über die Produktion von Düngemitteln oder die Bereitstellung von Wärme, zu steigendem Energieverbrauch der Produktion.

Die Produktivität der Agrarwirtschaft wurde ständig gesteigert. Der Einsatz von Pestiziden und Düngern hat negative Auswirkungen auf die Umwelt. Nahrungsmittel werden aus wirtschaftlichen Gründen und auf Grund des Wunsches nach einer abwechslungsreichen Ernährung über weite Strecken transportiert. Diese Transporte verursa-

[4] Rigendinger (1997) gibt in ihrer Arbeit einen umfangreichen Überblick zu den ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Entwicklungen im Bedürfnisfeld Ernährung. Diese Ausführungen sollen hier nur stichpunktartig wiederholt werden. Eine detailliertere Untersuchung der Umweltbelastungen wird im Kapitel 2 durchgeführt.

chen ebenfalls zusätzliche Umweltbelastungen. Neue Entwicklungen in der Lebensmittelverarbeitung ermöglichen eine vereinfachte Lagerung und eine Ausdifferenzierung des Produktangebotes. Auch diese Technisierung wird erst durch die Verwendung nicht erneuerbarer Energiequellen ermöglicht.

1.5. Einflussmöglichkeiten auf die verursachten Umweltbelastungen

Die Reduktion der gesamthaft entstehenden Umweltbelastungen ist, vor dem Hintergrund der heutigen globalen Eingriffe in die Natur, ein wichtiges Ziel im Rahmen der angestrebten nachhaltigen Entwicklung. Die heutige Situation der Versorgung mit Nahrungsmitteln kann, global gesehen, nicht als nachhaltig bezeichnet werden. In der Agenda 21 wird die Veränderung von Konsumgewohnheiten als ein Ziel definiert. Hierzu braucht es Massnahmen (United Nations 1992:31): *„(a) To promote patterns of consumption and production that reduce environmental stress and will meet the basic needs of humanity; (b) To develop a better understanding of the role of consumption and how to bring about more sustainable consumption patterns.“*

Coley *et al.* (1997) haben Daten zur Energieintensität von Nahrungsmitteln mit Zahlen zum Verbrauch verknüpft. Die Analyse zeigte eine grosse Schwankungsbreite und Standardabweichung des durch den Nahrungsmittelkonsum verursachten Energieverbrauchs. Personen mit hohem Energieverbrauch benötigen zu ihrer Versorgung drei bis vier mal mehr Energie als diejenigen mit niedrigem Energieverbrauch.

Der Aktionsplan Umwelt und Gesundheit für die Schweiz beschreibt die Ausgangslage folgendermassen (BUWAL und BfG 1997:9): *„Das Konsum- und Ernährungsverhalten der Bevölkerung sind Schlüsselfaktoren im Bereich Natur und Wohlbefinden. Konsumentinnen und Konsumenten beeinflussen durch die Art und Weise ihrer Ernährung und des Einkaufs einerseits ganz direkt ihre eigene Gesundheit, anderseits hat ihr Verhalten grosse Auswirkungen auf die Landwirtschaft und ihre Umweltauswirkungen. So entscheiden sie wesentlich mit, wie gross der Anteil an biologischer Produktion und des Angebots an Fleisch aus artgerechter und tierfreundlicher Haltung ist.“*

Besondere Bedeutung kommt diesem Bedürfnisfeld besonders deshalb zu, weil:

- Nicht davon ausgegangen werden kann, dass der Konsum von Nahrungsmitteln grundsätzlich wesentlich reduziert werden kann. Ökologische Verbesserungen können somit vor allem auf Grund einer umweltbewussten Auswahl und Produktion von Nahrungsmitteln erreicht werden.
- Handlungshinweise zur Reduktion der Umweltbelastungen vielschichtig sind und es bisher keine eindeutige Gewichtung dieser Handlungshinweise gibt.

Die auf Grund der Ernährung entstehenden Umweltbelastungen können auf verschiedenen Ebenen, durch verschiedene Akteure, die dabei unterschiedliche Perspektiven einnehmen, beeinflusst werden. Alle Akteure innerhalb der Produktionskette haben die Möglichkeit direkt in ihrem Einflussbereich entstehende Umweltbelastungen zu reduzieren. Besondere Bedeutung kommt dabei der Landwirtschaft und den Konsumierenden zu.

Die Akteure der Produktionskette können versuchen Einfluss auf vor- bzw. nachgelagerte Akteure zu nehmen und diese so zu einer umweltfreundlicheren Produktionsweise zu motivieren. Eine Schlüsselfunktion kommt hierbei dem Handel zu, der sowohl auf vor- als auch auf nachgelagerte Akteure Einflussmöglichkeiten hat. Aber auch KonsumentInnen bestimmen durch ihr Nachfrageverhalten die Palette an produzierten und angebotenen Nahrungsmitteln. Einen Einfluss auf die verursachten Umweltbelastungen können auch Akteure ausserhalb der Produktionskette ausüben. Besondere Bedeutung kommt dabei der Ausgestaltung der gesellschaftlichen Rahmenbedingungen durch die „Politik" zu.

Der Ernährungsstil und der Nahrungsmitteleinkauf unterscheidet sich von Person zu Person. Eine Vielzahl von Einflussfaktoren kommen hierbei zum Tragen. Eine nachhaltige Entwicklung des Nahrungsmitteleinkaufs und Konsums kann nur unter Beachtung der wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Randbedingung im Bedürfnisfeld erreicht werden. Zur Zielfestlegung und Gewichtung dieser drei Aspekte fehlen bisher in der Gesellschaft allgemein anerkannte und widerspruchsfreie Vereinbarungen. Nachhaltige Entwicklung stellt nach heutigem Verständnis deshalb auch einen politischen Prozess dar, in dem die Interessen verschiedener Akteure für die drei Zielgebiete ausgehandelt werden (vgl. hierzu auch Arbeitsgruppe Nachhaltige Entwicklung 1997).

„Weltweit muss zu einem ausgewogenen Konsumverhalten gefunden werden, das für die Erde langfristig verträglich ist" (Traber 1998:13). Die Bereitstellung von Informationen ist eine hierzu notwendige Massnahme (United Nations 1992:284). So wurde z.B. in der Strategie für eine „Nachhaltige Entwicklung in der Schweiz" festgelegt, dass (Bundesrat 1997): *„Die Schweiz mit einer national und international verbesserten Produkteinformation ein Konsumverhalten im Sinne der nachhaltigen Entwicklung {fördert}."*

In dieser Arbeit wird auf die indirekten und zum Teil auch direkten Einflussmöglichkeiten der KonsumentInnen fokussiert. Diesen wird hier eine hohe Bedeutung zugemessen, da eine tiefgreifende Ökologisierung des Bedürfnisfeldes Ernährung auch eine Anpassung des Konsumstils an ökologische Erfordernisse bedingt. So können hohe Umweltbelastungen, z.B. auf Grund von Ferntransporten, von Gewächshausproduktion oder durch hohen Fleischkonsum, nicht durch die Akteure in der Produktionskette verringert werden. Hierzu sind Verhaltensänderungen der KonsumentInnen notwendig. Besonders Gewicht wird auf die umweltrelevanten Aspekte der Ernährung gelegt. Hiervon sollen Impulse zu einer Ökologisierung des Ernährungsverhaltens ausgehen. Die Arbeit erhebt jedoch nicht den Anspruch den notwendigen gesellschaftlichen Diskurs zur nachhaltigen Entwicklung zu ersetzen.

1.6. Fragestellung

In der vorausgehenden Einleitung wurden Struktur und Entwicklung des Bedürfnisfeldes Ernährung in groben Zügen aufgezeigt. Deutlich wurde hierbei, dass dem Einkauf von Nahrungsmitteln und den hierbei zum tragen kommenden Verhaltensweisen eine zentrale Bedeutung bei einer Verringerung der ernährungsbedingten Umweltfolgen zugesprochen wird. In dieser Arbeit soll der Frage nachgegangen werden, wie er-

nährungsbedingte Umweltbelastungen aus Sicht der KonsumentInnen in geeigneter Weise analysiert werden können und welche Handlungshinweise sich hieraus für sie ergeben. Dabei wird von folgender Kernhypothese ausgegangen:

Die gesamthaften Umweltbelastungen können wirkungsvoll minimiert werden, wenn sie vom Standpunkt der KonsumentInnen, die den Knotenpunkt der verursachten Umweltbelastungen bilden, analysiert und darauf aufbauend Handlungsstrategien erarbeitet werden.

Für die gesamthaft verursachten Umweltbelastungen ist nicht nur die Effizienz auf verschiedenen Stufen der Produktionskette entscheidend. Wichtig ist auch das Ausmass der Nachfrage nach Produkten durch KonsumentInnen. Sie können ausserdem auf unterschiedlichen Entscheidungsebenen Umweltbelastungen verhindern oder vermeiden. Die wirkliche Auswirkung verschiedener Handlungsweisen ist deshalb nur schwierig zu beurteilen.

Ziel der Dissertation ist es, die ökologischen Folgen, die mit dem Einkauf verschiedener Personen verbunden sind, zu untersuchen und zu quantifizieren. Verknüpft werden sollen die Berechnungen zur Umweltbelastung mit Informationen zum Einkaufsverhalten, also zu unterschiedlichen Ernährungsstilen. Aufbauend auf der Analyse von Restriktionen und Optionen, die als relevant identifiziert werden, werden Strategien zur Reduktion der durch den Nahrungsmitteleinkauf verursachten Umweltbelastungen entwickelt. Folgenden Fragen sollen hierzu in dieser Arbeit beantwortet werden:

- Wie können die Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums auf geeignete Weise beschrieben werden?
- Wie unterscheiden sich verschiedene KonsumentInnen hinsichtlich der durch ihren Konsum verursachten Umweltfolgen?
- Welche Hinweise sollten verschiedene KonsumentInnen sinnvollerweise befolgen, um die Umweltbelastungen auf Grund ihres Ernährungsverhaltens zu reduzieren?
- Welche Hindernisse gibt es auf dem Weg zu einem ökologischeren Ernährungsstil?
- Welche Schritte sind zur Umsetzung der gewonnen Erkenntnisse sinnvoll?

1.7. Aufbau der Dissertation

Zur Bearbeitung der aufgeworfenen Fragestellungen bedarf es Wissen aus verschiedenen Disziplinen. Ausserdem sollten unterschiedlichen Wissensformen, wie z.B Expertenwissen oder das Alltagswissen der KonsumentInnen, zur Beantwortung herangezogen werden. Zur Verknüpfung der verschiedenen Wissensformen bedarf es der Entwicklung geeigneter Schnittstellen (UNS 1994).

Im theoretischen Teil der Dissertation werden die verschiedenen Grundlagen der Arbeit dargestellt. Im weiteren wird eine Heuristik für die Untersuchung hergeleitet, in der ein Modell zur Verknüpfung der verschiedenen Wissensformen vorgeschlagen wird. In einem empirischen Teil wird die Datengrundlage für die spätere Auswertung erarbeitet. Die Ergebnisse werden dann hinsichtlich der aufgeworfenen Fragestellung

ausgewertet. Ein Glossar und ein Abkürzungsverzeichnis am Anfang der Arbeit, sowie der Index für wichtige Begriffe am Schluss, geben eine Orientierungshilfe, falls nicht die ganze Arbeit gelesen wird. Im Folgenden wird ein Überblick zu den verschiedenen Kapiteln dieser Dissertation gegeben.

1.7.1. Theoretische Grundlagen

Um eine Ökologisierung des Einkaufs zu ermöglichen, ist grundsätzliches Wissen zu Quantität und Qualität der auf Grund der Produktion und des Konsums von Nahrungsmitteln verursachten Umweltbelastungen nötig. Doch wie können diese Umweltbelastungen am besten quantifiziert und bewertet werden?

Zur Ermittlung und Bewertung der entstehenden Umweltbelastungen gibt es eine Reihe von Methoden und beispielhaften Untersuchungen. Im Kapitel 2 werden diese Ansätze zur **ökologischen Beurteilung** des Bedürfnisfeldes Ernährung dargestellt und hinsichtlich ihrer Aussagekraft untersucht. Aufbauend auf zwei Arbeitspapieren zum Stand der Ökobilanzforschung für Nahrungsmittel wurden über 100 Arbeiten aus den Bereichen Landwirtschaft und Ernährung ausgewertet (Jungbluth 1997b, 1998c). Ziel des Kapitels ist es, einen Überblick über vorhandene Arbeiten zu bekommen und die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Schweizer Verhältnisse zu untersuchen. Die Auswertung dient dazu, die aus ökologischer Sicht wichtigsten Abschnitte im Lebensweg von Nahrungsmitteln zu identifizieren und Indikatoren zur Bewertung von Umweltbelastungen zu finden. Ausserdem ergeben sich – durch die Analyse bereits durchgeführter Arbeiten – Möglichkeiten zur Vereinfachung der vorgesehenen ökologischen Beurteilung.

*Eine **Ökologisierung von Konsummustern** wird oftmals als Vorgehen genannt, um eine nachhaltige Entwicklung zu erreichen. Doch was heisst „ökologischer Lebensstil" überhaupt und zu welchen Ergebnissen kommen Forschungsarbeiten, die die Ökologisierung von Konsummustern zum Ziel haben?*

Im Kapitel 3 werden Ansätze zur Lebensstilforschung dargestellt. Verfügbares Material wird dahingehend ausgewertet, inwieweit es zur Beantwortung der aufgeworfenen Fragestellung herangezogen werden kann. Auch der persönliche Ernährungsstil und das Einkaufsverhalten werden durch eine Vielzahl von Einflussfaktoren geprägt. In diesem Kapitel werden verschiedene Forschungsansätze zur Untersuchung dieser Einflussfaktoren dargestellt. Im weiteren werden Ansätze aus den Ernährungswissenschaften diskutiert, die das Ziel haben, ökologische Aspekte der Nahrungsmittelproduktion mit weiteren Qualitätsmerkmalen von Nahrungsmittel zu verknüpfen. Ziel des Abschnitts zur Lebensstilforschung ist es, bestehende Forschungsansätze aus unterschiedlichen Disziplinen zusammenzufassen und auszuwerten. Hierbei wird eine weite Bandbreite von Arbeiten aus den Disziplinen Psychologie und Soziologie, aber auch technisch orientierte Ansätze zur Auswertung verschiedener Lebensstile herangezogen.

1.7.2. Empirische Arbeiten

Wie können nun die Umweltbelastungen auf Grund des Konsums in geeigneter Weise erfasst, bewertet und verglichen werden?

Ein **Konzept zur Erfassung und Auswertung der ökologischen Folgen des Nahrungsmitteleinkaufs** wird in Kapitel 4 auf drei Ebenen erarbeitet. Transdisziplinäre Forschung ist nur dann möglich, wenn Arbeitsziele und Methoden gemeinsam geklärt werden. Für die Untersuchungen im Rahmen einer Arbeitsgruppe „Restriktionen & Optionen" wurde eine gemeinsame Heuristik erarbeitet, die im Kapitel 4.1 kurz vorgestellt wird (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998). Im weiteren wurde eine Tagebuchstudie zusammen mit einer psychologischen Arbeitsgruppe geplant und durchgeführt. Im Kapitel 4.3.3 werden die für die Abfrage von ökologisch relevanten Produktmerkmalen wichtigen Hintergründe erläutert und die Überlegungen zur Abfrage des Einkaufsverhaltens dargestellt. Zur ökologischen Beurteilung der protokollierten Einkäufe wurde ein Konzept für eine modulare Ökobilanz entwickelt. Wesentliche Merkmale der Methode sind eine vereinfachende Vorgehensweise in der Ökobilanzierung zur Erfassung einer Vielzahl von Produktvarianten und die Ausrichtung der Bilanzierung an Merkmalen, die für KonsumentInnen erkennbar und für die Höhe der Umweltbelastungen relevant sind. Die Methode ermöglicht ein einfaches Vorgehen, kann aber trotzdem verschiedene Umweltfolgen der Nahrungsmittelbereitstellung angemessen bewerten.

Im Kapitel 5 wird, entsprechend des entwickelten Konzeptes, eine **Sachbilanz** für Fleisch- und Gemüseeinkäufe erstellt. Grundlagen, die in dieses Inventar einfliessen, sind die Bilanzierung verschiedener Produktverpackungen in einer Semesterarbeit (Bättig & Beeler 1998) und eine Ökobilanz für verschiedene Kochmöglichkeiten (Jungbluth 1997a).

1.7.3. Auswertung der Empirischen Arbeit

Zu welche Ergebnissen kommen die durchgeführte modulare Ökobilanz und die Tagebuchstudie?

In der Auswertung im Kapitel 6 werden in einer **Wirkungsabschätzung** die Ergebnisse der Bilanzierung hinsichtlich verschiedener Aspekte ausgewertet und mit fremden Studien verglichen. Aspekte der Auswertung sind z.B. der direkte Vergleich verschiedener Produkte, die Dominanz der unterschiedenen Produktmerkmale und die Auswertung der Umweltfolgen in verschiedenen Wirkungsklassen. Ferner werden die Ergebnisse der Auswertung von Daten aus der Tagebuchstudie, die durch das psychologische Teilprojekt erarbeitet wurden, vorgestellt. Die in der Tagebuchstudie erhobenen Daten zum KonsumentInnenverhalten werden mit den Bilanzierungsdaten verknüpft und unter weiteren Fragestellungen ausgewertet. Ziel ist dabei die Beurteilung des KonsumentInnenhandelns und die Vereinfachung von Hinweisen für ein umweltbewusstes Einkaufsverhalten. Die Ergebnisse werden auch unter der Fragestellung nach Restriktionen & Optionen des ökologischen Nahrungsmitteleinkaufs ausgewertet.

1.7.4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Und wie sieht die Antwort auf die in der Einleitung aufgeworfenen Fragen aus?

In den Schlussfolgerungen im Kapitel 7 werden die Ergebnisse der Arbeit zusammengefasst und die aufgeworfenen Fragestellungen beantwortet. Es werden ausserdem Anwendungsmöglichkeiten für die entwickelte Methodik aufgezeigt. Die Vor- und Nachteile der entwickelten modularen Ökobilanz werden diskutiert. Im Ausblick der Arbeit wird auf die Bedeutung zukünftiger Trends im Ernährungsbereich hingewiesen.

2. Ökologische Beurteilung von Nahrungsmitteln: Stand der Forschung

Ziel der Forschungsarbeit ist es, relevante Umweltfolgen, die im Zusammenhang mit der Ernährung stehen zu bilanzieren. Als Ernährung wird hierbei die Summe aller aufgenommen Nahrungsmittel und Getränke einschliesslich der notwendigen Beschaffung, Zubereitung und Entsorgung verstanden. Die möglichen Einflussfaktoren für eine solche Bilanz sind in Abb. 2-1 für eine Mahlzeit wiedergegeben. Das eigentliche Nahrungsmittel ist hierbei nur einer der zu bilanzierenden Inputs.

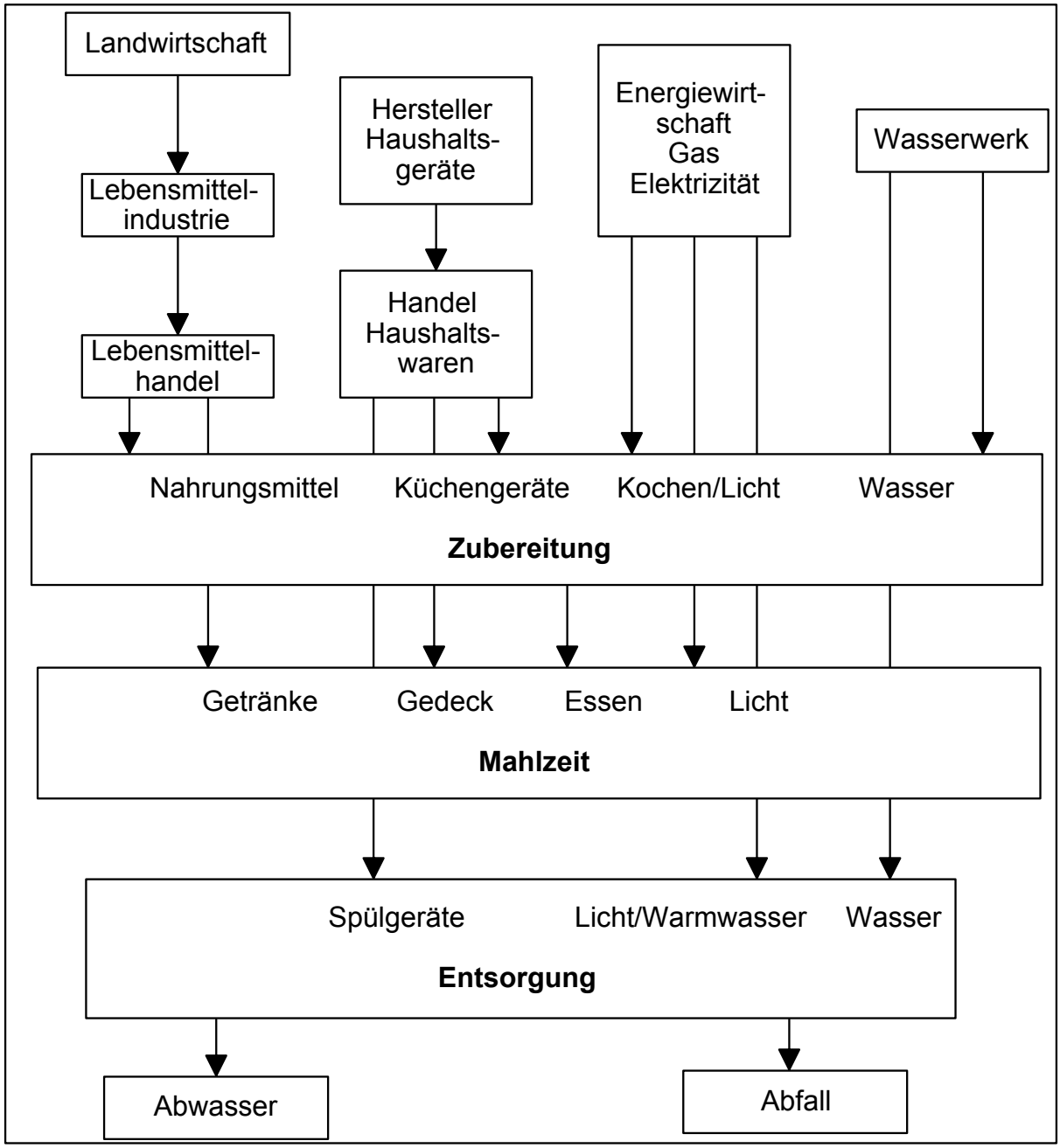


Abb. 2-1 Lebensweg für die Bilanzierung einer Mahlzeit.

In diesem Kapitel werden ökologische Untersuchungen von Produkten aus dem Bereich Landwirtschaft und Ernährung unter der Fragestellung ausgewertet, inwieweit sie in einer solchen Betrachtung verwendet werden können und welche Erkenntnisse aus Sicht der KonsumentInnen sich aus ihnen ergeben. Hierzu werden verschiedene Ansätze zur ökologischen Beurteilung vorgestellt.

Zunächst erfolgt in Kapitel 2.1 eine generelle Betrachtung der Umweltbelastungen auf Grund der Produktion von Nahrungsmitteln. Auf Grundlage von Energiebilanzen wird die Relevanz des Bedürfnisfeldes Ernährung in Relation zu weiteren Feldern des Haushaltskonsums betrachtet. Ausserdem werden Anforderungen an die Entwicklung der Landwirtschaft aus Sicht der Politik und der KonsumentInnen dargestellt.

Die wichtigste Methode zur quantitativen Beurteilung ökologischer Aspekte eines Produktes, die über den Lebensweg relevant sind, ist die Ökobilanz. Diese Methode wird in Kapitel 2.2 vorgestellt. Kapitel 2.2.1 stellt den Stand der Methodikentwicklung für Ökobilanzen vor. In Kapitel 2.2.2 werden die Probleme bei der Anwendung dieser Methode für landwirtschaftliche Produkte diskutiert. In weiteren Unterabschnitten werden die Ergebnisse durchgeführter Untersuchungen dargestellt. Hierbei wird die Untersuchung von Transportvorgängen, von landwirtschaftlichen Produktionsweisen und die Anwendung von Ökobilanzen als Kriterium für die Vergabe von Produktelabels beleuchtet. Ergänzt wird dies in Kapitel 2.2.4 mit einer tabellarischen Literaturübersicht aller zur Auswertung herangezogenen Studien.

Weitere Methoden der ökologischen Beurteilung, die im betrachteten Bereich der Ernährung angewendet werden, sind die Energiebilanz, das Öko-Audit, der Ecological Footprint und die Material- oder Stoffflussanalyse. Arbeiten hierzu werden im Kapitel 2.3 ausgewertet und am Schluss des Kapitels tabellarisch zusammengefasst. Zum Schluss des Kapitels werden Handlungshinweise für eine ökologische Gestaltung des Bedürfnisfeldes Ernährung aus Sicht der KonsumentInnen gegeben und Ausgangspunkte für die weitere Arbeit dargestellt.

2.1. Das Bedürfnisfeld Ernährung in einer Gesamtbetrachtung

In diesem Kapitel werden die Umweltbelastungen der Landwirtschaft und des Bedürfnisfeldes Ernährung aufgezeigt, sowie Vorschläge für eine nachhaltige Entwicklung wiedergegeben.

Einen umfangreichen Einblick in die ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Entwicklungen im Bedürfnisfeld Ernährung gibt Rigendinger (1997) in ihrem Diskussionspapier. Neitzel (1997:232) zeigt in einem Artikel die prioritär durch die Landwirtschaft verursachte Umweltbelastungen (in Deutschland) auf. Um eine Optimierungsfunktion durch Ökobilanzen zu erreichen, sollten diese Umweltbelastungen in der Bilanzierung adäquat abgebildet werden:

- Über die Hälfte des stickstoffbedingten Versauerungspotentials wird in der Landwirtschaft verursacht. Dies entspricht 25% des gesamten Versauerungspotentials.
- 40% bis 45% aller Phosphateinträge der Oberflächengewässer in Deutschland stammen aus der Landwirtschaft.

- Bedeutsame Anteile hat die Landwirtschaft auch an den Treibhausgasfreisetzungen (Lachgas (N_2O) 35,4%, Methan (CH_4) 31,7%, Kohlendioxid (CO_2) 2,5%).
- Die Grundwasserverunreinigungen durch Pflanzenschutzmittel und durch Nitrat werden wesentlich durch die Landwirtschaft verursacht.
- Intensive landwirtschaftliche Nutzungen sind grösster Verursacher des Artenrückgangs (extensive Bewirtschaftungsformen schaffen neue Nischen).
- Die flächenunabhängige Massentierhaltung verursacht Probleme der Gülleentsorgung und ökologisch aufwendiger Futtermittelproduktion und -importe.
- Immenser Flächenverbrauch und Nutzungskonkurrenz führen zu zusätzlich benötigten Flächen für Natur-, Arten- und Landschaftsschutz sowie zur Aufforstung.
- Bodenerosion und Bodengefügeschäden auf Grund der Landbewirtschaftung.

Rossier (1995) hat die Umweltbelastungen der Schweizer Landwirtschaft in einer Ökobilanz mit den gesamten Umweltauswirkungen in der Schweiz für eine Reihe von Emissionen verglichen. Für die Emissionen von NH_3 (88%), CH_4 (62%) und N_2O (88%) in die Luft sowie NO_3 und Phosphat ins Wasser, steht die Landwirtschaft als Verursacher prozentual an erster Stelle (Rossier 1995). Auch für einige Schwermetallemissionen (Cu, Cd, Cr) in den Boden ist die Landwirtschaft eine wichtige Quelle. Die Wirkung von Pestiziden konnte in dieser Untersuchung nicht abgeschätzt werden. Hinzu kommen Emissionen aus dem Verbrauch von Treibstoffen für die Landwirtschaft und den Transport von Nahrungsmitteln. NO_x, Partikel und SO_2 werden hierbei als besonders wichtig erachtet. Erosion von landwirtschaftlichen Flächen wird als weiteres Problem genannt. Bis 1980 sind die Umweltbelastungen aus der Landwirtschaft angestiegen. Im Verlauf der 90er Jahre haben sie sich etwa stabilisiert (Rossier 1995).

Positiv ist, dass verschiedene Belastungen aus der Schweizer Landwirtschaft in den letzten Jahren bereits spürbar reduziert werden konnten. Die Massnahmen des Bundes zur Ökologisierung der Landwirtschaft haben dazu geführt, dass sich der Hilfsstoffeinsatz dank Direktzahlungen insgesamt verringert und die Nährstoffüberschüsse im Durchschnitt zurückgebildet haben. So sanken die Überschüsse an Phosphor in der ersten Hälfte der 90er-Jahre um 29 Prozent und jene an Stickstoff um sieben Prozent (Spiess 1999). Der Absatz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen war in den Jahren 1988 bis 1997 deutlich rückläufig (Spahr 1998). Auch das ökologische Gefährdungspotential hat sich auf Grund von Neuentwicklungen bei den Wirkstoffen verringert (Gutsche 1997).

Mit Hilfe von Bilanzen für Graue Energie lässt sich die Relevanz der Ernährung für den gesamten Energieverbrauch (einschliesslich der Grauen Energie) abschätzen. Knoepfel (1995a) errechnete den Anteil der Nahrung (inkl. Zubereitung) mit mehreren Methoden und kam hierbei auf 12 - 15%. Die Summe von direktem und indirektem Primärenergieverbrauch für Nahrungsmittel beträgt in der Schweiz etwa 2500 MJ pro Person und Monat.

Biesot *et al.* (1995:71) haben den Anteil der Nahrungsmittelproduktion in den Niederlanden am Gesamtenergieverbrauch der Haushalte mit 20% berechnet (1988). Für eine Betrachtung des gesamten Bedürfnisfeldes Ernährung müssten direkte Energie-

verbräuche für Lagerung und Zubereitung der Nahrungsmittel im Haushalt hier hinzugerechnet werden. Im Jahr 1948 betrug der Anteil noch etwa 30%. Von 1948 bis 1988 stieg der indirekte Energieaufwand für die Nahrungsmitteleinkäufe einer Person von etwa 12 GJ auf 20 GJ. Der Verbrauch in andern Konsumbereichen stieg vergleichsweise stärker an. Die Zunahme des Gesamtenergieverbrauchs einzelner Haushalte korreliert dabei relativ gut mit der Zunahme des Haushaltseinkommens (Vringer & Blok 1995).

Weber *et al.* (1996a, 1996b) untersuchen den Energieverbrauch und die Emissionen verschiedener Schadgase auf Grund des Haushaltskonsums in Deutschland. Die Produktion von Nahrungsmitteln hat einen Anteil von 12% am Energieverbrauch. Überproportional hoch sind die Emissionen von NO_x, SO_2, und VOC in diesem Bereich.

In der Schweiz wurde eine Strategie für eine nachhaltige Landwirtschaft im Aktionsplan "Umwelt und Gesundheit" BAG/BUWAL entwickelt. Folgende Ziele sollen in den nächsten Jahren erreicht werden (Traber 1998):

- Bis 2002 wissen 80% der Bevölkerung, wie sie sich gesund und saisongerecht ernähren. Sie wissen, dass sie mit ihrem Ernährungsverhalten Art und Weise der landwirtschaftlichen Produktion und die Landschaft beeinflussen.
- Bis 2007 werden nahezu 100% der in der Landwirtschaft genutzten Flächen nach den Prinzipien der integrierten Produktion (IP) oder des biologischen Anbaus genutzt. Der Anteil der biologischen Produktion soll dabei mehr als 30% betragen.
- Bis 2007 stammen 70% des angebotenen Fleisches aus artgerechter und tierfreundlicher Haltung.
- Bis 2007 haben 90% der Landwirtschaftsbetriebe und der nachgelagerten Betriebe standardisierte Qualitätssicherungssysteme; die positive Deklaration mit Rückverfolgbarkeit ist die Regel.

Diese Ziele werden auch von KonsumentInnen, allerdings mit unterschiedlicher Gewichtung, genannt. An erster Stelle steht für sie eine artgerechte Tierhaltung. In einer Umfrage ergaben sich folgende Prioritäten zu den Aufgaben der Schweizer Landwirtschaft (Box 2-1).

Box 2-1 Auszüge aus einem Artikel von Christian Kaiser im Tages-Anzeiger, Zürich vom 30.7.1998: "Mehrheit möchte, dass Biobetriebe unterstützt werden" (www.tages-anzeiger.ch).

Landschaftspflege ist nach Ansicht von 87 Prozent der Befragten eine wichtige oder sehr wichtige Aufgabe der Schweizer Bauern. Trotzdem möchten sie die Schweizer Landwirte nicht etwa zu blossen Landschaftsgärtnern degradieren. Sie wollen auch künftig Fleisch, Gemüse und Milchprodukte vom Schweizer Hof einkaufen. Denn gemäss der Umfrage messen die Schweizer auch 1998 der Ernährungssicherung und der Produktion von Lebensmitteln mehr Bedeutung zu als der Pflege der Felder und Wiesen.

Der Anteil derer, die es wichtig oder sehr wichtig finden, dass die Schweizer Bauern Lebensmittel produzieren, ist seit 1996 noch leicht angestiegen und liegt heute bei 95 Prozent - trotz der Möglichkeit, Lebensmittel zu Tiefpreisen aus dem Ausland zu importieren. Landwirtschaftsbetriebe müssten erhalten werden, "um die Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln zu sichern", das finden (...) 84 Prozent der Schweizerinnen und Schweizer.

Das Erzeugen von Lebensmitteln rangiert bei den Funktionen der Schweizer Landwirtschaft allerdings nur auf dem dritten Platz und darf kein Selbstzweck sein. Denn **vor allem** wollen die Schweizer eine tier-

freundliche und umweltgerechte Landwirtschaft. 97 respektive 95 Prozent sind der Ansicht, es handle sich bei tierfreundlicher Haltung und umweltgerechter Bewirtschaftung um bedeutende Aufgaben, 66 (55 Prozent) halten sie sogar für "sehr wichtig".

Dass naturnahes Bauern den Schweizern besonders am Herzen liegt, zeigt sich auch bei den Fragen zu den verschiedenen Betriebstypen: 84 Prozent halten Biobetriebe für förderungswürdig, und 53 Prozent möchten Mastbetriebe eher hemmen. Die Westschweizer sind gegenüber der biologischen Produktion weniger positiv eingestellt. Während in der Deutschschweiz 47 Prozent Bio "speziell fördern" wollen, sind nur 22 Prozent der Romands dafür. Bei den Kleinbetrieben mit hohen Produktionskosten sind tendenziell 66 Prozent für Zuschüsse.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der Ernährung ein relevanter Anteil an den gesamten in der Schweiz verursachten Umweltbelastungen zukommt. Die Belastungen aus der Landwirtschaft haben sich dabei in den letzten Jahren stabilisiert bzw. gehen bereits zurück. Steigend ist dagegen die Tendenz bei den nachgelagerten Umweltbelastungen, z.B. durch vermehrte Transporte.

2.2. Ökobilanz

Die wichtigste Methode zur Beurteilung ökologischer Aspekte eines Produktes, die über den Lebensweg relevant sind, ist die Ökobilanz. Wichtige Erkenntnisse für eine ökologische Gestaltung des Bedürfnisfeldes Ernährung können aus der Auswertung bereits durchgeführter Arbeiten gewonnen werden. Ausserdem wird auf die Möglichkeiten und Grenzen der Methode Ökobilanz für eine ökologische Beurteilung des Nahrungsmittelkonsums eingegangen und Vorschläge für die Weiterentwicklung dieser Methode gegeben.

In Ökobilanzen (im englischen Sprachraum als Life Cycle Assessment (LCA) bezeichnet) werden die Umweltfolgen eines Produktes von der Rohstoffgewinnung bis zur endgültigen Entsorgung, oder anders ausgedrückt von der Wiege bis zur Bahre erfasst.

Die Ökobilanzmethodik hat sich in den letzten Jahren rasch weiterentwickelt. Durch die dabei verwendeten, oft etwas unterschiedlichen Ansätze, haben sich bis heute noch unterschiedliche Verständnisse dieser Methode erhalten. Durch die Erarbeitung einer Norm soll eine Vereinheitlichung erreicht werden. Ökobilanzen bestehen nach den ISO-Normen 14040 bis 14043 aus vier Arbeitsschritten. Diese werden unter Umständen iterativ durchgeführt (International Organization for Standardization (ISO) 1998):

1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmen: Es wird die beabsichtigte Anwendung festgelegt und die Gründe für die Durchführung der Studie, sowie die angesprochenen Zielgruppen, aufgeführt. Hierzu gehört auch die Festlegung der funktionellen Einheit als Mass für den Nutzen des Produktionssystems.
2. Sachbilanz: Die Input-Output-Flüsse entlang des Lebensweges der untersuchten Produkte bzw. Dienstleistungen werden ermittelt und zusammengestellt. Hierzu wird zunächst ein Flussdiagramm für den Lebensweg erarbeitet. Im Weiteren wird eine Input-Output Tabelle für die betrachteten Prozesse erstellt. In diesem Arbeitsabschnitt erfolgt die Erhebung aller umweltrelvanten Daten und die Umrechnung der Belastungen auf die funktionelle Einheit.

3. Wirkungsabschätzung: Die Sachbilanzdaten werden zu Wirkungskategorien klassifiziert. Die potentiellen Umweltauswirkungen in verschiedenen Schadenskategorien (z.B. Treibhausgase, Überdüngung, etc.) werden durch die Charakterisierung der berechneten Input-Output-Flüsse im Anschluss der Inventarisierung modelliert (Heijungs *et al.* 1992a, 1992b). Zur Zusammenfassung und Bewertung der verschiedenen Umwelteinwirkungen gibt es unterschiedliche Methoden die zu einer Teil- oder Vollagregation führen (Brand *et al.* 1998, Braunschweig *et al.* 1997, Goedkoop 1995). Diese Phase enthält subjektive Elemente und soll deshalb möglichst transparent durchgeführt werden.
4. Auswertung: Vergleich von Produkten bzw. Dienstleistungen, Interpretation und Aufzeigen von Optimierungsmöglichkeiten (Verbesserung der Prozesse, Veränderung der Produktion, Kauf/Nichtkauf von Produkten) auf Grundlage der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung der Zieldefinition.

2.2.1. Arbeiten zur Ökobilanzmethodik

Bei einer Vielzahl von Arbeiten zum Thema Ökobilanzen für landwirtschaftliche Produkte fällt zunächst auf, dass diese sich vor allem mit methodischen Fragestellungen befassen. Ziel der Arbeiten war es zumeist, die Unterschiede aufzuzeigen, die sich bei einer Anwendung des für industrielle Prozesse entwickelten Instruments Ökobilanz für landwirtschaftliche Produktion ergeben. In der Tab. 2-4 (auf Seite 34) wird eine Übersicht über diese Arbeiten gegeben. Soweit konkrete Produkte Gegenstand der Untersuchungen waren, werden diese in der Tabelle aufgeführt.

Bilanzen werden in diesen Arbeiten zumeist nur durchgeführt, um beispielhaft methodische Probleme deutlich zu machen. Immer wieder werden folgende Themen für eine vertiefende methodische Betrachtung genannt (Cowell & Clift 1995):

- Wahl der funktionellen Einheit. Diese kann z.B. durch Gewicht, finanzieller Wert, Wert für die Ernährung, Wert für die Weiterverarbeitung (Protein, Fettgehalt) bestimmt werden.
- Wahl der Bilanz- und Systemgrenzen (z.B. wie weit gehört der Boden zum landwirtschaftlichen System).
- Zeitliche Allokation (Berücksichtigung der Fruchtfolge).
- Allokation der Umweltfolgen auf unterschiedliche Produkte (z.B. Milch - Fleisch, Weizen - Stroh).
- Allokation der Umweltfolgen bei Nebenprodukten, z.B. Berücksichtigung der Gülle als Abfall oder als Wertprodukt.
- Auswahl der Indikatoren für Umweltbelastungen, die vor allem für die Beurteilung landwirtschaftlicher Prozesse eine Rolle spielen (Biodiversität, Landverbrauch, artgerechte Tierhaltung, Einsatz von Pestiziden).

Im Folgenden werden zu einigen dieser methodischen Probleme Forschungsergebnisse vorgestellt. Ein Ansatz zur differenzierteren Betrachtung von Pestiziden wurde von Jolliet & Crettaz (1997b) vorgeschlagen. Im Rahmen der Entwicklungen zum Eco-

indicator 98 sollen Pestizide ebenfalls detaillierter bewertet werden (Goedkoop *et al.* 1998).

Ein wichtiger Punkt für den vorgesehen Vergleich einer Reihe verschiedener Nahrungsmittel ist die Wahl der funktionellen Einheit. In den meisten Arbeiten werden Produkte nach dem Gewicht verglichen. Charles *et al.* (1998) zeigten an Hand eines Beispiels, dass die Berücksichtigung einer Produkteigenschaft (hier des Proteingehaltes von Weizen) zu einer veränderten Interpretation der Ökobilanzergebnisse führt. Eine weitere Möglichkeit zur Berücksichtigung von Qualitätseigenschaften des Nahrungsmittels ist der Vergleich hinsichtlich der aufgenommen Nahrungsenergie.

Der Gehalt an Nahrungsenergie in Produkten bildet allerdings noch lange nicht alle Qualitätsmerkmale oder Funktionen eines Nahrungsmittels ab. In der Ernährungswissenschaft wird heute zumindestens für die Industrieländer davon ausgegangen, dass die ausreichende Versorgung mit Kalorien kein Problem mehr darstellt bzw. sogar zuviel Energie mit der Nahrung aufgenommen wird. VegetarierInnen ersetzen die Nahrungsenergie aus Fleisch nicht nur mit Gemüse. Sie sorgen mit einer Kombination verschiedener Produkte, z.B. Milchprodukte, für die ausreichende Zufuhr von Eiweissen..[5]

Die Qualität der Nahrung sollte daher durch andere Indikatoren als die Nahrungsenergie, z.B. Gehalt an bestimmten Inhaltsstoffen, verglichen werden. Hierzu hat sich allerdings noch kein allgemein akzeptierter Summenindikator im Gebiet der Ernährungswissenschaften durchgesetzt. Die Einschätzung der Qualität eines Nahrungsmittels durch KonsumentInnen wird ausserdem noch durch eine Reihe weiterer Faktoren bestimmt. Dies sind z.B. persönlicher Bezug zum Herstellungsland, Aussehen, Preis, Erwartung bei Markenprodukten und anderes (Haglund *et al.* 1999, Juric & Worsley 1998, Lange *et al.* 1999, Sobal 1998).

2.2.2. Ökobilanz-Fallstudien für landwirtschaftliche Produkte

Abb. 2-1 gibt einen Überblick für den typischen Lebensweg eines Nahrungsmittels. Agrarprodukte werden unter Einsatz von Dünger, Saatgut und Pestiziden in der Landwirtschaft hergestellt. Nach dem Transport zu lebensmittelverarbeitenden Betrieben werden diese Produkte weiter veredelt, für den Verkauf vorbereitet und verpackt. Über den Gross- und Detailhandel werden die Produkte dann an die EndkonsumentInnen weitergegeben. Im Haushalt werden sie zubereitet und gegessen. Verbleibende Reststoffe und Abwässer gelangen zur Entsorgung. Transporte finden zwischen fast allen Produktionsschritten statt.

Ceuterick[6] hat eine Liste von Anwendungsbeispielen und Zielen für im Nahrungsmittelbereich durchgeführte Ökobilanzen angegeben (Tab. 2-1).

[5] Mündliche Auskunft von Kurt Hofer, Geographisches Inst. der Uni Bern am 20.2.98.

[6] Informationen auf www.jrc.es/iptsreport/vol20/english/FOO4E206.htm.

Tab. 2-1 Applications of LCA in the food chain.

Application Area	Application
Agriculture and food industry	• Environmental improvement of production systems. • Identification of 'hot spots' in the chain. • Assessment of environmental impacts of agrification (biomaterial versus traditional materials). • Comparison of different production methods. • Support and implementation of eco-audit procedures (e.g. EMAS). • Guide for purchasing decisions on ancillaries (agrochemicals, fertilisers, etc.). • Development of environmental performance indicators. • Communicate environmental performance.
Wholesale and retail	• Guide for purchasing decisions (choice of suppliers). • Comparison of own products with products of other wholesale companies and retailers (benchmarking). • Communicate environmental performance of products.
Consumers and consumer organisations	• Guide for purchasing decisions (e.g. via ecolabels). • Benchmarking for suppliers and brands.
Policy makers	• Developing longer-term food strategies. • Development of environmental performance indicators. • Development of cleaner technology/production programs. • Definition of Best Available Technologies (BAT). • Development of production and product standards. • Development of ecological criteria for the award of an ecolabel for products. • Support of financial measures (e.g. taxes on environmentally polluting products). • Screening of alternative (European) agricultural policies.

Bei den Anwendungen von Ökobilanzen für Nahrungsmittel lassen sich drei grosse Gruppen von Arbeiten unterscheiden. Eine Gruppe bilden die Arbeiten, deren Hauptziel die methodische Fortentwicklung des Instruments ist (vgl. hierzu auch Kapitel 2.2.1). Eine zweite grosse Gruppe befasst sich mit nachwachsenden Rohstoffen. Dies sind zum einen Treibstoffe (Raps-Methyl-Ester) und zum anderen Grundstoffe für chemisch - industrielle Produktionsverfahren (z.B. Öle, Verpackungsmaterialien). Die dritte Gruppe untersucht Nahrungsmittel und ihren landwirtschaftlichen Anbau. Hierbei geht es zum Teil um schon heute produzierte Nahrungsmittel, zum Teil aber auch um Optionen für eine zukünftige Versorgung mit Nahrungsmitteln und die sich hieraus ergebenden Konsequenzen für die Umwelt (z.B. Proteinversorgung mit biotechnologisch hergestelltem Eiweiss).

Die Tab. 2-4 (ab Seite 34) gibt einen Überblick zu verschiedenen Anwendungsbeispielen. Die ausgewerteten Arbeiten zu Ökobilanzen untersuchen oft nur einen Teil des gesamten Lebensweges. Für weitergehende Untersuchungen müssten die fehlenden Abschnitte evtl. noch ergänzt werden. Ökobilanzen, die auch den Konsum mit berücksichtigen, gibt es bisher kaum. Ein Ansatz ist die Untersuchung für Bier von Peter (1996). Aus anderen Untersuchungen ist aber bekannt, dass dann auch die Emissionen von Stickstoff und Phosphor in die häuslichen Abwässer durch die menschlichen Ausscheidungen eine wichtige Rolle spielen (Baccini *et al.* 1993).

Die Arbeiten werden in Kapitel 2.2.5 (Tab. 2-4) hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit für die eigene Untersuchung von Nahrungsmitteln mit einer Ökobilanz eingestuft. Voraussetzung für eine Weiterverwendung von Literaturdaten ist, dass die Sachbilanz (li-

fe-cycle-inventory oder LCI) in der Veröffentlichung nachvollziehbar dokumentiert wurde. Es sollte vor allem für ausländische Untersuchungen möglich sein, diese um Schweiz-spezifische Daten zu ergänzen und die Daten eigenständig weiterzuverarbeiten und neu zu berechnen

Leider werden vor allem in Zeitschriften und Kongressberichten oft nur die zusammengefassten Daten nach dem Bewertungsschritt wiedergegeben. Es ist nur schwer möglich, diese Ergebnisse für weitere Untersuchungen zu verwenden. Untersuchungen in der Lebensmittelindustrie sind oft vertraulich und die Daten werden deshalb nicht weitergeben. Die aufgewendete Arbeit kann somit zu weitergehender Forschung nicht beitragen. In Zukunft sollte es verstärkte Anstrengungen zum Austausch der Sachbilanzdaten von Ökobilanzen geben.[7]

2.2.2.1. Relevanz verschiedener Produktionsstufen im Lebensweg von Nahrungsmitteln

Eine wichtige Frage zur Bilanzierung von Nahrungsmitteln ist, welche Stufen im Lebensweg besonders wichtig sind. Hierzu werden im Folgenden einige Arbeiten ausgewertet.

Um die Relevanz verschiedener Produktionsstufen zu bestimmen wird in Abb. 2-2 der Anteil des Energieverbrauch in unterschiedlichen Abschnitten des Lebensweges für verschiedene Nahrungsmittel verglichen. Der Energieverbrauch wird in vielen Ökobilanzarbeiten ausgewiesen und es war somit hier einfach auf diesen Indikator zurückzugreifen. Hierzu wurden Daten aus verschiedenen Untersuchungen zusammengefasst (Andersson *et al.* 1998b, Bernhard & Moos 1998, Geier *et al.* 1997, Kjer *et al.* 1994, Maillefer 1996b, Møller *et al.* 1996, Patyk & Reinhardt 1997).

Wie die Grafik zeigt, ist eine generelle Aussage darüber, welcher Abschnitt im Lebensweg besonders wichtig ist, kaum möglich. Die Auswertung anderer Umweltbelastungen kann unter Umständen ein völlig anderes Bild ergeben. Ausserdem untersuchen nicht alle Studien alle Verarbeitungsstufen im gleichem Detail bzw. mit den gleichen Systemgrenzen. Hierdurch können sich gewisse Verschiebungen ergeben.

Es gibt die generelle Tendenz, dass mit höherem Verarbeitungsgrad der Lebensmittel auch die Verarbeitung einen relevanten Beitrag zu den Umweltbelastungen darstellt. Erfolgt der Transport durch die Käufer mit einem PKW kann dies zu wesentlich höheren Umweltbelastungen beitragen. Auch die Phase des Konsums ist bei Nahrungsmitteln, die gekocht bzw. gekühlt werden müssen, für die Umweltauswirkungen relevant.

Blonk *et al.* (1997b) haben verschiedene Nahrungsmittel in Ökobilanzen untersucht. Für tierische Produkte wurden die Umweltfolgen vor allem in der Landwirtschaft verursacht. Nur bei relativ hoch verarbeiteten Produkten spielen nachgelagerte Verarbeitungsschritte eine wichtige Rolle. In den Wirkungskategorien Verbrauch abiotischer Ressourcen, Humantoxizität und Sommer- bzw. Wintersmog stehen die Umweltfolgen in direkter Korrelation mit dem Energieverbrauch. Umweltwirkungen in den Katego-

[7] Innerhalb des LCA network food gibt es eine Arbeitsgruppe die hierzu Vorschläge erarbeitet (www.sik.se/sik/affomr/miljo/lcanetf.html).

rien Eutrophierung, Ozonabbau, aquatische und terrestrische Ökotoxizität werden durch die landwirtschaftliche Praxis bestimmt.

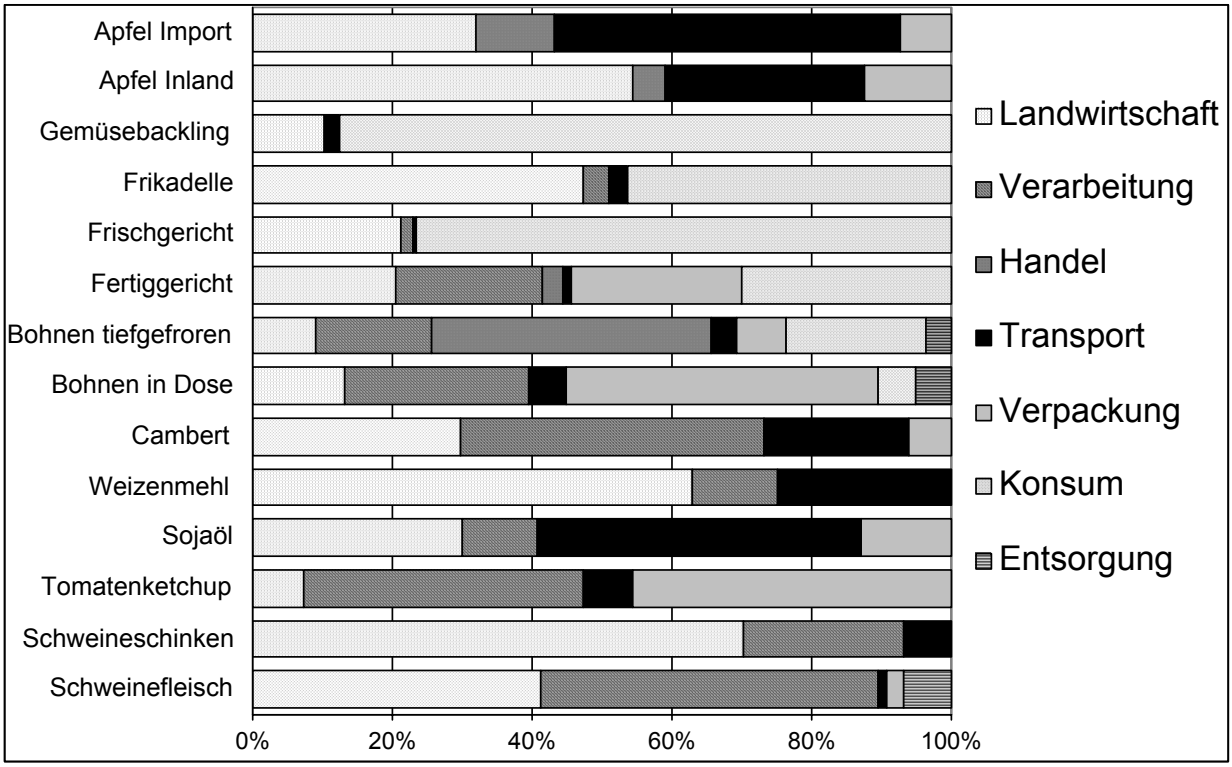


Abb. 2-2 Anteile des Energieverbrauchs in verschiedenen Abschnitten des Lebenszyklus am Gesamtverbrauch für die Nahrungsmittelproduktion.

Als Hauptumweltbelastungen werden in vielen Untersuchungen der Energieverbrauch auf Grund der Kunstdüngerherstellung und durch die Landbearbeitung, die Umweltbelastungen durch Dünger- und Pestizideinsatz und der Einfluss auf die Biodiversität genannt. In Untersuchungen zu Nahrungsmitteln, die den Lebensweg bis zum Verkauf betrachten, wird ausserdem auf die im Zusammenhang mit Transporten und Verpackung stehende Umweltbelastung verwiesen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine allgemeingültige Aussage darüber welche Abschnitte im Lebenszyklus eines Nahrungsmittels besonders wichtig sind, nicht möglich ist. Ökologisches Handeln kann also nicht dadurch vereinfacht werden, dass nur bestimmte Produktmerkmale, z.B. die Produktionsweise, als Beurteilungskriterium für die ökologische Relevanz herangezogen werden.

2.2.2.2. Ökobilanzen für verschiedene landwirtschaftliche Produktionsweisen

In der öffentlichen Diskussion zu Nahrungsmitteln wird eine biologische Anbauweise in der Regel gleichgesetzt mit einer unter Umweltgesichtspunkten idealen Anbauweise. In verschiedenen Arbeiten wurde versucht, diese These mit Energie- bzw. Ökobilanzen zu verifizieren. Im Folgenden werden eine Reihe von Arbeiten ausgewertet, die unterschiedliche Produktionsweisen verglichen haben.

In Tab. 2-2 werden die Aussagen verschiedener ökologischer Bilanzierungen für verschiedene Anbausysteme plakativ gegenübergestellt. Gezeigt werden Angaben zu den untersuchten Produkten, zur Funktionellen Einheit (FE), zu den betrachteten Indika-

toren für die Umweltbelastungen und eine kurze Wiedergabe zu den Schlussfolgerungen des Vergleichs. Deutlich wird, dass ein Teil der Untersuchungen Aspekte, denen für die Landwirtschaft besondere Bedeutung beigemessen wird (vgl. Kap. 2.1), bei der Beurteilung nicht berücksichtigt haben.

Ein wichtiger Unterscheidungspunkt beim Vergleich der Arbeiten ist die Wahl der funktionellen Einheit in der Untersuchung. Werden die Produktionsmethoden pro Fläche verglichen so schneidet die Bioproduktion in der Regel besser ab. Ziel der Landwirtschaft ist es aber Nahrungsmittel zu produzieren. Der Vergleich aus Sicht des Konsums muss deshalb pro produzierter Menge erfolgen.[8]

Bei der Bilanzierung von Energie wird das Einsparungspotential der Bioproduktion durch den Verzicht auf Kunstdünger teilweise durch die geringeren Ernteerträge und den höheren Maschineneinsatz ausgeglichen. Meistens ist der Energieeinsatz pro Ertrag im direkten Vergleich dennoch für die Bioprodukte etwas geringer.

Beim Vergleich weiterer Wirkungskategorien, führt der Verzicht auf organische Pflanzenbehandlungsmittel, je nach angewandter Bewertungsmethode, zu Vorteilen in der Kategorie Toxizität. Es können sich hierbei allerdings unter Umständen auch Probleme durch die Alternativpräparate (z.B. auf Kupferbasis) die im biologischen Landbau eingesetzt werden, zeigen. Ausserdem haben auch einige Emissionen der Hofdüngeranwendung toxische Effekte (NH_3).

Nachteile des Biolandbaus, die aus detaillierteren Ökobilanzen deutlich werden, sind auf den geringeren Ernteertrag und damit einen höheren Landverbrauch zurückzuführen. Die höheren Emissionen von Stickstoffverbindungen bei der Anwendung von Hofdünger im Vergleich zu Mineraldüngern, führen zu einem schlechteren Abschneiden in den Wirkungskategorien Überdüngung und Versauerung.

Viele Vorteile die im Zusammenhang mit biologischem Anbau genannt werden z.B. im Problemfeld Biodiversität, Bodenbelastung und Pestizideinsatz werden bisher nur ungenügend in den bestehenden Bewertungsmethodiken für Ökobilanzen abgebildet. Ausserdem berücksichtigt die funktionelle Einheit Gewicht qualitative Unterschiede der Bioprodukte z.B. “besserer Geschmack” und “gesundheitliche Wirkungen” nicht. In Untersuchungen wurde z.B. ein deutlich niedriger Nitratgehalt im Biogemüse und geringere Pestizidrückstände nachgewiesen. Biologisch angebaute Äpfel hatten in Vergleichsuntersuchungen einen höheren Vitamin-C Gehalt und wurden in Blind-Vergleichsverkostungen bevorzugt (Kahlmeier 1998:42).[9]

Tab. 2-2 Gegenüberstellung von Ergebnissen zum ökologischen Vergleich von Bio-, IP- oder konventionellen landwirtschaftlichen Anbaumethoden.

Produkte, Studie	Bewertungsindikatoren	FE	Rangfolge im Vergleich
Anbaugebiet für Obst	Wirkungsabschätzung (Tier-	5674 ha	Bio besser als konventionell

[8] Nicht berücksichtigt wird in allen untersuchten Arbeiten, dass eigentlich davon ausgegangen werden muss, dass der geringere Ertrag bei der Bioproduktion dazu führt, dass u.U. vermehrt Nahrungsmittel in eine Region importiert werden müssen und deshalb zusätzliche Transportvorgänge anfallen.

[9] Am FiBL werden zur Inneren Qualität von Bioprodukten Untersuchungen durchgeführt.

Produkte, Studie	Bewertungsindikatoren	FE	Rangfolge im Vergleich
und Gemüse (Geier & Köpke 1998)	schutz, Landschaftsgestaltung, Trinkwasserschutz, Bodenschutz, Treibhauseffekt, Versauerung, Überdüngung, Humantoxikologie, Ressourcenabbau		
Betrieb Pflanzenbau Tierhaltung (Kalk & Hülsbergen 1997)	Energieintensität	ha, GV, GE	Bio +-= konventionell
Betrieb Pflanzenbau Tierhaltung (Scholz *et al.* 1995:78ff)	Energieverbrauch, Nährstoffbilanz	ha	Grosse Unterschiede zwischen den Betrieben lassen sich nicht verallgemeinerbar auf die Produktionsmethode beziehen.
Betrieb Gesamt-produktion (Rossier 1998)	Wirkungsabschätzung	ha	Meistens Bio>IP
		Nahrungs-energie	Meistens IP>Bio Kein abschliessender Vergleich von Bio- und IP Anbau. Grosse Unterschiede der Betriebe
Brot (AkkU Umweltberatungs GmbH *et al.* 1996, Salzgeber & Lörcher 1997)	Energie, CO_2, Diskussion weiterer Wirkungen	kg	Bio>konventionell
Camembert (Bernhard & Moos 1998)	Eco-indicator 95	kg	Bio>konventionell
Karottenpüree (Mattson 1999)	Wirkungsabschätzung	kg	Bio > Integriert: Ökotoxizität, Schwermetalle Integriert > Bio: Überdüngung, Versauerung, Landverbrauch Bio = Integriert: Energie
Mais Winterweizen (Kloepffer *et al.* 1999, Renner *et al.* 1998)	Wirkungskategorien (Landnutzung, Treibhauseffekt, Versauerung, Überdüngung, Human- und Ökotoxikologie, Energieverbrauch, Ressourcenabbau	kg	Bio>konventionell=gentechnisch verändert
Milch (Cederberg 1998)	Energie	kg	Bio>konventionell
	Wirkungsabschätzung	kg	Bio>konventionell ausser für die Emissionen von CH_4 und Nitrat.
Rapsfruchtfolge (Moerschner *et al.* 1997)	Energieverbrauch	ha	Betriebsunterschiede grösser als Systemunterschiede, Ordnungsgemäss>Integriert= Reduziert>Extensiv (Bio)
	Energieverbrauch	kg	Keine relevanten Unterschiede
Fruchtfolge (Alföldi *et al.* 1997)	Energie	ha kg	Bio>konventionell Bio>konventionell (ausser bei Kartoffeln)
Fruchtfolge (Alfödi *et al.* 1999)	Energie Versauerung und terestr. Eutrophierung Andere Wirkungsbilanzkategorien Gesamte Fruchtfolge	kg (TS) kg (TS) kg (TS) kg (TS)	Meistens Bio>IP ausser Kartoffeln IP>Bio für Getreideanbau Meisten Bio>IP oder = Meisten Bio>IP oder =
Verschiedene (Haas	Energie, CO_2	ha	Bio>>konventionell

Produkte, Studie	Bewertungsindikatoren	FE	Rangfolge im Vergleich
et al. 1995a, Haas *et al.* 1995b)		kg	Bio>konventionell
Verschiedene (Kjer *et al.* 1994)	Energie, CO_2 -Äquivalente	kg	Bio>konventionell
Weinbau (Scholz *et al.* 1999)	Wirkungskategorien	ha	+-= - Schwankungen auch zwischen verschiedenen Sorten
	Eco-indicator 95		Bio > IP wg. hoher Bedeutung der Pestizide
Weizen (Gaillard & Hausheer 1999)	Wirkungsabschätzung	kg	IP>Bio>intensiv. Diese Untersuchung geht für den IP-Anbau von einer Düngung mit Thomasmehl aus und ist somit nicht repräsentativ für den durchschnittlichen IP-Anbau.
Weizen (Audsley *et al.* 1997)	Wirkungsabschätzung	kg	+-= Keine abschliessende Zusammenfassung der Bewertung
Weizen (Treffers 1999)			Systemerweiterung „Biotreibstoff“ oder Extensivierung für gleiche Flächengrösse
	Wirkungsabschätzung	Kg	+-= Intensiv+Biotreibstoff > Extensiv+Kohlestrom
	Eco-indicator 95	kg	

> besser als
+-= keine klare Rangfolge beim Vergleich mehrerer Produkte
= etwa gleich
GV - Grossvieheinheiten
GE - Getreideeinheiten

Die verschiedenen in Tab. 2-2 genannten Untersuchungen zeigen in der Regel eher Vorteile für biologisch produzierte Nahrungsmittel. Sie zeigen aber auch die Vor- und Nachteile der Produktionsmethoden Biologische bzw. Integrierte Produktion auf. Die konventionelle Produktion schneidet bei den meisten Vergleichen relativ schlecht ab. Wichtig Punkte für die Beurteilung sind in allen Untersuchungen:

- Wahl der funktionellen Einheit.
- Ertragsniveau der Produktion.
- Berücksichtigung der Fruchtfolge.
- Bilanzierung des Düngemitteleinsatzes.
- Bewertung des Pestizideinsatzes.

Eine abschliessende Bewertung auf Grund von Ökobilanzen, die klar für die eine oder andere Anbauvariante (IP bzw. Bio) spricht, erscheint auf Grundlage der gezeigten Einzelbeispiele zur Zeit nicht möglich. Es wird auch deutlich, dass es für alle Anbauweisen auf Grund bestehender Unterschiede zwischen einzelnen Betrieben noch Möglichkeiten zur ökologischen Optimierung gibt. In Kapitel 2.2.4 wird aufgezeigt, dass mit Ökobilanzen z.Zt. nur ein Teil der umweltrelevanten Aspekte für die Beurteilung landwirtschaftlicher Produktionsweisen abgedeckt wird. Der Einbezug weiterer Kriterien, die bisher nicht in der Ökobilanz berücksichtigt werden, führt heutzutage zu einer insgesamt positiveren Einstufung der Bioproduktion.

2.2.2.3. Transporte von Nahrungsmitteln und regionale Produktion in der Ökobilanz

Transportvorgängen wird in vielen ökologischen Betrachtungen besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Als Gegentrend hierzu wird die Regionalisierung des Nahrungsmittelkonsums propagiert. Dies ist nicht in allen Fällen gerechtfertigt.

Die zunehmende Globalisierung und die hierdurch erforderlichen Transporte von Lebensmitteln werden für eine Zunahme des Energieverbrauchs auf Grund der Bereitstellung von Nahrungsmitteln verantwortlich gemacht. Als ökologisch sinnvoller Gegentrend wird deshalb von einigen AutorInnen die "Regionalisierung" der gesamten Nahrungsmittelkette postuliert (Hofer *et al.* 1997, Scholz *et al.* 1998:104). Einige Lebenszyklusuntersuchungen zum Energieverbrauch bzw. zu den Umweltbelastungen hatten speziell die transportbezogenen Umweltbelastungen im Visier (Böge 1995, Carlsson 1997, Dinkel *et al.* 1997, n.n. 1992, Probst 1998, Stadig 1998, Zamboni 1994).

Die Höhe der Umweltbelastungen der Transporte hängt nicht nur von der direkten Entfernung zwischen Produktionsort und Verbrauchsort ab. Mitentscheidend sind die Art des Transportmittels, die Auslastung insbesondere bei der Feinverteilung (Sammlung vom Hof oder Transport zum Haushalt mit dem PKW) und die “versteckten” Transporte durch Umschlag zwischen verschiedenen Verarbeitungsstufen. Besonders umweltbelastend sind Transporte mit dem Flugzeug.

Für KonsumentInnen sind die Umweltbelastungen nicht leicht abzuschätzen. Zamboni (1994) geht davon aus, das tiefgekühlte Produkte (z.B. Fleisch aus Übersee) mit dem Schiff transportiert werden, während frische Produkte geflogen werden. Andere Quellen berichten, dass auch frisches Fleisch vakumverpackt und gekühlt mit dem Schiff transportiert werden kann (n.n. 1997a). Der Unterschied beim Transport aus Neuseeland ist beträchtlich. Schon der Transport mit dem Schiff verbraucht sechs mal mehr Energie als die Herstellung einer kleinen Portion Fleisch, mit dem Flugzeug ist es das 48-fache.

Eine weitere Schwierigkeit bei der Beurteilung durch KonsumentInnen sind die “versteckten” Transporte, die sich nicht ohne weiteres auf Grund der Angaben auf der Verpackung erkennen lassen. So stammt z.B. ein Grossteil des Rindfleisches, das als *Bündner Fleisch* aus der Schweiz in die Europäische Gemeinschaft exportiert wird, aus südamerikanischen Viehbeständen.[10]

Sekundäre Transporte von Futtermitteln können ebenfalls einen grossen Einfluss auf die Ökobilanz haben. Wird z.B. das Futter für Tiere importiert so ist die transportierte Menge unter Umständen mehrfach höher als wenn das Endprodukt importiert worden wäre. Bei der Betrachtung des gesamten Lebensweges haben Transportvorgänge allerdings in vielen Fällen (ausser bei den oben angedeuteten Ferntransporten) eine untergeordnete Bedeutung (Kjer *et al.* 1994).

[10] “Zähes Bündner Fleisch” von Ch. Sauter im Tages-Anzeiger, Zürich, S. 7, 15.6.98.

Stadig (1998) zeigt, dass sich die Produktionsbedingungen in verschiedenen Ländern unterscheiden können. Hier schneidet der regionale Produkt (Apfel) insgesamt am besten ab. Unter Umständen können aber bessere Produktionsbedingungen auch transportbedingte Umweltbelastungen aufwiegen.

Probst (1998) hat Brot aus unterschiedlichen Produktionssystemen verglichen. Der Transport hat dabei nicht die erwartete, wichtige Rolle eingenommen. Die Umweltbelastungen hängen von verschiedenen Faktoren ab, so dass das regionale Produkt nicht per se über die vorteilhafteren ökologischen Qualitätsmerkmale verfügt (Probst 1998:IV). Für den Anbau des Getreides (ohne Transport) wurde abgeschätzt, dass die Produktion in Kanada dank höheren Erträgen und geringerem Maschineneinsatz deutlich weniger Umweltbelastungen verursacht als die Schweizer Varianten (Probst 1998:101). Transporte in der Region werden mit kleineren Fahrzeugen durchgeführt. Die Umweltbelastungen sind auf Grund der geringeren Effizienz dieser Fahrzeuge nicht deutlich unterschiedlich im Vergleich zu einem Schweizer Produkt (Probst 1998:111). Insgesamt werden für das regionale Produkt noch verschiedene Möglichkeiten zur ökologischen Optimierung gesehen.

Transporte sind nicht nur im Zusammenhang mit Importen beachtenswert, wie das Beispiel der Vermarktung von Schweizer Salat in China zeigt. Um die Überproduktion zu verkaufen, wird Salat von der Schweizer Gemüse Union mit dem Flugzeug nach Shanghai transportiert und dort an zahlungskräftige ChinesInnen verkauft.[11]

Als Fazit der verschiedenen Untersuchungen kann gesagt werden, dass regionale Produkte nicht per se über die bessere Umweltbilanz verfügen. Vielmehr muss die gesamte Produktion bis zum Konsumenten betrachtet werden und alle Optimierungsmöglichkeiten müssen über den Lebensweg betrachtet ausgeschöpft werden. Unter Umständen lohnt sich dann auch ein etwas weiterer Transportweg, wenn die Anbaubedingungen dadurch entscheidend verbessert werden können.

2.2.3. Ökobilanzen als Beurteilungskriterium bei der Vergabe von Produktelabels

Die Vergabe von Ökolabels ist eine wichtige Orientierungshilfe für Kaufentscheidungen. Eine Vergabe auf Grundlage einer quantitativen Lebenszyklusbewertung erscheint sinnvoll aber zur Zeit noch schwer durchführbar.

Von Kahlmeier (1998) wird die Etablierung eines Kennzeichnungsystemes und eines System zur Qualitätssicherung für landwirtschaftliche Produkte als Massnahme zur Erhöhung der Produktewahrheit für KonsumentInnen vorgeschlagen. Ökobilanzen können als Grundlage dienen um Kriterien für die Vergabe von Produktlabels zu erarbeiten. Vorschläge hierzu gibt es in verschiedenen Studien. Von Seiten der Europäischen Union gibt es das Bestreben, zur ökologischen Zertifizierung von Produkten einheitliche Richtlinien zu erarbeiten (Udo de Haes *et al.* 1997).[12] In einem Artikel untersuchen Udo de Haes *et al.* (1997) die Möglichkeiten, die sich hierzu für Lebensmit-

[11] "Auf den Salatkopf gefallen" von B. Müller in FACTS Nr. 33 vom 13.8.98.

[12] Auch van Ravenswaay und Blend untersuchen das Innovationspotential von Ökolabels (www.pmac.net/vaanra.htm).

telprodukte ergeben. Sie unterscheiden dabei zwei Ansätze der ökologischen Zertifizierung:

- Produktbezogene Betrachtung über den Lebensweg (Ökobilanz),
- Betriebsbezogene Zertifizierung unter Berücksichtigung aller internen Produktionsabläufe (Öko-Audit).[13]

Bisherige Ansätze zur ökologischen Zertifizierung verfolgen dabei oft eine Mischung verschiedener Ansätze. Sie betrachten meistens nur die landwirtschaftliche Produktion und blenden den weiteren Lebensweg aus. In der Regel wird ein Label dann vergeben, wenn bestimmte Vorgaben bei der landwirtschaftlichen Produktion eingehalten werden. Um ökologische Optimierungen zu erreichen, erscheint es aber sinnvoll alle Abschnitte des Lebensweges im Auge zu behalten.

In ihrem Artikel sehen Udo de Haes *et al.* (1997) die Hauptsteuerungsmöglichkeiten im Bedürfnisfeld Ernährung beim Lebensmittelhandel, da dieser sowohl auf die Akteure der Vorkette als auch auf die KonsumentInnen Einflussmöglichkeiten hat. Für die Zertifizierung halten sie einen betriebsbezogenen Ansatz für geeigneter, da dies den beteiligten Unternehmen bessere Möglichkeiten zur Profilierung bietet. Ausserdem weisen sie auf die Schwierigkeiten eines produktbezogenen Ansatzes unter Erstellung von Ökobilanzen über den gesamten Lebenszyklus hin. Folgende Argumente sprechen für bzw. gegen eine Lebenswegbetrachtung:

+ Die relevanten Umweltbelastungen werden besser erfasst.
+ Quervergleiche zwischen verschiedenen Produkten werden möglich wenn die Umweltbelastung mit einem geeigneten Indikators quantifiziert wird.
+ Lebenszyklusbetrachtungen sind ein geeignetes Instrument zur ökologischen Optimierung auf Ebene der KonsumentIn.
– Es sind sehr viele Vereinfachungen auf den Vorstufen notwendig.
– Relevante betriebsinterne Unterschiede lassen sich kaum erfassen.

Folgende Gründe sprechen für bzw. gegen eine betriebsbezogene Zertifizierung:

+ Unterschiede auf Betriebsebene werden besser erfasst.
+ Quantitative und Qualitative Aussagen können nebeneinander stehen.
+ Attraktiver für die Produktionsstätten.
+ Einfacher für den Handel.
– Keine differenzierte Bewertung durch die VerbraucherInnen möglich.
– Es ist kein absoluter Vergleich zwischen den Umweltbelastungen verschiedener Produkte möglich, da nicht Messgrössen als Ergebnis erstellt werden.
– Keine kontinuierlichen Verbesserungen, da das Erreichen eines bestimmten Standards ausreicht.
– Transporte werden nicht direkt berücksichtigt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es auch künftig schwierig sein wird, Labels für Lebensmittel auf Grundlage einer Ökobilanz zu verteilen. Bestehende Zertifizierungsansätze sollten jedoch dahingehend erweitert werden, dass Umweltfolgen ver-

[13] Weitere Informationen zu der Methodik des Öko-Audits gebe ich in Kapitel 2.3.2.

schiedener Verarbeitungsstufen, gewichtet zu einander, betrachtet werden. Auch zukünftig wird dies jedoch eher durch eine Zertifizierung der beteiligten Betriebe möglich sein. Vor- bzw. nachgelagerte Transporte sollten im Öko-Audit des Betriebes ausgewiesen werden, der sie bezahlt.

2.2.4. Möglichkeiten und Grenzen der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden die Möglichkeiten und Grenzen der Ökobilanzierung zur Beurteilung von Umweltfolgen im Lebensweg eines Nahrungsmittels aufgezeigt. In der weiteren Arbeit soll eine geeignete vollaggregierende Methode zur Wirkungsabschätzung genutzt werden. Die Grenzen einer solchen Bewertung werden deshalb diskutiert. Am Schluss des Kapitels wird die Bewertung in der Ökobilanz, anderen Arten der Beurteilung landwirtschaftlicher Produkte gegenübergestellt. Hierbei wird deutlich, dass Ökobilanzen nur eine Sichtweise zur Bewertung des Themas Umwelt liefern können.

Mit Hilfe der Ökobilanzierung ist es möglich, die Umweltbelastungen eines Produktes über den Lebensweg zu erfassen und auszuwerten. Für eine Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit[14] kann diese Methode wichtige Hinweise für eine Verringerung von Umweltbelastungen geben. Hilfreich ist die Methode vor allem dann, wenn relativ unterschiedliche Arten von Umweltbelastungen gegeneinander abgewogen werden müssen, um Entscheidungen zu treffen. Ökobilanzen helfen dabei, versteckte Umweltbelastungen eines Produktes aufzudecken.

Für die Untersuchung im Rahmen dieser Arbeit ist es notwendig alle Umweltbelastungen mit einem Indikator zu bewerten, also eine vollaggregierende Wirkungsabschätzung[15] durchzuführen. Zwei wichtige Methoden werden im Folgenden vorgestellt.

Die Bewertungsmethode Eco-indicator 95 fasst Emissionen in die Umwelt zunächst in verschiedenen Wirkungskategorien zusammen. Abb. 2-3 zeigt die verschiedenen Schritte der Methode. Die Originalmethode unterscheidet dabei folgende Kategorien: Überdüngung, Krebserregende Substanzen, Ozonabbau, Pestizide, Photosmog, Schwermetalle, Treibhauseffekt, Versauerung und Wintersmog. Nach der wirkungsbezogenen Aggregation erfolgt eine Normalisierung mit den Gesamtemissionsdaten für europäische Verhältnisse. In einem letzten Schritt wird die potentielle Gefährdung auf Grund der unterschiedlichen Umweltprobleme mit Gewichtungsfaktoren abgeschätzt und damit vergleichbar gemacht (Goedkoop 1995).[16] Die Methode wurde inzwischen um die Wirkungskategorien „Radioaktive Substanzen“ und „Energieressourcen“ erweitert (Braunschweig *et al.* 1997, Müller-Wenk 1998a).

---

[14] Ein Vorschlag zur Berücksichtigung weiterer, qualitativer Aspekte der Nachhaltigkeit in Ökobilanzen wurden von Andersson *et al.* (1998a) veröffentlicht.

[15] In der Normung für Ökobilanzen wird eine vollaggregierende Bewertung für veröffentlichte Ökobilanzen ausgeschlossen (International Organization for Standardization (ISO) 1998:ISO 14042:10).

[16] Auf www.pre.nl/eco-ind.html wird eine ausführlichere Beschreibung der Methode gegeben.

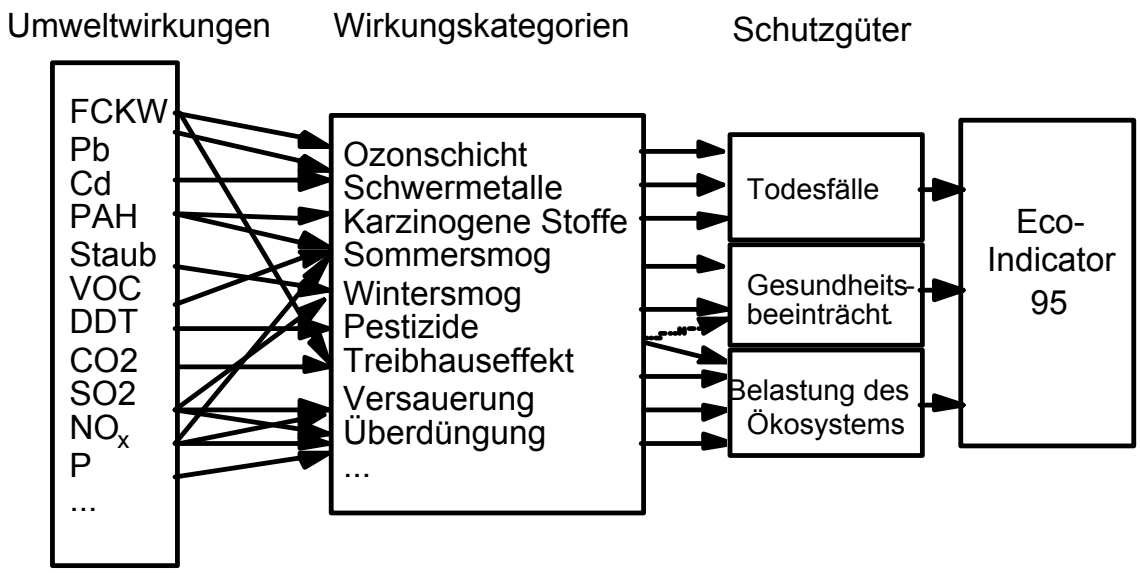


Abb. 2-3 Die Bewertungsschritte zur Wirkungsabschätzung mit dem Eco-indicator 95.

Die Methode „Umweltbelastungspunkte“ wurde im Auftrag des Schweizerischen Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) entwickelt (Brand *et al.* 1998). *“Die Methode der ökologischen Knappheit ermöglicht eine vergleichende Gewichtung verschiedener Umwelteinwirkungen mittels sogenannter Ökofaktoren. Bewertet werden die Emission verschiedener Substanzen in die Luft, in die Oberflächengewässer und in Boden/ Grundwasser sowie der Verbrauch von Energieressourcen. Die Ökofaktoren werden aus den gegenwärtigen Umweltbelastungen (aktuelle Flüsse) und den als kritisch erachteten Belastungen (kritische Flüsse) berechnet. Der aktuelle Fluss wird aus den neusten verfügbaren Daten ermittelt. Der kritische Fluss wird aus wissenschaftlich begründeten Zielen der schweizerischen Umweltpolitik abgeleitet.”* (Brand *et al.* 1998).

Mit Ökobilanzen können zur Zeit nicht alle ökologisch wichtigen Folgen aus dem Produktlebensweg erfasst werden. Nicht erfasst werden mit den dargestellten Methoden der vollaggregierenden Wirkungsabschätzung folgende ökologische Belastungen, die insbesondere bei der Beurteilung landwirtschaftlicher Produkte relevant sein können. In den Fussnoten werden Ansätze zur Bearbeitung dieser ökologischen Auswirkungen genannt:

- Beurteilung des Flächenverbrauchs nach den Kriterien Biodiversität, Nutzung von Ressourcen, Erholungswert oder anderen Kriterien.[17]
- Nutzung und Schädigung des Bodensystems. Insbesondere Aspekte des Ressourcenabbaus z.B. durch Erosion oder irreversible Schädigung werden nur zum Teil betrachtet.[18]

[17] Vorschläge zum Einbezug der Landnutzung wurden von verschiedenen AutorInnen erarbeiten. Z.B. (Fehrenbach 1998, Knoepfel 1995b, Köllner 1998, 1999, Mattson *et al.* 1998, Müller-Wenk 1998b).

[18] Verschiedene Aspekte der Bodenschädigung werden von Schorb *et al.* (1998:172ff) ausführlich diskutiert. Auch von Scholz *et al.* (1998:112) werden verschiedene Varianten der Bodenbearbeitung untersucht und diesem Thema wichtige Bedeutung zugemessen. Die AutorInnen

- Die Übernutzung der Ressource Wasser wird nicht betrachtet. Etwa drei viertel des jährlichen pro-Kopf Wasserverbrauchs von etwa 1400 bis 1800 m^3 wird für die Nahrungsmittelproduktion benötigt. Die Ressource ist in der Schweiz noch ausreichend verfügbar. In anderen Ländern kommt dem Wasser aber eine für die Produktion limitierende Bedeutung zu. Auf Grund steigenden Nahrungsmittelbedarfs bei gleichbleibender Verfügbarkeit der Ressource wird sich dieses Problem zukünftig eher verschärfen (Zehnder 1999).
- Übernutzung von biotischen Ressourcen, z.B. Überfischung.
- Einsatz von Pestiziden, Hierzu gibt es bereits verschiedene Methoden zur Bewertung einiger Pestizide. Auf Grund der Vielzahl von Substanzen ist eine genaue Bestimmung des toxischen Potentials unter Einbezug des Substanzmetabolismus schwierig. Bisher hat sich aber noch kein allgemein akzeptierter Standard herausgebildet.[19]
- Lärm.[20]

In der öffentlichen Diskussion werden ausserdem häufig noch folgende Auswirkungen erwähnt, die allerdings nach gängiger Vorstellung nicht in der Ökobilanz bewertet werden müssen:

- Bei der Betrachtung von Nahrungsmitteln gibt es eine Reihe von möglichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit die direkt auf Grund des Konsums möglich sind. VerbraucherInnen bewerten diese möglichen Auswirkungen in der Regel mit (Bundesamt für Gesundheit 1998:118ff).
- Die Vor- und Nachteile von Massentierhaltung oder artgerechter Tierhaltung werden nicht bewertet.[21]
- Der Einsatz von gentechnisch veränderten Organismen wird bisher nicht bewertet, da ein Schaden zwar befürchtet aber bisher noch nicht beobachtet und quantifiziert wurde.[22]

In Tab. 2-3 wird der Versuch unternommen, die Prioritäten verschiedener Akteure bei der Beurteilung der Landwirtschaft unter ökologischen Gesichtspunkten einander gegenüberzustellen. Hierzu wurden die Aussagen zu Nachhaltigkeit aus Sicht der Politik und zu den prioritären Aufgaben aus Sicht der KonsumentInnen in eine Rangfolge gebracht und in die Tabelle eingeordnet. Ergänzt wird dies durch die Sicht der Ökobi-

---

entwickeln hierfür einen Bodenschonungsindex zum Vergleich verschiedener Arbeitsschritte der Bodenbearbeitung.

[19] Vgl. hierzu die Ausführungen in Kapitel 6.A.1. Bewertungen zur Toxizität von Pflanzenschutzmitteln werden von verschiedenen Autoren vorgeschlagen (z.B. Guinèe *et al.* 1996, Huijbregts 1999, Jolliet & Crettaz 1997b).

[20] Lärm wurde schon relativ früh in die Ökobilanzdiskussion eingebracht (z.B. Knoepfel 1995b). Bisher hat sich aber noch keine einfache Bilanzierungs- und Bewertungsmethode durchsetzen können.

[21] Dieses Kriterium ist nach Ansicht der KonsumentInnen eine der wichtigsten Bewertungsgrössen (vgl. hierzu Seite 29).

[22] Zur Beurteilung eignet sich auch eine Risikoabschätzung, unterstützt durch eine konventionelle Ökobilanz (Kloepffer *et al.* 1999, Renner *et al.* 1998).

lanzierer, wie sie sich auf Grund der Auswertung einer Reihe von Studien ergibt. Deutlich wird auch hierbei, dass Ökobilanzen einige wichtige Themen nur unzureichend abbilden können.

Tab. 2-3 Prioritäten bei der Gewichtung von Umweltproblemen in der Landwirtschaft durch verschiedene Akteure.

Themen	Konsument-Innen	Politik (Schweiz)	Ökobilanzierung
Artgerechte Tierhaltung	1.	3.	Nicht bewertet.
Landschaftspflege	3.	-	Nicht bewertet.
Gesunde Ernährung	-	2.	Nicht bewertet.
Biologische Produktion	4.	-	Abhängig von Kultur und Annahmen für die Sachbilanz. Oft geringere Umweltfolgen als IP (vgl. Kap. 2.2.2.2) aber keine Verallgemeinerung möglich.
IP Produktion	-	1.	In der Regel besser als konventionelle Produktion.
Umweltgerechte Produktion	2.	Bewertung auf Grund der Produktionsweise	Detaillierte Betrachtung.
Biodiversität	-		Teilweise als Wirkungskategorie berücksichtigt.
Energieverbrauch	-		Oft Leitparameter, geringe Bedeutung in der Wirkungsabschätzung.
Pestizidanwendung	-		Wichtig in der Wirkungsabschätzung.
Treibhausgasemissionen	-		Leitparameter, Mittlerer Einfluss in der Wirkungsabschätzung.
Düngeremissionen	-		Wichtig bewertet in der Wirkungsabschätzung.
Quellen	*Vgl. Box 2-1, Seite 16.*	(Traber 1998) *vgl. S. 16.*	*Eigene Auswertung verschiedener Arbeiten.*

Die methodische Weiterentwicklung des Instruments Ökobilanz sollte zukünftig das Ziel verfolgen, die oben genannten Umweltprobleme adäquat in der Bilanzierung und Bewertung abzubilden. Hierdurch ergibt sich das Problem, dass mit den heutigen Methoden entwickelte Aussagen zu einem ökologisch optimierten Verhalten nur den Stand des heutigen Wissens wiedergeben können. Durch zukünftige wissenschaftliche Erkenntnisse müssen diese Empfehlungen unter Umständen angepasst werden. Entsprechend kann dies auch zu revidierten Aussagen für ein ökologisches Verhalten führen. Ergebnisse von Ökobilanzen sollten deshalb nicht unter dem Anspruch einer endgültigen Aussage kommuniziert werden. Die vorgestellten Methoden zur vollaggregierenden Wirkungsabschätzung können aber potentielle Möglichkeiten, für ökologische Verbesserungen, aufzeigen.

2.2.5. Literaturübersicht Ökobilanzmethodik und Anwendungsbeispiele

In zwei Arbeitspapieren wurde ein Überblick zu Forschungsgruppen erstellt die eine ökologische Bewertung von Nahrungsmitteln im weitesten Sinne durchführen (Jungbluth 1997b, 1998c). Aufbauend auf einer nachfolgenden Literaturrecherche bei diesen Arbeitsgruppen, werden in diesem Kapitel eine Reihe von Forschungsarbeiten zur Ökobilanzanwendung und -methodik vorgestellt. Ziel dieser Zusammenstellung ist die Schaffung einer Arbeitsgrundlage auf Grund derer ein schneller Zugriff auf relevante Arbeiten zu bestimmten Themenstellungen (z.B. Vergleich Bio-IP) möglich ist (in Kapitel 2.2.2 wurde ein Teil der Arbeiten bereits ausgewertet). Ausserdem wird aufge-

zeigt inwieweit diese Untersuchungen als Datengrundlage für zukünftige Arbeiten verwendet werden können.

Arbeiten, die den Lebenszyklus bis zum Tor des Bauernhofs oder der Lebensmittelverarbeitung betrachten, werden in Tab. 2-4 und Tab. 2-6 unter "Wiege zum (Betriebs-) Tor" = WT eingeordnet. Reicht die Untersuchung von der Wiege bis zum Haushalt, so wird dies als WH abgekürzt. Arbeiten, die nur einen Abschnitt aus dem Lebensweg, z.B. die Lebensmittelindustrie, herausgreifen, werden als Tor zu Tor bezeichnet (TT). Arbeiten, die den gesamten Lebensweg abdecken, werden in der Tabelle unter WG (Wiege - Grab) eingeordnet. Arbeiten die vor allem methodische Aspekte untersuchen werden unter M eingeordnet.

Die Einschätzung der in der Literatur wiedergegebenen Daten des LCI erfolgt dabei mit einer Klassifizierung, die von (++) sehr gute Verwendbarkeit für die Schweiz, (+) gute bzw. teilweise Verwendbarkeit, (+-) eingeschränkt, auschnittsweise verwendbar, bis (-) kaum bzw. (--) gar nicht verwendbar, reicht. Literatur, die noch nicht gesichtet wurde oder deren endgültige Veröffentlichung noch aussteht, wurde als (?) markiert.

Tab. 2-4 Liste von Studien zur Methodik und Anwendung von Ökobilanzen für landwirtschaftliche Produkte und Nahrungsmittel.

Produkte	**Titel und Literaturverweis**	**Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI**
Äpfel	Life-cycle-assessment of apple production in Sweden, New Zealand and France (Stadig 1998).	Untersuchung in der Äpfel, die aus verschiedenen Ländern nach Schweden importiert wurden, in einer LCA mit schwedischen Produkten verglichen werden. In der Energiebilanz waren die Transportvorgänge entscheidend, so dass trotz einer weniger energieintensiven Produktion in Neuseeland diese Produkte schlechter abschnitten. Die detaillierte Betrachtung der Pestizide, zeigt gravierende Unterschiede auf Grund des eingesetzten Pestizidtyps auf. Die Lagerung auch über einen längeren Zeitraum war nicht von besonderer Bedeutung. (-, WH). Endbericht auf Schwedisch erhältlich.
Bier	Case Study "Feldschlösschen (Peter 1996).	Die Studie untersucht die Herstellung von Bier an Hand eines Fallbeispieles mit allen zugehörigen vor und nachgelagerten Prozessen. Ein Übersicht über alle beteiligten Prozesse und Emissionen wird gegeben. Es fehlen jedoch die Input-Grössen und eine prozessbezogene Aufstellung. Die Weiterverwendung erscheint deshalb mühsam (+-, WG). (Eventuell wg. Betriebsgeheimnis?).
Biomasse	Ökologische Bilanzierung der Energiebereitstellung - Methodenstudie dargestellt am Beispiel der Biomasseverfeuerung (Moerschner 1995).	Ausführliche Erarbeitung einer Methodik für Ökobilanzen. (M).
Bohnen Soja Nahrungsmittel	Ökobilanzierung von Nahrungsmitteln (Maillefer 1996b, Maillefer *et al.* 1996).	Arbeitspapier zur Methodik. (M). Untersuchung zu Sojaöl basiert auf Reusser (1994).. Für Bohnen wurden verschiedene Herstellungsvarianten untersucht. (+, WG).
Brot Räucherschinken	Life Cycle Screening of Food Products - Two Examples and some Methodological Proposals (Weidema *et al.* 1995).	Weiterentwicklung der LCA Methodik und Anwendung an zwei Beispielprodukten. Erläuterungen zum LCA Screening. In der Studie wird u.a. auch die Konsumphase im Haushalt mit betrachtet. Viele Informationen zum gesamten Lebensweg werden wiedergegeben (++, WH).
Brot	Ökologische Beurteilung unterschiedlicher Produktionssysteme von Brot unter besonderer Berücksichtigung Regionaler Produktion: Ein Vergleich auf Basis der Ökobilanzierung (Probst 1998).	Diplomarbeit mit einem Vergleich des Konsums von Brot aus überregionaler bzw. aus regionaler Produktion. (++, WG).
Brot	Life Cycle Assessment of Bread Produced on Different Scales (Andersson & Ohlsson 1999).	Ökobilanz für Brot mit Schwerpunkt auf den Vergleich verschiedener Produktionssysteme (+, WH).
Brot	Produkt-Ökobilanz des Pfister-Öko-Brotes (AkkU Umweltberatungs GmbH *et al.* 1996)., (Salzgeber & Lörcher 1997).	Betriebsinterne Bilanz für ein Biobrot und teilweise Vergleich mit einem konventionell hergestellten Brot. (++, WH).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Chinaschilf, Grünbrache, Grünschnittroggen, Hanf, Kenaf, Mais, Raps, Reinsaat, Torf, Wiese, Winterweizen	Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996 (Dinkel & Wolfensberger 1995, Wolfensberger & Dinkel 1997).	Berücksichtigung von Vegetationszeiten und Fruchtfolgen. Beschreibung einer wirkungsorientierten Methode. Teilweise Darstellung der möglichen Fehler. Datenverarbeitung mit dem Computerprogramm EMIS. Vergleich verschiedener Anbausysteme z.B. konventionell, IP, Bio. Jedes System hat dabei Vor- und Nachteile. Viele Informationen zu einzelnen Prozessschritten in der Schweiz. Ausführliche Dokumentation des LCI. Leider wird ein Teil der Daten aus Geheimhaltungsgründen nicht veröffentlicht. Grosse Menge an Zahlenmaterial, das etwas unübersichtlich wiedergegeben wird. (++, WT).
Detailhandel	Ökobilanz der Volg Konsumwaren AG (Volg Konsumwaren AG 1994).	Ökobilanz des Detailhandels. (+, TT, teilweise auch weitergehend z.B. Informationen zum Kundenverkehr).
Dünger	Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen (Patyk & Reinhardt 1997). vgl. hierzu auch: Energy and Material Flow Analysis of Fertiliser Production and Supply (Patyk & Reinhardt 1996).	Ausführliches Inventar für die Herstellung verschiedener Düngemittel für die Situation in Deutschland. Teilweise auch Daten zur Auswaschung bei der Anwendung. Auswertung verschiedener Ökobilanzen für Nahrungsmittel. (++, WT).
Dünger	Life Cycle Inventory (LCI). of Fertiliser Production: Fertiliser Products used in Sweden and Western Europe (Davis & Haglund 1999)..	Inventar für die Herstellung verschiedener Düngemittel für die Situation in Schweden. (++, WT).
Ernährung	Greenhouse gas emissions related to Dutch food consumption (Kramer *et al.* 1999).	Erweiterung der Hybrid-Methode für nicht energiebedingte Treibhausgas Emissionen. Für eine Reihe pflanzlicher Produkte wurde die Emissionen von CO_2, CH_4 und N_2O bestimmt. In der Untersuchung werden die Treibhausgasemissionen auf Grund des Nahrungskonsums in den Niederlanden bestimmt. Etwa 25% der GHG Äquivalente stammen von CH_4 und N_2O. Fleischprodukte verursachen insbesondere CH_4 Emissionen. Pflanzliche Produkte tragen zu N_2O Emissionen bei. Deutlich werden auch relevante Unterschiede zwischen verschiedenen Nahrungsmitteln. (--, WT). Nur Daten zur Treibhausgasintensität einer Reihe von Nahrungsmitteln (bezogen auf NGL).
Fleisch	Ökobilanzen für die Konservenindustrie - Methodenteil zum Forschungsprojekt (Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW). 1992).	Beschreibung der Methodik zur Bilanzierung von Fleischprodukten. Teilweise nicht mehr ganz aktuell. (M).
Fruchtfolge Klee, Gerste, Weizen, Randen, Weizen, Kartoffeln	Ökobilanzen landwirtschaftlicher Produktionsweisen am Beispiel eines langjährigen Feldversuches (Alföldi 1998).	Vortrag zu den Ergebnissen einer Ökobilanz für einen langjährigen Feldversuch zum Vergleich integrierter und organisch-biologischer Anbauweise. (--, WT). Nur Ergebnisse der Wirkungsbilanz und einige Annahmen zur Zieldefinition.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Grapefruit Karotten Tomaten	Weighted Average Source Points and Distances for Consumption Origin - Tools for Environmental Impact Assessment (Carlsson 1997).	Es werden zwei Methoden entwickelt, um den durchschnittlichen Herkunftsort und die durchschnittliche Entfernung zu diesem unter Zuhilfenahme der geographischen Ortskoordinaten zu berechnen. Die Transportdistanzen können als ein Hinweis für die ökologische Bewertung dienen. Ausserdem wird eine Betrachtung der zeitlichen Verschiebung dieses durchschnittlichen Herkunftsortes für Grapefruit auf Grund sich ändernder Importländer durchgeführt. (M).
Huhn Rind Schwein	Developing a Methodology to Assess Environmental Effects of Consumption Patterns (Carlsson 1994).	Vergleich des Konsums verschiedener Sorten Fleisch in Tansania und Schweden bezogen auf den pro Kopf Verbrauch. Einige Daten aus dem Produktionszyklus für Energieverbrauch und GHG Emissionen (+-, WT).
Joghurt Milch	Produktlinienanalyse eines Lebensmittels - Beispiel Joghurt aus ökologischer Erzeugung (Meier-Ploeger & Fuchs 1996).	Vorschläge zur Optimierung des Lebensweg für die untersuchten Betriebe z.B. Verpackungsmaterial und Energieerzeugung mittels Windkraft. Begleitende Untersuchung zu den gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Aspekten. (+-, WH). Einige Daten zu Energie und Luftschadstoffen. Vollständige Dokumentation in Fuchs (1993)..
Kaffee	Produkt-Ökobilanz vakuumverpackter Röstkaffee (Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung 1998)	Ökobilanz für Kaffee (?, WT).
Kaffeefilter	Ökobilanz von verschiedenen Kaffeefilter-Systemen (Richert 1996).	Keine Daten zum Anbau, nur Vergleich verschiedener Arten der Zubereitung. Eine Studie von Kraft Jacobs Suchard. Ursprünglich geplant war eine Produkt-Ökobilanz Röstkaffee: Lebensweganalyse, Schlussfolgerungen. (+-, TH).
Karottenpüree	Life cycle assessment (LCA). of carrot purée: Case studies of organic and integrated production (Mattson 1999)..	Ökobilanz des gesamten Lebenszyklus für Babynahrung (++, WG).
Kartoffelkraut Kartoffeln	Life cycle analysis in agriculture: comparison of thermal, mechanical and chemical processes to destroy potato haulm (auch in Deutsch). (Jolliet 1993).	Verschiedene Verfahren zur Kartoffelkrautbeseitigung. Aber auch einige Informationen zum Kartoffelanbau. (+, TT). Energiebilanz für Kartoffelanbau evtl. weiter verwendbar.
Käse	Ökobilanz des Camembert (Bernhard & Moos 1998).	Vergleich des Käsekonsums mit verschiedenen Szenarien. Biologisch - konventionell, in zwei Betrieben, industriell - traditionell mit viel Handarbeit, verschiedene Verpackungen und Transportdistanzen. Die Bilanzen werden in der Arbeit für verschiedene Module berechnet, die diesen Szenarien entsprechen. Bei der Auswertung mit dem Eco-indicator 95 zeigt sich eine herausragende Bedeutung der Landwirtschaft. Das umweltbelastendste Szenario zeigt 2.5 Fach höhere Umwelteinwirkungen als das günstigste. Es zeigte sich, dass eine Energiebilanz alleine zur Beurteilung ungeeignet ist. Die Produktion verbraucht etwa 3-5 mal mehr Energie als später als Nahrungsenergie zur Verfügung steht. (-, WH). Daten in Vorversion besser dokumentiert.
Kenaf	Kenafanbau: Bilanz 1994 (Terbatec 1995).	(?).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Kochen	Restricted Life Cycle Assessment for Fossil Cooking Fuels in India (Jungbluth 1995, Jungbluth *et al.* 1997).	Erstellung eines Inventars für das Kochen mit Gas und Petroleum und Vergleich verschiedener Kochmöglichkeiten in Indien (++, WG).
Kochen	Live-Cycle-Assessment for Stoves and Ovens (Jungbluth 1997a).	Erstellung eines Inventars für das Kochen mit Gas, Strom, Holz und Petroleum und Vergleich verschiedener Kochmöglichkeiten in der Schweiz. Beim Vergleich des Kochens mit Strom und Erdgas zeigt sich keine der beiden Möglichkeiten als die klar bessere. Kochen mit Holz kann eine Alternative zu den beiden sein, wenn die erzeugte Wärme auch zur Raumheizung genutzt wird. (++, WG).
Kochen	Environmentally friendly cookers and ovens (Schmidt *et al.* 1996a, 1996b).	Vergleich des Kochens mit Gas und Elektrizität in Dänemark. Interessante Ausführungen zur Bewertung der Gesundheitsfolgen beim Kochen. Wenig Daten des LCI. (+, WG). Einige Daten sind im dänischen Bericht enthalten.
Kompostierung von Biomüll	Datenbank (ifu - Inst. f. Umweltinformatik & ifeu - Inst. f. Energie- und Umweltforschung n.d.).	Beschreibung verschiedener Abfallbehandlungsanlagen im Anhang. (--, TT).
Landnutzung	Principles for Environmental Assessment of Land Use in Agriculture (Mattson *et al.* 1998)..	Überblick zur Bewertung der Landnutzung in LCA und Vorschlag wie dieses Thema zukünftig angegangen werden sollte.
Landwirtschaft Pestizide	Critical Surface-Time 95 (Jolliet & Crettaz 1997b, Jolliet *et al.* 1998).	In diesem Arbeitspapier wird eine Methode zur differenzierteren Bewertung der Toxizität einer Reihe von organischen Stoffen, Pestiziden und Schwermetallen mit einer Modellierung des Umweltverhaltens vorgestellt. Auch für eine Reihe von Pestiziden wurde diese Methode angewendet. Insgesamt ergab sich dabei ein relativ hoher Beitrag für Humantoxizität über den Wirkungspfad Nahrungsaufnahme. (M).
Landwirtschaft Pestizide	Aquatic Exotoxicity for Common Crop Protection Aids (Koudijs & Dutilh 1998).	Bewertungsfaktoren für aquatische Ökotoxizität für eine Reihe von Pestiziden analog zur CML Methode. (M).
Landwirtschaft	A Life Cycle and Linear Programming Analysis of Food Production and Distribution (Clift *et al.* 1996).	Wissenschaftlicher Schlussbericht mit verschiedenen Einzelergebnissen aus dem Forschungsprojekt. Berechnung der Ökobilanzen, Wirkungsabschätzung, Gesamtbetrachtung für die Nahrungsmittelproduktion in Grossbritannien. (M).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Landwirtschaft Elektrizität (Bio-energie) Getreide Kartoffeln Milch (Fleisch) Winterweizen Zaaiuien (?) Zuckerrüben	Application of LCA to Agricultural Products *und* Toepassing van LCA voor agrarische Produkten (Wegener Sleeswijk *et al.* 1996a, 1996b).	Ausführlich Einführung in die Methodik und Erstellung einer Richtlinie für die Ökobilanzierung in der Landwirtschaft. Untersuchung Cradle to Gate (Bauernhof). Hauptenergieinput für Milch ist das Futter. Wichtig ist die Allokation Fleisch - Milch. Elektrizitätsproduktion untersucht aus Stroh und Miscanthus. Verwendung des LCI (Ackerbau). scheint eher schwierig. Daten sind nicht sehr übersichtlich zusammengetragen (+-, WT). Daten für Milch können evtl. verwendet werden (+, WT). Kaum LCI Daten für Bioenergie Produktion (-, WT).
Landwirtschaft	Extensivierung, Alternativkulturen oder GATT, Eine Methode zur Abschätzung der Umweltauswirkungen der Schweizer Landwirtschaft (Werner & Jans 1994).	Diplomarbeit an der ETH Zürich, Abt. XB Umweltnaturwissenschaften. Allgemeine Daten für die Landwirtschaft in der Schweiz. Hilfreich evtl. für grobe Abschätzungen. (+-, WT).
Landwirtschaft	Mèthodologie pour un Ècobilan Global de L`Agriculture Suisse (Rossier 1995).	Impact Assessment mit drei verschiedenen Methoden. Als besonders bedeutend erweisen sich je nach Methode die Emissionen von Nitraten, NH_3, Phosphate, NO_X, N_2O, CH_4, NMVOC, HCL_{tot}. Daten für Grobabschätzung für verschiedene Produkte, die in der Schweiz hergestellt werden, Energie, Luft, Wasser, SM, Dünger und Pestizide (+, WT).
Landwirtschaft	Ökobilanzen - von der Erzeugung zum Produkt (n.n. 1997b).	Verschiedene Beiträge zu LCA in der Landwirtschaft. Insbesondere Arbeiten zum Nährstoffkreislauf.
Landwirtschaft	Total Greenhouse Gas Emissions related to Dutch Crop Production System (Kramer *et al.* 1998).	Erweiterung der Hybrid-Methode für nicht energiebedingte Treibhausgas Emissionen. Für eine Reihe pflanzlicher Produkte wurde die Emissionen von CO_2, CH_4 und N_2O bestimmt. Etwa die Hälfte der N_2O Emissionen entsteht bereits bei der Düngerherstellung und nicht bei der Ausbringung. Eine exportorientierte Produktion mit höherem Produktionsmitteleinsatz verursacht in der Untersuchung höhere Emissionen als eine eher auf den regionalen Markt ausgerichtete Produktion. Einzelne Informationen zu den Prozessschritten Düngerherstellung und Landwirtschaft (+-, WT).
Landwirtschaft	Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen (Diepenbrock & und viele andere 1997).	Verschiedene Beiträge, in denen Indikatoren zur Bewertung landwirtschaftlicher Produktion vorgeschlagen werden. Da die Vorschläge nicht nur aus dem Kreis der Ökobilanzierer kommen, vermittelt der Tagungsband einen guten Überblick über unterschiedliche Beurteilungsansätze. Vorgestellt werden u.a. folgende Indikatoren: Energiebilanz, Energieintensität, Humusbilanzierung, Bioindikatoren, Nährstoffbilanz, Kritische Umweltbelastung (KUL)., Ökopunke und verschiedene Ökobilanzbeispiele mit Bewertung.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Landwirtschaft	Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau (Gaillard *et al.* 1997).	Umweltinventar für eine Reihe von Prozessen, die in der Landwirtschaft relevant sind z.B. Düngerherstellung, Maschineneinsatz, etc., Berechnete Inventardaten gerechnet mit inzwischen veraltetem Energieinventar für die Schweiz von 1994 (++, WT).
Landwirtschaftliche Betriebe	Ecobilan - adaptation de la méthode écobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole (Rossier 1998).	Entwicklung einer Methodik zur Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe zur Schwachstellenanalyse hinsichtlich der verursachten Umweltauswirkungen. Unterscheidung verschiedener Standorte, Produktionsweisen und Hauptprodukte. Vergleich pro ha und Nahrungsenergie. Wenig Information zu den einzelnen Höfen. (-, TT mit den nötigen Vorketten).
Mahlzeit	Erst der Bauch, dann der Kopf? Ökobilanz einer Mahlzeit (Hess 1997).	Zusammenfassung verschiedener Ökobilanzen und Auswertung für eine Mahlzeit. (+, WG). Leider einige Fehler in der Berechnung und der Auswertung.
Maisstärke	LCA of corn starch - Summary Report (Ceuterick & Huybrechts 1995).	Ohne weitere Quellenangabe. Evtl. interessant für Mais (?).
Margarine (verschiedene Sorten)	Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Porducts - with a case study on margarines (Guinèe 1995).	Schwerpunkt auf methodischen Fragen, Ergebnisse der Bilanzbewertung werden vorgestellt, die Daten des LCI durften in der Studie nicht wiedergegeben werden. (M).
Milch	Life Cycle Assessment of Milk Production - A Comparision of Conventional and Organic Farming (Cederberg 1998)..	Ökobilanz zum Vergleich der biologischen und konventionellen Milchproduktion in Schweden auf zwei Beispielhöfen. Hauptumweltbelastungen resultieren aus der Verwendung von P-Dünger und Pestiziden, sowie N_2O, CH_4, und NO_3 Emissionen in der konventionellen Produktion. Bedeutend in der Bioproduktion sind die Landnutzung, CH_4 und NO_3 Emissionen. (+-, WT). Vollständiges Inventar, dass allerdings schwierig nachzuvollziehen ist.
Milchverarbeitung	A Comparison of Two Different Approaches to Inventory Analysis of Dairies (Høgaas-Eide & Ohlsson 1998).	Vergleich zwei Ökobilanzmethoden zur Inventarisierung der Verarbeitung von Frischmilch. (-, TT). Vollständiges Inventar wahrscheinlich im norwegischen Bericht.
Nachwachsende Energieträger	Nachwachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung (Kaltschmitt *et al.* 1997a, Kaltschmitt *et al.* 1997b).	Studie im Auftrag der Bundesstiftung Umwelt, in der der ökologische Gewinn (Verlust) durch die Verwendung von unterschiedlichen nachwachsenden Energieträgern untersucht wird. Detaillierte Betrachtung des Maschineneinsatzes für die Feldarbeit, allerdings ohne Berücksichtigung der Infrastruktur. Bilanzierung PSM. Weiterentwicklung der Methodik zur Bewertung der Biodiversität. (++, WG). Umfangreiche Dokumentation der Bilanzierung.
Nahrungsmittel	Development of a Method for Product Life Cycle Assessment with special Reference to Food Products (Weidema 1993).	Zusammenfassung verschiedener Arbeiten zur Methodikentwicklung. (M).
Nahrungsmittel Äpfel Fleisch Fertiggerichte	Landwirtschaft und Ernährung (Kjer *et al.* 1994).	Bilanzierung für Energie und einige Luftschadstoffe mit dem Programm GEMIS. Die Veröffentlichung enthält u.a. drei Fallstudien: - Versorgung mit Tafeläpfeln (Inland saisonal vs. Ausland asaisonal). - Menü mit fleischhaltiger vs. fleischloser Menükomponente - Gericht auf der Basis von Fertigkomponenten vs. Direktzubereitung von Frischprodukten. (++, WG).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Nahrungsmittel-herstellung Apfelmus Bier Brie Cognac Grüne Erbsen Joghurt Karotten Käse Kekse Milch Mineralwasser Orangensaft Sauerkraut Schokolade Wein	Ecobilans dans les Industries Agro-Alimentaires (ECOBILAN n.d.).	LCA in einer Reihe von unterschiedlichen Lebensmittelbetrieben. Untersucht wurde die Weiter-verarbeitung, der Transport, Verpackung und Vertrieb. Nicht untersucht wurde der vorhergehende landwirtschaftliche Anbau. Keine LCI Daten wiedergegeben da diese auf Wunsch der Auftragge-ber vertraulich sind (--, TT).
Nahrungsmittel-herstellung Milchpulver Schwein Sojabohnenöl Zucker Kartoffelstärke	Towards an environmental infrastructure for the Dutch food Industry (Blonk *et al.* 1997b).	Entwicklung einer Methode zur Datensammlung und Auswertung für die Lebensmittelindustrie un-ter Verwendung von Ökobilanzen. (++, WT). in verschiedenen getrennt erhältlichen Anhängen werden die Datengrundlagen der Studie dargestellt.
Nahrungsmittel	LCA: Approaches and bottlenecks when applied to agriculture, food and forestry (Udo de Haes n.d.).	Kurzes Papier zur Methodik. (M).
Popcorn	Life Cycle Analysis of biodegradable packing materials compared with polystyrene chips: The case of popcorn (Jolliet *et al.* 1994)..	(?).
Raps Rapeseed Methyl Ester (RME)	Comparative Life-Cycle Assessment of diesel and biodiesel (Spirinckx & Ceuterick 1996).	Anbau von Raps und Weiterverarbeitung zu RME. Gute Übersicht zu weiteren Biodiesel Studien. (--, WT). keine LCI Daten.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Rind Milch	Livsløpsanalyse ved produksjon av Kjøtt og melk (Møller & Høgaas 1997).	Im Bericht wird die kombinierte Milch/Fleischproduktion in einer Ökobilanz mit alleiniger Herstellung von Rindfleisch verglichen. Zahlenmaterial aus dem LCI werden wiedergegeben. Leider alles auf Norwegisch. (+, WG).
Salix Tree Residues Dimethyl Ether	Life Cycle Assessment of Dimethyl Ether as a Motor Fuel (Furnander 1996).	Untersuchung aus Schweden zu Energieverbrauch und Luftemissionen. LCI evtl. für Teilprozesse verwendbar (+, WT).
Schwein Protein Nahrung Fungus Yeast (Hefe)	Artificial Protein in Foods instead of Meat? The Answer by LCA (Van den Berg 1995).	Wichtigste Umweltindikatoren im Bereich aquatische Ökotoxikologie, Anwendung von Pestiziden, Dünger und Gülleentsorgung. (--, WT). aber siehe Van den Berg *et al.* 1996.
Schwein Lamm	Livsløpsanalyse ved Kjøttproduksjon - en vurdering av svine- og lammekjøttproduksjon (Vold & Møller 1995)., Life Cycle Assessment of Pork and Lamb Meat (Møller *et al.* 1996).	Im Bericht werden Schweine- und Lammfleisch in einer Ökobilanz verglichen. Detaillierte Angaben zum Produktionssystem und Allokationsregeln. Futterherstellung und Zucht sind am umweltbelastensten. Zahlenmaterial aus dem LCI werden wiedergegeben. Leider alles auf Norwegisch. (++, WT).
Schwein Protein-Nahrung	Novel Protein Foods: Milieu-analyse van de voortbrengingsketen (Van den Berg *et al.* 1996).	Vergleich der ökologischen Folgen, wenn die Ernährung von Fleisch auf neue Proteinquellen umgestellt wird. Es wurden sieben verschiedene Varianten von biotechnologisch hergestellten Proteinquellen untersucht. Diese weisen im Vergleich zur bisherigen Proteinversorgung deutlich ökologische Vorteile auf und werden als Möglichkeit für eine nachhaltige Entwicklung gesehen. (++, WT). Alle für die NL gefundenen LCI Daten dokumentiert. Schwierig ist evtl. die Übernahme der Daten.
Schweine-schinken	Grundlagen einer prozesskettenbezogenen Ökobilanz in der Fleischerzeugung (Geier *et al.* 1997).	Ökobilanz für die Prozesskette der Kochschinkenherstellung und Auswertung für die wichtigsten Umweltauswirkungen. Hauptverursacher ist die Landwirtschaft. Relativ hoher Anteil der Lüftung am Energieverbrauch neben der Futterproduktion. Untergeordnete Bedeutung haben Transporte. (-, WG). Nur wenige Daten werden wiedergeben. Einige Infos zum Lebensweg.
Sojabohnen Sojaöl	Ökobilanz des Sojaöls (Reusser 1994).	Anbau von Sojabohnen in den USA und der CH und Weiterverarbeitung zu Sojaöl als Grundlage für eine ganze Reihe von Nahrungsmitteln. Interessanterweise wiegen die Vorteile des Anbaus in den USA die ökologischen Folgen durch den Import in etwa wieder auf. (++, WT). Gute Verwendbarkeit der im LCI gegebenen Daten für USA und CH.
Sojaöl	Ökobilanzen von Nahrungsmitteln (Stahel 1995).	Kurzfassung der Sojaöl Studie vgl. (Reusser 1994). mit Anmerkungen zur Methodik. (M).
Tomaten	Bilan écologique de la production de tomates en serre. Revue suisse (Jolliet 1993).	Vergleich verschiedener Anbaumethoden (vor allem im Treibhaus). für Tomaten in der Schweiz. (+, WT). Energie, Emission von Luftschadstoffen, Dünger.
Tomaten	Hors-sol Kulturen - eine ökologische Bilanz (Gysi & Reist 1990).	Untersuchung des neuartigen Tomatenanbaus auf Steinwolle im Vergleich zu herkömmlichen Anbaumethoden. (+-, WT). nur einige wenige Zahlen zu den ökologischen Folgen.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Tomaten	Produktlinienanalyse der Tomate (Hanselmann & Müller 1993).	Studentenarbeit an der ETH. Vergleich verschiedener Anbaumethoden. (+, WG).
Tomatenketchup	Screening Life Cycle Inventory (LCI). of tomato ketchup - a case study (Andersson *et al.* 1998b).	Beschreibung der wichtigsten Schritte im Produktionssystem. Einige wenige Angaben aus dem LCI sind wiedergegeben. Kleines, nach verschiedenen Schritten unterteiltes LCI für Luft- und Wasserschadstoffe (+, WT).
Tomatenketchup	The feasibility of including sustainability in LCA for product development (Andersson *et al.* 1998a).	Entwicklung einer Methode zur Berücksichtigung verschiedener qualitativer Aspekte der Nachhaltigkeit in einer Produkt-Ökobilanz für Tomatenketchup. (M).
Vanillecornet (Zucker, Milch, Palmkernöl)	Methode einer ökologischen Grobanalyse - am Beispiel Vanillecornet-Herstellung und Verteilung (Bolliger & Zumbrunn 1991).	Diplomarbeit an der ETH Zürich, Abt. XB Umweltnaturwissenschaften. Das LCI wird für das Endprodukt und verschiedene Zwischenprodukte wiedergegeben (+, WT).
Verwertung von Küchenabfällen	Recycling of Organic Waste to Agriculture From an LCA Perspective (Dietrich & Amon 1996).	Vergleich von konventionellem Futter und der Verwertung von Küchenabfällen. LCI für Futter und Energieproduktion aus organischen Küchenabfällen (+, TT).
Weizen	Comparative LCA on different agricultural production systems (Treffers 1999)..	Vergleich der Produktion der gleichen Menge Weizen mit einer Systemerweiterung „Biotreibstoff“ oder Extensivierung zur Berücksichtigung der genutzten Flächengrösse. (++, WT).
Weizen Sojaöl	LCA^s on Food Products for Weak Point Analysis (Maillefer 1996a).	Schwachpunktanalyse für die Produktion von Nahrungsmitteln.
Weizenanbau	A Case Study of LCI by Allocation and System Extension: Straw (Clift *et al.* 1995).	Vergleich der Ergebnisse von Allokation bzw. Systemerweiterung für das Nebenprodukt Stroh bei der Weizenherstellung. (M).
Weizenanbau Gemüse Vertrieb Bioessen Fleisch	Life Cycle Assessment of Food Products (Pedersen Weidema *et al.* 1993).	Konferenzbericht mit verschiedenen Beiträgen zur Methodik und Anwendung. (M).
Weizenanbau	Harmonisation of Environmental LCA for Agriculture (Audsley *et al.* 1997, Cowell *et al.* 1996).	Schlussbericht mit Erkenntnissen zu methodischen Fragen bei der Ökobilanzierung des Weizenanbaus. Aufgezeigt werden Probleme und Lösungsmöglichkeiten in den Bereichen Allokation, Bewertung (Toxizität, Landnutzung)., Resourcennutzung (Verfügbarkeit zu einem späteren Zeitpunkt). (M). Wichtige Erkenntnisse sind z.B. relativ hohe Bedeutung der Infrastruktur, Unterschiede konventioneller - ökologischer Anbau, hohe Bedeutung nicht energieverbrauchsbedingter Treibhausgase (N2O)., für Humantoxizität kommt Pestiziden und Schwermetallen, die direkt mit dem Produkt aufgenommen werden, die höchste Bedeutung zu. (++, WT). viele Background-Daten zur Landwirtschaft, z.B. Dünger, Maschineneinsatz, Verteilung von Emissionen etc.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Bemerkungen, Ergebnisse und Verwendbarkeit des LCI
Weizenanbau	Ökobilanz desWeizenanbaus: Vergleich der intensiven, der integrierten und der biologischen Produktion (Gaillard & Hausheer 1999).	Artikel zur Ökobilanz für den Anbau in der Schweiz (-, WT).
Weizenanbau	Taking into account quality in the definition of functional unit and influence on the environmental optimisation of fertiliser level (Charles *et al.* 1998).	Einfluss der Definition für die funktionelle Einheit für den Vergleich verschiedener Produktionsweisen (M).
Weizenanbau	Life Cycle Assessment for Food Production Systems (Cowell & Clift 1995).	Schöner Überblick zur Methodik und den speziellen Problemen von LCA für den landwirtschaftlichen Bereich. (M).
Weizenanbau	Ökobilanz landwirtschaftlicher Produktion: Wissenschaftlicher Schlussbericht (Büchel 1995).	Bericht zur Entwicklung der Methodik. (M).

2.3. Weitere Methoden der ökologischen Beurteilung

Im Folgenden werden weitere Methoden der ökologischen Beurteilung, die im Bereich der Ernährung angewendet wurden, betrachtet. Dies sind die Bilanzierung des Energieverbrauchs über den Lebensweg, die Beurteilung der ökologischen Folgen eines Betriebes in einem Öko-Audit, die Addition aller ökologischen Folgen zu einem Ecological Footprint bzw. zu einer Masse und die Analyse der Material- und Stoffflüsse. Arbeiten hierzu werden am Schluss des Kapitels tabellarisch zusammengefasst.

2.3.1. Energiebilanz

Als einfache Methode zur Abschätzung der ökologischen Relevanz bei der Betrachtung des gesamten Lebensweg kann eine Energiebilanz für Produkte herangezogen werden. Diese kann mit einer Input-Output-Energie-Analyse, einer Prozesskettenanalyse oder einer Hybrid-Analyse erhoben werden. Die verschiedenen Methoden werden im Folgenden vorgestellt.

2.3.1.1. Input-Output-Energie-Analyse

Die Input-Output-Energie-Analyse (IOEA) basiert auf der volkswirtschaftlichen Input-Output-Analyse (IOA). Diese wurde von Leontief (1936) entwickelt und beschreibt die Verflechtung verschiedener Sektoren der Volkswirtschaft untereinander, im Verhältnis zum Endkonsum und im Verhältnis zur ausländischen Wirtschaft. Für die Input-Output-Tabelle wird der Bezug von Waren und Dienstleistungen aller Sektoren untereinander in Geldeinheiten (GEinh) erhoben.

Mitte der Siebziger Jahre wurden diese Tabellen auch zur Bestimmung des durchschnittlichen kumulierten Energieaufwandes in verschiedenen Wirtschaftssektoren genutzt. Hierzu wird der Kauf von Energie aus den Sektoren der Energiebereitstellung in eine physikalische Einheit umgerechnet. Die berechnete Energieintensität gibt dann den durchschnittlichen kumulierten Energieaufwand im Verhältnis zur Wertschöpfung, ausgedrückt in einer Geldeinheit, an (Ospelt 1995).

Die Input-Output-Analyse[23] der Schweiz von 1990 wurde in verschiedenen Arbeiten dazu genutzt die Energieintensität von Wirtschaftssektoren zu berechnen und diese Ergebnisse zur Analyse des privaten Energieverbrauchs einzusetzen. Die ursprüngliche Fassung der Input-Output-Tabelle fasst verschiedene Versorgungssektoren (Wasser, Gas, Öl) noch zusammen (Antille 1995, Antille *et al.* 1995). Deshalb waren zunächst Vorarbeiten zur Aufsplittung dieser Angaben nötig.

In mehreren Arbeiten wurde der Energieverbrauch verschiedener wirtschaftlicher Sektoren mit Hilfe der Input-Output-Analyse für die Schweiz untersucht (Ménard &

[23] Dieses ist eine vorläufige Version basierend auf den Swiss National accounts, die den Vorgaben der OECD folgen. Zur Zeit wird an einer Anpassung an die Richtlinien von Eurostat (SEC78) gearbeitet. Ein Aktualisierung der Tabelle ist bisher (1998) nicht in Angriff genommen worden.

Baumann 1993, Ospelt 1995, Schnewlin 1996). Von Ospelt wurde dabei auch eine Analyse des privaten Konsums vorgenommen. Die Desaggregierung des Energieverbrauchs im Verkehrsbereich auf die verschiedenen Branchen und den privaten Endkonsum war nur unvollständig möglich. Für die Aufteilung in Import- und Totalverflechtung mussten noch die Zahlen der 1985er IO-Analyse verwendet werden, da neuere Daten nicht zur Verfügung standen. Für die Berechnung der Energieströme wurde eine Studie der Prognos AG (1994) verwendet, da diese detailliertere Angaben als die Energiestatistik enthielt. Der Energieverbrauch der Energiewirtschaft wurde mit Hilfe einer Hybrid-IO Methode unter Anwendung von Prozesskettenanalysen bestimmt. Die Zusammenfassung der kumulierten Endenergien für verschiedene Primärenergieträger erfolgt über Umrechnungsfaktoren, die vom Nutzungsgrad[24] des Energieträgers abhängig sind.

2.3.1.2. Prozesskettenanalyse

In der Prozesskettenanalyse (PKA) wird der kumulierte Energieaufwand für ein Produkt ähnlich dem Vorgehen in einer Ökobilanz bestimmt. Hierzu werden die verschiedenen Abschnitte des Lebenszyklus analysiert und der jeweilige Energieaufwand bestimmt. Diese Energieflüsse werden über den Lebensweg addiert und auf ein Produkt bzw. eine Dienstleistung bezogen.

2.3.1.3. Hybrid-Analyse

Kernidee der Hybrid-Analyse ist die Verknüpfung einer einfach zu erstellenden Geldbilanz über den Lebensweg mit einer Prozesskettenanalyse für die wichtigsten Inputs, um die Umweltbelastungen durch ein Produkt zu bestimmen. Hierzu wird auf Informationen unterschiedlichster Art zurückgegriffen.

In den Niederlanden wurde ab etwa 1990 daran gearbeitet, den kumulierten Energieaufwand der privaten Haushalte und die mit der Energiebereitstellung verbundenen CO_2 Emissionen zu untersuchen. Für diese Arbeit wurde die Hybrid-Analyse entwickelt. Diese Methode verknüpft Informationen einer PKA und der Input-Output-Energie-Analyse. Für das zu bilanzierende Produkt wird sowohl eine monetäre als auch ein materialbezogene Bilanz über den Lebensweg aufgestellt. Informationen die in einer der beiden Bilanzen fehlen, werden aus der jeweils anderen Bilanz erschlossen.

Die Energieintensität, ausgedrückt in MJ/GEinh, wurde für eine Reihe von Konsumgütern und Dienstleistungen berechnet und dann auf den Verkaufspreis der verschiedenen Produkte umgerechnet. Somit wurde eine Verknüpfung der Verbrauchserhebung mit den gefunden Energieintensitäten möglich (Biesot *et al.* 1995).

Die folgende detaillierte Beschreibung der Methodik wurde von Zaccheddu (1997) übernommen und für diese Studie überarbeitet. Sie basiert im wesentlichen auf der ausführlichen Beschreibung von van Engelenburg *et al.* (1994). Die Analyse besteht

[24] Der Nutzungsgrad ist von der abgegebenen Abwärme bei der Umwandlung abhängig. Für die Berechnung des Primärenergieaufwands werden nur nicht erneuerbare Energieträger berücksichtigt.

aus zehn Schritten die hier nacheinander aufgeführt und im Detail erläutert werden. Abb. 2-4 zeigt einen Überblick zu einigen dieser Schritte

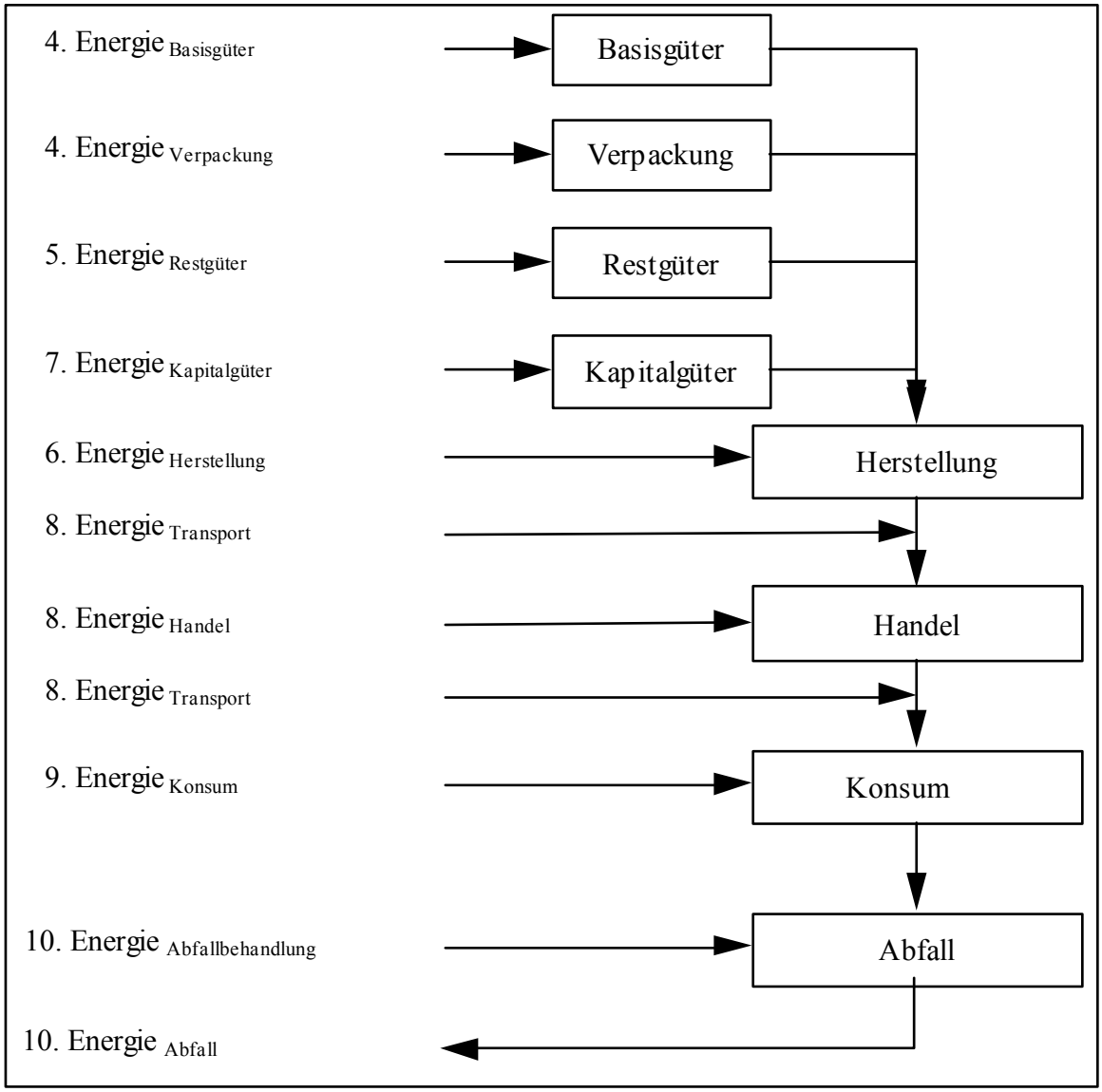


Abb. 2-4 Bestimmung des Energieaufwands für ein Produkt mit Hilfe der Hybrid-Methode. In der Abbildung wird auf die Numerierung der einzelnen Bilanzschritte im Text Bezug genommen.

Lebensweg eines Produktes (1): Der Lebenszyklus eines Produktes erstreckt sich von der Produktion der Materialien bis zur Abfallbehandlung. Im ersten Schritt wird ein Prozessbaum der Aktivitäten aufgestellt, die einen relevanten Beitrag zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes eines Produktes liefern. In Abb. 2-4 sind alle Aktivitäten dargestellt, die hierfür betrachtet werden. Nebst dem entsprechenden Energiebeitrag, wird die Nummer des entsprechend Schrittes wiedergegeben. Wie in Abb. 2-4 zu sehen ist, benötigt die Herstellung eines Produktes Basisgüter, Verpackungsmaterialien (siehe Schritt 4) und Kapitalgüter (siehe Schritt 7). Basisgüter sind Grundstoffe oder Materialien, die bei der Herstellung des Produktes eingesetzt werden. Verpackungsmaterialien sind Materialien, die das hergestellte Produkt begleiten und die Aufgabe übernehmen, es zu schützen.

Grundstoffe oder Materialien, die für die Herstellung des Produktes verwendet werden, aber von denen nicht genau bekannt ist, um welches Material oder um welche Menge es geht, werden Restgüter genannt (siehe Schritt 5). Kapitalgüter (siehe Schritt 7) sind Investitionen, z.B. Maschinen oder Gebäuden, die dem Hersteller seitens anderer wirtschaftlichen Sektoren geliefert werden. Die Herstellung des Produktes benötigt auch direkte Energie (siehe Schritt 6). Dazu wird der Energieaufwand für den Transport und den Handel (siehe Schritt 8) sowie für die Abfallbehandlung (siehe Schritt 10) addiert. Wenn eine Verwertung des Verpackungsmaterials oder von Basisgütern stattfindet, wird ein Teil des Energieaufwandes für die Basisgüter und Verpackungsmaterialien sozusagen "gespart"; dieser Anteil wird vom aufsummierten Energieaufwand abgezogen (Schritt 10). Ausserdem wird im ersten Schritt eine funktionelle Einheit für das betrachtete Produkt (in der Regel kg) festgelegt.

Massenbilanz (2): Im zweiten Schritt wird eine Massenbilanz aufgestellt. Diese dient der Vermeidung von Fehlern bei der Bestimmung der Zusammensetzung. Hierzu wird kontrolliert, ob die Summe der Basisgüter- und Verpackungsmassen (siehe auch Schritt 4) kleiner als die gesamte transportierte Masse des Produktes ist. Gleichzeitig kann die Massenbilanz zur Kontrolle der Abfallphase (siehe Schritt 10) verwendet werden. Es wird kontrolliert, ob die Summe des Abfallmassenanteils jeder Abfallbehandlungsmethode (z.B. Anteile der Kehrichtverbrennungsanlage und des Recycling) kleiner als die Masse des transportierten Produktes ist.

Geldbilanz (3): Die Restgüter (siehe Schritt 5) können nicht in physikalischen Einheiten beschrieben werden. Um ihren Energieaufwand bestimmen zu können, wird deshalb in der Hybrid-Methode von einer Geldbilanz Gebrauch gemacht. Vom KonsumentInnenpreis des Produktes ausgehend, wird allen Elementen der Lebenskette ein Geldbetrag zugeordnet. An Hand dieser Bilanz ist es möglich, durch Subtraktion aller bekannten Preise vom KonsumentInnenpreis die Gesamtkosten der Restgüter zu bestimmen. Die verschiedenen Positionen der Geldbilanz, aus denen sich der KonsumentInnenpreis des Produktes zusammensetzt, werden in Abb. 2-5 erläutert. Aus der direkten Bilanz werden die monetären Aufwendungen für Basisgüter, Verpackung und Energie bestimmt.[25] Der Aufwand für Kapitalgüter ergibt sich aus den Abschreibungen, der Aufwand für Handel aus der durchschnittlichen Wertschöpfung. Steuern werden letzterem mit zugerechnet. Als Bilanzdifferenz verbleibt der Betrag für die Restgüter.

[25] Konsequenter Weise sollte hier auch noch ein Posten für Transport aufgeführt werde. Dieser fehlt in der ursprünglichen Beschreibung der Methode. Evtl. werden als Kosten der Basisgüter, die Kosten frei Abnehmer angenommen. Zur Wahrung der Konsistenz muss auch der Transport des Basisguts zum Hersteller beim Basisgut betrachtet werden.

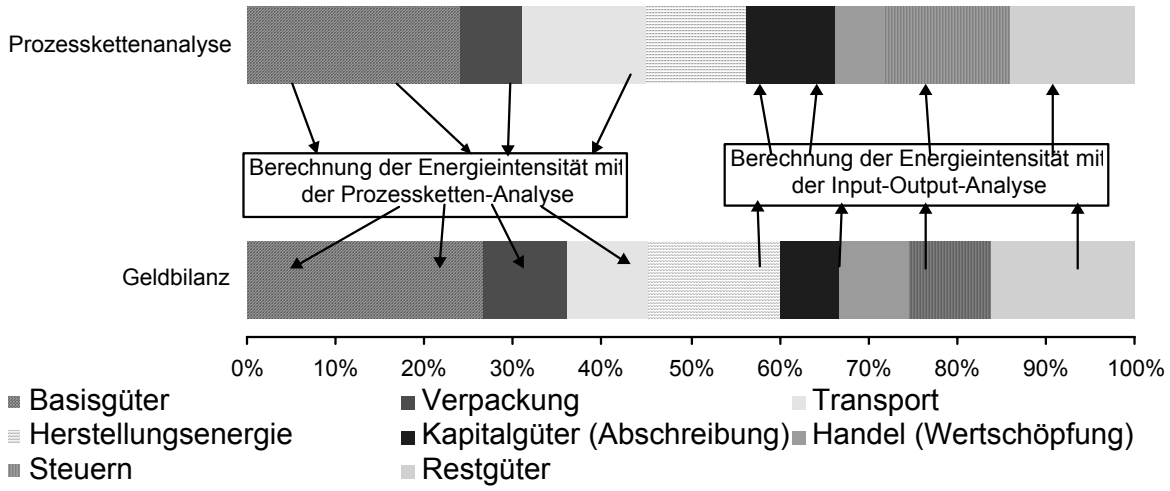


Abb. 2-5 Die verschiedenen Positionen der Geldbilanz und der Prozesskettenanalyse in der Hybrid-Methode und Berechnung der zugehörigen Energieintensitäten.

Bestimmung des Energieaufwandes für die Basisgüter und Verpackungsmaterialien (4): Aus der Zusammensetzung des Produktes wird die Masse der Basisgüter und Verpackungsmaterialien bestimmt. Der Energieaufwand (MJ/kg) eines Basisgutes ist die Energiemenge, die nötig ist, um ein Kilogramm dieses Materials von der Grundstoffgewinnung bis zu seiner Verwendung in der nachgelagerten Produktion herstellen zu können. Für jedes verwendete Material wird dieser mit der verwendeten Masse multipliziert. Der Energieaufwand aller verwendeten Basisgüter und Verpackungsmaterialien wird durch Addition der einzelnen Werte ermittelt. Diese Energieaufwendungen werden als Basisgüterenergie und Verpackungsenergie bezeichnet.

Bestimmung des Energieaufwandes für die Restgüter (5): Der Energieaufwand zur Herstellung der Restgüter wird als Restgüterenergie bezeichnet. Die Gesamtkosten der Restgüter sind aus Schritt 3 bekannt. Zur Bestimmung der Restgüterenergie wird deren Wert aus der Geldbilanz übernommen und mit der Energieintensität der Restgüter in (MJ/GEinh) multipliziert. Zur Bestimmung der Energieintensität der Restgüter kommt die IOEA zur Anwendung. Bei der Berechnung wird angenommen, dass die Restgüter aus allen wirtschaftlichen Sektoren stammen, und zwar proportional zur Verflechtung des Herstellers mit allen anderen wirtschaftlichen Sektoren. Da die Verflechtung mit den Basisgüter- und Verpackungssektoren bereits berücksichtigt worden ist (siehe Schritt 4), können diese beiden Verflechtungen vernachlässigt werden.

Bestimmung des direkten Energieaufwandes beim Hersteller (Herstellungsenergie) (6): In diesem Schritt wird die vom Hersteller direkt eingesetzte Energie in einer PKA bilanziert. Vereinfachend kann diese auch mit Hilfe der IO-Tabelle abgeschätzt werden. Hierzu wird die Gesamtproduktion (in CHF) des entsprechenden Sektors in Relation zu den direkten Energieverbräuchen gesetzt. Mit dem Gesamtpreis des Produktes kann auf diese Weise der direkte Energieaufwand bei der Herstellung abgeschätzt werden.

Bestimmung des Energieaufwandes für die Kapitalgüter (7): Die Kapitalgüterenergie ist für die Produktion der benötigten Produktionsmittel (z.B. Gebäude und Ma-

schinen) nötig und wird schliesslich auf das hergestelltes Produkt übertragen. Der mit den Kapitalgütern verbundene Energieaufwand wird durch die Energieintensität der Abschreibungen auf Investitionen in (MJ/GEinh) berechnet. Diese wird als die Energieintensität der Kapitalgüter bezeichnet. Bei der Lieferung von Kapitalgütern seitens anderer wirtschaftlichen Sektoren, werden auf das Produkt direkte und indirekte Energie übertragen. Der Betrag der Abschreibungen wird aus der Geldbilanz herausgelesen (siehe Schritt 3).

Bestimmung des Energieaufwandes für Transport und Handel (8): Der Weg vom Hersteller bis zum Konsumenten beinhaltet die Prozessschritte Transport und Handel. Die beim Transport verbrauchte Energie wird als Transportenergie bezeichnet. Sie hängt von der Masse des Produktes, von der zurückgelegten Strecke und vom Transportmittel ab und kann mit Hilfe des Energieaufwandes jedes Transportmittels in (MJ/tkm) berechnet werden. Die sog. Handelsenergie ist die Energie, die durch den Handel verbraucht wird, um das Produkt auf den Markt zu bringen. Sie umfasst im allgemeinen den Aufwand des Gross- oder Detailhandels. Die Handelsenergie wird mit Hilfe der Wertschöpfung des Handels aus der Geldbilanz (Schritt 3) und mit Hilfe der entsprechenden Energieintensität in (MJ/GEinh) berechnet.

Bestimmung des direkten Energieaufwandes beim Konsumenten (9): Einige der von den Haushalten gekauften Produkte verbrauchen beim Gebrauch direkte Energie. Ein Kühlschrank verbraucht Elektrizität, ein Gasherd Gas und eine Wasch- und Geschirrspülmaschine Wasser und Strom. Der gesamte direkte Energieaufwand in einem Haushalt wird aus dem jährlichen (z.B. (kWh) für Elektrizität, (l) für Heizöl oder (m^3) für Gas und Wasser) Verbrauch jedes Gerätes und seiner Lebensdauer bestimmt und dem Produkt zugerechnet.

Bestimmung des Energieaufwandes für die Abfallbehandlung (10): Die energetische Betrachtung der Abfallbehandlung kann einen positiven oder einen negativen Beitrag zum kumulierten Energieaufwand des Produktes leisten; das Einsammeln und der Betrieb einer Kehrichtverbrennungsanlage (KVA) bzw. einer Deponie benötigen u.a. Mineralöl und Elektrizität. Bei der Abfallbehandlung lässt sich aber auch Energie gewinnen, z.B. durch die Verwendung der bei der Verbrennung von Abfällen erzeugten Wärme, durch die Erzeugung von Biogas oder in Form von gesparter Energie durch die Verwertung von Materialien. In diesem Schritt wird der entsprechende Energieaufwand dem Produkt zugerechnet.

Im letzten Schritt der Analyse erfolgt die **Bestimmung des kumulierten Energieaufwandes**: Der während des ganzen Lebens des Produktes kumulierte Energieaufwand lässt sich durch die Addition aller in den vorhergehenden Schritten berechneten Energieaufwände bestimmen. Die Berechnung der CO_2 Emissionen erfolgt auf Grund der für verschiedene Arten von Energieträgern bekannten Emissionsraten aus der Energiebilanz.

2.3.1.4. Ergebnisse von Energiebilanzen

Energiebilanzen wurden für verschiedene Nahrungsmittel durchgeführt. Einige Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt.

Viele Energiebilanzen haben vor allem die Transportvorgänge im Blick (vor allem wohl auf Grund des einfachen Zugangs zu den benötigten Daten). Ausserdem gibt es eine Reihe von Beispielen, in denen Energiebilanzen für den gesamten bzw. einen Teil des Produktlebenszyklus erstellt wurden. Begründet wird die Bilanzierung des Energieaufwandes in der Regel damit, dass eine Reihe von Umweltbelastungen (insbesondere Treibhausgasemissionen und Verbrennungsabgase) unmittelbar mit der Energieverwendung in Zusammenhang steht.[26]

Kramer & Moll (1995) untersuchten den Energieverbrauch verschiedener Gemüsesorten mit Hilfe der Hybrid-Methode. Bei der Berechnung des Energieverbrauchs durch den Anbau ist es wichtig, ob es sich um Freiland-, Treibhaus- oder importierte Produkte handelt. Es zeigte sich, dass die Energieaufwand für im Treibhaus angebaute Produkte bis zu 6 mal höher ist als für die Freilandprodukte. Zur Berechnung wurden zwei Arten von Basisgütern mit den Energieintensitäten 2 MJ/kg bzw. 35.6 MJ/kg definiert. Verschiedene Gemüsesorten aus dem Treibhaus können sich beträchtlich hinsichtlich ihres Energieaufwandes unterscheiden. Auch bei der Betrachtung der Energieintensität der Produkte verbrauchen Treibhausgemüse deutlich mehr Energie pro Geldeinheit als Freilandprodukte.

Mit steigendem Grad der Vorverarbeitung steigt die Energieaufwand der Produkte, wenngleich der zusätzliche Aufwand hierfür geringer ist, als der Unterschied zwischen Freiland- und Treibhausanbau. Der Energieverbrauch im Handel wird für jedes Produkt gleich hoch angenommen und basierend auf dem gemittelten Verkaufspreis berechnet. Für den Transport werden verschiedene Szenarien entsprechend der Herkunftsregion ausgewählt. Biologisch angebaute Produkte haben in der Regel einen höheren Preis. Dies führt in der Hybrid-Methode dann zu einem höheren Energieverbrauch. In der Berechnung wurden deshalb für diese Art des Anbaus eine andere Wertschöpfungsquote berücksichtigt. Die Differenzierung verschiedener Gemüsesorten erfolgt somit auf Grund der Verteilung bzgl. Anbauart und Herkunft sowie dem Preis pro kg. In der Studie werden für eine Reihe von Gemüsesorten sowohl die durchschnittlichen als auch spezifische Energieintensitäten (z.B. Treibhaus, konventionell, biologisch) angegeben.

Die Auswertung der Ergebnisse zeigte, dass die Art der Verpackung einen relativ geringen Einfluss auf die Ergebnisse hat, hingegen das Gewicht entscheidender ist. Für alle Gemüsesorten wurde ein durchschnittlicher Verpackungsmix pro verpackter Einheit angenommen, die Verpackung also relativ zum Gewicht des verpackten Produktes berücksichtigt.

[26] In Kapitel 2.4.1 wird diskutiert, inwieweit Energiebilanzen eine geeignete Methode sind, um Lebensmittel unter ökologischen Gesichtspunkten zu beurteilen.

Die Untersuchung von Kramer & Moll (1995) zeigt, dass die Energieintensität verschiedener Fleischprodukte vor allem von der Tierart abhängt. Dabei fanden sie folgende Reihenfolge abnehmender Energieintensitäten: Geflügel, Schwein, Rind und andere Tiere. Fleisch aus biologischer Produktion verbraucht etwa 15% weniger Energie als konventionell produziertes Fleisch. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal ist die Verpackungsart und Gewicht.

In der vorangegangenen Untersuchung von Kok *et al.* (1993) wurde die Verursachung von Abfall durch Lebensmittelreste berücksichtigt. Für verschiedene Produkte wurden dabei unterschiedliche Abfallanteile angenommen und die Energieintensität für deren Entsorgung berechnet. Für Spinat, Rosenkohl, Bohnen, Wurzeln, Knollengewächse und Tomaten wurde ein Anteil von 5% angenommen. Für Endivien, Salat, andere Blattgemüse, Blumenkohl, andere Kohlsorten und andere Gemüse 10% und 50% für Hülsenfrüchte.

In einer Diplomarbeit wurden von Zaccheddu (1997) die Grunddaten zur Anwendung der Hybrid-Analyse in der Schweiz zusammengestellt. Diese Daten wurden in Excel Berechnungsblättern implementiert. Für einige Nahrungsmittel wurde eine Hybrid-Analyse durchgeführt und ausgewertet (Zaccheddu 1997). Die Berechnung der direkten, indirekten und kumulierten Energieintensitäten in der Arbeit erfolgte entsprechend dem Vorgehen von Wilting (1996). Interessant ist die Methode der Energiebilanzierung vor allem dann, wenn es auf Grund des Arbeitsaufwandes nicht möglich ist detailliertere Ökobilanzen zu erstellen. Eine Aufstellung verschiedener Energiebilanzen zeigt Tab. 2-6.

2.3.2. Öko-Audit

Im Öko-Audit wird ein einziges Unternehmen untersucht, um hieraus Hinweise für die Verringerung von Umweltbelastungen auf Betriebsebene zu gewinnen.

Die Untersuchung entspricht in etwa einer Ökobilanz von Tor zu Tor (siehe z.B. Märkisches Landbrot GmbH (1995). Weitere Beispiele werden in Tab. 2-6 ab Seite 55 aufgeführt). Im Öko-Audit werden alle direkt umweltrelevanten Aktivitäten des Unternehmens dokumentiert. Ausserdem werden Handlungsvorschläge zur Verringerung der Umweltbelastungen gemacht und hierfür Vorgehensweisen festgelegt. Nicht betrachtet werden dabei vor- bzw. nachgelagerte Einwirkungen auf die Umwelt. Ausgeblendet werden dabei oft auch die auf Grund der Betriebstätigkeit induzierten Transporte. Die erhobenen Daten sagen nichts über die Umweltbelastungen durch einzelne Produkte aus dem Unternehmen aus. Öko-Audits können jedoch unter Umständen als Grundlage für die Erstellung einer Ökobilanz herangezogen werden. Eine Einführung in Praxis und Perspektiven des Agrar-Öko-Audits gibt Spindler (1998).

Von der Hochschule St. Gallen wird ein Register der Schweizer Firmen mit ISO 14001-Zertifikat geführt.[27] Vom Deutschen Industrie und Handelstag ist ebenfalls ein

[27] Siehe www.unisg.ch/~iwoe/14001/14001.htm.

aktuelles Standortregister der Unternehmen die Öko-Audits erstellt haben, erhältlich.[28]

2.3.3. Ecological Footprint

Mit dem Ecological Footprint werden Umweltbelastungen zu einem theoretischen Flächenverbrauch zusammengefasst.

Die Methode, Umweltbelastungen in Form eines theoretisch verursachten Flächenverbrauchs zusammenzufassen, wurde von Wackernagel *et al.* (1996) entwickelt. Die Berechnung und die Aussagekraft des Ecological Footprint (EF) bzw. des ökologischen Fussabdrucks wurde an Hand von unterschiedlichen Beispielen erläutert. Umweltbelastungen werden in eine durch sie beanspruchte Fläche umgerechnet. Für emittiertes CO_2 wird z.B. bei der Umrechnung berücksichtigt, wieviel Fläche theoretisch notwendig ist, um dieses CO_2 in Biomasse zu binden. Der EF wird benutzt, um deutlich zu machen, wie wichtig es ist, unsere Lebensweise zu verändern, und um zu zeigen, dass Veränderungen vor allem in Industrieländern notwendig sind. Stärkstes Argument hierfür ist, dass der heutige EF der Menschheit grösser ist als die Fläche, die uns auf der Erde zur Verfügung steht. Ähnliches ergibt sich bei der Betrachtung verschiedener Industrieländer. Hieraus wird die Forderung abgeleitet, den Lebensstil so zu gestalten, dass nur die lokal verfügbare Fläche in Anspruch genommen wird.

In die Berechnung fliessen vor allem der Verbrauch an fossilen Energieträgern und der direkte Landverbrauch ein. Viele andere Indikatoren für Umweltbelastungen werden durch den EF nicht abgebildet. So verursachen AKW's z.B. nur einen relativ kleinen EF durch den direkten Landverbrauch. Auf die Einschränkungen in der Aussagekraft wird im Verlauf der Auswertung leider nicht mehr hingewiesen. Positiv ist die gute grafische Aufbereitung der Aussagen und die beständigen Hinweise darauf den Lebensstil in Industrieländern zu verändern. Das Buch stellt somit einen guten Beitrag dar, Überzeugungsarbeit in diesem Bereich zu leisten. Fraglich ist, wieweit der EF ein nützliches Instrument ist, wenn es um die detaillierte Betrachtung und Abwägung von Umweltbelastungen einzelner Produkte geht.

2.3.4. Stoff- und Materialflussanalyse

Die Stoffflussanalyse (SFA) ist ein Teilgebiet der Materialflussanalyse (MFA). Beides sind objektorientierte Methoden der Umweltanalyse.[29] MFA und SFA können für unterschiedliche Bilanzräume z.B. Land, Region, Wirtschaftsbranchen, Betriebe, Haushalt durchgeführt werden. In der MFA werden unterschiedliche Probleme betrachtet, diese können stoffbezogen oder objektbezogen sein. Nicht betrachtet werden in der Regel die indirekten Umwelteinflüsse ausserhalb des Bilanzraumes. Bilanziert werden Material- bzw. Stoffströme, die in und aus dem Bilanzraum fliessen. Materialflussana-

[28] Siehe www.diht.de. Die Nummer der "Art der Tätigkeit am Standort (NACE)" für Unternehmen aus der Lebensmittelbranche beginnt in der Regel mit den Kennziffern 15.xx.

[29] Im Gegensatz hierzu stehen funktionsorientierte Methoden (wie z.B. die Ökobilanz). Beide Methodengruppen zusammen werden als Chain-Management-Tools bezeichnet.

lysen stehen in engerer Verbindung zu wirtschaftswissenschaftlichen Methoden als zu anderen sozialwissenschaftlichen Ansätzen, da eine gemeinsame Datengrundlage genutzt wird.

Ein interessantes Anwendungsbeispiel für Haushalte ist die Studie von Baccini *et al.* (1993). Auf Grund der dortigen Auswertung sind auch einige Rückschlüsse zur Bedeutung der Aktivität Ernähren für die gesamte ökologische Bilanz eines Haushalts möglich. Beispiele für MFA werden in Tab. 2-6 (ab Seite 55) gegeben.

2.3.5. Materialintensität pro Serviceeinheit

Für die Berechnung der Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS) werden unterschiedliche Materialflüsse aus dem Lebenszyklus addiert. Die Methode wurde am Wuppertal Institut entwickelt (Schmidt-Bleek et. al. 1996). Für Nahrungsmittel wurden die Materialintensitäten von Loske (1996:104) bestimmt. Diese und die hieraus auf Grund des Nahrungsmittelkonsums in der Schweiz verursachten Materialintensitäten werden in Tab. 2-5 gezeigt. Fleisch und Milcherzeugnisse haben auf Grund der vorhergehenden Futterproduktion eine relativ hohe Materialintensität. Das Bedarfsfeld Ernährung hat nach den Berechnungen von Loske (1996:103) einen Anteil von etwa 20% an der gesamten Materialentnahme. Eine Anwendung dieser Methode für das Beispiel der Traubenherstellung ist in Vorbereitung (Patzwahl n.d.).

Tab. 2-5 Materialintensität von Nahrungsmittelgruppen in Deutschland bezogen auf die Produktmasse (Loske & Bleischwitz 1996:104) sowie Materialintensität und Anteile der Materialentnahme des Bedarfsfelds Ernährung in der Schweiz.[30]

Produktgruppe	Materialintensität (kg/kg)	Materialintensität (kg/Jahr/Kopf)	Anteil an der gesamten Materialintensität
Milcherzeugnisse	6.6	981	27.5%
Gemüse	1.4	125	3.5%
Getreide	3.7	277	7.8%
Fleisch (netto)	16.7	962	26.9%
Obst	1.4	139	3.9%
Kartoffeln	2	93	2.6%
Zucker	13.1	613	17.2%
Pflanzl. Fette, Öle	12.1	163	4.6%
Eier	4.2	43	1.2%
Fische, Schalentiere	1.3	10	0.3%
Tierische Fette	16.7	142	4.0%
Hülsenfrüchte, etc.	2	22	0.6%
Summe Nahrungsmittel	-	3'570	-

MIPS verdeutlicht auf anschauliche Weise, die mit unterschiedlichen Produkten und Dienstleistungen verknüpfte Intensität von Massenbewegungen. *"MIPS bringt eine schnelle, grobe Abschätzung der Inputseite in 5 Kategorien (abiotisch, biotisch, Boden, Luft, Wasser). Über Wirkungen wird nichts explizit ausgesagt. Es steht die Annahme im Hintergrund, wenn Prozesse oder Materialien mit gleicher 'Serviceleistung' (funktionale Einheit) sich um Grössenordnungen unterscheiden, ist das ein Hinweis, dass die Um-*

[30] Eigene Berechnung auf Grundlage des pro-Kopf Verbrauchs 1995 (www.agri.ch/ldw/markt/).

weltbelastung (Materialintensität der betreffenden Kategorie) relevant unterschiedlich sein könnte. Andere Bewertungsmethoden sind als Ergänzung notwendig" (Braunschweig *et al.* 1996:15). Da Materialien mit sehr unterschiedlicher Bedeutung für Mensch und Umwelt addiert werden, eignet sich die Methode kaum zum Vergleich der ökologischen Auswirkungen von Produkten.

2.3.6. Literaturübersicht weiterer methodischer Ansätze

Auch für dieses Kapitel wurde aufbauend auf einer Übersicht zu Forschungsgruppen (Jungbluth 1997b, 1998c), eine Literaturübersicht zu Forschungsarbeiten, die verschiedenen Methoden zur Beurteilung der Umweltrelevanz anwenden, erstellt. Ziel dieser Zusammenstellung ist die Schaffung einer Arbeitsgrundlage auf Grund derer ein schneller Zugriff auf relevante Arbeiten zu bestimmten Themenstellungen möglich ist. Auch hier wird untersucht inwieweit die Daten aus diesen Untersuchungen weiter verwendet werden können. Zur Erklärung der verwendeten Abkürzungen siehe Kapitel 2.2.5.

Tab. 2-6 Anwendungsbeispiele von Energiebilanzen, Stoffflussanalysen, Öko-Audits und anderer methodischer Ansätze für landwirtschaftliche Produktion, Nahrungsmittel und die Aktivität Ernährung (Erklärung siehe Kapitel 2.2.5).

Produkte	**Titel und Literaturverweis**	**Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI**
Aktivität Ernähren	METAPOLIS - Güterumsatz und Stoffwechselprozesse in den Privathaushalten einer Stadt (Baccini *et al.* 1993).	Die Arbeit untersucht die Stoffflüsse der chemischen Elemente C, P, S, Cl, Al, Fe, CU und Zn sowie Masse, Wasser und Luft durch die Privathaushalte an Hand des Beispiels St. Gallen. Die Stoffflüsse werden für verschiedene Aktivitäten, u.a. Ernähren zusammengefasst. Der Anteil der Ernährung am gesamten P Fluss beträgt ca. 80%. Weitere Flüsse mit einem relativ hohen Anteil sind Cl und S. Insgesamt lassen sich aus der Analyse viele interessante Aspekte ableiten, wenngleich diese nicht direkt im Sinne des Umweltschutzes umzusetzen sind. Im Anhangsband viele Daten zum Haushaltskonsum etc., Keine Ökobilanzdaten (+-, TT).
Äpfel Bohnen Lammfleisch Mineralwasser Orangensaft Poulet-Brüstchen Spargel Tomaten	Grobabschätzung des Energieaufwandes für die Bereitstellung von ausgewählten Getränken und Nahrungsmitteln (Zamboni 1994).	Energie- und CO_2 Bilanz, Produkte werden noch in verschiedene Varianten unterschieden. Erweiterung für die Energiedaten evtl. mit ECOINVENT möglich. Inventar gut dokumentiert. (+-, WT).
Backen Dessert Müsli Honig Pizza Fisch	Umweltbewusst aus Überzeugung (Dr. Oetker Nahrungsmittel KG 1996).	Umweltbericht. (+-, TT).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI
Bauernhof Gras, Heu Kartoffeln Mais Milch Raps Rüben Tierproduktion (Kuh) Weizen	Energiebilanz eines Bauernhofs (Zehnder 1993).	Arbeit enthält viele Informationen zum Energieverbrauch auf einem Bauernhof. Keine Daten zu weiteren Umweltaspekten. Viele Daten zu einzelnen Produkten und Maschinen. Diese müssten aber noch weiter zusammengefasst werden (+, TT).
Bauernhof	Energieleitbild Landwirtschaft oder Energiebilanz Bauernhof (Federspiel 1992).	Energiebilanz für verschiedene Produkte am Beispiel eines Bauernhofs. Grundlage für eine Abschätzung von einzelnen Produkten. Nicht repräsentativ (+-, TT).
Bauernhof	Das Projekt "Energiebilanz eines Bauernhofes (Fannenböck 1994).	Energiebilanz. (?, TT).
Bier	Öko-Controlling Bericht 1994 + 95 (Neumarkter Lammsbräu 1995).	Öko-Audit einer Brauerei. Energiebilanz und einige Betriebsstoffe (+-, TT).
Bier	Umweltbilanz 1995 (Brau AG 1995).	Öko-Audit einer Brauerei. Energiebilanz und einige Betriebsstoffe (+-, TT).
Bier	Umwelterklärung der Meckatzer Löwenbräu (Meckatzer Löwenbräu 1996).	Öko-Audit einer Brauerei. Energiebilanz und einige Betriebsstoffe (+-, TT).
Biomasse	Biomass Flows in Austria: Integrating Concepts of Societal Metabolism and Colonisation of Nature (Haberl 1997).	Materialflussanalyse für Biomasse in Österreich, um den Anteil am Gesamtfluss zu bestimmen. Nur Auswertung, keine Daten (-).
Biomasse	Regionale Bewirtschaftung von Biomasse - Eine stoffliche und energetische Beurteilung der Nutzung von Agrarflächen mit Energiepflanzen (Müller *et al.* 1995).	In einer Stoffflussanalyse wurde der Anbau und die Nutzung von Biomasse für eine typische Schweizer Mittellandregion quantifiziert. Einige interessante Daten für die Landwirtschaft werden wiedergegeben. Keine Ökobilanzdaten (+-).
Brot	Umwelterklärung (Stocker`s Backstube GmbH 1995).	Öko-Audit einer Biobäckerei. Energiebilanz und einige Betriebsstoffe (+-, TT).
Brot	Endbericht Öko-Audit Modellprojekt Märkisches Landbrot GmbH (Märkisches Landbrot GmbH 1995).	Öko-Audit für eine Bäckerei. (+-, TT). Energiebilanz für Brot.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI
Fisch	Im Vorfeld einer Ökobilanzierung des Fisch-Konsums in der Schweiz. Die Umweltverträglichkeit der Norwegischen Lachsfischzucht (Leupold 1998).	Datenmaterial zur Ökobilanzierung von in der Schweiz gezüchteten Fischarten und Vergleich mit Norwegischem Zuchtlachs. Bisher noch nicht zu einer Ökobilanz zusammengefasst. (+-, WG). Könnte als Grundlage für eine Ökobilanzierung dienen.
Fleischwaren Wurstprodukte	Umwelt - Bericht und Erklärung 95/96 (Fleischwerk Viersen 1996).	Öko-Audit eines fleischverarbeitenden Betriebes. (+, TT).
Gastgewerbe	Vergleich von Materialflüssen, Energie- und Wasserverbrauch eines McDonald`s-Restaurants mit konventionellen Restaurationsbetrieben (McDonald`s 1991).	Einfache Ökobilanz für ein McDonald`s Restaurant im Vergleich zu konventioneller Gastronomie. Ein Schwachpunkt der Studie ist, dass Auswirkungen die ausserhalb des Betriebes anfallen, nicht berücksichtigt werden. Dies betrifft z.B. Verpackungen von Take-away Produkten. Das McDonald`s Restaurant schneidet relativ gut bei einem Vergleich pro Gast ab. (+-, TT).
Gastgewerbe	Ökologische Grobanalyse zur Volksinitiative "Für ein abfallarmes Gastgewerbe" (INFRAS 1991).	Überarbeitung der Studie von McDonald`s. Vorbereitung der gesetzliche Grundlagen, um die Verpackungsflut aus dem Gastgewerbe einzuschränken. (+-, ?).
Gemüseanbau	Bewertung des Produktionsmitteleinsatzes im Gemüsebau - eine ökologische Buchhaltung (Gysi 1993).	Entwicklung einer eigenen Methode. (+). Einige Daten zum Einsatz von Produktionsmitteln (Input). Keine Output Daten.
Gemüseverarbeitung Sauerkonserven (Gurken, Weisskohl, Rotkohl, Rote Bete) Essig Senf	Umwelterklärung (Carl Kühne KG 1996, Carl Kühne KG 1997).	Öko-Audit eines Gemüseverarbeitenden Betriebes. (+, TT).
Haushaltskonsum	Das Umweltverhalten der Verbraucher - Daten und Tendenzen - Empirische Grundlagen zur Konzipierung von "Sustainable Consumption Patterns" Elemente einer "Ökobilanz Haushalte" (Neitzel *et al.* 1994).	In dem Bericht werden für verschiedene Bereiche des Haushaltsverhaltens die Umweltfolgen an Hand konkreter Zahlenbeispiele aufgezeigt. Diese Zahlen geben die Folgen pro Kopf oder die Gesamtbelastung in Deutschland wieder. Die Betrachtung deckt allerdings nicht alle Bereiche mit der gleichen Genauigkeit ab. Einzelne Punkte werden sehr detailliert geschildert (u.U. weil es hierzu schon genaue Vorarbeiten gab). Die Daten werden nicht zu einer Gesamtbilanz zusammengefasst. In den Schlussfolgerungen zum Umweltverhalten privater Haushalte wird auf die Unterschiedlichkeit in den Handlungen für die verschiedenen Bereiche der KonsumentInnenentscheidungen verwiesen. (--, ?).
Joghurt	Transport - Beziehungen eines Erdbeer Joghurts (n.n. 1992).	Oft zitierte Untersuchung des Wuppertal-Instituts zu den Transporten, die auf Grund des Konsums von einem Joghurt notwendig sind. (--, WG).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI
Karotten Tomaten	Food and the Environment - Implications of Swedish Consumption Patterns (Carlsson-Kanyama 1997).	Zusammenfassung von drei früheren Veröffentlichungen (Carlsson 1995, Carlsson 1997).. Trends des Nahrungsmittelkonsums in Schweden. Methode zur Berechnung durchschnittlicher Transportentfernungen. Auswertung der Treibhausgasemissionen auf Grund des Konsums von Tomaten und Karotten. (+-, WG). evtl. einige Daten aus dem Beispiel zum Gemüseverzehr.
Kartoffelprodukte	Umwelterklärung 1996 (Max Helmer GmbH 1996).	Öko-Audit eines gemüseverarbeitenden Betriebes. Herstellung von Kartoffelprodukten für Grossabnehmer. (+, TT). Einige Daten zur Produktion.
Käse	System "Weichkäseproduktion" (Zuberbühler 1993).	Untersuchung der Stoffflüsse von C, N und P sowie Energie für die Weichkäseproduktion. (+-, TT). Einige Daten zu In- und Outputs der Käseherstellung. Energieinhalt der Produktströme.
Landwirtschaft Methodik Öko-Audit	Agrar-Öko-Audit: Praxis und Perspektiven einer umweltorientierten Land- und Forstwirtschaft (Spindler 1998).	Einführung in die Methodik des Agrar-Öko-Audits. (--, TT).
Landwirtschaft	Energy Production on Farms - Sustainability of Energy Crops (van Zeijts 1995).	Emissionsfaktoren für Klimagase aus der Landwirtschaft (+-, TT).
Landwirtschaft Tierhaltung, Biogasanlage, Fleischverarbeitung Milch & Eierverarbeitung	Alternative Energieversorgung eines Landwirtschaftsbetriebes - Auswirkungen auf den Stoffhaushalt (Heierle *et al.* 1992).	Untersuchung der Stoffflüsse von C, N und P sowie Energie für einen Landwirtschaftsbetrieb. (+-, TT). Einige Daten zu In- und Outputs (Tierhaltung, Biogasanlage, Fleischverarbeitung und Milch & Eierverarbeitung. Energieinhalt der Produktströme.
Landwirtschaft	Alternative Energieversorgung eines Landwirtschaftsbetriebes - Auswirkungen auf den Stoffhaushalt (Sulser 1993).	Untersuchung der Stoffflüsse von C, N sowie Energie für einen Landwirtschaftsbetrieb. (+-, TT). Einige Daten zu In- und Outputs. Energieinhalt der Produktströme.
Landwirtschaft	Assessing long-term impacts of increased crop productivity on atmospheric CO_2 (Cavazzoni & Volk 1996).	In dem Artikel werden indirekte und direkte Emissionen aus der Landwirtschaft bilanziert. Die Neugewinnung von Ackerland ist mit erheblichen CO_2 Emissionen verbunden. Als globale Strategie wird deshalb eine möglichst intensive Landwirtschaft auf den vorhandenen Ackerflächen zur Minimierung der CO_2 Emissionen vorgeschlagen. Die verstärkten Emissionen auf Grund des zusätzlichen Energiebedarfs sind in dieser Abschätzung berücksichtigt. (+-, WT). einige Informationen zu verschiedenen CO_2 Quellen in der Landwirtschaft.

Produkte	Titel und Literaturverweis	Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI
Landwirtschaft	Water Resources: Agriculture, the Environment, and Society (Pimentel *et al.* 1997).	Etwa 87% des Frischwasserverbrauchs der USA geht in die Landwirtschaft. Der Verbrauch pro kg beträgt z.B. für Kartoffeln 500 Liter Weizen 900 Liter Sorgum 1110 Liter Mais 1400 Liter Reis 1912 Liter Soja 2000 Liter Poulet 3500 Liter Rind 100 000 Liter. Der Wasserverbrauch spielt auf Grund des Aufwandes für Pumpen auch für den Energieverbrauch eine wichtige Rolle. (-, WT). Nur Daten zum Wasserverbrauch für einige Nahrungsmittel.
Landwirtschaft Konventionell - Organisch	Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil 1: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie (Haas *et al.* 1995a, Haas *et al.* 1995b, Haas & Köpke 1994).	Vergleich des Energieverbrauchs pro Hektar für organischen und konventionellen Landbau. Infrastruktur wurde nicht vollständig erfasst. Vergleich der CO_2 Emissionen für eine Reihe Landwirtschaftlicher Produkte. In der Studie wird als Strategie zur Verminderung der CO_2 Emissionen vorgeschlagen, verstärkt organischen Landbau zu betreiben. Voraussetzung hierfür ist allerdings eine Umstellung der Ernährungsgewohnheiten mit einer Reduktion des Fleischkonsums. Die Daten des LCI werden zum Teil wiedergegeben (+). Aus einer persönlichen Mitteilung können die Berechnungsgrundlagen entnommen werden.
Landwirtschaft Konventionell - Organisch - dynamisch Kartoffeln Rote Bete Kleegras Weizen Gerste	Energiebilanzen für verschiedene Kulturen bei biologischer und konventioneller Bewirtschaftung (Alföldi *et al.* 1995). (Alföldi *et al.* 1997).	Vergleich des Energieverbrauchs pro Hektar und pro Ertrag für organisch-biologisch, biologisch-dynamischen und konventionellen Landbau. Infrastruktur wurde nicht vollständig erfasst.. Beim Vergleich pro Hektar schneidet der biologisch-dynamische bzw. der organisch-biologisch Anbau in allen Fällen besser ab. Durch den geringeren Ertrag gilt dieses Ergebnis ausser für Kartoffeln nicht mehr beim Vergleich pro kg. Die Daten des LCI werden nur zum kleinen Teil wiedergegeben (+-, WT).
Landwirtschaft gesamt	Farming for the Future - An Environmental Perspective (Cowell & Clift 1996).	Vergleich der Umweltfolgen durch Ernährung in Grossbritannien wie sie heute entstehen mit einem Szenario in dem der gesamte Nahrungsmittelbedarf durch in Grossbritannien produzierte Nahrungsmittel gedeckt wird. Anwendung der Methoden Ecological Footprint bzw. Food Miles (kumulierte Transportentfernung). zum Vergleich. Einige Informationen zu Landverbrauch und Transportkilometern (-, WG).

Produkte	Titel und Literaturverweis	Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI
Mahlzeit	Energieverbruik voor buitenshuis geconsumeerde maaltijden (Oudshoff 1996).	Energiebilanz für verschiedene ausser Haus eingenommene Mahlzeiten. Nur Energiebilanz (+-, WG).
Mahlzeit	Energieverbruik voor thuis-geconsumeerde maaltijden (de Witte 1996).	Energiebilanz für verschiedene im Haushalt zubereitete Mahlzeiten. Nur Energiebilanz (+-, WG).
Mineralwasser	Umweltbericht - Fortschreibung - aus betrieblicher Ökobilanz für das Geschäftsjahr 1994/95 (Siegsdorfer Petrusquelle 1996).	Öko-Audit eines Getränkeherstellers. Energiebilanz und einige Betriebsstoffe (+-, TT).
Nahrungsmittel	Energy intensities of food (Kok *et al.* 1993). Energie voedt: nadere analyses van het indirecte energieverbruik van voeding (Kramer & Moll 1995).	Untersuchung zum Energieverbrauch von Nahrungsmitteln für ein breite Palette von Produkten mit Hilfe der Hybrid-Analyse (van Engelenburg *et al.* 1994).. Daten zum kumulierten Energieaufwand für Nahrungsmittel in den Niederlanden, nur grobe Abschätzung des Energieaufwands (+)., WG.
Nahrungsmittel	The Embodied Energy of Food: The Role of Diet (Coley *et al.* 1997).	Aufbauend auf der Untersuchung von Kramer & Moll (1995). wird der Energieverbrauch im Verhältnis zum Energiegehalt verschiedener Nahrungsmittel ausgewertet. Ausserdem wird der Energieverbrauch durch verschiedene Ernährungsstile diskutiert. Es zeigt sich eine gross Streubreite des Energieverbrauchs. Abhängigkeiten zu klar erkennbaren Ernährungsstilen (z.B. vegetarisch). konnten nicht identifiziert werden. (--, WG). Es wird die Umrechnung der Niederländischen Energieintensität auf Grossbritannien erklärt.
Nahrungsmittel Fleisch Brot	Bestimmung des Energieverbrauchs für die Schweizer Konsummuster - Anwendung und Anpassung einer holländischen Hybridmethode auf Schweizer Verhältnisse (Zaccheddu 1997).	Bestimmung des kumulierten Energieaufwands für einige Nahrungsmittel in der Schweiz und Auswertung mit der Schweizer Verbrauchserhebung. Einige Daten zum Energieaufwand (+-, WG).
Nahrungsmittel	Haben Sie schon einmal Kilometer gegessen? (Ruf Erne 1994).	Broschüre, die die Ergebnisse der Studie von Zamboni (1994). darstellt. siehe (Zamboni 1994)..
Nahrungsmittelherstellung	Lebensmitteltechnologie - biotechnologische, chemische, mechanische und thermische Verfahren der Lebensmittelverarbeitung (Heiss 1996).	Viele technische Informationen zur Lebensmittelverarbeitung und vor allem zum Energieverbrauch. (+-, TT).
Nahrungsmittelgrosshandel	Resource management in the food production and distribution: the role of food retailers (Faist *et al.* 1999a, Faist *et al.* 1999b).	Materialflussanalyse für einen Nahrungsmittelgrossverteiler in der Schweiz. Vergleich verschiedener Szenarien zur Reduktion der Energieflüsse (z.B. nur noch biologische Produkte im Verkauf). Einbezug einer parallelen ökonomischen Analyse (--, TT).

Produkte	**Titel und Literaturverweis**	**Ergebnisse, Bemerkungen und Verwendbarkeit des LCI**
Rapsfruchtfolge Winterweizen Wintergerste Winterroggen	Abbildung energetischer Effekte beim Vergleich von Ackerbausystemen mit geringen Intensitätsunterschieden (Moerschner *et al.* 1997).	Energiebilanz zum Vergleich verschiedener Anbausysteme. Folgende Verbrauchsgruppen sind in abnehmender Wichtigkeit für den Energieinput verantwortlich: Düngemittel, Treibstoff, Sonst. direkte Energie, Geräte, Pflanzenschutzmittel und Saatgut. Den geringsten Energieinput pro Ertrag hat das Szenario *Integriert*, gefolgt von *Extensiv*, *Reduziert* und *Ordnungsgemäss* (konventionell). (-, WT). Energiebilanz mit einigen Aussagen zu den getroffenen Annahmen.
Tomaten	Our Ecological Footprint - Reducing Human Impact on the Earth (Wackernagel *et al.* 1996).	Untersuchung des Anbaus von Tomaten in einer kanadischen Region. (--, WT).
Trauben	Materialintensitätsanalyse für die Traubenerzeugung an Hand eines Modellbetriebes (Patzwahl n.d.)..	Geplante Materialintensitätsanalyse. (?).
Wein	Ökobilanzierung der Transporte von Importweinen (Dinkel *et al.* 1997).	Bilanzierung und Auswertung der Transporte für Wein (aus biologischem Anbau). aus Kalifornien und Süditalien. Eine ähnliche Untersuchung mit einer Energiebilanz wurde auch in Konsum & Umwelt 2/97 veröffentlicht. (+-, WT). für die Transportentfernungen und angenommene Module.
Weizen Zuckerrüben	Energiebilanz (Küsters 1998).	Energiebilanzen insbesondere für die Düngerverwendung auf ausgewählten Versuchsfeldern. Untersuchungen zu dem Ammoniakverlusten unterschiedlicher Mineraldünger. (+-, WT).

2.4. Ergebnisse und Schlussfolgerungen der ökologischen Beurteilung

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse für die Weiterarbeit zusammengetragen. Hierzu wird zunächst die Auswahl geeigneter Indikatoren zur ökologischen Beurteilung des Bedürfnisfeldes Ernährung untersucht und aufgezeigt, dass Energieverbrauch oder Treibhausgasemissionen nur bedingt hierzu geeignet sind. Durch die Auswertung einer Reihe von Studien können wichtige Erkenntnisse zu einer ökologischen Ausrichtung des Nahrungsmittelkonsums gewonnen werden. Abschliessend werden diese Handlungshinweise zur ökologischen Entwicklung des Bedürfnisfeldes Ernährung diskutiert.

2.4.1. Auswahl von Indikatoren für die ökologische Beurteilung des Nahrungsmittelkonsums

Energie bzw. Treibhausgasemissionen werden oft als Indikatoren zur Beurteilung der Umweltfolgen von Produkten genutzt. Zur Beurteilung der Umweltfolgen landwirtschaftlicher Produkte reicht dies nicht aus.

Ziel der Arbeit ist die ökologische Beurteilung unterschiedlicher Verhaltens- bzw. Konsummuster im Ernährungsbereich, um hierdurch Handlungsstrategien für eine nachhaltige Entwicklung abzuleiten. Untersuchungen dieser Art greifen oftmals auf Energie als einfach zu bilanzierenden Leitindikator zurück. Begründet wird die Untersuchung des Energieverbrauchs (inkl. der auf Grund von Vorleistungen zu erbringenden Grauen Energie) damit, dass viele Umweltfolgen unmittelbar mit dem Energieverbrauch in Verbindung stehen (z.B. Abgase, Treibhauseffekt durch CO_2 Emissionen, etc.). Eine Ausweitung dieser Sichtweise ist der Einbezug von Treibhausgasemissionen auf Grund der Verbrennung fossiler Energieträger in die Bilanzierung.

Durch die Betrachtung der generellen Umweltprobleme der Landwirtschaft in Kapitel 2.1 und die Auswertung von detaillierten Ökobilanzen zum Thema wurde deutlich, dass oft andere Probleme als Energie und Treibhausgasse im Vordergrund stehen. Zur ökologischen Beurteilung von landwirtschaftlichen Produkten sind Energieverbrauch bzw. Treibhausgasemissionen alleine keine befriedigenden Indikatoren. Wichtig ist für die Beurteilung auch der Einbezug von Umweltfolgen durch Pestizide, Versauerung, Überdüngung und nicht-energiebedingte Treibhausgasemissionen.

Methoden wie der Eco-indicator 95 oder Umweltbelastungspunkte können eine Bewertung verschiedener Umweltfolgen von Nahrungsmitteln unterstützen. Sie sind insbesondere dann sinnvoll, wenn verschiedene Umweltbelastungen aus dem Produktionsweg verglichen werden sollen und wenn das Ergebnis möglichst einfache Vergleiche erlauben soll. Noch nicht entwickelt wurden Methoden zum Einbezug weiterer Umweltfolgen in eine vollaggregierende Wirkungsabschätzung, die speziell für die landwirtschaftliche Produktion von Bedeutung sind, z.B. Bodenverdichtung und Erosion, Biodiversität oder Landnutzung (vgl. hierzu Kapitel 2.2.4).

2.4.2. Handlungshinweise als Ergebnis der Auswertung

Aus der Auswertung von Ökobilanzen können Handlungshinweise für KonsumentInnen für eine umweltgerechte Entwicklung des Bedürfnisfeldes Ernährung abgeleitet werden.

KonsumentInnen können die Umweltrelevanz eines eingekauften Nahrungsmittels an Hand unterschiedlicher Merkmale beurteilen und berücksichtigen. Aus der Auswertung unterschiedlicher Ökobilanzen und anderer Methoden der ökologischen Beurteilung für Nahrungsmittel ergibt sich kein einheitliches Bild zur Relevanz verschiedener Produktmerkmale für die Umweltbelastungen. Beim Vergleich der Relevanz verschiedener Verarbeitungsstufen zeigen sich ausserdem starke Unterschiede je nach betrachteten Umweltindikatoren.

Aus der Auswertung einer Reihe von Arbeiten in diesem Kapitel ergeben sich einige Erkenntnisse zur Ökologisierung des Bedürfnisfeldes Ernährung aus Sicht der EndkonsumentInnen. Zumindest in der überwiegenden Anzahl der Fälle sollten die in Tab. 2-7 genannten Einkaufs- und Verhaltensregeln zu geringeren Umweltbelastungen führen.

Tab. 2-7 Handlungshinweise für ein ökologisches KonsumentInnenverhalten.

Handlungshinweis	Einschränkung
Reduktion des Konsums tierischer Produkte.	Tierhaltung und Produktion von Milchprodukten können dort sinnvoll sein, wo eine andere landwirtschaftliche Produktion nicht möglich ist oder wo auf diese Weise Abfälle der Nahrungsmittelverarbeitung verwertet werden können.
Saisongerechte Produkte aus Bio- oder IP-Anbau bevorzugen und auf Produkte aus dem Gewächshaus und aus konventionellem Anbau verzichten	Schwierig ist z.Zt. noch ein abschliessendes Urteil im Vergleich von Bio- und IP-Produkten. Erstere vermeiden Umweltbelastungen durch den Einsatz von Pestiziden. Demgegenüber steht ein höherer Landverbrauch. Ausserdem führt die Düngung mit Hofdünger zu einer höheren Freisetzung von Stickstoffverbindungen mit Auswirkungen auf Überdüngung, Versauerung und Toxizität. Die unter Umständen geringere Energieintensität des biologischen Landbaus durch den Verzicht auf Kunstdünger reicht als alleiniges Argument für diese Anbauweise nicht aus. Die Schwankungsbreite bei der Betrachtung einzelner Höfe kann zumindestens zum Teil den Einfluss eines bestimmten Produktionsverfahrens für die Umwelt überlagern.
Verzicht auf mit dem Flugzeug transportierte Produkte. Auswahl von Produkten mit kurzen Transportwegen.	Auch kurze Wege können relevant sein, wenn nur geringe Mengen transportiert werden (Einkauf mit dem PKW, Feinsammlung bzw. Verteilung).
Kauf von frischen, ungekühlten Produkten mit geringer Verarbeitungstiefe.	Einige sogenannte Frischprodukte z.B. Teigwaren werden aus vorher tiefgefrorenen Waren hergestellt und sind somit umweltbelastender. Schwer abzuschätzen ist das Trade-off zwischen höheren Umweltbelastungen auf Grund der Weiterverarbeitung zu Fertigprodukten und der reduzierten Umweltbelastungen auf Grund der einfacheren Zubereitung in der Konsumphase. Eine Untersuchung in den Niederlanden hat gezeigt, dass vorverarbeitete Produkte in der Regel einen insgesamt höheren

Handlungshinweis	Einschränkung
	Energieverbrauch verursachen (Brouwer 1998:4).
Geringes Gewicht des Verpackungsmaterials.	Die Art des Verpackungsmaterials z.B. Plastik oder Papier hat eher einen geringen Einfluss auf die Umweltbelastungen. Insgesamt wurde die Bedeutung des Verpackungsmaterials für den umweltgerechten Einkauf in der Vergangenheit eher überbewertet. Dies ist wohl damit zu begründen, dass der Verpackungsabfall für KonsumentInnen die zunächst am besten wahrzunehmende Umweltverschmutzung darstellt. Diese ist aber bei einer Betrachtung des gesamten Lebenszyklus eher wenig relevant.
Haushaltsführung: Verzicht aufs Auto beim Einkauf, Verzicht auf gekühlte Produkte und Kauf eines kleinen energiesparenden Kühlschranks, energiesparende Zubereitung, Vermeidung bzw. Recycling von Abfällen und Minimierung der Verluste durch Verfall.	

Als Fazit der verschiedenen Untersuchungen und Handlungshinweise könnte mensch meinen, dass die unter ökologischen Gesichtspunkten günstigste Ernährungsweise die Selbstversorgung aus dem eigenen Garten unter Verzicht auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineraldüngern wäre. Nur wenige KonsumentInnen können jedoch nach diesem Idealbild leben. Eine ausreichende Nahrungsmittelversorgung unter den heutigen Wohnbedingungen könnte so nicht sichergestellt werden. Und leider wird auch in Kleingärten häufig mehr als notwendig gespritzt und gedüngt.[31]

Oft können nicht alle der oben genannten Handlungshinweise beachtet werden. Beim Zusammenspiel mehrerer der oben genannten Faktoren, mit entgegengesetzter Umweltrelevanz (z.B. Entscheidung zwischen einem Schweizer Produkt aus dem Gewächshaus oder Ausländisches Produkt aus dem Freiland) ist eine Untersuchung für den Einzelfall notwendig, um die am wenigsten umweltbelastende Variante zu bestimmen. Für KonsumentInnen, aber auch für die Akteure in der vorgelagerten Produktionskette, ist eine solche Entscheidung schwierig, da die notwendigen Informationen nicht mit den nötigen Details zur Verfügung stehen. Deutlich wurde aus den hier vorgenommen Auswertungen, dass die Konzentration auf einzelne Merkmale nicht unter allen Umständen zu einer Ökologisierung führt.

Für die weitere Arbeit ist es deshalb sinnvoll, an der Aufklärung der Umweltrelevanz einzelner Produktmerkmale zu arbeiten und vereinfachende Handlungsempfehlungen weiterzugeben. Ebenso kann das KonsumentInnenverhalten nur auf Grund der Beachtung des Zusammenspiels mehrerer Faktoren ökologisch beurteilt werden. Hierzu ist es notwendig verschiedene Informationen zu den eingekauften Produkten zu erheben und deren ökologische Relevanz gegeneinander abzuschätzen.

[31] Vgl. hierzu B. Sutter: "Boden zu Tode gedüngt." im Tages-Anzeiger vom 9.3.1999, Seite 18.

3. Konsummuster und ihre Bedeutung für die Umwelt

Im Rahmen dieser Arbeit soll der Zusammenhang zwischen Konsumstilen, insbesondere dem Nahrungskonsum und den verursachten Umweltbelastungen untersucht werden. Hierzu ist ein gutes Verständnis der zugrunde liegenden Zusammenhänge notwendig. Im folgenden Kapitel wird der Forschungsstand zur Analyse der Umweltfolgen auf Grund unterschiedlicher Lebensstile oder Konsummuster aufgezeigt. Im Weiteren werden Einflussfaktoren auf den Ernährungsstil diskutiert. Hierzu werden Erklärungsansätze des Ernährungsverhaltens und des Nahrungsmitteleinkaufs aus verschieden wissenschaftlichen Blickrichtungen aufgezeigt. Ausserdem werden in diesem Kapitel Ansätze der Ernährungswissenschaften dargestellt, mit denen die Umweltfolgen reduziert werden könnten. Ziel dieses Überblicks ist es, den Forschungs- und Wissenstand zur Untersuchung von Konsummustern aufzuzeigen. Im abschliessenden Abschnitt wird dargestellt, wie Konsummuster im Weiteren analysiert werden sollen und welche Bedeutung hierbei das Lebensstilkonzeptes hat.

3.1. Ökologisch motivierte Lebensstilforschung

„Lebensstil" ist ein Schlagwort das in unterschiedlichsten Forschungsarbeiten auftaucht. Eine einheitlich Definition über unterschiedliche Disziplinen hinweg gibt es bisher nicht. Im Folgenden werden deshalb verschiedene Entwicklungslinien, Verständnisse und Ergebnisse der Lebensstilforschung gezeigt.

Zunächst werden die theoretischen Grundlagen zur Untersuchung von Lebensstilen dargestellt. Am Anfang steht eine Begründung für die Motivation Lebensstile zu untersuchen um Umweltbelastungen zu reduzieren. Die Entwicklung des aus diesem Ansatz herausgebildeten Forschungsgebietes wird aufgezeigt. Ausserdem werden existierende Ansätze und Konzepte der Lebensstil[32] Forschung vorgestellt. Im Mittelpunkt stehen ökologisch motivierten Untersuchungen, d.h. Arbeiten die sich mit der Umweltrelevanz von Handlungsmustern auseinandersetzen. Auf Grund der Vielzahl von Arbeiten aus unterschiedlichen Wissenschaftsgebieten (Psychologie, Soziologie, Ethnologie, Politikwissenschaften aber auch Naturwissenschaften) zu diesem Thema, kann ein solcher Überblick nicht vollständig sein. Er wird aber die Bandbreite der möglichen Analyseansätze aufgezeigt.

Im Weiteren werden die unterschiedlichen Konzepte und Herangehensweisen zur Untersuchung von Lebensstilen untersucht und eingeordnet. Wichtige Arbeiten und Erkenntnisse, die bisher in diesem Forschungsgebiet gewonnen werden, werden zusammengefasst. Um eine mögliche Anwendung dieses Forschungsansatzes vorzubereiten, wird aufgezeigt, auf welche Untersuchungen und Datenquellen in der Schweiz zurückgegriffen werden kann und in welchem Bereich eventuell Lücken in der Betrachtung vorhanden sind.

---

[32] Auch in der deutschsprachigen Literatur wird oftmals der englische Begriff „Lifestyle" als Synonym für „Lebensstil" verwendet. In dieser Arbeit wird der Begriff Lifestyle nur dann verwendet, wenn dieser in der Originalliteratur auch verwendet wurde.

3.1.1. Was heisst Lebensstil?

Gillwald (1996) beschreibt Lebensstile als relativ beständige individuelle Verhaltens- und Selbstdarstellungsmuster. Sie kommen darin zum Ausdruck, wie Menschen ihren Alltag, ihre beruflichen und sozialen Aktivitäten organisieren. Reusswig (1994) verweist darauf, dass Lebensstile keine Oberflächenphänomene sind, sonder vielmehr die soziale und psychische Identität des Menschen betreffen. Sie dienen zur Distinktion zwischen verschiedenen Gruppen innerhalb einer Gesellschaft. Im Konzept der Lebensstile wird ein Bezug zur inneren und äusseren Natur vorausgesetzt.

Rapoport (n.d.) führt die Entwicklung des Lifestyles u.a. auf den kulturellen Hintergrund zurück. Er beschreibt eine Entwicklungskette von der Kultur zu Subkultur, Wertesystem, Leitbildern bis zur Ausbildung des Lifestyles. Nach Rapoport (n.d.) besteht der Lebensstil aus *„manners, rules, choices, role allocations, allocation of resources, etc., and has been more usefully used in relation to the built environment - e.g. the concept of genre de vie in French cultural geography“*.

Von Weber *et al.* (1995) wird auf die vielen unterschiedlichen umgangssprachlichen als auch wissenschaftlichen Bedeutungen des Begriffs verwiesen. Die Autoren halten für die Untersuchung von energetischen Aspekten einen Ansatz für erfolgversprechend, der die kognitiven Aspekte ausblendet und Lebensstile im wesentlichen als Ausgabenmuster der Haushalte auffasst. Als Lebensstil eines Haushaltes wird das Muster seiner Ausgaben, seiner Ausstattung mit energieverbrauchenden Anlagen und Geräten sowie deren Nutzung verstanden.

3.1.2. Entwicklung der Lebensstilforschung

Entwickelt wurde das Lebensstilkonzept zunächst für die liberalen Wohlstandsgesellschaften. Dahinter stand das erfahrungswissenschaftliche Interesse die typischen Verhaltens- und Selbstdarstellungsmuster in der Bevölkerung zu ermitteln und zu erklären (Gillwald 1996).

Der Ansatz der Lebensstilanalyse greift auf die Tradition der KonsumentInnen-Analyse zurück, die zur Entwicklung von Marketing-Methoden dient.[33] Im Zusammenhang mit Umweltschutzmassnahmen werden diese Analysen eingesetzt, um umweltfreundliches Verhalten zu „vermarkten“. Hierzu werden Lebensstiltypen konstruiert, um Angebote und Massnahmen gezielt an unterschiedliche Zielgruppen anzupassen (Gloor & Meier 1996).

Ausgangspunkt für die Entwicklung einer aus ökologischen Gründen motivierten Lebensstilforschung war die Kenntnis der zunehmenden Umweltprobleme. Die Entwicklung der verschiedenen Ebenen dieser Forschung wird in der Abb. 3-1 verdeutlicht (vgl. hierzu auch Bruggink 1995). Ausgangspunkt der Analyse waren die zunehmend ins Blickfeld geratenden ökologischen Folgen der westlichen Lebensweise. Umwelt-

[33] Die KonsumentInnen-Analyse oder „Consumer Research“ ist ein wichtiges Forschungsgebiet für die Produzenten von Konsumgütern. Vor der Einführung eines neuen Produktes auf dem Markt werden Akzeptanz, Vorlieben und Meinungen der KonsumentInnen zum neuen Produkt erforscht (siehe z.B. Muñoz 1997).

probleme wurden zunächst mit dem stetig steigenden Energieverbrauch[34] in der Gesellschaft in Verbindung gebracht. Zum Energieverbrauch gehört hierbei sowohl der direkte Verbrauch der Haushalte als auch der indirekte Verbrauch, der durch die Bereitstellung der nachgefragten Güter und Dienstleistungen induziert wird.

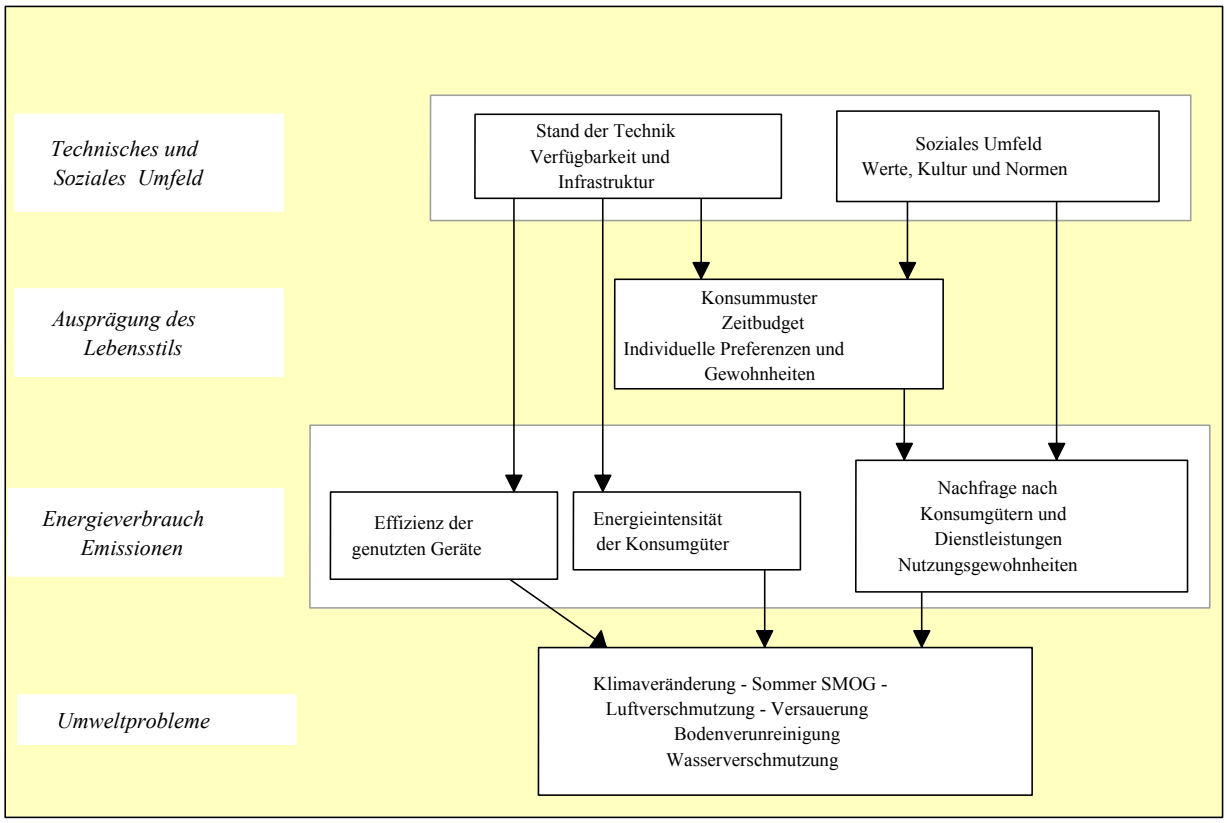


Abb. 3-1 Ebenen des Lebensstilkonzeptes (Bruggink 1995).

Der Energieverbrauch lässt sich in einem weiteren Schritt auf die Ausprägung des gesellschaftlichen Lebensstils zurückführen. Dieser bestimmt die Nachfrage nach Konsumgütern und den Grad der Energienutzung im Haushalt. Der Lebensstil spiegelt die individuellen Präferenzen und Gewohnheiten als auch das Zeitbudget der Haushalte wieder. Er bestimmt auch die Höhe und Art der Haushaltsausgaben.

Das technische Umfeld in der Gesellschaft bestimmt den Stand der Technik bei der Herstellung von Konsumgütern und somit den Energieverbrauch. Das gesellschaftliche Umfeld spielt im sozialen Bereich durch die Prägung von Werten, Normen und der Kultur eine bestimmende Rolle. Der individuelle und der gesellschaftliche Lebensstil

[34] Im Folgenden wird aus Gründen der einfacheren Darstellung oft nur der Energieverbrauch stellvertretend für eine Reihe von Umweltfolgen genannt. Diese Vereinfachung bedeutet nicht, dass die Betrachtung des Energieverbrauchs alle Umweltfolgen gleichberechtigt und konsistent widerspiegeln kann. Angestrebt werden sollte grundsätzlich eine möglichst vollständige Auflistung und Betrachtung aller Umweltfolgen. Begründet wird die Verwendung des Energieverbrauchs als Leitparameter für eine ökologische Entwicklung z.B. von Noorman *et al.* (1999) damit, dass Energie ein wichtiger wirtschaftlicher Faktor ist und viele Umweltprobleme mit dem Energieverbrauch in Verbindung stehen.

manifestiert sich auf Grund dieses gesellschaftlichen Umfeldes und der individuellen Erfahrungen und Bedürfnisse.

Die ersten Ansätze zur Reduktion der Umweltverschmutzung, bzw. des hierfür verantwortlichen Energieverbrauchs, konzentrierten sich auf technische Möglichkeiten. Diese end-of-pipe Ansätze galten somit der Versorgungsseite. Nachfolgend fanden auch die Nachfrageseite und Ansätze den Energieverbrauch durch Reduktion des Konsums zu verringern, immer mehr Interesse. Diese Ansätze zielen auf die problemorientierten Veränderung bestimmter Handlungen hin. Zur Vorbereitung dieser Ansätze gewann die Betrachtung von Lebensstilen eine zunehmende Bedeutung.

Ökologische motivierte Forschung zu Lebensstilen kann drei unterschiedlichen Ebenen zugeordnet werden (Reusswig 1994). Die erste Ebene untersucht die Auswirkungen der unterschiedlichen Lebensweisen in verschiedenen Gesellschaften. Durch sozio-kulturell geprägte Normen und Werthaltungen wird der Standard der Lebensweise unterschiedlicher Gesellschaften, z.B. in den Bereichen Mobilität und Sicherheit, geprägt. Untersuchungen auf dieser Ebene vergleichen z.B. den Energieverbrauch und die hierdurch induzierten Folgen für die Umwelt in verschiedenen Ländern. Oftmals wird hier zwischen entwickelten und Entwicklungsländern unterschieden.

Die zweite Ebene der Betrachtung untersucht die Folgen der Lebensstile empirisch. Ausgehend von einer ökonomischen Analyse der Haushaltsausgaben werden die verursachten Energieverbräuche berechnet. Auf diese Weise ist es möglich verschiedene Haushaltstypen nach sozio-demographischen Merkmalen zu unterscheiden und die bestehenden Differenzen auszuwerten. Auf dieser Ebene wird eine empirische Beobachtung und objektive Analyse für die Haushalte eines Landes angestrebt.

Die ökologischen Auswirkungen des Lebensstils werden auch individuell geprägt. Einzelne Haushalte treffen täglich eine Reihe von Entscheidungen z.B. für oder gegen ein phosphatfreies Waschmittel. Die Mikroebene der Betrachtung untersucht die individuellen Lebensstile. Untersucht wird die Ausprägung bestimmter Verhaltensweisen, wie die Beachtung von Umwelttips. Unterschieden werden die Haushalte nicht nur an Hand ihrer Konsummuster. Auf individueller Ebene ist auch eine Unterscheidung an Hand der angenommenen Werte, Normen oder kulturellen Vorstellungen möglich. Diese Art der Lebensstilanalyse ist des öfteren Bestandteil der Begleitforschung zur Umsetzung umweltfreundlicher Verhaltensweisen.

Bodenstein & Spiller (1996) unterscheiden Studien zur Konsumforschung hinsichtlich des gewählten Ansatzes. Theoriegeleitete Ansätze untersuchen vornehmlich sozialpsychologisch die Herausbildung von Lebensstilen. Das eigentlich Umweltverhalten wird dabei oft an Hand marginaler, für den Umweltschutz bedeutungsloser Kriterien operationalisiert. Praktisch-analytische Ansätze untersuchen im Unterschied hierzu die realen Erscheinungsformen der konsuminduzierten Umweltbelastungen. Im Vordergrund stehen hier einzelne Produkte und Bedarfsfelder.

Die Relevanz des Lebensstilkonzeptes für sozial-ökologische Forschung wurde von Reusswig (1994) dargestellt. Er arbeitete folgende Punkte als Begründung für dieses Konzept heraus:

- Verknüpfung der sozialen Dimension mit der ökologischen Dimension, um umweltbezogene Forschung einer sozial-ökologischen Betrachtung zugänglich zu machen.
- Gruppenspezifische Beschreibung der Lebensweise in modernen Gesellschaften. Somit ist es möglich der Pluralität moderner Gesellschaften Rechnung zu tragen, als auch lebensweltliche Unterschiede in der verursachten Umweltbelastung zu berücksichtigen.
- Lebensstile sind relativ tiefsitzende, mit der sozialen und psychischen Identität von Menschen verbundene Formen der Lebensführung. Das Lebensstilkonzept erlaubt es sozial-ökologische Krisenlagen besser zu rekonstruieren.
- Mit dem Lebensstilkonzept lassen sich soziale Handlungsbarrieren und Widerstände gegen eine sozial und ökologische Lebensweise gezielt ermitteln.
- Es ist möglich zielgruppenspezifische Strategien der Überwindung von Handlungshemmnissen zu entwickeln, die besser als globale öko-moralische Appelle mit der tatsächlichen Lebenssituation und den Lebenszielen der Menschen vermittelbar sind.

3.1.3. Übersicht zu einzelnen Arbeiten in der Lebensstilforschung

Nach der Einführung in das Konzept der Lebensstilforschung werden im Folgenden verschiedene Arbeiten hierzu vorgestellt. Diese Untersuchungen beschäftigen sich mit dem Begriff Lebensstil aus unterschiedlichen Blickrichtungen und mit unterschiedlichen Fragestellungen.

Von Seel (1995) wird die mikroökonomische Theorie auf dem Weg zur Modellierung des Umweltkonsums privater Haushalte dargestellt. Für die Ressourcen im Haushaltszusammenhang wird ein produktionstheorethisches Modell erläutert. In einer Studie wurden Haushalte mit Hilfe von Fragebögen, Zeit- und Geldtagebuch sowie Inventarverzeichnis untersucht. Der Umweltkonsum wurde an Hand der Art der Wäschepflege näher untersucht. Es fanden sich keine Anhaltspunkte für einen spezifischen Zeitverbrauch für Umweltschonung. Die Gruppe der selbsternannten „Öko-Haushalte“ zeichnete sich keineswegs durch eine konsequent umweltschonende Haushaltsführung aus.

Gillwald (1995) beschreibt Lebensstiltypen, wie sie von anderen AutorInnen ermittelt wurden. Im Weiteren folgt eine Entwicklung von Modellen für strikt ökologische Lebensstile in zukunftsfähigen Gesellschaften. Besonderes Augenmerk gilt dabei dem Aktionsplan „Sustainable Netherlands“, der eine gewisse Vorreiterrolle bei der Entwicklung nachhaltiger Lebensstile spielt. Im weiteren werden von der Autorin Ökologisierungsbarrieren und Ökologisierungsimpulse näher untersucht. In der Zusammenfassung fordert Gillwald (1995) die umfassende Ökologisierung von Lebensstilen in Deutschland. Sie macht deutlich, dass das allgemein hohe Umweltbewusstsein bisher noch nicht zu diesen Lebensstilen geführt hat. Im Weiteren wird auf das bestehende Trägheitspotential gegenüber einer raschen und drastischen Entwicklung der Lebensstile in Richtung auf eine strikte Ökologisierung eingegangen.

Eine Gruppe von Arbeiten bilden Untersuchungen, in denen Lebensstilkonzepte dazu genutzt werden, Umweltschutzmassnahmen gezielt zu planen und umzusetzen. Mit

dem Ziel das Energiesparen unter den Kunden zu fördern, wurden von den Stadtwerken Kiel eine Untersuchung durchgeführt, in der die Haushalte in Bezug auf ihre Werte, Lebensstile und Konsumverhaltensweisen charakterisiert wurden. Zunächst werden im Bericht die Methode und die untersuchten sieben Lebens- und Konsumstile vorgestellt. Diese Segmentierung bildet die Grundlage für eine Marketingstrategie. Aus den erhobenen Detailinformationen zu den sieben Lebens- und Konsumstilen werden Schlussfolgerungen gezogen und Vorschläge zur Umsetzung der Erkenntnisse gemacht. Die sieben unterschiedlichen Haushaltstypen und ihr Anteil an der Stichprobe werden in Abb. 3-2 wiedergegeben (Prose & Wortmann 1991).

In einer ähnlichen Studie, jetzt aber für Verbrauchergruppen im ländlichen Schleswig-Holstein, werden von den Autoren nur 6 Haushaltskundentypen unterschieden. Ziel der Studie war es für ein Energieversorgungsunternehmen die Entwicklung neuer Dienstleistungen vorzubereiten, die auf die Kundenbedürfnisse hin massgeschneidert werden können. Zur Abgrenzung der Typen wurden die Aspekte Werte (Liste mit 15 Bereichen), Art der Lebensführung und Konsumverhalten berücksichtigt. Die Aufteilung der gefundenen Typen werden auch in Abb. 3-2 gezeigt (Wortmann *et al.* 1996).

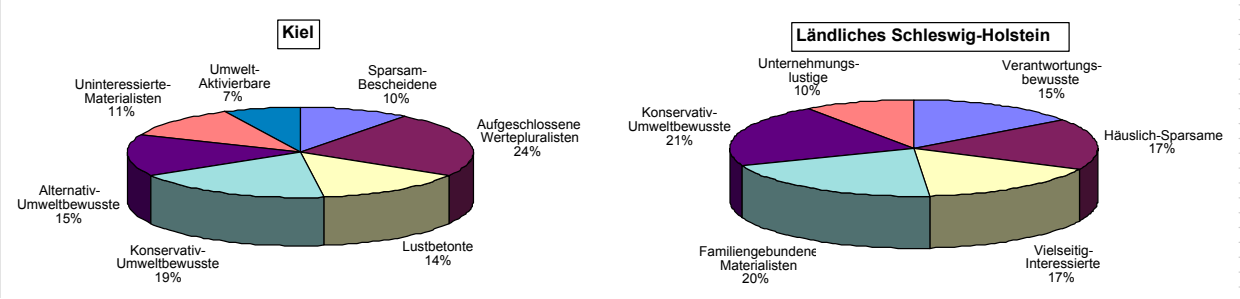


Abb. 3-2 Aufteilung der Kieler Haushaltstypen (Prose & Wortmann 1991) und die sechs Verbraucherzielgruppen im ländlichen Schleswig-Holstein (Wortmann et al. 1996) für die Planung von Energiesparmassnahmen.

Durch den Vergleich der beiden Studien, die unter relativ ähnlichen Fragestellungen und Randbedingungen erstellt wurden, wird deutlich, wie spezifisch, bezogen auf die Fragestellung, eine Typologisierung in der Regel stattfindet. Die Anzahl und die Aufteilung der Lebensstiltypen richtet sich nur zum Einen nach den erfragten und erhobenen Daten zum persönlichen Lebensstil. Zum Anderen spielt aber auch das Ziel der Untersuchung eine grosse Rolle.

In einer Studie der Universität Duisburg wurde die Einstellungsforschung mit der Debatte um Nachhaltigkeit verbunden. Interessant ist der pragmatische Ansatz zur Quantifizierung des Umweltverbrauchs auf Grundlage eines so genannten Umweltverhaltensindexes. Für diesen werden unterschiedliche Umweltbelastungen, die teilweise in physikalischen Einheiten (z.B. Ausgaben, direkte Energieverbräuche, Pkw-Kilometer), teilweise aber auch nur qualitativ-beschreibend (Wie oft wird folgende Handlung durchgeführt: immer, oft, manchmal, selten, nie) erhoben wurden, zunächst auf die Stichprobe normiert. Ein Zusammenrechnen der verschieden Kenn-

grössen für unterschiedlichen Lebensbereiche[35] erfolgt auf Grund derer Relevanz bei einer gesamtgesellschaftlichen Erhebung für das Gebiet von Deutschland mit unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren. Es fand sich keine Korrelation zwischen Umweltbewusstsein und dem Umweltgesamtverhaltensindex. Die Personen wurden drei Bewusstseinstypen zugeordnet (Bodenstein & Spiller 1996):

- Umweltorientierte (8%): Hohes Umweltwissen, Engagement, selbstkritische Einschätzung des eigenen Verhaltens, hohes Bildungsniveau, geringe Haushaltsgrösse.
- Mitläufer (56%): positive Bewertung des Umweltschutzes aber passiv und fast ohne Umweltwissen.
- Ablehner (36%): gleichgültige oder ablehnende Haltung zum Umweltschutz, kein Umweltwissen, kein Engagement, älter und unterdurchschnittliches Bildungsniveau.

Korrelationen wurden dagegen zwischen sozio-demographischen Merkmalen (Einkommen, Haushaltsgrösse und Geschlecht) und dem Umweltgesamtverhaltensindex gefunden. Insbesondere beim Einkommen zeigte sich, dass die mit höherem Einkommen verbundenen Möglichkeiten zum Kauf - teurer - umweltfreundlicher Produkte (Effizienzeffekt) nicht ausreichend genutzt wurden, um den einkommensinduzierten Mehrkonsum (Suffizienzeffekt) auszugleichen.

Die Autoren kommen somit zu dem Schluss, dass ökologische Effekte des Konsums heute im wesentlichen durch Bedingungsfaktoren determiniert werden, die von dem Handelnden nicht mit Umweltschutz in Beziehung gebracht werden, wie z.B. Wohn-/Arbeitsort, Berufswahl, Hobbys und Reiseverhalten. Dies führt zu der Folgerung, dass *„Solange der prioritäre Beitrag einzelner Bereiche wie Wohnform, Flugverkehr oder Autobesitz zur persönlichen Ökobilanz vollkommen unklar bleibt, kein nachhaltiger Konsum zu erwarten ist“* (Bodenstein & Spiller 1996, Bodenstein *et al.* 1997).

In einer Untersuchung von Hunecke (1996) wurden standardisierte Lebensstilfragebögen ausgewertet und das Umweltverhalten in Form von Pkw-Kilometern und Stromverbrauch operationalisiert. Ziel der Untersuchung ist die Entwicklung einer geeigneten Methode für eine Lebensstilanalyse, um eine effektive Zielgruppenbestimmung in Bezug auf ökologische Verantwortung und Umweltschutzverhalten zu garantieren. Vorgesehen ist die Bestimmung von lebensstilorienierten Typen des Umwelthandelns und Ableitung von geeigneten Interventionsmassnahmen. Es sollen Ansatzpunkte aufgezeigt werden um das Leitbild der ökologischen Nachhaltigkeit in die Praxis des individuellen Alltagshandeln zu überführen.

In einem Niederländischen Projekt wurden die Möglichkeiten zur Senkung der CO_2-Emissionen durch Lebensstil-Veränderungen analysiert (Biesot *et al.* 1995). Ziel der Untersuchung war es den Energieaufwand und die hiermit verbundenen CO_2-Emissionen für eine Reihe von Konsumgütern zu bestimmen. Die ermittelten Daten wurden mit der niederländischen Verbrauchserhebung verknüpft. Ein Verminde-

[35] Unterschieden wurden mit den angegebenen Gewichtungsfaktoren die Konsumsektoren Wohnen (10), Mobilität (8), Ernährung (8), Textilien (3) und Abfall (3).

rungspotential des Energieverbrauchs und der CO_2 Emissionen von 10-30% Prozent scheint durch Veränderungen des Lebensstiles möglich. Wenn zusätzlich technische Verbesserungen im Produktionsprozess realisiert werden, steigt dieser Wert auf 40-55%. Eine Auswertung erfolgte hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung (1969-1988), Rangfolge der Energieintensitäten, Totalverbrauch und Zusammenfassung verschiedener Produktgruppen. Der Anteil des indirekten Energieverbrauchs beträgt etwa 54% am gesamten Verbrauch.

Es wurde auch versucht eine Verknüpfung mit Lebensstil-Konzepten durchzuführen. Hierzu wurden die detaillierten Ausgaben von 2700 Haushalten getrennt nach unterschiedlichen sozio-demographischen Merkmalen analysiert (Schneider 1994). Dieser Ansatz erwies sich jedoch nur teilweise als erfolgreich. Mit den zur Verfügung stehenden Daten, konnten nur wenige sozio-demographische Haushaltsgruppen herauskristallisiert werden, die sich hinsichtlich ihres gesamten oder Bedarfsfelder bezogenem Energieverbrauchs signifikant vom Bevölkerungsdurchschnitt unterschieden. Dies lag zum Teil daran, dass die zur Verfügung stehenden Daten nicht spezifisch oder genau genug waren.[36]

Ein Ergebnis war z.B. der höhere Gesamtenergieverbrauch von Haushalten mit Kindern (allerdings haben diese Haushalte bei einer Umrechnung auf Personen sogar eher einen niedrigeren Verbrauch). Auch steigendes Einkommen führt zu höherem Energieverbrauch. Einen niedrigeren Energieverbrauch wiesen Haushalte mit relativ hohen Ausgaben für „Freizeit und Bildung“ sowie „Wohnungseinrichtung“ auf. Haushalte mit hohen Ausgaben für „ausser Haus Essen“ hatten im Mittel für Ernährung niedrigere Energieintensitäten zu verzeichnen. Insgesamt gesehen höhere Gesamtausgaben, führten aber zu einem höheren Gesamtenergieverbrauch für Ernährung als im Durchschnitt (Schneider 1994).

Die Auswertung im Projekt wurde bezogen auf Haushalte durchgeführt, da für diese Untersuchungseinheit die notwendigen Daten zur Verfügung standen. Eine Problematik bei dieser Vorgehensweise ist die unterschiedliche Haushaltsgrösse innerhalb der sozio-demographischen Unterscheidungen, die zu systematischen Fehlern führt. Auch der „Lebensstil“ innerhalb eines Haushalts kann sicherlich beträchtliche Varianzen aufweisen (Eltern/Kinder, Männer/Frauen). Als zukünftige Forschungsbereiche werden im Bericht die detailliertere Berechnung von Energieintensitäten, die theoretische Weiterentwicklung der Begriffe „Lebensstil“ und „Lebensstiltypen“ sowie längerfristige Untersuchungen der Verbrauchsmuster genannt (Schneider 1994). Eine Zusammenfassung des gesamten Projektes geben Biesot *et al.* (1995), weitere Quellen sind z.B. (Blok & Vringer 1995, Schneider 1994, Vringer & Blok 1993a, 1993b, Vringer & Blok 1995, Wilting *et al.* 1995).

---

[36] So wurde die Verbrauchserhebung z.B. nicht in allen Haushalten zum gleichen Zeitpunkt durchgeführt. Einzelne Haushalte wurden detailliert nur während einer kurzen Periode des Jahres untersucht. Wenn nun aus den Einzeldaten z.B. die Haushalte mit einem relativ hohen Getränkeverbrauch herausgefiltert werden, so handelt es sich vorwiegend um diejenigen deren Verbrauch zu einer warmen Jahreszeit erfasst wurde. Für andere Beispiele kommt es zu ähnlichen systematischen Fehlern.

Im nachfolgenden „Green House“ Projekt wurden Möglichkeiten evaluiert, die Treibhausgasemissionen durch Veränderungen im Konsumverhalten zu minimieren (Groot-Marcus *et al.* 1996). Beschränkungen durch die zur Verfügung stehenden Ressourcen, z.B. Geld und Zeit, sollen berücksichtigt werden. Die Forschung erfolgt bezogen auf Aktivitäten, also z.B. für Ernährung unter Einbezug der Lebensmittel, Transport zum Haushalt, Zubereitung, etc., Die Forschung zum Haushaltsverhalten betrachtet die Aktivitäten Ernährung und Bekleidung. In einem Fragebogen wurden u.a. der Gebrauch von mehr oder weniger weit verarbeiteten Fertigprodukten und Fast-Food untersucht. Auch Fragen zu Menü-Bringe-Diensten, Lagerung von Nahrungsmitteln, Gebrauch kleiner Haushaltsgeräte, Geschirrwäsche und der Verbrauch von Fleisch und Bioprodukten wurden in dieser Untersuchung gestellt. Durch die Untersuchung sollen die Möglichkeiten aber auch bestehende Restriktionen für Energieeinsparungen der Haushalte aufgezeigt werden (Brouwer 1998, Groot-Marcus *et al.* 1996, Uitdenbogerd *et al.* 1998).

Im Projekt „Consumers` Lifestyles and Pollutant Emissions“ wurden für drei verschiedene europäische Länder Modelle entwickelt, um wirtschaftliche, soziale und kulturelle Informationen für Prognosen zum Energieverbrauch und der Emission von energiebedingten Luftschadstoffen (im Modell CO, CO_2, VOC, Partikel, NO_x und SO_2) zu verwenden (Weber *et al.* 1996a, 1996b). Das KonsumentInnenverhalten wird als veränderliches Paket von Alternativen angenommen. Das im Projekt entwickelte Simulationsmodell verwendet einen bottom-up Ansatz mit dem Startpunkt verschiedener Haushaltstypen und errechnet den direkten und indirekten Energieverbrauch. Die Unterscheidung von 10-20 unterschiedlicher Kategorien des Haushaltskonsums war handhabbar, nachdem zunächst in einer Analyse etwa 600 Kategorien unterschieden wurden (Weber *et al.* 1996a, 1996b).

Der direkte Energieverbrauch der Haushalte in drei Ländern wurde mit Hilfe von Informationen zur Ausstattung der Haushalte mit energieverbrauchenden Geräten berechnet. Die Berechnung der Energieintensitäten im Modell basiert auf einer Abschätzung mit der Input-Output Methode, da diese für Prognosen besser zu nutzen ist. Dies macht eine detaillierte Verknüpfung mit der Verbrauchsstatistik schwierig, da mit der Input-Output Methode nur Energieintensitäten für einzelne Wirtschaftsbranchen bzw. den Endkonsum, nicht jedoch für einzelne Produkte bzw. Produktgruppen berechnet werden können. Zur Berechnung des indirekten Energieverbrauchs wurde der übrige Konsum deshalb in 16 unterschiedliche Kategorien (z.B. die Ausgaben für Nahrungsmittel in energieextensive und –intensive Nahrungsmittel sowie Genussmittel) aufgeteilt (Weber *et al.* 1996a, 1996b).

Zehn Typisierungen für Haushalte nach sozio-ökonomisch-demographischen Merkmalen, z.B. der Art „junge Alleinstehende“, wurden für die Auswertung genutzt. Bei der Auswertung zeigten sich länderspezifische Unterschiede hinsichtlich der Bevölkerungsgruppen, die eher hohe Umweltbelastungen aufwiesen. In verschiedenen Szenarien wurde die Bandbreite der denkbaren zukünftigen Entwicklung von Energieverbrauch und Emissionen für die verschiedenen Länder simuliert. Diese Szenarien zeigten ein unterschiedliches Potential für Veränderungen auf. Dieses ist abhängig von den unterschiedlichen gesellschaftlichen und technologischen Randbedingungen

sowie länderspezifischen Unterschieden. Die Niederländischen Ergebnisse wurden von Bruggink (1995) mit weiteren Ländern verglichen. Informationen zu diesem Projekt u.a. in folgenden Publikationen (Bruggink 1995, de Paauw & Perrels 1993, Pellekaan & Perrels 1996, Perrels & van Arkel 1996, Perrels *et al.* 1996, Weber *et al.* 1996a, 1996b, 1995).

Im HOMES (Household Metabolism Effectively Sustainable) Programm wird der Metabolismus, d.h. die zeitliche Veränderung und Entwicklung der Stoffströme, für niederländischer Haushalte aus verschiedenen Perspektiven beleuchtet. Die Untersuchung gliedert sich in drei Abschnitte und reicht von 1950 - 2050. Zunächst erfolgt eine Analyse der bisherigen Entwicklung und des Ist Zustandes und eine Bewertung derselben. Dann wird eine kurz (-2015) und langfristige (-2050) Prognose der Entwicklung vorgenommen. Im Projekt werden Input-, Verbrauchs- und Entsorgungs-, Stoff- und Materialflüsse natürlicher Ressourcen durch die Niederländischen Haushalte untersucht. Zielrichtung der vorgeschlagenen Szenarien für die weitere Entwicklung sollten dabei eine nachhaltige Lebensweise und höhere Umweltqualität sein (Noorman & Schoot Uiterkamp 1995). Die Ergebnisse dieses Projektes wurden von Noorman & Schoot Uiterkamp (1998) und Noorman *et al.* (1999) vorgestellt.

Auch im Zusammenhang mit der Entwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen wurde der Einfluss unterschiedlicher Werthaltungen und Lebensstile diskutiert (Braunschweig *et al.* 1996). Hofstetter (1998) hat einen Ansatz zur Unterscheidung unterschiedlicher Lebensstile für subjektive Entscheidungen in der Wirkungsbilanzmethode entwickelt.

3.1.4. Fragebögen zum persönlichen Lebensstil

Ein weiterer Ansatz, um die Umweltfolgen auf Grund des Lebensstils zu verringern, ist die Entwicklung von Fragebögen. Mit ihnen können die Umweltfolgen des persönlichen *Lebensstils reflektiert werden. So soll KonsumentInnen ermöglicht werden, die Relevanz unterschiedlicher Verhaltensmuster zu erkennen und diese unter Berücksichtigung ihrer eigenen Bedürfnisse so zu verändern, dass die resultierenden Umweltfolgen verringert werden.*

In verschiedenen Ländern wurden Fragebögen entwickelt, mit denen sich die Umweltauswirkungen des persönlichen Lebensstils berechnen lassen. Dadurch, dass diese Berechnung transparent gestaltet wurde, können die Bereiche des persönlichen Lebens oder die Tätigkeiten identifiziert werden, die mit besonders hohen Umweltbelastungen einhergehen. Ausserdem ermöglichen diese Fragebögen meistens einen Vergleich zur Durchschnittsperson im entsprechenden Land. In den Tests werden meistens auch Hinweise gegeben, wie sich der Energieverbrauch bzw. die Umweltbelastungen durch Verhaltensänderungen minimieren lassen. In der Regel werden die Testergebnisse nicht eingesammelt und wissenschaftlich ausgewertet.

Hofstetter hat 1992 einen Fragebogen zur persönlichen Energie- und CO_2-Bilanz erarbeitet, der in verschiedenen Versionen in der Schweiz verbreitet wurde (Aktion Kli-

ma 1992, Hofstetter 1992).[37] In Deutschland wurden basierend auf dieser Untersuchung verschiedene Fragebögen[38] zum Gesamtenergieverbrauch und zu den CO_2 Emissionen erstellt.

Im Rahmen des Global Action Plan (GAP) werden die Haushalte vor und nach der Bearbeitung verschiedener Umweltthemen um eine Selbsteinschätzung in einem Fragebogen gebeten. In der Schweiz werden die Ergebnisse dieser Fragebögen für die einzelnen GAP-Teams zusammengefasst und dann zentral teilweise ausgewertet. Durch das Aufzeigen der erreichten Verbesserungen, soll die Motivation zum Mitwirken gesteigert werden.

In den Niederlanden wurde 1993 ein „Environmental Life-Style Test“ erstellt und in einer KonsumentInnen-Zeitschrift publiziert. In der Bewertungsmethode wurde die Totalbelastung für eine Wirkungskategorie und die angestrebten Ziele für diese Kategorien berücksichtigt. Die Bedeutung verschiedener Wirkungskategorien wurde gegeneinander gewichtet. Diese Informationen wurden in ein entsprechendes Punktesystem eingearbeitet, dass die Selbsteinschätzung der KonsumentInnen ermöglichte.[39]

In Finnland wurde ein Lebensstiltest in einem Computerprogramm umgesetzt. Der gesamte Energieverbrauch der Haushalte wurde mit Hilfe einer um den Energieverbrauch erweiterten IO-Analyse bestimmt. Die Daten wurden auch zur Modellierung von Zukunftsszenerien verwendet (Nurmela 1994, 1995).[40] Durch einige Grafiken, die automatisch erscheinen, werden die ökologischen Auswirkungen des persönlichen Lebensstils spielerisch und anschaulich dargestellt.

Die vorgestellten Fragebögen stellen eine interessante Möglichkeit dar, Personen durch ein Feedback zu den von ihnen verursachten Umweltbelastungen die Möglichkeit zu geben ihr Verhalten entsprechend ihrer Vorstellungen zu verändern. Bisher fokussieren diese Fragebögen vor allem auf den Haushaltskonsum als Ganzes. Als Bewertungsindikator wird zumeist Energie, evtl. auch energiebedingte Emissionen, genommen. Beispiele, die nur einen bestimmten Bereich des Haushaltskonsums, z.B. die Ernährung, herausgreifen sind nicht bekannt.

---

[37] Siehe auch CLEAR.eawag.ch/COzwei/pcc/welcome.html.

[38] „Brauchen Sie die Energiediät“ Ein Test vom Global Challenges Network und dem Greenpeace-Magazin, n.d. Verband kommunaler Unternehmen e.V., Köln (1995?): „CO_2 alle müssen handeln! Was jeder gegen den CO_2-Treibhauseffekt tun kann - Fakten und Ratschläge für den Haushalt.“ Vom Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. wurde ein Test zum direkten Energieverbrauch erarbeite: „TEST: Sind Sie EnergiesparerIn?“

[39] Ein Jahr später wurde ein weiteres Update dieses Tests erstellt. Persönliche Mitteilung von A. Viergever, INFOPLAN Environmental Consultant, 25.2.1997.

[40] Juha Nurmela, Statistics Finnland, "How much, is much?" (www.stat.fi/sf/tp_db/energy/energy.html).

3.1.5. Informationen zu Lebensstilen und Konsummustern in der Schweiz

Zur Auswertung der Umweltfolgen des Lebensstils in der Schweiz gibt es verschiedene Veröffentlichungen. Die Quantifizierung der Umweltfolgen stütze sich bisher vor allem auf die Input-Output-Analyse und die Hybrid-Analyse. Zur Planung der eigentlichen Untersuchung, wird im folgenden Abschnitt aufgezeigt, welche Informationen für die Unterscheidung von Lebensstiltypen in der Schweiz zur Verfügung stehen. Hierbei handelt es sich um verschiedene Statistiken, die dazu genutzt werden könnten, Informationen zum Verbraucherverhalten mit Informationen zu den hierdurch verursachten ökologischen Folgen, zu verknüpfen.

3.1.5.1. Verwendung der Input-Output- und der Hybrid-Analyse zur Untersuchung des schweizerischen Lebensstils

Die Ergebnisse der Input-Output-Energie-Analyse für verschiedene Branchen wurden mit Hilfe der Verbrauchserhebung auf die Schweizer Haushalte umgelegt. Der direkte Energieverbrauch durch die Haushalte wurde in die anschliessende Analyse mit einbezogen. Die Daten wurden für acht übergeordnete Energieverbrauchskategorien (z.B. Nahrung, Verkehr) und 12 Unterkategorien zusammengefasst (Ospelt 1995).

Die Ergebnisse von Studien zur Energieintensität von Konsumgütern aus den Niederlanden wurden mit den Daten der Schweizer Verbrauchserhebung verknüpft und ausgewertet (Biesot *et al.* 1995, Knoepfel 1995a). Die Niederländischen Energieintensitäten (in MJ/NGL) wurden mit Hilfe des Wechselkurses für die Schweiz umgerechnet. Der direkte Energieverbrauch der Haushalte wurde in die Auswertung einbezogen. Mit Hilfe der berechneten Werte wurde der Anteil verschiedener Ausgabekategorien am gesamten kumulierten Haushaltsenergieverbrauch bestimmt. In der Analyse der gefundenen Daten wurde eine Differenzierung hinsichtlich sozio-ökonomischer Gruppen (z.B. Beruf, Einkommen) vorgenommen (Bundesamt für Statistik 1994b, Knoepfel 1995a).

3.1.5.2. Statistische Veröffentlichungen

Amtliche Erhebungen des Verbrauchsverhaltens schweizerischer Haushalte wurden in Form von Haushaltungsrechungen erstmals zwischen 1912 und 1922 durchgeführt. Sie wurden von 1936 bis 1938 fortgesetzt und ab 1943 bis 1989 laufend erhoben. Eine umfassende und modernen Verbrauchserhebung mit dem Ziel repräsentativer Ergebnisse wurde erstmals 1990 realisiert Das Verbrauchsverhalten der Schweizer Haushalte wird vom Bundesamt für Statistik detailliert nach einer Reihe von Ausgabekategorien erfasst. Diese Daten werden nach sozio-demographischen Merkmalen wie Alter und Einkommen ausgewertet (Bundesamt für Statistik 1992, 1994).[41]

Verbrauchserhebungen werden zukünftig in einem 5-jährigen Turnus durchgeführt. Die letzte Einkommens- und Verbrauchserhebung wurde 1998 durchgeführt[42] (EVE 98). Die Publikation der Ergebnisse ist für 1999 geplant. Einige Angaben wurden de-

[41] Für die Auswertung stehen die detaillierten Daten für einzelne, in den Verbrauchserhebungen 1990 und 1991/92 befragte Haushalte, zur Verfügung. Einige statistische Informationen finden sich auch auf www.admin.ch/bfs/index.htm.

[42] Dieses Jahr wurde als Referenzjahr für statistische Erhebungen in der EU ausgewählt.

taillierter erhoben, z.B. jene für Ausgaben für Restaurantbesuche, Ferien, Biogemüse, tiefgefrorene - frische Waren und Angaben zum Einkommen. Zur Charakterisierung der Haushalte werden Merkmale wie regionale Zugehörigkeit, demographische Struktur, soziale und wirtschaftliche Stellung, Wohnsituation, Konsum- und Sparverhalten, etc., herangezogen. Erfragt wurde auch die Ausstattung der Haushalt mit ausgewählten dauerhaften Konsumgütern. Die Erhebung erfolgte in Form von 12 je einmonatigen Erhebungen jeweils für einen Teil der Haushalte (Bundesamt für Statistik 1999). Der Vergleich der Daten für einzelne Haushalte wird deshalb vermutlich wiederum erschwert.[43]

Der Schweizerischer Bauernverband (1995) veröffentlicht umfangreiches Zahlenmaterial zur Landwirtschaft in der Schweiz. Im Abschnitt zur Ernährungsbilanz werden Daten einer Zeitreihe zum jährlichen Pro-Kopf-Verbrauch (in kg und kJ) für Nahrungsmittel und Getränke wiedergegeben.[44] Mit diesen Daten ist es möglich, den Energieverbrauch verschiedener gesellschaftlicher Gruppen, getrennt nach soziodemographischen Merkmalen (z.B. Alter, Einkommen, Wohnort, Beruf, Bildung), auf Grund der konsumierten Menge, zu untersuchen.

Der „Ernährungsbericht" des Bundesamtes für Gesundheitswesen (1991) enthält eine Reihe von Artikeln im Zusammenhang mit der Ernährung in der Schweiz. Quantitative Angaben zum Nahrungsmittelverbrauch und -verzehr werden für den Durchschnitt der Jahre 85-87 wiedergegeben. Nicht berücksichtigt werden wohl Verluste über verdorbene Waren im Handel und in den Haushalten. Das Ernährungsverhalten verschiedener Bevölkerungsgruppen wird vor allem qualitativ verglichen. Quantitative Aussagen aus dem Bericht sind wenig geeignet für eine weitere Auswertung. Die Daten zum Pro-Kopf-Verbrauch sind auch über Internet verfügbar.[45] Ein neuer Bericht mit ähnlichen Untersuchungen ist 1998 veröffentlicht worden (Bundesamt für Gesundheit 1998).

Daten zum direkten Energieverbrauch von Haushalten in der Schweiz können verschiedenen Quellen entnommen werden. Nicht aufgezeigt werden in diesen Untersuchungen Informationen zum Umfeld der Haushalte, auf Grund derer Rückschlüsse zum Lebensstil möglich wären (Hofer 1994, Knoepfel 1995a).

Auch Markt- und Konsumforschungsunternehmen erheben Daten zum KonsumentInnenverhalten in der Schweiz (z.B. das Haushaltspanel vom Institut für Marktanalysen (IHA), Hergiswil und dem Forschungsinstitut der Schweizerischen Gesellschaft für Marketing (GfM) oder WEMF AG für Werbemedienforschung 1995). Diese Datenquellen eignen sich nur bedingt für eine Auswertung der durch den Konsum verursachten

[43] Vgl. hierzu Kapitel 3.1.3 und die Ergebnisse von Zaccheddu (1997), in denen der Einfluss unterschiedlicher Haushaltsgrössen z.B. bei der Betrachtung der Einkommensabhängigkeit aufgezeigt wird.

[44] Die Herkunft der Daten ist leider nur ungenau beschrieben. Wahrscheinlich werden die insgesamt über den Detailhandel verfügbaren Mengen (Produktion plus Import minus Export minus Futtermittel +/- Lagerveränderung) auf die Wohnbevölkerung umgerechnet.

[45] Siehe www.agri.ch/home/start.htm.

Umweltbelastungen, da keine absolute Mengenangaben zu den Einkäufen erhoben werden oder mit hohen Gebühren für die Benutzung gerechnet werden muss.

3.1.5.3. Time Budget Studies

Diskutiert wurde auch schon die Abhängigkeit der persönlichen Zeitplanung auf die ökologischen Folgen des Lebensstils. Eine gemütlichere Lebensweise wird z.B. von Schmidbauer (1992) als die ökologischere angesehen. Da sich die einzelne Konsumhandlung dann über einen längeren Zeitraum erstreckt, kann insgesamt weniger konsumiert werden und die Umwelt wird entsprechend weniger beansprucht. So ist z.B. ein gemütliches Wochenende in einem Naherholungsgebiet sicherlich ökologischer als die Besichtigung von vielen verschiedenen Sehenswürdigkeiten, an unterschiedlichen Orten, in kurzer Zeit. Dieses könnte ein Ansatzpunkt für eine Auswertung sein. Hierzu müssten Daten zur Zeitverwendung der Haushalte für unterschiedliche Aktivitäten, mit den Daten zum Energieverbrauch für diese Aktivitäten verknüpft werden.

In „Time budget studies“ der Europäischen Statistikbehörde soll die Zeitverwendung von privaten Haushalten erfasst werden. Hierbei sollen die folgenden Fragen beantwortet werden (EUROSTAT 1996): Was machen Menschen? Wie verbringen Sie ihre Zeit? Wie sieht das tägliche Leben aus? Wieviel Zeit wird für einzelne Aktivitäten (bezahlte und unbezahlte Arbeit, Freizeit etc.) aufgewendet und wie unterscheiden sich unterschiedliche Gruppen? Diese Daten sollen mit Hilfe eines Fragebogens erfasst werden. Bei der Frage der Aktivitäten muss beachtet werden, dass teilweise mehrere Sachen gleichzeitig durchgeführt werden, z.B. Radio hören und Kochen. Bisher (1999) liegen noch keine Ergebnisse derartiger Studien für die Schweiz vor.

3.1.6. Fazit zur Untersuchung von Lebensstilen

Im Folgenden wird ein Fazit aus der Vielzahl der Arbeiten zur Untersuchung der Umweltfolgen von Lebensstilen gezogen. Hierzu wird eine Zusammenfassung unterschiedlichster Ansätze zur Definition von Lebensstilen gegeben.

Forschungsarbeiten, die unter dem Oberbegriff ökologische Lebensstile eingeordnet werden können, gibt es in grosser Zahl. Je nach Erkenntnisziel der Untersuchung werden unter diesem Begriff sehr unterschiedliche Herangehensweise und Vorstellungen zusammengefasst, die auf verschiedene Art und Weise klassifiziert werden können. Mögliche Ordnungsmerkmale für ökologische Lebensstilforschung werden in Tab. 3-1 wiedergegeben (teilweise nach Gloor & Meier 1996, Reusswig 1994).

Für die Kriterien der Unterscheidung von Lebensstiltypen werden je nach Erkenntnisinteresse sehr unterschiedliche Ansätze gewählt. Entsprechend den gesetzten Zielen und den beobachteten Auswirkungen des Lebensstils wird versucht, die Kriterien zu bestimmen, die die Auswirkungen massgeblich beeinflussen. Für das Beispiel Energiesparen heisst das z.B. „Wie muss ich an verschiedene Gruppen von Haushalten herantreten um ein Einsparziel zu erreichen?“

Tab. 3-1 Unterscheidungskriterien zur Abgrenzung von Lebensstilen in der Umweltforschung.

Unterscheidungsmerkmal	**Ausprägungen**
Problembereich	Umweltbewusstsein Meinungsforschung Umweltverhalten Typenbildung Vorbereitung von Massnahmen Umweltfolgen Unterscheidung Soziale Gruppen
Ziel	Aufklärung politischer Prozesse Argumentation für politische Massnahmen Entwicklung angepasster Analyseinstrumente Darstellung des Status Quo Reflexion des eigenen Verhaltens Vorbereitung von Verhaltensänderung Evaluierung von Massnahmen
Forschungsdisziplin	Psychologie Soziologie Umweltnaturwissenschaft Energiewirtschaft Wirtschaftswissenschaft
Kriterien der Lebensstilunterscheidung und Typenbildung	**Objektiv orientierte Typisierung** *Ebene Gesellschaften* • Gesellschaftliches Bruttosozialprodukt • Pro Kopf Einkommen • Gesellschaftstyp (Religion, Demokratisierung, Geschlechterverhältnis) • Ethnische Zugehörigkeit *Ebene Haushalte* • Soziale Mobilität • Lebenszyklus der Familie • Wohnstil *Ebene Personen (evtl. auch Haushalte)* • Ausgabeschwerpunkte • Schicht (Alter, Einkommen, Beruf, Bildung, Geschlecht, etc.) • Restriktionen (Nicht Wissen, Nicht Sollen, Nicht Wollen, Nicht Können) • Verhaltensweisen • Konsummuster • Handlungen **Subjektiv orientierte Typisierung** • Werte, Bedürfnisse und Aktivitäten • Werthaltungen, Haltungen, Einstellungen • Selbstdarstellung nach aussen • Kulturelles Milieu • Sozial und kulturell geprägte Restriktionen **Integrative Ansätze** • Klassenhabitus • Vermittlung zwischen personaller und sozialer Identität
Stichprobe	Einzel Interviews Eigeneinschätzung Ausgewählte Personengruppen Nicht repräsentative Studien Repräsentative Studien Gesamterhebungen

Unterscheidungsmerkmal	Ausprägungen
Ort / Raum	Einzelperson Haushalt Regional National International Kulturraum Global
Handlungsebenen	Auswirkung aller Konsumhandlungen Energiesparen Verkauf von Energiedienstleistungen Abfallvermeidung Einkauf Verkehr Produktauswahl Mikro-Verhaltensentscheidungen (z.B. für Phosphatfreies Waschmittel)
Quantifizierungsansatz	Verbrauchserhebung (Geld, Menge, qualitative Selbsteinschätzung) Zeitbudget Erfassung des direkten Energieverbrauchs
Umweltthemen	Direkter Energieverbrauch Indirekter Energieverbrauch Emissionen bestimmter Schadstoffe Verursachte Umweltauswirkungen Eigeneinschätzung der verursachten Umweltbelastungen
Bewertung der Umweltfolgen	Energiebilanz Bilanz einzelner Umweltindikatoren Ökobilanz Hybrid-Analyse Input Output Analyse erweitert um Energieverbrauch und Emissionen Ökoinventar eines Landes
Auswertung	**qualitativ** **quantitativ** Gesamt Unterteilung in verschiedene Handlungsfelder des Lebensstils nach • Bedürfniskategorien • Bedarfsfeldern • Aktivitäten

Im klassischen Anwendungsgebiet des Lebensstilkonzeptes, dem Produktmarketing, gibt es inzwischen Stimmen die den Nutzen dieses Konzeptes in Frage stellen. Heutige KonsumentInnen bzw. ihr Verhalten lassen sich immer weniger klar definierbaren Lebensstilen zuordnen. Berg (1995:96) beschreibt dies folgendermassen: *"So kommt es, dass sich Topmanager und gesundheitsbewusste Alternative in ihrer Vorliebe für Müsli zusammenfinden. Ebenso ist das Theater schon lange nicht mehr das exklusive Refugium eines gebildeten Bürgertums, das sich zum Musengenuss in langem Kleid und Abendanzug zeigt; in der gleichen Reihe sitzt heute der Schüler oder Student, der sich durch schlampige Kleidung bewusst von den "klassischen" Theaterbesuchern abgrenzt."*

Eine stark vereinfachende Klassifizierung in Lebensstiltypen erscheint für die weitere Arbeit nicht interessant. Relevant dagegen ist die Analyse verschiedener interner und externer Einflussfaktoren für das KonsumentInnenverhalten. Aus der Analyse von

Forschungsarbeiten in der Schweiz wurde deutlich, dass statistisches Material für eine detaillierte Analyse von Lebensstilen nicht zur Verfügung steht. Die erwähnten Quellen können aber für einige Auswertungen als Grundlage herangezogen werden. In der schweizerischen Forschung zu den ökologischen Folgen von Lebensstilen wurden bisher ausländische Arbeiten nachvollzogen. Eigene Ansätze aus der Schweiz zu diesem Forschungsgebiet sind nicht bekannt.

Eine interessante Möglichkeit zur Umsetzung ökologisch ausgerichteter Lebensstile sind Fragebögen zur Selbsteinschätzung. Weitere Arbeiten in diese Richtung sind interessant, da so die Relevanz unterschiedlicher Entscheidungen für die Auswirkungen des persönlichen Lebensstils für die Umwelt aufgezeigt wird.

3.2. Nahrungsmitteleinkauf und Ernährungsstil

In diesem Kapitel werden unterschiedliche Einflussfaktoren auf den Ernährungsstil, als ein Teilaspekt des Lebensstils, und den Nahrungsmitteleinkauf dargestellt. Die Kenntnis dieser Einflussfaktoren dient zur Planung von geeigneten Massnahmen in Richtung einer ökologischen Entwicklung des Nahrungsmitteleinkaufs.

Anwander Phan-Huy (1998) hat in ihrer Dissertation unterschiedliche Einflussfaktoren auf die Ernährung und den Nahrungsmitteleinkauf unter der Fragestellung der Verbraucherakzeptanz von gentechnisch veränderten Nahrungsmitteln untersucht. Ein Teil der dort erarbeiteten Grundlagen ist auch für die hier untersuchte Fragestellung von Interesse. Im Folgenden werden diese Einflussfaktoren vorgestellt und ihre Relevanz an Hand von einigen Beispielen dargestellt.

3.2.1. Akzeptanz für Nahrungsmittel auf Grund einer Nutzen-Risiko Einschätzung

Neuen Technologien im Nahrungsbereich wird von KonsumentInnen oft ein tiefer Nutzen zugesprochen (Anwander Phan-Huy 1998). Zusammen mit einer hohen Risikoeinschätzung führt dies zu einer eher geringen Akzeptanz dieser Techniken. Allerdings führt dies nicht unbedingt zu einer geringen Kaufbereitschaft für entsprechend verarbeitete Produkte, vor allem dann, wenn das individuelle Risiko für die eigene Person als gering eingeschätzt wird. Sozio-demographischen Faktoren haben eine geringe Bedeutung für die Erklärung der Risikoeinschätzung und Akzeptanz (Anwander Phan-Huy 1998).

3.2.2. Sozio-demographische Einflussfaktoren auf die Nahrungsmittelnachfrage

Steigende Einkommen ermöglichen den Kauf von modernen, zeitsparenden Küchengeräten, den Konsum von Fertig- und Halbfertigprodukten sowie einen vermehrten Ausser-Haus-Konsum. Die Zeit welche für die Haushaltsführung sowie für den Einkauf und die Zubereitung von Nahrungsmitteln zur Verfügung steht, wird auf Grund steigender Berufstätigkeit von Frauen, steigendem Freizeitangebot und steigender Ansprüche an die Kinderbetreuung knapp. Es ist also eine hohe Akzeptanz für zeitsparende Innovationen im Ernährungsbereich zu erwarten. Die zunehmende Überalterung in den Industrieländern kann ebenfalls Einflüsse auf den Nahrungsmittelkon-

sum haben. Auch bei den Haushaltsstrukturen ist ein Wandel von Mehrpersonenhaushalten in Richtung Einpersonenhaushalte feststellbar (Anwander Phan-Huy 1998:36). Die Haushaltsgrösse und Zusammensetzung beeinflusst das Ernährungsverhalten. In Einpersonenhaushalten wird z.B. weniger Fleisch, aber mehr Trinkmilch sowie Obst- und Gemüsesäfte verzehrt (Weyrauch 1996).

3.2.3. Ökonomische Faktoren der Nachfrage

Ökonomische Ansätze zur Erklärung des Konsumverhaltens versuchen variierende Nachfrage (nach Nahrungsmitteln) durch die ökonomischen Einflussgrössen Preis und Einkommen zu erklären. Makroökonomisch werden dabei KonsumentInnengruppen oder KonsumentInnen in ihrer Gesamtheit erfasst. In der mikroökonomischen Nachfragetheorie wird der einzelne Haushalt zum Untersuchungsobjekt (Hauser 1994:1).

Mit steigendem Bruttosozialprodukt in einer Gesellschaft nimmt in der Regel die Nachfrage nach tierischen Protein zu, während die Nachfrage nach stärkehaltigen Produkten wie Getreide und Kartoffeln abnimmt. Die Ernährungszusammensetzung in verschiedenen Ländern nähert sich dadurch an. Kulturell bedingte Unterschiede bleiben weiter bestehen. Allerdings wird von Anwander Phan-Huy (1998:64) ein direkter kausaler Zusammenhang zwischen dem Bruttosozialprodukt und dem Ernährungsstil in Frage gestellt. Veränderungen der Nahrungsmittelzusammensetzung sind eher durch parallel verlaufende sozio-demographische Entwicklungen begründet. Erklärungsversuche mit differenzierten ökonomischen Nachfragemodellen scheitern oft an der mangelnden Verfügbarkeit von Daten. Für den konkreten Kaufentscheid sind eine begrenzte Anzahl von Eigenschaften relevant, die sowohl von der Persönlichkeit der KonsumentInnen als auch vom Produkt abhängen (Anwander Phan-Huy 1998:64).

3.2.4. Bildung und Wissen als Einflussfaktoren auf die Kaufentscheidung

Es ist zu erwarten, dass informierte KonsumentInnen bessere, auf ihre jeweiligen Bedürfnisse abgestimmte Konsumentscheide treffen und damit den Nutzen ihrer monetären Ausgaben erhöhen. Doch die Suche nach Informationen ist aufwendig und benötigt Zeit. Deshalb läuft der Informationsprozess nur für ausgewählte Produkteinkäufe, für die ein grosses Interesse besteht, gezielt ab (vgl. Tab. 3-2). Für Güter des täglichen Konsums geschieht die Informationsbeschaffung meist nebenbei, z.B. bei der Zeitungslektüre oder durch zufällig wahrgenommene Plakate. Die Kaufentscheidungen für diese Güter werden oftmals gewohnheitsmässig getätigt (Anwander Phan-Huy 1998:66).

Bei *Suchgütern* verschaffen sich die KonsumentInnen vor dem Kauf Informationen zum Produkt. *Erfahrungsgüter* hingegen können erst im nachhinein, z.B. auf Grund des Geschmacks, beurteilt werden. Beim Kauf von Nahrungsmitteln, die gewöhnlich oft und in kleinen Mengen gekauft werden, laufen die Prozesse der Informationsbeschaffung und Produktauswahl anders ab als für selten gekaufte Konsumgüter (Anwander Phan-Huy 1998:66).

Tab. 3-2 Produktpositionierung nach Interesse und Kaufmotivation der KonsumentInnen.

Kaufmotivation Interesse	Rational Suchgüter (Problemlösung)	Emotional Erfahrungsgüter (erlebnisorientiert)
Kleines Interesse • Routinekauf • geringe intellektuelle Auseinandersetzung mit dem Produkt	70% der Nahrungsmittel • UHT-Milch • Kochbutter • Kartoffeln	10% der Nahrungsmittel • Raclette-Käse • Speiseeis • Bier
Grosses Interesse • bewusster Kaufentscheidungsprozess notwendig	10% der Nahrungsmittel • Vollkornbrot • Babynahrung • Diätnahrung	10% der Nahrungsmittel • Natura Beef • Dessertfrüchte • Wein

Quelle: Anwander Phan-Huy (1998:66) nach Schällibaum (1992)

Auch für die Vermittlung von umweltrelevanten Informationen zum Nahrungsmitteleinkauf müssen unterschiedliche Kaufmotivationen der KonsumentInnen beachtet werden. Vermutlich wird es einfacher sein, ökologische Handlungshinweise für Produkte zu geben, die bewusst gekauft werden. Routinekäufe dagegen werden sich nur langsam, dafür aber dauerhaft, an ökologischen Erfordernissen ausrichten.

KonsumentInnen unterscheiden sich hinsichtlich der Gewichtung von unterschiedlichen Präferenzen in ihrem Einkaufsverhalten. Der genutzte Einkaufskanal und die Auswahl der Produkte unterschieden sich für verschiedene Personen. In einer Umfrage wurden die Präferenzen der KonsumentInnen im Kanton Schaffhausen von Scholz *et al.* (1998:101) untersucht: Personen, die im Direktverkauf einkauften, legten mehr Wert auf Ökologie der Produkte, deklarierte Herkunft sowie auf eine gute Bedienung. KonsumentInnen, die beim Grossverteiler einkauften, schauten hingegen eher auf den Preis, die Angebotsfülle und die Lage der Verkaufsstelle. Personen, die im unabhängigen Detailhandel einkauften, hatten ähnliche Wünsche, wie Personen die im Direktverkauf einkauften. Eher höher war ihre Präferenz für die Qualität der Produkte, Ökologie war hingegen weniger wichtig (Scholz *et al.* 1998:101).

Auf Grund des hohen individuellen Aufwandes bei der Verarbeitung, erhöhen mehr Informationen nicht automatisch den Wissensstand der KonsumentInnen. Wichtig erscheint es deshalb, die Informationsbeschaffungskosten für KonsumentInnen zu senken bzw. durch verbesserte Ausbildung die Informationsverarbeitungskapazität zu erhöhen. Wichtige Informationsquellen sind Produktkennzeichnungen, Massenmedien und das soziale Netz (Anwander Phan-Huy 1998:78).

Der Wissensstand alleine reicht jedoch nicht aus, um das KonsumentInnenverhalten zu erklären. Wichtig ist vielmehr, wie das Wissen verarbeitet wird und inwieweit es in Einstellungen und Überzeugungen aufgenommen wird. Diese beeinflussen letztendlich das Verhalten. Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die von Anwander Phan-Huy (1998:79) aufgestellte Hypothese, *„dass die Unsicherheit das Kaufverhalten der Konsumenten nicht beeinflusst, weil sie sich der Unsicherheit nicht bewusst sind oder sein wollen, bzw. weil sie auf Grund ihrer Erfahrung gelernt haben, unbewusst damit umzugehen.“*

3.2.5. Einfluss von Konsum- und Ernährungsgewohnheiten

Präferenzen für Nahrungsmittel bilden sich im Laufe des Lebens in verschieden Phasen aus. Unterschieden werden können (Anwander Phan-Huy 1998:82): Das Beispiel und die Prägung durch die Eltern, die Erweiterung des Horizonts durch Erstkonsum, der für die weitere Beurteilung eine wichtige Rolle spielt, die Abgrenzung und Ausdifferenzierung eines individuellen Lebensstils und die Befolgung von Ernährungshinweisen aus gesundheitlichen Gründen im Alter (Anwander Phan-Huy 1998:82).

Der sozio-ökonomische Wandel und der technische Fortschritt führte zu einem Verlust an Kontrolle und Wissen über die verzehrten Nahrungsmittel. Folgende Stichworte werden hierzu von Anwander Phan-Huy (1998) gegeben:

- Verlust der originären Beziehung zur Herkunft.
- Verlust der Lebensmittelidentität.[46]
- Verlust der emotionalen Beziehung.
- Verlust der sozialen Normen.
- Verlust der Wertschätzung.

KonsumentInnen versuchen mit verschiedenen Strategien (wieder) Vertrautheit und Ordnung in ihre Ernährung zu bringen. Erreicht wird dies durch individuelle Diäten oder durch den Kauf von identifizierbaren Markenprodukten. Anwander Phan-Huy (1998:95) misst „Food-related Lifestyles“ für kurzfristige Marketingentscheide eine gewisse Relevanz zu: *“Die Bildung solcher Ernährungsstile erlaubt aber keine Aussagen zur künftigen Entwicklung des Konsumverhaltens, solange diese Lebensstil-Gruppen nicht durch leicht beobachtbare und prognostizierbare demographische und ökonomische Grössen charakterisiert werden und ihrem Verhalten - im Gegensatz zur Ökonomie - keine Theorie zugrundeliegt.“*

Schwierig ist es, auf Grund nationaler Konsumdaten Rückschlüsse auf Entwicklungen des individuellen Ernährungsverhaltens zu machen. Sie vermitteln das Bild einer relativ grossen Konstanz der Konsumpräferenzen. Präferenzänderungen können eher auf individueller Ebene erfasst werden (Anwander Phan-Huy 1998).

3.2.6. Wandel und Einfluss von Wertvorstellungen

Der Einfluss individueller Wertvorstellung und des gesellschaftlichen Wertewandels auf Einstellungen und Verhalten ist bisher nicht eindeutig erklärbar. Zu beobachten ist aber ein Wertewandel in Richtung postmaterieller Werte. Personen mit postmaterialistischer Einstellung sind politisch aktiver, verlangen vermehrt partizipative Formen der Entscheidungsfindung und treten verstärkt für soziale Anliegen ein (Anwander Phan-Huy 1998:138).

[46] KonsumentInnen stehen vor undurchschaubaren Kunstwerken, welche Fischler (1993) nach Anwander Phan-Huy (1998) als „Unidentified Food Objects“ (UFO) bezeichnet, welche Ängste und Hysterien im Lebensmittelbereich verursachen können.

Auch für die Ernährung lässt sich dieser Wandel verfolgen. Bei einem quantitativ genügenden Nahrungsmittelangebot wird mehr Wert auf qualitative Aspekte gelegt. Convenience Produkte sind nicht nur auf Grund knapper werdender Zeitressourcen, sondern auch auf Grund einer abnehmenden sozialen Bedeutung von gemeinsamen Mahlzeiten in der Wertschätzung gestiegen (Anwander Phan-Huy 1998:138).

Natürliche und naturbelassene Nahrungsmittel erfahren eine wachsende Wertschätzung. Der individuelle Wertewandel in Bezug auf Umweltschutzanliegen hat auch einen gesellschaftlichen Wertewandel ausgelöst, der z.B. dazu geführt hat, dass umweltgerechte Produktion und Verpackung von Nahrungsmitteln immer mehr zu einer Selbstverständlichkeit werden. Die zunehmende Verfügbarkeit umweltgerechter Lebensmittel kann dazu beitragen, die Diskrepanz zwischen Werten und Einstellungen auf der einen und Verhalten auf der anderen Seite, zu verringern (Anwander Phan-Huy 1998:138).

Eine Pluralisierung und Polarisierung individueller Wertsysteme lässt sich an sogenanntem „Sowohl als auch Verhalten“ erkennen. So zeigen z.B. Verbraucheranalysen, dass genussorientierte KonsumentInnen auch regelmässig kalorienreduzierte Produkte verwenden. Die KonsumentInnen versuchen also verschiedene Wertvorstellungen (Gesundheit und Genuss) zu verwirklichen (Lohner 1995:1).

3.2.7. Politische Einflussname durch Markt und Staat

Der Prozess der Verwissenschaftlichung hat dazu geführt, dass Alltagswissen zunehmend an Bedeutung verliert und dafür auf Expertenwissen zurückgegriffen werden muss. Für zwischenmenschliches Verhalten ist Vertrauen (in externes Wissen) eine wichtige Einflussgrösse, die hilft, schwierige Sachverhalte zu vereinfachen und so Unsicherheiten zu überwinden. Vertrauen kann jedoch in Misstrauen umschlagen, welches ebenfalls auf Vereinfachungen beruht. Die Akteure der Lebensmittelkette sind zunehmend auf das Vertrauen der KonsumentInnen angewiesen, da der Weg des Nahrungsmittels der Kontrolle entzogen ist. Unsicherheit seitens der KonsumentInnen bezüglich Schadwirkung oder Risikopotential kann zur Forderung nach staatlicher Überprüfung der fraglichen Punkte führen (Anwander Phan-Huy 1998:165).

3.2.8. Zusammenfassung der Einflussfaktoren für den Nahrungsmitteleinkauf

Für den Nahrungsmitteleinkauf gibt es eine Reihe von Einflussfaktoren. In unterschiedlichen Ansätzen wurde versucht, verschiedene Einflussgrössen auf die Kaufentscheidung in Modellen abzubilden (Hauser 1994). Zielvorstellung waren dabei oft Erklärungsversuche für die KonsumentInnenpräferenzen für bestimmte Marken oder Produkte. Die verschiedenen Ansätze unterscheiden sich hinsichtlich ihres Komplexitätsgrades. Auch hoch komplexe Modelle haben noch nicht die gewünschten Erfolge zur Erklärung des Verbraucherverhaltens gebracht (Hauser 1994).

Für die Untersuchung von Einkaufshandlungen und für die Erarbeitung von Hinweisen zum ökologischen Einkauf sollten die Einflussfaktoren Beachtung finden. Unterschieden wurden in diesem Kapitel folgende Einflüsse für den Ernährungsstil und den Nahrungsmitteleinkauf:

- Akzeptanz für Nahrungsmittel auf Grund einer Nutzen-Risiko Einschätzung.
- Sozio-demographische Einflussfaktoren auf die Nahrungsmittelnachfrage.
- Ökonomische Faktoren der Nachfrage.
- Bildung und Wissen als Einflussfaktoren auf den Ernährungsstil.
- Einfluss von Konsum- und Ernährungsgewohnheiten.
- Wandel und Einfluss von Wertvorstellungen.
- Politische Einflussname durch Markt und Staat.

3.3. Von der Ernährungswissenschaft zur Ernährungsökologie

Das Forschungsgebiet der Ernährungswissenschaften beschäftigt sich traditionell mit den gesundheitlichen Auswirkungen der Ernährung für den Menschen. Von einigen Forschenden werden aber auch die Umweltfolgen der Nahrungsmittelaufnahme betrachtet. Zur Beschreibung dieses Forschungsgebietes wurde der Begriff der Ernährungsökologie geprägt.

Erste Ansätze zur Verknüpfung von ökologischen Fragestellungen mit Ernährungsempfehlungen finden sich in der Begründung für eine vegetarische Lebensweise. Schon in der Antike gab es erste gesellschaftliche Strömungen für eine vegetarische Ernährung, die aber vor allem ethisch-religiös motiviert waren. Erst in neuerer Zeit, etwa ab Mitte des 19. Jahrhunderts, wurde diese Form der Ernährung auch ökologisch begründet (Leitzmann & Hahn 1996).

Ansätze zu einer weiter gefassten Definition des Qualitätsbegriffs für Nahrungsmittel, die auch soziale und ökologische Folgen einschliessen, wurden Mitte der achtziger Jahre entwickelt. Dokumentiert sind sie z.B. bei Meier-Ploeger & Vogtmann (1988). Leitzmann & Sichert-Oevermann (1988) beschreiben dort folgende Kategorien der Lebensmittelqualität: Eignungswert, Genusswert, Gesundheitswert, psychologischer Wert, Sozialwert, ökologischer Wert und den politischen Wert. Von der Arbeitsgruppe Ernährungsökologie am Institut für Ernährungwissenschaft der Justus-Liebig-Universität Gießen wird die Entwicklung des Forschungsgebietes folgendermassen beschrieben:[47]

"Bei der derzeitigen wissenschaftlichen Herangehensweise an das Thema Ernährung wird deren Einfluß auf die Gesundheit in den Vordergrund gestellt. Internationale allgemeine Ernährungsempfehlungen basieren auf hygienischen, toxikologischen und präventiven Überlegungen. Die zunehmende Weltbevölkerung, Bodenerosion, Versteppung, und klimaverändernde Bedingungen sind Beispiele dafür, daß es erforderlich ist, weitere Aspekte der Ernährung mit in die Betrachtung einzubeziehen. Für eine nachhaltige Nahrungsversorgung für die gesamte Erdbevölkerung ist eine umfassende Betrachtung des Ernährungssystems unerläßlich. Dies bedeutet, daß das gesamte Ernährungsystem, bestehend aus Erzeugung, Transport, Lagerung, Verarbeitung, Verteilung, Verbrauch (Zubereitung und Verzehr) der Lebensmittel sowie die Entsorgung des Verpackungsmülls und der organischen Abfälle in die Betrachtung einbezogen werden muß. Die Wechselwirkungen zwischen unserer Ernährungsweise und der Umwelt, der Gesellschaft und der Wirtschaft sind stärker als allgemein angenommen. Dieser Tatsache wird mit dem Konzept der Ernährungsökologie Rechnung getragen."

[47] Siehe www.uni-giessen.de/fb19/nutr-ecol/Definition-Eoe.htm.

Heute wird der Begriff Ernährungsökologie folgendermassen definiert (Maschkowski *et al.* 1990, Spitzmüller *et al.* 1993, von Koerber & Leitzmann 1996):

> Ernährungsökologie, eine interdisziplinäre Wissenschaft, beinhaltet die Wechselwirkungen der Ernährung mit dem einzelnen Menschen, der Umwelt und der Gesellschaft. Anliegen der Ernährungsökologie ist es, realisierbare, zukunftsweisende, Ernährungskonzepte zu entwickeln, die sich durch hohe Gesundheitsverträglichkeit, Umweltverträglichkeit und Sozialverträglichkeit auszeichnen.[47]

Untersuchungen zu den Umweltfolgen verschiedener Ernährungsstile aus Sicht der Ernährungswissenschaft wurden im Rahmen einer Studie für den Deutschen Bundestag durchgeführt (Kjer *et al.* 1994).[48] Die Erkenntnisse der Ernährungsökologie führten zu Empfehlungen für die sogenannte Vollwerternährung (Spitzmüller *et al.* 1993). Hierdurch soll eine hohe Lebensmittelqualität für gesunde Ernährung, Schonung der Umwelt und soziale Gerechtigkeit weltweit gefördert werden. Folgende Grundsätze der Vollwerternährung berücksichtigen ökologische als auch gesundheitspolitische Ziele:[49]

- Bevorzugung pflanzlicher Lebensmittel (überwiegend lakto-vegetabile Ernährungsweise).[50]
- Bevorzugung gering verarbeiteter Lebensmittel (Lebensmittel so natürlich wie möglich).
- Reichlicher Verzehr von unerhitzter Frischkost (etwa die Hälfte der Nahrungsmenge).
- Zubereitung genussvoller Speisen aus frischen Lebensmitteln, schonend und mit wenig Fett.
- Vermeidung von Nahrungsmitteln mit Zusatzstoffen.
- Vermeidung von Nahrungsmitteln aus bestimmten Technologien (wie Gentechnik, Food Design, Lebensmittelbestrahlung).
- Möglichst ausschliessliche Verwendung von Erzeugnissen aus anerkannt ökologischer Landwirtschaft.
- Bevorzugung von Erzeugnissen aus regionaler Herkunft und entsprechend der Jahreszeit.

---

[48] Auf das Vorgehen bei der Bilanzierung der Umweltbelastungen wird im Kapitel 2 eingegangen.

[49] Siehe www.uni-giessen.de/fb19/nutr-ecol/Definition-Vollwert.htm. Ob sich die Umweltfolgen bei einer Ernährung nach diesen Grundsätzen auch messbar von den Umweltfolgen der deutschen Durchschnittsernährung unterscheiden, wird z.Zt. (1999) in einer Dissertation untersucht (www.uni-giessen.de/fb19/nutr-ecol/Projekte/ökologische Bewertung.htm).

[50] Von den BefürworterInnen einer vegetarischen Ernährungsweise werden immer wieder die Veredelungsverluste bei der Fleischherstellung als ökologischer Nachteil aufgezeigt. So gelangt nur etwa $^1/_3$ bis $^1/_{10}$ der Nahrungsenergie aus dem Futter in das tierische Erzeugnis. Für tierische Nahrungsmittel wird in der Regel auch deutlich mehr Primärenergie (z.B. Erdöl) zur Herstellung benötigt als hinterher als Nahrungsenergie verwertbar ist. Für im Freiland hergestellte pflanzliche Erzeugnisse ist diese Bilanz dagegen in der Regel meist positiv (Leitzmann & Hahn 1996:378ff).

- Bevorzugung unverpackter oder umweltschonend verpackter Lebensmittel.
- Vermeidung bzw. Verminderung der allgemeinen Schadstofemission und dadurch der Schadstoffaufnahme durch Verwendung umweltverträglicher Produkte und Technologien.
- Verminderung von Veredelungsverlusten durch geringeren Verzehr tierischer Lebensmittel.
- Bevorzugung landwirtschaftlicher Erzeugnisse, die unter sozialverträglichen Bedingungen erzeugt, verarbeitet und vermarktet werden (u.a. Fairer Handel mit Entwicklungsländern).

Da gesundheitliche Erwägungen ein wichtiges Kriterium für die KonsumentInnen-Entscheidungen beim Nahrungsmitteleinkauf sind, ist die Verknüpfung von gesundheitlichen und ökologischen Handlungsempfehlungen ein sinnvoller Weg. Für ökologische Handlungsempfehlungen können Hinweise auf die damit verbundenen gesundheitlichen Vorteile einen Brückenschlag bilden.

3.4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Untersuchung von Konsummustern

Ausgehend von den gezeigten Ansätzen zur Untersuchung, Beschreibung und Veränderung von Konsummustern und zugrundeliegenden Lebensstilen, wird in diesem Kapitel der Nutzen dieser Forschungsansätze für die weitere Arbeit dargestellt. Darauf aufbauend wird ein Ausblick auf die Verwendung und Verbesserung des Lebensstilkonzeptes für die weitere Arbeit gegeben.

Die Gegenüberstellung einer Vielzahl von Ordnungsmerkmalen für die Unterscheidung von Lebensstilen hat das unterschiedliche Verständnis dieses Begriffes aufgezeigt. Auch aus der Reflexion verschiedener Forschungsarbeiten wurde deutlich, dass eine einheitliche Definition des Begriffs Lebensstile nicht möglich ist. Die Auswertung zeigt, dass isolierte Konzepte zur Unterscheidung von Lebensstilen unter bestimmten Fragestellungen eine Berechtigung haben. Dies und die hierdurch scheinbar gegebene Möglichkeit zur Deutung individueller Unterschiede führt dazu, dass diese Konzepte populär geworden sind. Die Betrachtung einzelner Aspekte kann allerdings nie die gesamte Komplexität in der individuellen Gestaltung von Lebenswelten und die hierdurch bedingten Unterschiede bei den verursachten Umweltbelastungen erklären.

Schwierig erscheint die wünschenswerte Verknüpfung von Daten zum Energie- und Umweltverbrauch mit Lebensstiltypen, die aus psychologischer Sicht untersucht und definiert werden. Bei diesen Untersuchungen werden z.B. Wertvorstellungen der Personen untersucht und dazu genutzt, abgegrenzte Lebensstiltypen zu definieren. Menschliches Verhalten folgt in den seltensten Fällen klar nachvollziehbarer Abhängigkeiten. Vereinfachende Darstellungen, wie z.B. die von Maslow (1977) zur Bedürfnisentwicklung geprägten Vorstellungen, halten einer genaueren Betrachtung oft nicht stand. In Untersuchungen dieser Art fehlt in der Regel auch eine strukturierte Betrachtung aller Aktivitäten der Personen, die einen Einfluss auf die Umwelt haben.

Bisher wird die Typenbildung oft auf Ebene der Haushalte durchgeführt. Dies hat eine gewisse Berechtigung, da einige Determinanten des Lebensstils für die verschiedenen Haushaltsmitglieder ähnlich sind. So müssen sie z.B. über die finanziellen Ressourcen zusammen verfügen. Auch die Wohnverhältnisse werden in der Regel für den gemeinsamen Haushalt festgelegt. Auf der anderen Seite können sich aber subjektive Kriterien des Lebensstils, z.B. Einstellungen und Werthaltungen, innerhalb des Haushalts, z.B. zwischen Kindern und Eltern, beträchtlich unterscheiden. Dies hat dann auch Auswirkungen auf die Ausgestaltung des Lebensstils. Hier wäre eine weitere Unterscheidung bei der Typenbildung für Personen anstatt für Haushalte erstrebenswert.

Strukturelle Rahmenbedingungen können bei einer Betrachtung des Konsums nicht ausgeblendet bleiben, da sie wesentlich die ökologischen Auswirkungen des Lebensstils mitbestimmen. Andererseits sollten Vorschläge für ein umweltgerechtes Verhalten sich auch an den bestehenden Einstellungen und Werthaltungen orientieren. Die Verdeutlichung der bestehenden Zusammenhänge kann dazu beitragen bestehende Rahmenbedingungen, entsprechend den angestrebten Zielen, zu verändern.

Im Kapitel 3.1.4 wurden verschiedene Informationsquellen untersucht und ausgewertet, die für die Untersuchung von Lebensstilen in der Schweiz herangezogen werden könnten. Deutlich wurde hierbei, dass es sich vor allem um Information zum beobachteten Verhalten und zu sozio-demographischen Merkmalen handelt. Informationen zur Lebenssituation, zu den Rahmenbedingungen der Verhaltensweisen und zu den Wertvorstellungen der untersuchten Personen können aus diesen Quellen nicht entnommen werden. Diese Untersuchungen können als Referenz herangezogen werden.

Im Kapitel 3.2 wurden die Einflussfaktoren auf den Nahrungsmitteleinkauf und den Ernährungsstil beleuchtet. Deutlich wurde auch hier das Zusammenspiel einer Reihe von Faktoren, die letztendlich den individuellen bzw. den gesellschaftlichen Nahrungsmittelkonsum bestimmen. Im Kapitel 3.3 wurden schliesslich Forschungsergebnisse aus Sicht der Ernährungswissenschaften dargestellt. Die traditionelle Fixierung der Ernährungswissenschaft auf gesundheitliche Aspekte wurde im Gebiet der Ernährungsökologie aufgehoben. Hinweise zur Vollwerternährung versuchen sowohl gesundheitlichen, als auch ökologischen und sozialen Gesichtspunkten, Rechnung zu tragen. Zur Entwicklung eines nachhaltigen Ernährungsstils sollten diese Hinweise berücksichtigt werden.

In Abb. 3-3 werden die wesentlichen Elemente zur Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Lebensstil, Konsummustern und den daraus resultierenden Umweltfolgen dargestellt. Die Konsumentscheidungen der Haushalte unterliegen einer Reihe von internen und externen Einflussfaktoren, von denen einige in der Abbildung genannt werden. Externe Faktoren sind z.B. Einkommen, Haushaltsgrösse, und soziale Stellung. Als interne Faktoren werden z.B. Einstellungen, Lebenserfahrung und Wertvorstellungen, die den Kaufentscheidungen zugrunde liegen, bezeichnet. Umweltrelevante Konsumentscheidungen können auf unterschiedlichen Ebenen stattfinden. Die Bandbreite reicht dabei von der Aufteilung des Haushaltsbudgets auf verschiedene Bedarfsfelder bis zur Entscheidung über den Kauf eines einzelnen Käseproduktes.

Das Ausmass der resultierenden Umweltschäden ist auch von den gesetzlichen Rahmenbedingungen, vom Stand der Technik und von den Nutzungsbedingungen abhängig.

Für die weitere Arbeit erscheint eine reine Gegenüberstellung von einzelnen Determinanten beziehungsweise Merkmalen eines Lebensstils und den auf Grund des beobachteten Verhaltens bestimmten ökologischen Folgen nicht mehr interessant. Auf Grund der Analyse von verfügbaren Datenquellen in der Schweiz wurde deutlich, dass es nicht möglich ist, diese für eine komplexere Untersuchung von Lebensstilen heranzuziehen. Hieraus ergab sich für die Studie die Konsequenz, einen Ausschnitt aus den individuellen Lebensstilen vertiefter zu betrachten.

Ökologisch relevante Entscheidungen finden auf unterschiedlichen Handlungsebenen statt. Jede dieser Ebenen reflektiert auch den Lebensstil der entscheidenden Akteure. In vielen der dargestellten Arbeiten wurden einzelne Handlungsebenen herausgegriffen, ohne klar deren ökologische Bedeutung in einen Gesamtzusammenhang zu stellen. In dieser Arbeit wird im Weiteren nicht auf den gesamten Lebensstil, sondern auf einen Ausschnitt des Ernährungsverhaltens, fokussiert. Hierzu wird im Folgenden ein Konzept zur Unterscheidung unterschiedlicher Handlungs- und Entscheidungsebenen und deren ökologischer Relevanz entwickelt.

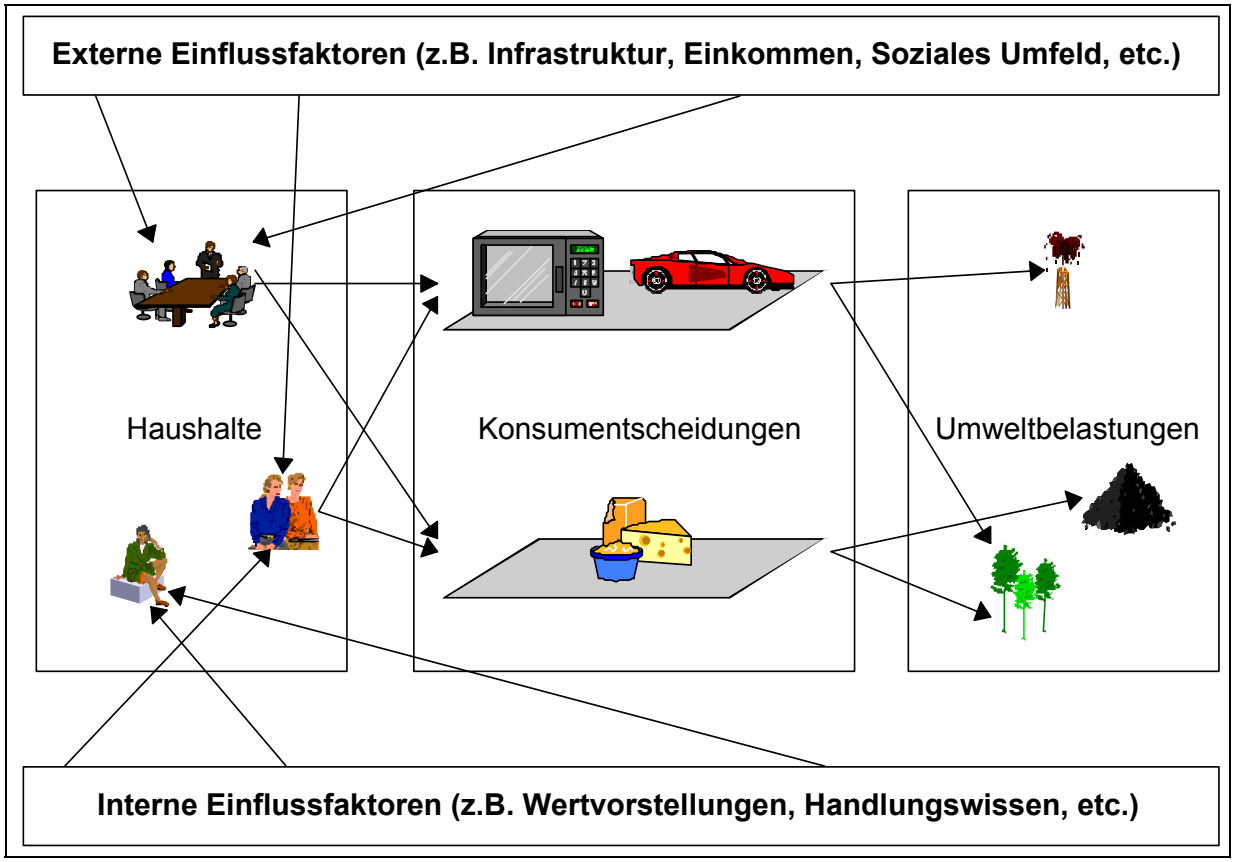


Abb. 3-3 Wichtige Einflussfaktoren für die Untersuchung der Umweltbelastungen auf Grund der Konsummuster unterschiedlicher Haushalte oder Personen.

In einer Tagebuchstudie wurde der Kauf von Nahrungsmitteln und zugrundeliegende Einflussfaktoren genauer untersucht.[51] Erfasst werden in der Studie auch soziodemographische Merkmale und verschiedene andere Einflussfaktoren für den Nahrungsmittelkauf. Diese Zusammenarbeit ermöglicht es verschiedene, ökologisch relevante Mikroentscheidungen, z.B. Einkauf von Bio/Nicht-Bioprodukten, oder regionalen/importierten Produkten, quantitativ gegeneinander abzuwägen und so vor dem Hintergrund interner und externer Faktoren, die beim Einkauf eine Rolle spielen, Hinweise für einen ökologisch angepassten Ernährungsstil zu erarbeiten. Im Kapitel 4 wird das Konzept für diese Untersuchung detailliert dargestellt. Die verschiedenen Erkenntnisse aus dem in diesem Kapitel gegebenen Überblick zur Untersuchung von Lebens- und Konsumstilen, flossen in diese Planung ein.

[51] Im Rahmen der Projekteinbindung im IP Gesellschaft ergab sich die Chance für Auswertungen in Zusammenarbeit mit PsychologInnen aus dem TP7, „Hemmende und fördernde Bedingungen der Umsetzung sozialer Repräsentationen in alltägliches Verhalten im Ernährungsbereich“ an der Universität Bern.

4. Konzept der Untersuchung

Nach der Darstellung bisheriger Arbeiten zur Untersuchung von Lebensstilen und zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen der Ernährung wird im Folgenden ein Konzept zur Untersuchung der einkaufsbedingten Umweltbelastungen entwickelt. Dieses Konzept wurde auf drei Ebenen erarbeitet: 1.) In einer transdisziplinären Arbeitsgruppe wurde eine Heuristik als gemeinsamer Rahmen zur „Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung" erarbeitet. 2.) In Zusammenarbeit mit PsychologInnen konnten Einkaufshandlungen von KonsumentInnen in einer Tagebuchstudie erfasst werden. Diese Untersuchung wurde bilateral geplant. 3.) Zur Quantifizierung der einkaufsbedingten Umweltbelastungen aus der Tagebuchstudie wurde ein zweiteiliges Konzept erarbeitet. Dieser Teilbereich stellt den Kern der vorliegenden Arbeit dar. Hier wird ein geeigneter Systemausschnitt für die Untersuchung festgelegt.

4.1. Restriktionen und Optionen: Eine transdisziplinäre Heuristik zur Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung

Im Folgenden wird eine Heuristik zur Untersuchung von Restriktionen und Optionen im Bedürfnisfeld Ernährung dargestellt. Diese Heuristik wurde im Rahmen einer Arbeitsgruppe[52] ausgearbeitet und in einem gemeinsamen Diskussionsbeitrag veröffentlicht (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998). Im Folgenden werden Ergebnisse dieses Diskussionsbeitrages vorgestellt, die für die Planung der vorliegenden Arbeit wichtig waren.

Ausgangspunkt für die Erarbeitung der Heuristik ist, dass *„Von transdisziplinärer Forschung wissenschaftliche Beiträge zur Lösung lebensweltlicher Probleme erwartet werden. Die dazu erforderliche Synthese von unterschiedlichsten Forschungsergebnissen in Bezug auf die normativen Probleme der Lebenswelt verlangt geeignete Synthesekonzepte."* (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998). Als wesentliche Elemente **transdisziplinärer** Forschung werden von Hirsch & Wölfing-Kast (1998:6) drei Punkte genannt:

- Sie soll die Grenzen disziplinärer Forschung überschreiten. Dies soll nicht additiv geschehen, wie im Falle multidisziplinärer Forschung, sondern integrativ in Bezug auf das Problem, das den Forschungsgegenstand bildet.
- Akteure und Betroffene sollen auf Grund des Bezugs auf lebensweltliche Probleme gestaltend am Forschungsprozess teilnehmen. Diese sogenannte Partizipation soll nicht erst dann stattfinden, wenn Forschungsergebnisse umgesetzt werden, sondern bereits wenn die Forschungsprobleme festgelegt und umschrieben werden.

---

52 Beteiligt waren an der Arbeitsgruppe „Restriktionen und Optionen" die Teilprojekte 1, 2, 3, 5, 7 und 8 des IP Gesellschaft (vgl. Tabelle 1 auf Seite ii).

Sie soll sich auf lebensweltliche Probleme beziehen und explizit oder implizit an einem normativen Leitbild, z.B. am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung orientieren. Denn „Lösungsvorschläge“ für Probleme der Lebenswelt sind mit Wertentscheidungen verbunden.

Zur Organisation eines solchen Forschungsprozesses haben die Forscherinnen und Forscher unterschiedlicher disziplinärer Herkunft mit der Heuristik „Restriktionen und Optionen“ an einer gemeinsame Sprache und einem gegenseitigen Verständnis unterschiedlicher Perspektiven gearbeitet.

Die Leitfrage der Untersuchung wird von Hirsch & Wölfing-Kast (1998:11) folgendermassen formuliert: *„Welche Restriktionen liegen bei den verschiedenen direkten und indirekten Akteuren in Bezug auf bestimmte Optionen nachhaltiger Ernährung vor, d.h. welche Faktoren verhindern, dass eine dem Leitbild nachhaltiger Entwicklung zufolge gewünschte Handlungsoption gar nicht oder nicht im gewünschten Ausmass ergriffen wird?“*

Als „Bedürfnisfeld Ernährung“ wird das System ernährungsbezogener Handlungen und die durch sie (re)produzierten Strukturen im gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Bereich definiert. In dieses System sind direkte Akteure im Bereich von Produktion, Verarbeitung, Handel/Gastronomie und Konsum sowie auch indirekte Akteure (soziales Netz, Medien, Schule, Staat, Zulieferer) eingebunden. Die Akteure stehen durch Handlungen, die eine stoffliche Seite und eine Informationsseite haben, in Beziehung (Hirsch & Wölfing-Kast 1998:10).

Die Untersuchung dieses Akteursnetzes ist darauf ausgerichtet, Ansatzpunkte einer nachhaltigen Entwicklung zu identifizieren und Schritte in diese Richtung zu konkretisieren. Untersucht werden sollen die Möglichkeiten, die die Akteure haben, um die Produktströme im Handlungsfeld Ernährung im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung zu verändern. Als Akteuren werden sowohl Kollektive als auch Individuen des Akteursnetzes bezeichnet (Maier *et al.* 1998:21).

Als Voraussetzung für die disziplinübergreifende Zusammenarbeit wurde eine gemeinsame Vorstellung dazu entwickelt, wie die Akteure untereinander verbunden sind (Maier *et al.* 1998:21). Abb. 4-1 zeigt unser Analyseraster, die sogenannte Kanalgrafik. Die Verknüpfung der im Bedürfnisfeld Ernährung beteiligten Akteure wird zum einen über Informationsströme und zum anderen über Stoff- bzw. Produktströme, die durch "Kanäle" fliessen, beschrieben. Diese Kanäle stellen den "Weg" von Lebensmitteln und den mit ihnen verbundenen Informationen dar. Umweltbelastungen, die in unterschiedlichen Produktionsstufen verursacht werden, werden in diesem Konzept als Stoffstrom aufgefasst, der in Form eines imaginären ökologischen Rucksacks mit den Produkten von einem Akteur zum nächsten weitergereicht wird.

Als Optionen werden bestimmte, erwartungsgemäss nachhaltigere Handlungsmöglichkeiten oder Handlungsstrategien der Akteure bezeichnet. Akteursinterne und -externen Strukturen können diese Handlungen fördern oder verhindern. Letzteres bezeichnen wir als Restriktionen. Mit der Heuristik „Restriktionen und Optionen“ wird untersucht, welche Restriktionen bei den verschiedenen direkten und indirekten Akteuren in Bezug auf bestimmte Optionen nachhaltiger Ernährung vorliegen. Die integ-

rierte Sicht auf die Vernetzung der Akteure untereinander verdeutlicht folgenden wichtigen Punkt: Eine wichtige Quelle von Restriktionen oder Optionen für einen Akteur sind die Handlungen anderer.

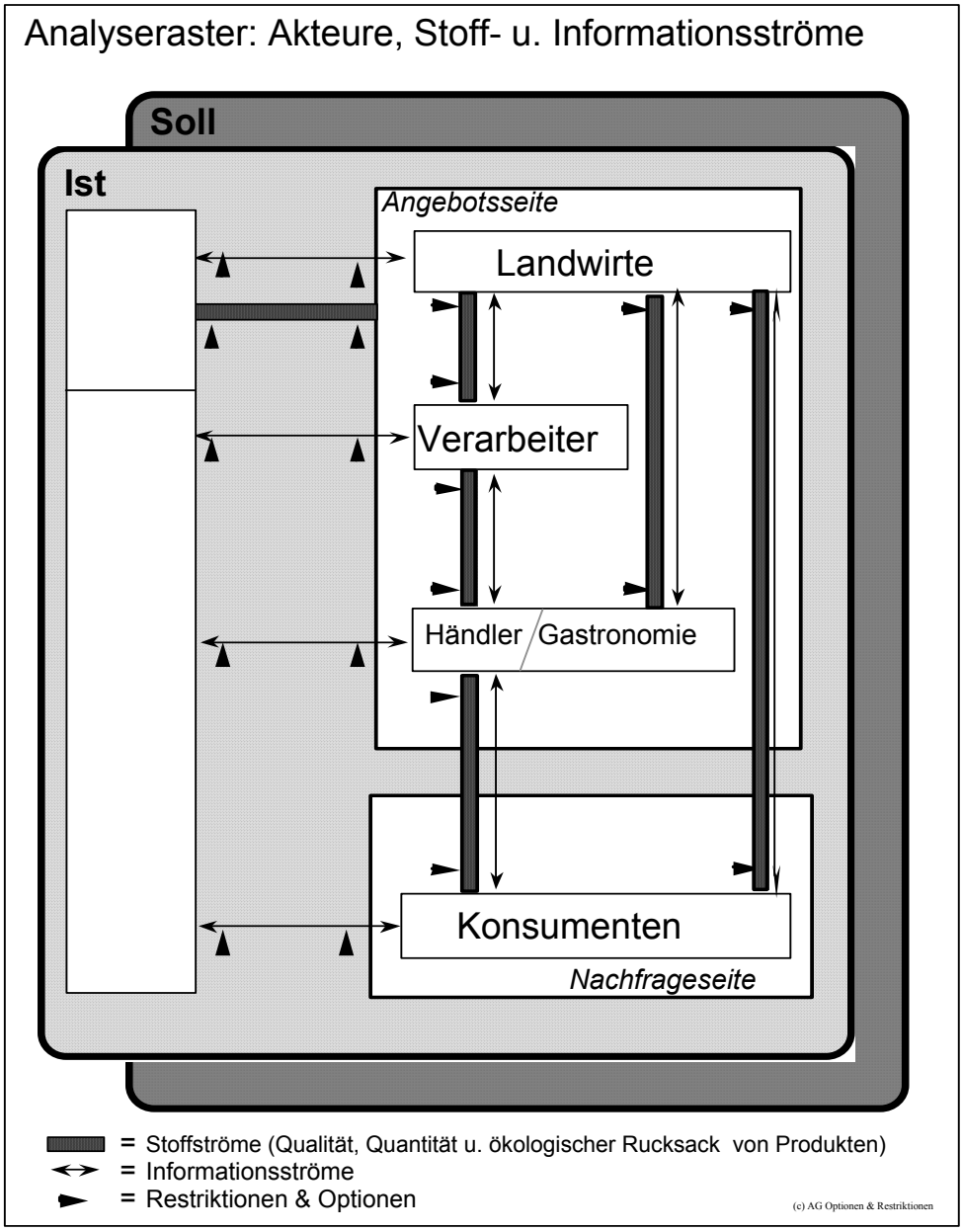


Abb. 4-1 Analyseraster zur Untersuchung von Akteuren, Stoff- und Informationsströmen im Bedürfnisfeld Ernährung (Maier et al. *1998:21).*

Von Maier *et al.* (1998:26) werden vier Klassen von Restriktionen genannt. Es sind dies Faktoren des **Nicht-Wissens, Nicht-Sollens, Nicht-Wollens** und **Nicht-Könnens** (Tanner & Wölfing-Kast 1997, Wölfing-Kast & Tanner 1997). Diese Faktoren verweisen sowohl auf individuumsinterne als auch individuumsexterne Strukturen, die miteinander in Wechselwirkung stehen (siehe Tab. 4-1). So legen natürliche und soziokulturelle Strukturen, in denen menschliches Handeln eingebettet ist, fest, was man prinzipiell tun kann (z.B. auf Grund technologischer Möglichkeiten oder auf Grund der materiellen Ressourcenausstattung), was man tun sollte (z.B. auf Grund sozialer

Normen und Gesetze) oder was man wissen kann (z.B. auf Grund des Standes wissenschaftlicher Erkenntnisse). Ferner definieren aktuelle gesellschaftliche Trends oder Moden jeweils, was "in" ist oder welche Werthaltungen zu einem gegebenen Zeitpunkt modern oder wünschbar sind (z.B. materialistische vs. postmaterialistische Werte). Dabei darf jedoch nicht selbstverständlich davon ausgegangen werden, dass externale Wissens-, Sollens-, Könnens- oder Wollensstrukturen auch automatisch Bestandteil individueller kognitiver Strukturen sind. Mit anderen Worten: Externale, objektivierte Tatsachen müssen nicht mit internalem Wissen, Sollen, Können und Wollen kovariieren. In der Tat, Diskrepanzen zwischen dem, was tatsächlich ist, und dem, was jemand glaubt, dass der Fall sei, liegen in der menschlichen Natur und sind deshalb nicht zu vernachlässigen. Dies hat nicht zuletzt damit zu tun, dass der Mensch kein passiver Empfänger von Informationen ist, sondern sich aktiv seine eigene Sicht der Wirklichkeit konstruiert. Ansatzpunkte für eine nachhaltiger Entwicklung liegen in der Überwindung von Restriktionen. Ob und wie solche Restriktionen überwunden werden können, soll partizipativ mit den Akteuren des Bedürfnisfeldes erarbeitet werden (Maier *et al.* 1998:22).

Tab. 4-1 Übersicht über potentielle Restriktions- bzw. Ressourcenkategorien für individuumsbezogene Fragestellungen (Tanner & Wölfing-Kast 1997, Wölfing-Kast & Tanner 1997).

Restriktions, Ressourcen-kategorien	**Individuumsintern**	**Individuumsextern**
(Nicht-)Wissen	z.B. individuelles Wissen über ökologisch sinnvolles Handeln.	z.B. 'objektiv' verfügbares Wissen auf Grund des Standes der Wissenschaften; über Medien oder relevante Referenzgruppen vermittelte Informationen über ökologisch sinnvolles Handeln.
(Nicht-)Sollen	z.B. verinnerlichte Prinzipien oder Vorschriften zum ökologisch sinnvollen Handeln, bei deren Nichteinhaltung die Person Sanktionen erwartet.	z.B. über Medien, relevante soziale Referenzgruppen oder Autoritätsträger (Staat) vermittelte Normen zum nachhaltigen Handeln, die eines Sanktionsmechanismus bedürfen.
(Nicht-)Wollen	z.B. verinnerlichte Einstellungen oder Werte, bzw. Präferenzen für die Erhaltung der natürlichen Umwelt.	z.B. über Medien oder relevante soziale Referenzgruppen vermittelte Werte.
(Nicht-)Können	z.B. wahrgenommene zeitliche oder finanzielle Einschränkungen; fehlende individuelle Fähigkeiten zu ökologisch sinnvollem Handeln.	z.B. verfügbare technische Möglichkeiten; kulturell gegebene Erfahrungs- und Lernmöglichkeiten, Einkommenssituation und Preise (Realeinkommen).

Die Heuristik „Restriktionen & Optionen" versteht sich als ein allgemeiner Ansatz zur problemlösungorientierten Untersuchung von Fragen nachhaltiger Entwicklung, bei dem die inhaltlichen Hypothesen erst mit dem Bezug auf ein bestimmtes Untersuchungsfeld formuliert werden (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).

Die empirische Untersuchung wurde auf die beiden Schweizer Regionen Bern und Aargau beschränkt, und sie befasst sich nur mit den Produktgruppen Gemüse und Fleisch, teilweise auch noch Milchprodukte. Die Bereiche Landwirtschaft, Lebensmittelverarbeitung und -handel im Untersuchungsgebiet Kanton Bern sind folgendermassen charakterisiert (Jungbluth *et al.* 1998a:41):

(1) Landwirtschaft: Im Kanton Bern werden auf rund 21 000 Landwirtschaftsbetrieben knapp 20% der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz, d.h. rund 199 000 ha bewirtschaftet, weshalb Bern auch als der Agrarkanton der Schweiz bezeichnet wird. Auf Grund der vielseitigen topographischen und klimatischen Verhältnisse innerhalb der Kantonsgrenzen wird sowohl Gemüse- und Obstbau (v.a. im Flachland), als auch Weinbau, Fleisch- und Milchproduktion (v.a. im Hügel- und Berggebiet) betrieben. Mit rund 73% der Landwirtschaftsbetriebe sind ein überwiegender Grossteil Futterbaubetriebe mit Milch- und Viehwirtschaft, gefolgt von 8% Getreidebau und 5% Spezialbetrieben, v.a. Weinbau. (Bundesamt für Statistik 1994a). Der Anteil Biobauern im Kanton beträgt derzeit 1.4% bei einem Nutzflächenanteil von 1.8%.

(2) Lebensmittelverarbeitung und -handel: Die Verarbeitungs- und Handelsstrukturen im Kanton Bern weisen eine vergleichsweise heterogene Struktur auf. Neben den regionalen Produzentenverbänden haben - wohl auf Grund der Nähe zur nationalen Politik - viele gesamtschweizerische Verbände ihren Sitz in diesem Kanton. Herausragende Bedeutung als eine Kooperation von regionalen Verbänden erlangt z.B. die 'Landwirtschaftliche Organisation Bern'. Nebst Grossverteilern (COOP, MIGROS, DENNER etc.) sind insbesondere in der Stadt Bern verschiedene Bioläden, ein Ökowarenhaus, verschiedene kleingewerbliche Lebensmittelanbieter sowie ein Tages- und Wochenmarkt angesiedelt. Aber auch im übrigen Kantonsgebiet besteht eine vielfältige, dezentrale Angebotsstruktur, die teilweise durch Teilselbstversorgung ergänzt wird.

4.2. Die Tagebuchstudie

Die Tagebuchstudie, für die im folgenden Abschnitt ein Konzept aus Sicht der ökologischen Bilanzierung vorbereitet wird, wurde als Kooperation der Teilprojekte (TP) 5, 7 und 8 im Rahmen des Integrierten Projektes (IP) Gesellschaft durchgeführt. Das Vorgehen wurde innerhalb der Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen abgestimmt und die Ergebnisse dieser Studie fliessen in diese AG mit ein (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998).

Die Tagebuchstudie untersucht die Verhaltensweisen von KonsumentInnen in Verknüpfung mit den ökologischen Handlungskonsequenzen. Sie verfolgt als Ziel die Restriktionen und Optionen für ein ökologisch angepasstes Konsumverhalten zu untersuchen.

4.2.1. Fragestellung der Tagebuchstudie

Kernfrage der Tagebuchstudie ist: ***"Welches sind einerseits die Bedingungen und anderseits die ökologischen Konsequenzen unterschiedlicher Konsummuster?"*** Auf folgende Fragen soll ausserdem eine Antwort gefunden werden:

- Welche Personen (bzw. Typen) kaufen regelmässig ökologische bzw. nicht-ökologische Produkte ein?

- Unter welchen Bedingungen weichen die KonsumentInnen von ihrem regelmässigen Produkteinkäufen ab und welche Folgen haben diese Entgleisungen für die verursachten Umweltbelastungen?
- Welche Personen bzw. KonsumentInnentypen verhalten sich ökologisch oder weniger ökologisch?

Durch Antworten auf diese Fragen sollen folgende Ziele erreicht werden:

- Die Umweltbelastungen durch unterschiedliche Ernährungsstile sollen untersucht werden.
- Der Einfluss von situativen Kontextbedingungen auf die verursachten Umweltbelastungen soll aufgezeigt werden.
- Ökologische Entgleisungen im Einkaufsverhalten sollen aufgedeckt werden. Dies soll die Entwicklung von Strategien ermöglichen, mit denen diese Entgleisungen vermieden bzw. gefördert werden können.
- Einfache Strategieanweisungen bzw. normative Regeln für KonsumentInnen, die nachhaltig zu einem ökologischeren Einkaufsverhalten führen, sollen entwickelt werden.
- Weitere Akteure der Lebensmittelkette sollen in die Entwicklung und Umsetzung dieser Strategien einbezogen werden.

4.2.2. Vorarbeiten aus der Fragebogenstudie

Die Tagebuchstudie baut auf eine **Fragebogenstudie** des psychologischen Teilprojektes auf, in der vier Kategorien von hemmenden und fördernden Faktoren unterschieden wurden (Tanner *et al.* 1998). In dieser Studie wurden Fragebögen an eine Reihe von Haushalten in der Region Bern verschickt. Die Haushalte wurden hinsichtlich ihres Einkaufsverhaltens (z.B. Einkaufskanal, Einflussfaktoren für die Kaufentscheidung, Wahrnehmung verschiedener Angebote, genutzte Informationsquellen in Bezug auf den Einkauf, Einbezug ökologischer Kriterien) befragt. Ausserdem wurden Daten zur Haushaltssituation (Anzahl der Personen, Einkommen, etc.) erhoben. Die erhobenen Daten dienen der Identifikation von objektiven und subjektiven Restriktionen. Als objektiv werden solche Restriktionen bezeichnet, die unabhängig vom Akteur bestehen. Restriktionen, die sich auf Grund der Bewertung von Akteuren ergeben, werden als subjektiv bezeichnet (Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen 1998, Tanner & Wölfing-Kast 1996, Tanner *et al.* 1998, Wölfing-Kast & Tanner 1997, Wölfing-Kast *et al.* 1998).

In der Auswertung von Tanner *et al.* (1999) wurden auf Grundlage einer Fragebogenstudie 6 Typen von EinkäuferInnen unterschieden. Merkmale, die zu dieser Ausdifferenzierung geführt haben, sind in Tab. 4-2 aufgeführt. Die Personengruppen unterscheiden sich hinsichtlich der Einstellung gegenüber Umweltschutz, sozialer Gerechtigkeit und regionalen Produkten. Ausserdem wurde das ökologische Handlungswissen, die Einbindung in soziale und medienbezogene Netze und die bevorzugten Einkaufskanäle zur Unterscheidung der Typen herangezogen. Für die gezeigten Konsu-

mentInnentypen wurden die Belastungen auf Grund ihrer Einkäufe vorhergesagt. Diese Einstufung wurde durch die Tagebuchstudie überprüft.

Tab. 4-2 KonsumentInnentypen aus der Fragebogenstudie (Tanner et al. 1999).

	Typ I	Typ II	Typ III	Typ IV	Typ V	Typ VI
Kurzbescheibung	Zeitknappe Antiökologen	Tiergerechte Supermarkt-kunden	Label-sensible Supermarkt-kunden	Wenig umwelt-bewusste Regio-Fans	Lückenhaft Umweltbe-wusste	Musterökolo-gen
Umweltschutz	unwichtig	unwichtig	wichtig	unwichtig	wichtig	wichtig
Soziale Gerechtigkeit	unwichtig	unwichtig	wichtig	unwichtig	wichtig	wichtig
Regionale Produkte	unwichtig	wichtig	wichtig	wichtig	wichtig	wichtig
Zeitersparnis	notwendig	unwichtig	notwendig	unwichtig	unwichtig	unwichtig
Ökolog. Handlungswissen	gering	gering	mittel	mittel	hoch	hoch
Ökolog. Einkauf (Vorhersage)	tief	tief	mittel	mittel	hoch	hoch
Bevorzugte Einkaufskanäle für Fleisch (f), Milch (m), Gemüse (g): Gross = MIGROS und COOP; Spez = Spezialge-schäft/Quartier, Dorfladen; Bio = Bioladen/-bauer	f: Gross m: Gross g: Gross, Markt	f: Spez, Gross m: Gross, Spez g: Gross, Markt	f: Gross m: Gross g: Gross, Markt	f: Spez, Gross m: Spez g: Spez, Markt, Gross	f: Spez, Bio m: Gross, Spez g: Markt, Bio, Gross	f: Spez, Bio m:Spez, Bio g: Bio, Spez, Markt

Hemmende Bedingungen ökologischen Einkaufens
Fördernde Bedingungen ökologischen Einkaufens

Die Typologisierung erfolgt vor allem auf Grund der vorgefundene Restriktionen. Als weniger repräsentativ für die Unterscheidung haben sich sozio-demographische Merkmale erwiesen. Für die Tagebuchstudie war es dadurch möglich, über 100 aus der Voruntersuchung bekannte Personen mit, für einen bestimmten Typ, repräsentativen Verhaltensweisen herauszugreifen. In einem Tagebuch konnte das Einkaufsverhalten dieser KonsumentInnentypen erfasst werden. Für die Auswertung der Tagebuchstudie ist es möglich, auf Informationen aus dem Fragebogen zurückzugreifen. Auf Grund der Zielsetzung ergibt sich für die Untersuchung aber nicht die Notwendigkeit, den Bevölkerungsdurchschnitt repräsentativ abzubilden.

4.2.3. Ziele der Tagebuchstudie

Kernpunkt der Tagebuchstudie ist die Vertiefung konsumtypischer Handlungsmuster und die Ermittlung von zusätzlichen Restriktionen. Die ipsative Handlungstheorie dient als theoretische Grundlage zur Planung dieser Untersuchung (Tanner n.d.). Ipsative Restriktionen haben zur Folge, dass in bestimmten Situationen ökologisch relevante Sachverhalte nicht zum Tragen kommen und deshalb bestimmte Handlungsoptionen nicht "in den Sinn" kommen. Ausgehend von typischen Konsumhandlungsstilen werden die Umweltfolgen der konkreten Handlungen bestimmt. Besondere Situationen, die im Tagebuch thematisiert werden, sind z.B. Zeitdruck, gewohnheitsmässiges Handeln und emotional-intuitives Handeln.

Mit dem Tagebuch soll das tatsächliche Verhalten der Haushalte in Bezug auf den ökologischen Lebensmitteleinkauf erfassen werden. Die Angaben zum Verhalten sollen dann dazu dienen, die verursachten Umweltfolgen zu bestimmen. Die Fragestellung des psychologischen Teilprojekts an die ökologische Bilanzierung ist dabei eine

Aussage darüber, in wieweit der Einkauf eines Produktes in einer bestimmten Situation mehr oder weniger "ökologisch" war.

Nach der Auswertung der erhobenen Daten, soll diese Untersuchung dazu dienen, Massnahmen vorzuschlagen und zu gestalten, die den ökologischen Einkauf von Nahrungsmitteln fördern. Diese Massnahmen können sowohl auf Ebene der KonsumentInnen, als auch auf Ebene der mit dem Nahrungsmitteleinkauf in Verbindung stehenden Akteure und Strukturen, umgesetzt werden. Die Ergebnisse der Untersuchung werden in erster Linie Praktikern weitergegeben. Die Erhebung wurde im November und Dezember 1997 durchgeführt. Abb. 4-2 zeigt die Einordnung der im Rahmen der Tagebuchstudie untersuchten Kanäle und Akteure in die Kanalgrafik.

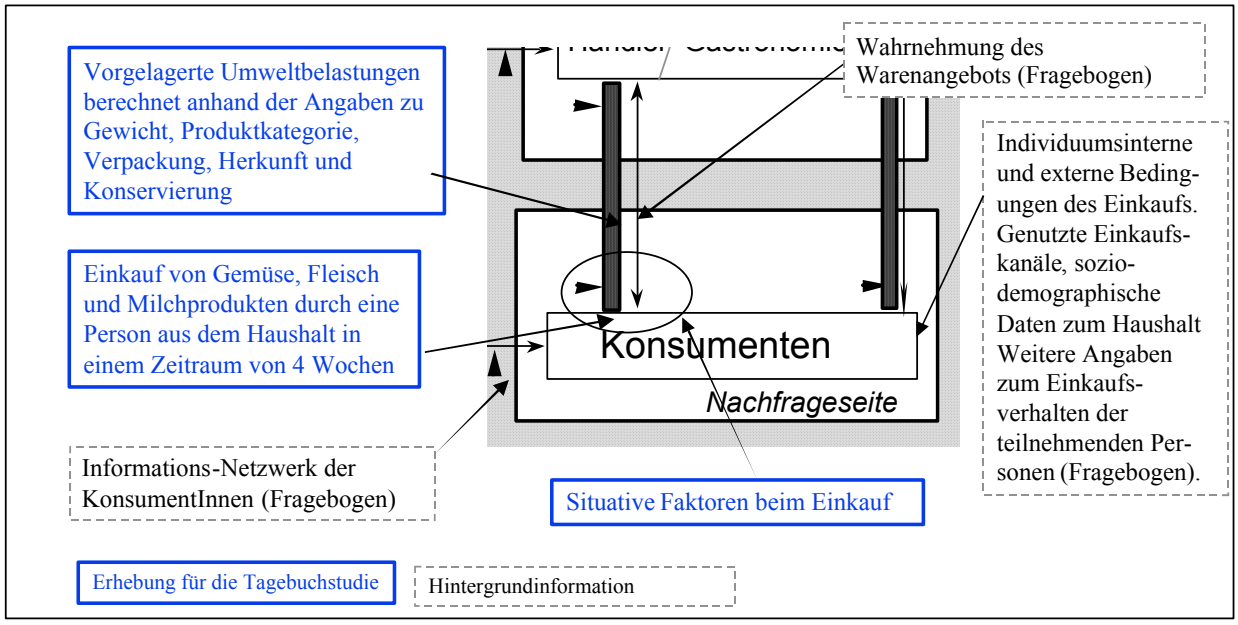


Abb. 4-2 Einordnung der im Rahmen der Tagebuchstudie untersuchte Kanäle und Akteure in die Kanalgrafik (Jungbluth et al. 1998a:49).

4.3. Ökologische Bewertung von Lebensmitteleinkäufen

In diesem Kapitel wird ein Konzept zur Vorbereitung der Detailbilanz für eingekaufte Nahrungsmittel entwickelt. Zunächst wird das Ziel der Bilanzierung verdeutlicht. Danach wird die Diskussion innerhalb der Arbeitsgruppe zur Eingrenzung und Auswahl der abgefragten Produktgruppen wiedergegeben. Im Weiteren wird die Gestaltung der Datenerfassung in der Tagebuchstudie begründet und festgelegt. Ausserdem wird für die Bewertung der Einkäufe mit einer modularen Ökobilanz ein Konzept erarbeitet.

Zur Planung der Abfragen in der Tagebuchstudie, die im Folgenden ausgearbeitet wird, und zur Vorbereitung der ökologischen Beurteilung des Einkaufs war eine Festlegung hinsichtlich folgender Punkte notwendig:

- Festlegung der Produktgruppe und der zu untersuchenden Produkte bzw. Produktkategorien (z.B. Produktgruppe: Gemüse; Produktkategorie: Kohl, Salat, ...; Produkte: Erbsen, Bohnen, ...) die erhoben werden sollen.

- Bestimmung der Produktmerkmale, z.B. Verpackungsart, Verkaufsart (frisch, tiefgekühlt, ...; Herkunft) die erfragt werden.
- Planung des Vorgehens bei der ökologischen Bilanzierung und der Datenverarbeitung.
- Festlegung der Umweltbelastungen (z.B. Ressourcenverbrauch, Treibhausgasemissionen, Pestizide, usw.) die untersucht werden.
- Auswahl einer Bewertungsmethode für die Auswertung (z.B. Energieverbrauch, Umweltbelastung in Wirkungskategorien, Umweltbelastungspunkte oder Ecoindicator 95 Punkte).

4.3.1. Ziel der ökologischen Bewertung in der Tagebuchstudie

Auf Grund der im vorhergehenden Kapitel für die Tagebuchstudie genannten Ziele wurden in Kooperation mit dem psychologischen Teilprojekt folgende Fragen für die ökologischen Bilanzierung identifiziert:

- Zusammenstellung der Umweltbelastungen für verschiedene eingekaufte Produktkategorien und Zusammenfassung zu einer geeigneten Kenngrösse,
- Aussage darüber, ob der Einkauf eines bestimmten Produktes ”ökologisch” bzw. ”nicht ökologisch” unter den gegebenen Randbedingungen war,
- Bestimmung der Umweltbelastung, die durch den Einkauf bestimmter Personen bzw. Personengruppen verursacht wird,
- Auswertung der Daten zur verursachten Umweltbelastung hinsichtlich der Faktoren die für die Höhe ursächlich sind,
- Aufzeigen der Restriktionen & Optionen der VerbraucherInnen für ein umweltfreundliches Ernährungsverhalten aus Sicht der ökologischen Betrachtung verschiedener Einkaufsoptionen,
- und Erarbeitung von gewichteten Handlungshinweisen für einen ökologischeren Nahrungsmittelkonsum.

Um diese Ziele zu erreichen, muss für die abgefragten Produktgruppen eine ökologische Bilanzierung durchgeführt werden. Diese soll alle Umweltfolgen des Lebensweges von der Wiege bis zur Bahre erfassen (vgl. hierzu Abb. 2-1).

4.3.2. Eingrenzung der zu untersuchenden Produktgruppen

Zur Vereinfachung der Abfrage in der Tagebuchstudie und der Zusammenarbeit mit weiteren Teilprojekten war eine Einschränkung der untersuchten Produktgruppen notwendig (vgl. hierzu Kapitel 4.1). Diese Festlegungen werden im Folgenden begründet.

Als Produktgruppe wird eine Anzahl von Einzelerzeugnissen bezeichnet, die unter Verwendung von in der Ernährungswissenschaft gebräuchlichen Zuordnungsmerkmalen zusammengefasst werden (EDMZ 1997). Die Einzelprodukte können dabei in verschiedenen Verarbeitungsstufen vorliegen, Gemüse z.B. frisch, konserviert oder als Zubereitung in Fertiggerichten. Unter Fleisch fallen auch Dosenfleisch, Charcuterie,

etc. Bei der Eingrenzung der zu untersuchenden Produktgruppen wurden teilprojektspezifische Interessen, Fragestellungen und Vorarbeiten berücksichtigt.

4.3.2.1. Untersuchungsebenen bei der ökologischen Bewertung

Mit einer ökologischen Bilanzierung können abhängig vom festgelegtem Untersuchungsgegenstand unterschiedliche Fragestellungen beantwortet werden. Diese werden in Tab. 4-3 einander gegenüber gestellt. In der ersten Spalte werden verschiedene Untersuchungsebenen genannt und an Hand eines Beispieles dargestellt. So kann die Untersuchung z.B. für ein Produkt (Gurken) oder eine Produktgruppe (Gemüse) durchgeführt werden. Spalte zwei benennt mögliche Fragestellungen an eine ökologische Bilanzierung. Zuletzt werden verschiedene Aspekte für die Auswahl des Untersuchungsgegenstandes für die Tagebuchstudie benannt.

Die Erstellung einer ökologischen Beurteilung erfordert einen hohen Arbeitsaufwand. Dieser Arbeitsaufwand kann dadurch eingeschränkt werden, dass nicht mehr alle Umweltbelastungen berücksichtigt werden, oder dass die Untersuchung weniger detailliert und in die Tiefe gehend durchgeführt wird. Je höher die Ebene der Untersuchung ist und je mehr verschiedene Produkte betrachtet werden, desto geringer wird die Bilanzierungstiefe und Genauigkeit in der Regel sein.

Ziel dieser Arbeit ist die Differenzierung der ökologischen Auswirkungen unterschiedlicher Lebensstile. Deshalb sind vor allem Arbeiten auf den Ebenen Produktgruppen, Bedürfnisfeld und Bedürfnisfelder interessant. Arbeiten zu einzelnen Produkten dienen diesem Ziel indirekt, im Rahmen von Fallstudien, um z.B. etwas über die Relevanz verschiedener Umweltindikatoren oder Verarbeitungsstufen zu erfahren. Endpunkt aller Fallstudien sollte der Konsum sein. Dies bedeutet, dass diese Bilanzierungen zur Entscheidungsfindung auf vorgelagerten Produktionsstufen z.B. aus Sicht des Bäckers: ”Welches Mehl ist das umweltfreundlichste?” oder aus Sicht der Bauern: ”Welches Material soll ich für meinen Stall nehmen?” wenig beitragen.

Tab. 4-3 Untersuchungsebenen und mögliche Fragestellungen für eine ökologische Beurteilung.

Untersuchungs-ebene	Mögliche Fragestellungen	Aspekte bei der Festlegung
Ein Produkt (Erbsen, tiefgekühlt, im Plastiksack).	Welches sind wichtige Umweltbelastungen im Zusammenhang mit diesem Produkt? Welche ökologischen Optimierungsmöglichkeiten gibt es für dieses Produkt in verschiedenen Stufen des Lebenszyklus und was können einzelne Akteure hierzu beitragen?	Das Produktes ist in der Produktgruppe und im Bedürfnisfeld, z.B. hinsichtlich der verursachten Umweltbelastungen oder der Verbrauchsmenge, relevant. Antworten auf die Fragestellungen sind nicht offensichtlich. Handlungsmöglichkeiten der Akteure bestehen, Auswirkungen sind aber unklar.
Ein Produkt, mehrere Varianten (Brot, regional oder in überregionaler Arbeitsteilung produziert).	Welche der verschiedenen Varianten ist am umweltfreundlichsten? In welchen Abschnitten des Lebenszyklus unterscheiden sich diese Varianten? Wie könnte eine ökologisch ideale Variante aussehen? Ist es sinnvoll ein neues Produkt auf dem Markt einzuführen? Zusätzlich evtl. die für ”Ein Produkt” genannten Fragestellungen.	Es gibt unterschiedliche Varianten des Produktes und es besteht ein begründeter Anlass eine Auswahl zwischen ihnen zu treffen. Es ist nicht klar, wie sich die Varianten unterscheiden da es gegenläufige Einflüsse gibt. Z.B. haben regionale Produkte kürzere Transportwege, Produktion in überregionalen Betrieben ist dagegen evtl. effizienter; Gegenbeispiel sind zwei Produkte, die sich lediglich in einem einzigen Faktor, z.B. Transportdistanz, unterscheiden.
Produktkategorie (z.B. Feldsalat, Kopfsalat).	Die Fragestellungen ähneln denen bei der Betrachtung einer Produktgruppe und werden dort erläutert.	Einfache Zuordnung verschiedener Gemüsesorten zu einer Kategorie (z.B. Salate), um den Untersuchungsumfang zu verringern.
Produktgruppe (Gemüse (möglichst vollständige Bilanzierung aller Gemüsesorten und Arten der verkaufsfertigen Produkte) oder Frühstück, Babynahrung).	Wie unterscheiden sich verschiedene Gemüsesorten hinsichtlich der Umweltbelastungen? Welche Aspekte sollten beim Kauf von Gemüse beachtet werden? Verknüpfung mit Daten zum Verbrauch (abhängig vom untersuchten Kanal z.B. Einkauf, Selbstversorgung, Ausser Haus Essen). Wie unterscheiden sich verschiedenen Haushalte hinsichtlich der verursachten Umweltbelastungen durch den Kauf von Gemüse? Evtl. möglich ist noch eine Unterscheidung verschiedene Produktvarianten. Nicht mehr zu beantworten sind ab hier jedoch Fragen wie ”Milch lieber aus der Flasche oder aus der Kartonverpackung?”	Die Produktgruppe deckt einen möglichst in sich abgeschlossenen Bereich des gesamten Konsums ab. Alternativen bestehen innerhalb der Produktgruppe und nicht zu anderen Produktgruppen. Gemüse erscheint interessant, da Entscheidungen eher innerhalb der Produktgruppe fallen (Welches?, frisch - konserviert, einheimisch - Ausland, saisongerecht - ausserhalb der Saison). Milchprodukte dagegen ungeeignet da Alternativen zumeist ausserhalb der Produktgruppe liegen (Milch - Saft, Butter - Margarine, Käse - Wurst) und der Kauf verschiedener Milchprodukte nicht voneinander abhängt.
Mehrere Produktgruppen (Gemüse und Fleisch).	Verknüpfung mit Erhebungen zum Verbrauch dieser Produkte (Zugang über einen oder mehrere Kanäle). Wie unterscheiden sich die verursachten Umweltbelastungen bei unterschiedlicher Ernährungsweise (vegetarisch / traditionell / Convenience)? Zusätzlich evtl. die für ”Produktgruppe” genannten Fragestellungen.	Der Konsum der ausgewählten Produktgruppen steht miteinander in Beziehung z.B. Fleisch und Gemüse. Es ist zu vermuten, dass bei vegetarischer Lebensweise mehr Gemüse konsumiert wird, mehr auf Qualität und Abwechslung geachtet wird.
Bedürfnisfeld (Ernährung mit allen Nahrungsmitteln).	Ähnliche Fragestellungen wie vorher. Betrachtung einzelner oder aller Zugangskanäle. Die Fragen können jedoch evtl. besser beantwortet werden, da keine Produkte/Produktgruppen aus der Betrachtung mehr ausgeblendet werden.	Auswahl vom möglichen Arbeitsaufwand her abhängig. Zunächst Bilanzierung der nach Menge oder wahrscheinlichen Umweltbelastungen her bedeutenden Produkte. Verschiedene Lebensmittel müssen zu Gruppen zusammengefasst werden, die Umweltbelastungen in ähnlicher Höhe verursachen.

Untersuchungs-ebene	Mögliche Fragestellungen	Aspekte bei der Festlegung
Alle Bedürfnisfelder (Alle konsumierten Produkte und Dienstleistungen).	Möglichkeiten, Grenzen und Folgen der Verschiebung von Konsumhandlungen innerhalb von und zwischen Bedürfnisfeldern. Zusätzlich evtl. die für ”Bedürfnisfeld” genannten Fragestellungen.	Eine detaillierte Analyse aller Umweltbelastungen ist schwierig. Es müssen deshalb Screening-Indikatoren, wie z.B. der Energieverbrauch herangezogen werden und es muss eine geeignete Vereinfachung für die unterschiedenen Konsumhandlungen gefunden werden.

4.3.2.2. Entscheidungsebenen zur Verringerung von Umweltbelastungen

Handlungen der Akteure zur Verringerung von Umweltbelastungen durch die Produktion und Verwendung von Produkten können auf unterschiedlichen Entscheidungsebenen stattfinden. Der Handlungsspielraum verschiedener Akteure unterscheidet sich dabei. KonsumentInnen steht eine hohe Bandbreite von Restriktionen & Optionen nachhaltigen Handelns offen.

Alle Akteure haben im Produktlebensweg die Option zur Verringerung von Umweltbelastungen beizutragen. Aufbauend auf die in Tab. 4-3 getroffene Abgrenzung von Untersuchungsebenen, kann dieser Beitrag auf unterschiedlichen Ebenen stattfinden. Diese Ebenen werden in dieser Arbeit als Entscheidungsebenen bezeichnet.

Nicht allen Akteuren stehen alle Entscheidungen offen. In Tab. 4-4 wird eine Einschätzung zu den für die verschiedenen Akteure vorhandenen Entscheidungsebenen vorgenommen. Im Vergleich zu Tab. 4-3 werden hier auch Entscheidungen über einen Herstellungsprozess (z.B. Eingesetzte Maschinen in der Lebensmittelverarbeitung), über Betriebsmittel (Auswahl des Kunstdüngers) und über Vorprodukte (z.B. Bezugsquelle für das Mehl in der Bäckerei) aufgeführt. Unterschieden wird in Tab. 4-3 zwischen Entscheidungen, die vor allem innerhalb der eigenen Einflussgrenzen vorgenommen werden können (z.B. energetische Optimierung eines Herstellungsprozesses), und Entscheidungen, die ein Zusammenspiel mit vor- bzw. nachgelagerten Akteuren bedingen (z.B. Verkaufssteigerung von Bioprodukten im Handel => Umstellung auf Bioproduktion beim Landwirt).

Tab. 4-4 Entscheidungsmöglichkeiten und -ebenen verschiedener Akteure zur Verringerung von Umweltbelastungen.

Landwirt	*Lebensmittel-verarbeiter*	*Händler*	*KonsumentIn*	*Entsorger*	**Entscheidungsebenen**
					Alle Bedürfnisfelder
					Bedürfnisfeld Ernährung
					Mehrere Produktgruppen
					Produktgruppe
					Produktkategorie
					Produktvarianten
					Produkt
					Herstellungsprozess
					Betriebsmittel
					Vorprodukte

Es gibt Einflussmöglichkeiten auf die verursachte Umweltbelastungen innerhalb des eigenen Systems.
Es gibt Einflussmöglichkeiten, die Veränderungen bei vor- bzw. nachgelagerte Akteuren notwendig machen.
Kernbereich der Untersuchung in der Tagebuchstudie.

Die hier getroffene Differenzierung von Entscheidungsebenen folgt einem Lebenszyklusansatz. In Ökobilanzen werden in der Regel Entscheidungen auf den unteren Ebenen vorbereitet, während Energiebilanzen eher auf die oberen Ebenen fokussieren. Auch in der Entscheidungsforschung werden unterschiedlichen Entscheidungsebenen, allerdings mit einer anderen Abgrenzung unterschieden. Saaty & Vargas (1994) unterscheiden eine Hierarchie in der Entscheidungsfindung. Auf oberster Ebene steht

das Ziel der Entscheidung, gefolgt von Kriterien und Alternativen zur Entscheidungsfindung. Von Humphreys & Berkeley (1987) werden Entscheidungen hinsichtlich ihrer zeitlichen Reichweite unterschiedlichen Ebenen zugeordnet. Auf Grund der getroffenen Abgrenzungen wurde deutlich, dass KonsumentInnen umweltrelevante Entscheidungen auf ganz unterschiedlichen Ebenen treffen können. Andere Akteure sind hinsichtlich ihrer Handlungsmöglichkeiten weiter eingeschränkt. In der Tagebuchstudie sollen Entscheidungen der KonsumentInnen auf den Ebenen Produktgruppen bis zu unterschiedlichen Produktvarianten betrachtet werden.

4.3.2.3. Umweltrelevante Handlungsmöglichkeiten der KonsumentInnen

Eine weitere Perspektive auf die Handlungsmöglichkeiten von Akteuren zeigt die detaillierte Betrachtung des Lebenszyklus im Einflussbereich des Akteurs „Konsument" auf. Handlungen, die für die Höhe der durch den Konsum verursachten Umweltbelastungen massgeblich sind, können in verschiedenen Stufen während des Konsums stattfinden. Auf jeder dieser Stufen können Restriktionen & Optionen für nachhaltiges Handeln wirksam werden.

Abb. 4-3 unterteilt den Nahrungsmitteleinkauf und -konsum in unterschiedliche Teilprozesse. Umweltrelevante Entscheidungen der Konsumierenden können bei jedem dieser Schritte relevant werden. Am Anfang steht die Kaufentscheidung für ein bestimmtes Nahrungsmittelprodukt.[53] Hierdurch wird auch der ökologische Rucksack dieses Produktes an den einzelnen Konsumierenden weitergeben. Etwa $^2/_3$ der im Lebensweg aufgewendeten Energie wird für die Produktion der Nahrungsmittel aufgewendet. Hiernach werden in verschiedenen Stufen direkte Umweltbelastungen, z.B. durch den Transport zum Haushalt mit dem PKW, die Lagerung im Kühlschrank oder die Art der Zubereitung, verursacht. Auch die Entscheidung über die genutzten Entsorgungs- bzw. Recyclingwege obliegt dem Haushalt, und kann die Höhe entstehender Umweltbelastungen bestimmen. Die direkten Umweltbelastungen sind dabei in der Regel für die KonsumentInnen relativ leicht wahrzunehmen.

In der Tagebuchstudie werden die Einkaufshandlung und die auf Grund der Produktauswahl induzierten Umweltbelastungen untersucht. Es werden keine Erhebungen zum weiteren "Schicksal" des Nahrungsmittels während des Konsums gemacht. Unter Umständen kann dieses zu einer Veränderung der ökologischen Beurteilung (des KonsumentInnenverhaltens) führen. Der Einkauf stellt allerdings Weichen für weitere ökologische Auswirkungen. So wird z.B. ein Fertiggericht kürzer gekocht als ein frisches Produkt. Es verursacht dadurch einen geringeren Energieverbrauch in dieser Phase des Lebenszyklus.

[53] Nahrungsmittel können auch als "Ausser-Haus Versorgung" oder nach der Eigenproduktion konsumiert werden. Diese beiden Varianten werden hier nicht weiter betrachtet.

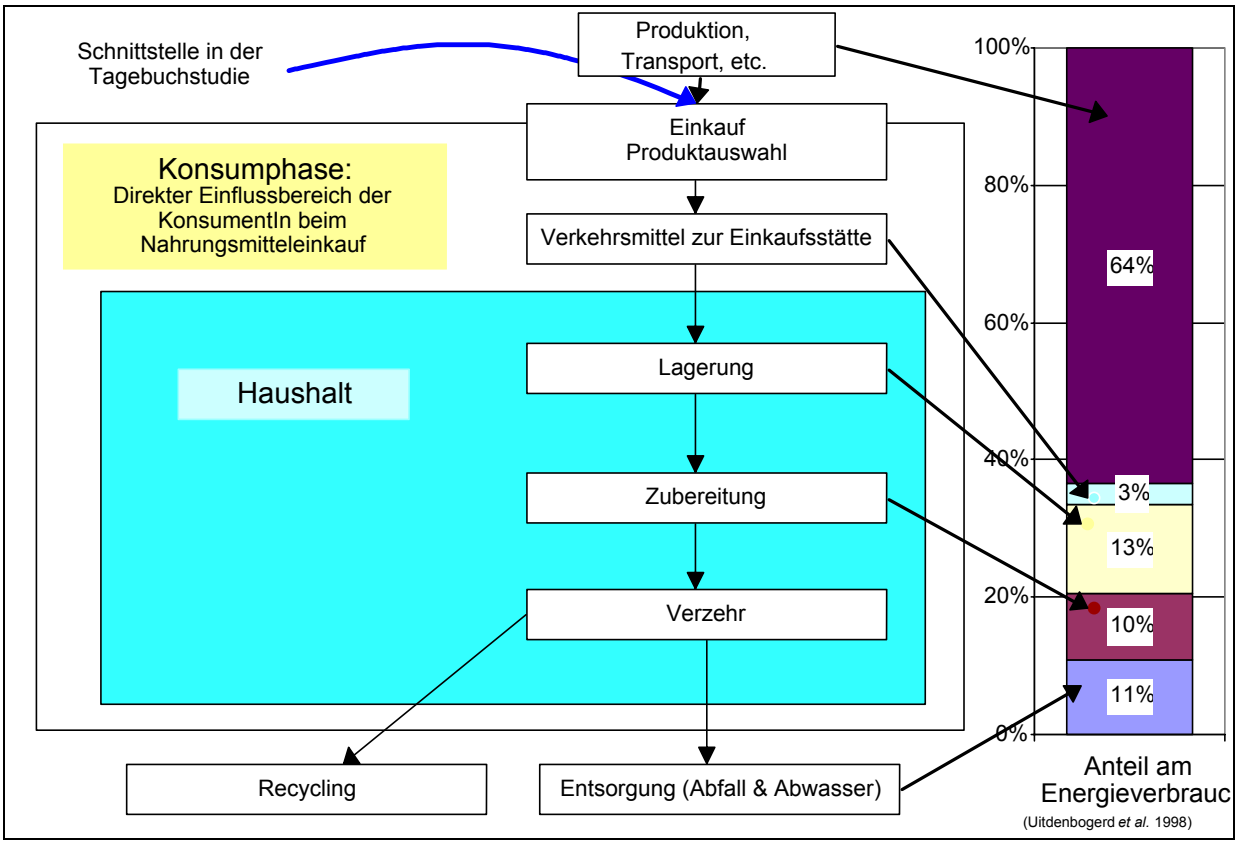


Abb. 4-3 Handlungsmöglichkeiten der KonsumentInnen im Lebensweg von Nahrungsmitteln und Energieverbrauch in verschiedenen Prozessstufen (Uitdenbogerd et al. 1998).

4.3.2.4. Festlegung der zu untersuchenden Produktgruppen

Für die Tagebuchstudie war eine Einschränkung der Abfrage auf einige Produktgruppen notwendig. Auf Grund der dargestellten Entscheidungsgrundlagen wurde von den beteiligten Projekten beschlossen den Einkauf von Gemüse und Fleisch zu erfassen und deren Umweltfolgen zu bewerten.

Die Ausführungen in diesem und dem vorhergehenden Kapitel haben deutlich gemacht, dass KonsumentInnen eine Vielzahl von Handlungs- und Entscheidungsoptionen zur Verringerung von Umweltbelastungen offen stehen. Verhaltenshinweise gibt es zu den meisten der in Tab. 4-4 aufgezeigten Entscheidungsebenen. Teilweise werden die Hinweise auch durch Lebensweguntersuchungen begründet. Betrachtet wurden in diesen Untersuchungen bisher vor allem die Ebene aller Bedürfnisfelder und die Abgrenzung verschiedener Produktvarianten. In dieser Untersuchung sollen neue Erkenntnisse zu Verhaltenshinweisen auf den dazwischen liegenden Ebenen auf Grundlage einer Lebenszyklusbetrachtung gewonnen werden

Folgende Punkte, die teilweise bereits erläutert wurden, führten zur Festlegung auf die Produktgruppen Gemüse und Fleisch für die Untersuchung:[54]

[54] Vom Projekt für Regionale Produkte (TP 5) wurde der Einbezug von Getreide- und Milchprodukten in die Untersuchung gewünscht. Ein Vergleich der ökologischen Auswirkungen verschiedener Einkaufsstile für die Produktgruppen Milch und Getreide erschien jedoch nur

- Differenzierungsmöglichkeit verschiedener (Ernährungs-)Lebensstile (vegetarisches oder fleischhaltiges Essen).
- Abgeschlossenheit der Produktgruppe hinsichtlich der Untersuchung von Ernährungslebensstilen. Alternativen beim Einkauf bestehen vor allem innerhalb der Produktgruppe.
- Ausreichende Ausdifferenzierung zwischen den einzelnen Produkten (z.B. hinsichtlich Verpackung, Herkunft oder Saisonabhängigkeit) und dadurch Handlungsmöglichkeiten der VerbraucherInnen für mehr oder weniger ökologisches Verhalten.
- Ausreichende Datengrundlage für die Ökobilanzierung.
- Gemüse und Fleisch haben einen Anteil von 16% bzw. 25% am gesamten Energieverbrauch durch den Konsum von Nahrungsmitteln. Im Verhältnis zum Gewicht und zum Nährwert ist der Energieverbrauch überproportional hoch (vgl. hierzu Kapitel 6.3.2). Sie sind also innerhalb des Gesamtkonsums von Nahrungsmitteln, ökologisch relevant.
- Verknüpfungsmöglichkeit mit den Ergebnissen der Fragebogenstudie des psychologischen Teilprojektes. Hier wurden Daten zu den Einkaufskanälen einiger Produktgruppen erfragt.

4.3.3. Datenerfassung in der Tagebuchstudie

Für die Tagebuchstudie mussten Produktmerkmale festgelegt werden, an Hand derer später die Umweltfolgen der Einkäufe beurteilt werden können. Die zu erstellende Liste musste Unterschiede der Einkäufe möglichst genau erfassen ohne dabei zu umfangreich zu werden.

4.3.3.1. Berücksichtigung des verfügbaren Wissens

Für die Festlegung der Differenzierungsmerkmale für die Untersuchung ist es sinnvoll den Faktor (Nicht-) Wissen[55] zu beachten. Er kann bei der Beurteilung des KonsumentInnnenverhaltens eine grosse Rolle spielen. Zum Teil können die Haushalte (zumindestens theoretisch) eine Einschätzung dazu haben, mit welchen Umweltfolgen ihr Handeln verbunden ist. Einige Einflussfaktoren können sie allerdings nur auf Grund der im Geschäft zur Verfügung stehenden Information nicht beurteilen. In Tab. 4-5 werden bekannte und unbekannte Einflussfaktoren auf die verursachte ökologische Belastung am Beispiel Gemüse aufgezeigt.

Bei der Auswertung der durch Haushalte verursachten Umweltbelastungen muss diese Restriktion beachtet werden. Umweltbelastungen, über deren Herkunft den Haushalten nichts bekannt ist, werden sich eher zufällig verteilen. Abhängigkeiten zwischen untersuchten Merkmalen der Haushalte und der verursachten Umweltbelas-

---

sehr eingeschränkt möglich, da diese Gruppen nicht in gleichem Masse ein Bedürfnis erfüllen und nicht in sich abgeschlossen sind. Der Einkauf von Getreideprodukten wird deshalb in der Tagebuchstudie nicht erhoben. Einkäufe von Milchprodukten wurden in einer ähnlichen Systematik wie Fleisch und Gemüse erhoben. Es wird aber zunächst auf eine ökologische Auswertung verzichtet. Diese könnte später ergänzt werden.

[55] Vgl. hierzu die Anmerkungen in Kap. 4.3.1.

tung werden sich kaum finden lassen. In der Untersuchung soll deshalb besonderes Augenmerk auf die Differenzierung hinsichtlich der Umweltauswirkungen gelegt werden, die bekannt sein können.

Die Faktoren Sollen und Wollen erscheinen für die Planung der ökologischen Bilanzierung in der Tagebuchstudie weniger relevant. Bei der Auswertung der gefundenen Daten sollte dem Faktor (Nicht-)Können entsprechende Aufmerksamkeit geschenkt werden. So kann z.B. der Frage nachgegangen werden, ob Haushalten, deren Einkauf sich eher als unökologisch erwiesen hat, evtl. nicht die entsprechenden Einkaufsmöglichkeiten zur Verfügung standen.

Tab. 4-5 Bekannte und unbekannte Einflussfaktoren (Faktor Nicht-*Wissen) auf die verursachte ökologische Belastung am Beispiel Gemüse.*

Verfügbare Information	**Relevanz für die verursachte ökologische Belastung und verfügbare und fehlende Informationen zur Einschätzung der Relevanz**
Art des Produkts (Tomate, Gurke, etc.)	Verschiedene Gemüsesorten können sich hinsichtlich der durchschnittlich verursachten ökologischen Belastung unterscheiden. Einen groben Anhaltspunkt kann ein Preisvergleich bieten. Produkte mit einem höherem Preis (pro kg) werden in der Regel aufwendiger in der Herstellung sein. Konkrete Vergleiche verschiedener Produkte dürften in der Regel kaum bekannt sein.
Art der landwirtschaftlichen Produktion	Die Umweltrelevanz hängt von einer Reihe von Einflussfaktoren ab z.B. Einsatz von Dünger und Pestiziden, Freiland oder Treibhaus, Anbaugebiet. Über ein auf dem Produkt vorhandenes Label gibt es Informationen dazu, ob beim Anbau ganz oder teilweise auf Pestizide und Kunstdünger verzichtet wurde. Es kann eingeschätzt werden, ob es sich um Freilandgemüse (Saisongerecht) oder Treibhausgemüse mit höheren verursachten Umweltbelastungen (ausserhalb der Saison) handelt. Die konkret verursachte Umweltbelastung kann sich zwischen verschieden Betrieben beträchtlich unterscheiden. Nicht vorhanden sind Informationen dazu, wie der Anbau auf dem landwirtschaftlichen Betrieb durchgeführt wird und welche Arten und Mengen von Dünger und Pestiziden verwendet werden.
Herkunft (Land)	Transporte verursachen Umweltschäden in Abhängigkeit von der Entfernung und der Art des genutzten Verkehrsmittels. Je weiter das Herkunftsland entfernt ist, desto grösser sind in der Regel die durch den Transport verursachten Umweltschäden. Je empfindlicher das zu transportierende Gut ist (z.B. leicht verderblich), desto höher sind die Anforderungen hinsichtlich Handhabung und Geschwindigkeit. Dies hat in der Regel höhere Umweltbelastungen zu Folge (z.B. Transport mit dem Flugzeug). Auch der Transport vom Einkaufsort zum Haushalt kann bei der Fahrt mit dem eigenen Auto relativ hohe Umweltfolgen verursachen. Teilweise wird die Herkunft nur ungenau deklariert. Nicht bekannt ist welche Transportmittel genutzt wurden. Unterschiedliche Transportmöglichkeiten können sich hinsichtlich der Umweltbelastung erheblich unterscheiden. Ausserdem ist bei mehrfach verarbeiteten Produkten nicht bekannt, welche vorgelagerten Transporte notwendig sind. Feinverteilungstransporte verursachen im Lebenszyklus relativ hohe Umweltbelastungen, wenn diese wenig effektiv (z.B. mit schlechter Auslastungen) durchgeführt werden. Dies ist für die KonsumentInnen nicht zu erkennen, da die Waren trotzdem aus einer nahe gelegenen Region kommen können. Die in der Landwirtschaft verursachten Umweltbelastungen können sich auch auf Grund der Anbaubedingungen in verschiedenen Regionen (Klima, Bodenqualität, etc.) unterscheiden. Die Vor- und Nachteile verschiedener Regionen dürften dabei kaum bekannt sein. Das regionale Produkt ist nicht immer das ökologischste.

Verfügbare Information	Relevanz für die verursachte ökologische Belastung und verfügbare und fehlende Informationen zur Einschätzung der Relevanz
Art der Vorverarbeitung	Die Umweltrelevanz hängt von der Vorverarbeitung und von den durch die Konservierung im weiteren Lebenslauf bedingten zusätzlichen Aufwendungen ab. In der Regel steigt die dem Produkt zuzuordnende Umweltbelastung mit dem Grad der Vorverarbeitung. Lebensmittel, die bei einer bestimmten Temperatur transportiert und gelagert werden müssen, verursachen in der Regel höhere Umweltbelastungen (Energieverbrauch für die Temperaturführung und evtl. höhere Transportaufwendungen auf Grund logistischer Restriktionen also eher LKW und Flugzeug statt Bahn und Schiff). Schwierig einzuschätzen ist ein Trade-off zwischen höherem Vorverarbeitungsgrad und geringeren Aufwendungen bei der Zubereitung im Haushalt.
Art der Verpackung und Abschätzung des Verpackungsgewichts	Die Umweltrelevanz hängt von der Art und Menge der Verpackung und den bestehenden bzw. genutzten Möglichkeiten zum Recycling ab. Die Ergebnisse vergleichender Untersuchungen von Verpackungsmaterialen wurden schon des Öfteren in der Öffentlichkeit diskutiert und können als Anhaltskriterium dienen. Verbundmaterialien sind in der Regel schwieriger zu verwerten. Teilweise ist es schwierig, die konkret günstigste Verpackung zu bestimmen, da es nur wenig verallgemeinerbare Regeln gibt. So hängt der Vergleich nicht nur vom Material, sondern auch vom jeweiligen Verpackungsgewicht ab. Diese Abwägung kann im Einzelfall kaum durch die KonsumentIn durchgeführt werden.
Art der Lagerung, Zubereitung, etc., im Haushalt	Die nötigen Aufwendungen im Haushalt können die Ökobilanz u.U. entscheidend beeinflussen (z.B. lange Kühlung, Kochen, Abwaschen der Küchengeräte).[56] Die Umweltfolgen z.B. Energie- und Wasserverbrauch, Abfallaufkommen sind in der Regel für KonsumentInnen offensichtlich. Schwierig vorzunehmen ist ein Vergleich verschiedener Handlungen. Was ist z.B. besser?: Der Kauf eines Fertigproduktes mit geringen Aufwendungen für die Zubereitung im Haushalt oder die Zubereitung frischer Nahrungsmittel im Haushalt. Die Relevanz der einzelnen Umweltauswirkungen ist in der Regel schwer zu erkennen. Vermutlich besteht die Tendenz direkt sichtbare Auswirkungen (voller Kehrichtkübel) höher zu bewerten als nicht direkt mit der Handlung verknüpfte Auswirkungen (z.B. hohe Stromrechnung auf Grund einer Tiefkühltruhe).

4.3.3.2. Kennzeichnung von Produkten und Einstufung von Ökolabels

Die Art der landwirtschaftlichen Produktion und Transporte haben einen erheblichen Einfluss auf die verursachten Umweltbelastungen. Einen Hinweis auf die Art der Produktion können Ökolabels liefern. Angaben zur Herkunft können Hinweise auf die notwendigen Transporte geben.

In der Tagebuchstudie wurden Labels erfragt, mit denen die Produkte hinsichtlich der Produktionsweise gekennzeichnet wurden. Diese Abfrage soll dazu dienen, die Produkte hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion in die Produktionsarten biologisch und konventionell bzw. IP (Integrierte Produktion) zu unterteilen. Zur Zeit stammen über 90% des in der Schweiz produzierten Gemüses aus IP-Anbau, der Rest wird biologisch angebaut (VSGP *et al.* 1999). Konventioneller Anbau spielt in der Schweiz kaum noch eine Rolle. Importierte Produkte stammen allerdings oftmals aus konventioneller Produktion (Faist *et al.* 1999a). Etwa 12% der konsumierten Fleischprodukte stammen aus Bio- oder IP-Produktion (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1999).

In Tab. 4-6 werden verschiedene in der Schweiz gebräuchliche Labels aufgelistet und hinsichtlich der bewerteten Produktgruppen und der zugrunde liegenden Produkti-

[56] Auf Grund des zusätzlichen Aufwandes war es nicht möglich das Verhalten nach dem Einkauf in der Tagebuchstudie zu erfassen.

onsweise eingestuft (KF Konsumentinnenforum Schweiz 1997, Stucki 1995). Für die Tagebuchstudie wurde zur Vereinfachung nur der Einkauf von Produkten mit den aufgelisteten Biolabels abgefragt und für sonstige Produkte IP-Produktion angenommen.

Baumgartner (1997) hat die Deklaration von Gemüseprodukten unter die Lupe genommen. In verschiedenen Geschäften wurde untersucht, inwieweit Herkunft, Anbaumethode, Gewicht und Preis auf den Produkten deklariert wurden. Zur Deklaration von Gewächs- und Hors-sol-Produktion gibt es seit 1996 eine freiwillige Vereinbarung zwischen der Schweizerischen Gemüse-Union und dem Konsumentinnenforum Schweiz, die in der Regel beachtet wurde. Oft fehlte allerdings die exakte Angabe des Herkunftslandes. Angegeben wurde dann lediglich "Ausland". Auch das Personal der Verkaufsstellen konnte Fragen zu den Produkten nicht immer klären.

Tab. 4-6 Einstufung von Ökolabels für die Tagebuchstudie als Hinweis für IP- oder Bioproduktion.

Name des Labels	IP-Produkt	Bioprodukt	Vergeben für Gemüse (g) / Fleisch (f)
Agri Natura	x		g/f
Bärner Bio Bure		x	
Bell-Natura	x		f
Bio Domaine		x	
Bio (-Suisse)[57] Bio-Suisse Umstellung[58]		x	g
MIGROS-Sano	x		g/f
Biofarm		x	
bioterra		x	g
Biotta		x	g
COOPNATURAplan		x[59]	g/f
Demeter		x	g
fidelio		x	f
freiland/KAG		x	f
IP-PI	x		g
IP-Suisse	x		f
Natura-Beef	x		f
progana		x	

[57] Die Knospe dient als Erkennungszeichen. Das Biolabel der MIGROS heisst MIGROS-Bio oder M-Bio.

[58] *"Die Umstellungszeit dauert mindestens zwei volle Kalenderjahre. Zu Beginn der Umstellung verpflichtet sich der Betriebsleiter schriftlich zur Einhaltung der VSBLO-Richtlinien. Die volle Anerkennung als KNOSPEN-Betrieb erfolgt ab dem dritten Jahr nach Umstellungsbeginn, für tierische Erzeugnisse mit Beginn der Sommerfütterung"* (Vereinigung schweizerischer biologischer Landbau-Organisationen (VSBLO/BIO SUISSE) 1997:4.1.4).

[59] Alle pflanzlichen Produkte unter COOP NATURAplan sind mit der Bio-Knospe ausgezeichnet. Fleisch und Eier sind nach separaten Richtlinien produziert, wobei der gemeinsame Nenner die kontrollierte Freilandhaltung gemäss EVD-Verordnung über Direktzahlungen ist. Neu wird in speziellen Metzgereien auch Biofrischfleisch angeboten. Abgesehen von Fleisch und Eier darf IP nicht mehr unter COOP NATURAplan verkauft werden (Persönliche Mitteilung, Kathrin Rapp, COOP, 12.1.98).

Zum Zeitpunkt der Planung der Abfrage für die Tagebuchstudie war nicht bekannt, dass der Anbau im Gewächshaus bzw. Hors-sol von einigen Verkaufsstellen deklariert wird. Dieses Merkmal wurde deshalb nicht in die Abfrage aufgenommen, obwohl es ein wichtiges Kriterium zur ökologischen Beurteilung darstellt. Für die Planung der Tagebuchstudie wurde davon ausgegangen, dass die Frage nach der Saisonabhängigkeit und damit der eventuelle Verzicht auf Gewächshausprodukte von den KonsumentInnen nur durch Wissen zu Produktionssaison für verschiedene Gemüsekategorien beantwortet werden kann.

4.3.3.3. Abfragekriterien der Tagebuchstudie

Bei der Gestaltung des Tagebuchs mussten verschiedene Anforderungen berücksichtigt werden. Einige der Kriterien aus Sicht der Ökobilanzierung wurden in diesem Bericht bereits detailliert erläutert. Es spielten aber genauso Überlegungen der anderen beteiligten Teilprojekte eine Rolle. Dies waren z.B. Begrenzung des Tagebuchumfangs, Verknüpfungsmöglichkeiten mit den Erhebungen aus dem Fragebogen oder die Minimierung von Veränderungen des abgefragten Verhaltens, die durch das Tagebuch selbst induziert werden könnten.

Für die Abfrage war es notwendig, verschiedene Gemüse- und Fleischprodukte zu Kategorien zusammenzufassen, damit der Umfang der Tagebuchstudie nicht zu gross wird. Durch die Auswertung verschiedener Statistiken (z.B. (Lüthi & Walthert 1997) bzw. Bundesamt für Statistik 1994) in denen Fleisch oder Gemüseprodukte unterschieden werden, wurde zunächst eine Maximalliste der möglichen Varianten aufgestellt, die dann weiter eingegrenzt wurde

Ein Kriterium war die Möglichkeit nachträglich zwischen Gewächshaus und Freilandgemüse unterscheiden zu können. Wie Abb. 4-4 zeigt, gibt es im November, dem Erhebungsmonat, einige Gemüsesorten, die hauptsächlich importiert werden und andere, die eher aus der Schweiz stammen. Diese Grafik zeigt eine Addition der Lieferung an die Grossisten (aus der CH) und dem Import. Nicht berücksichtigt wird der tatsächliche Verkaufszeitpunkt, der für konserviertes Gemüse deutlich später sein kann als der Zeitpunkt der Erfassung in der Statistik.

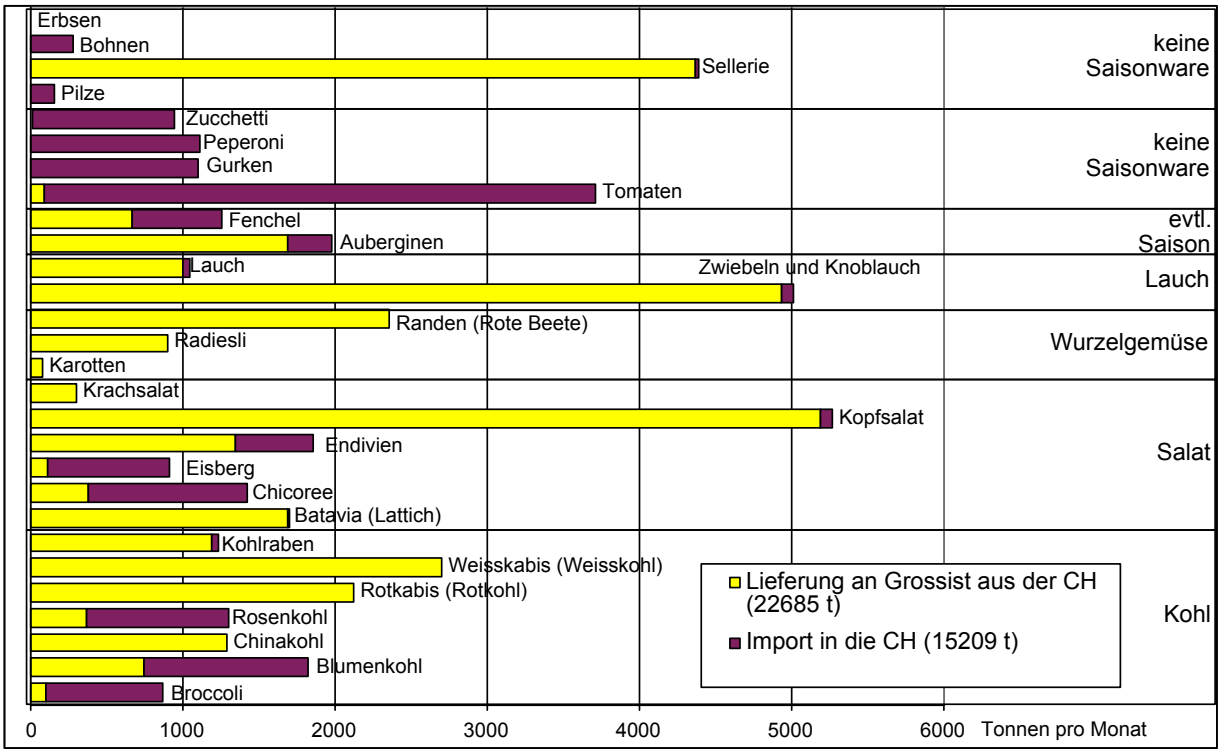


Abb. 4-4 Import und Produktion von Gemüse im November 1995 (Information der SZG).

Die Saisonabhängigkeit des Angebots verschiedener Gemüsesorten wird in Tab. 4-7 dargestellt. In der Tagebuchstudie werden die verschiedenen Gemüsesorten zusammengefasst in den fettgedruckten Unterkategorien erhoben. Die Aufteilung der Produktkategorien erfolgte dabei teilweise nach allgemein bekannten Oberbegriffen (Kohlgemüse, Salat) bei anderen Kategorien erfolgte die Unterscheidung danach ob die Produkte zum Zeitpunkt der Erhebung als Saisongemüse erhältlich waren oder nicht. Für Auberginen, Gurken, Peperoni, Tomaten, Zucchetti, Fenchel, Bohnen, Kefen und Erbsen wird angenommen, dass sie aus dem Treibhaus stammen bzw. importiert werden.

Tab. 4-7 Unterscheidung von Gemüsekategorien in der Tagebuchstudie und Hauptsaison der unterschiedlichen Produkte in der Schweiz (n.n. 1997c).

Gemüsekategorie und zugehörige Produkte	Okt	Nov	Dez
Kohlgemüse		**h**	**h**
Broccoli	h	h	±
Blumenkohl	h	h	±
Chinakohl	h	h	h
Rosenkohl	h	h	h
Rotkabis (Rotkohl)	h	h/l	h
Weisskabis (Weisskohl)	h	v	l
Kohlraben	h	h	h
Salat		**h**	**h/±**
Batavia (Lattich, Salat)			±
Chicorée (Cicorino rot, Zuckerhut)	h	h	h
Eisberg	h	h	±
Endivien	h	h	h
Kopfsalat	h	h	h
Krachsalat			±

Gemüsekategorie und zugehörige Produkte	Okt	Nov	Dez
Wurzelgemüse		**h**	**h**
Karotten	h	±	l
Radiesli	h	h	±
Randen (Rote Beete)	h	h	±
Lauchgemüse		**h**	**h**
Lauch	h	h	h
Zwiebeln und Knoblauch	l	l	l
Auberginen, etc.		**±**	**±**
Auberginen	h	±	±
Fenchel	h	h	H
Gurken, etc.		**±**	**±**
Gurken (Comichons -kleine Gurken, Einmachgurken)	h	±	±
Peperoni (Paprika)	h	±	±
Tomaten	h	±	±
Zucchetti	h	±	±
Sonstiges Gemuese		**±**	**±**
Bohnen, Kefen	h	±	±
Erbsen	±	±	±
Pilze			±
Sellerie			l
Fertiggerichte die Gemüse enthalten (Nur wenn diese nicht bei der Erhebung von Fleischprodukten auftauchen) (Mittelwert Freiland)		**h**	**h**

h - Hauptsaison
v - Vorsaison
l - Lagersaison
± - nicht als Saisongemüse erhältlich

Tab. 4-8 zeigt die abgefragten Ausprägungen für verschiedene Merkmale zur Erhebung der Gemüse- und Fleischeinkäufe in der Tagebuchstudie. Eine Ausprägung beschreibt eine Möglichkeit für das Aussehen eines Produktmerkmals. So ist z.B. „Karton“ eine mögliche Ausprägung für das Merkmal Verpackung. In Tab. 4-8 wird ausserdem aufgezeigt, wieviel Variablen für die verschiedenen Abfragekriterien unterschieden werden.

Fleisch wird nur hinsichtlich der Tierart und nicht hinsichtlich der Sorte (Filet, Schulter, etc.) unterschieden. Bei der Ökobilanz der Fleischproduktion müssen die Umweltfolgen auf die verschiedenen Produkte (Filet, Knochen, etc.) aufgeteilt werden. Es ist kaum möglich ein Allokationskriterium auf Grund ursächlicher Zusammenhänge zu bestimmen. Der Preis kann im Fall Fleisch als ein sinnvolles Allokationskriterium genutzt werden und wurde deshalb erhoben. Tab. 4-8 zeigt auch, welche Arten von Gemüse- und Fleischkategorien in der Tagebuchstudie unterschieden werden.

Tab. 4-8 Abgefragte Ausprägungen für die Produktmerkmale von Gemüse- und Fleischeinkäufen und Anzahl der Varianten für die Bilanzierung.

Merkmal	Ausprägung Gemüse	Anzahl	Ausprägung Fleisch	Anzahl
Menge	kg	1	kg	1
Ausgaben	CHF	1	CHF	1
Produkt-kategorie	Kohlgemüse Salat Wurzelgemüse Lauchgemüse Auberginen, Fenchel Gurken, Peperoni, Tomaten, Zucchetti Sonstiges Gemüse: Bohnen, Artischocken, Spargel, Spinat, Erbsen.	7	Rindfleisch Kalbfleisch Schweinefleisch Geflügel Gemischte Fleisch Fische und Meeresfrüchte Anderes Frischfleisch (Lamm, Pferd, Wild) Fertiggerichte mit Fisch- oder Fleisch	8
Anbau/ Zucht	Biologisch Nicht-biologisch	2	Biologisch Nicht-biologisch	2
Herkunft	Region Bern CH Europa Ausserhalb Europa	4	Region Bern CH Europa Ausserhalb Europa	4
Verpackung	Keine / eigene Papier Plastikfolie, Plastikbeutel Plastikdose Karton Glas Metall (Aluminiumfolie, Konservendosen, etc.)	7	Papier Plastikfolie (z.B. von der Frischtheke) Plastik-Vakumverpackung (vorverpackt) Plastikdose Styropor Karton Glas Metall (Tuben, etc.)	8
Konservierung	Ungekühlt Gekühlt Tiefgekühlt Erhitzt Anders konserviert	5	Gekühlt (frisches Fleisch, Fisch) Tiefgekühlt Konserviert, geräuchert (z.B. Schinken), getrocknet, gepökelt Anders konserviert, weiss nicht	4
Gesamtzahl der Varianten		1960		2048

Ein Beispiel für die Abfrage einer Gemüsekategorie in der Tagebuchstudie wird in Tab. 4-9 gezeigt.

Tab. 4-9 Beispiel für die Abfrage des Einkaufs einer Gemüsekategorie in der Tagebuchstudie.

	Wurzelgemüse *(Karotten, Sellerie, Randen, Radiesli, Schwarzwurzeln etc.)*		Produkt 1	Produkt 2
1.	Wochentag	(MO, DI, MI, DO, FR, SA)	✎	✎ .....
2.	Anzahl der gekauften Einheiten desselben Produktes		✎	✎ .....
3.	Menge	(in Gramm (gr))	✎	✎ .....
4.	Ausgaben	(in Franken / Rappen)	✎	✎ .....
5.	Herkunft:	Region Bern	❑	❑
		Schweiz	❑	❑
		Europa	❑	❑
		ausserhalb Europa	❑	❑
		weiss nicht	❑	❑
6.	Verpackung: *(Mehrfachnennungen möglich)*	keine / eigene	❑	❑
		Papier	❑	❑
		Karton	❑	❑
		Plastikfolie, Plastikbeutel	❑	❑
		Plastikdose	❑	❑
		Glas	❑	❑
		Metall (Aluminiumfolie, Konservendosen, etc.)	❑	❑
7.	Konservierung:	ungekühlt	❑	❑
		gekühlt	❑	❑
		tiefgekühlt	❑	❑
		erhitzt (Gemüse in Dosen, Gläsern, etc.)	❑	❑
		anders konserviert / weiss nicht	❑	❑
8.	Haben Sie das Produkt im Bioladen, Reformhaus oder beim Biobauer eingekauft?		❑ ja ❑ nein	❑ ja ❑ nein
9.	War das Produkt im Laden oder auf der Verpackung mit einem der folgenden Kennzeichen für biologische Produktion markiert? *(Zutreffendes bitte ankreuzen)*	Knospe oder Coop Natura Plan	❑	❑
		Migros Bio Production	❑	❑
		Progana oder Bio Domaine	❑	❑
		Biofarm oder Bioterra	❑	❑
		Biotta oder Demeter	❑	❑
10.	Kaufen Sie dieses konkrete Produkt (gleiche Marke, Herkunft, Verpackung, gleiche Konservierungs- und Produktionsart) jede Woche mindestens einmal ein?		❑ ja ❑ nein	❑ ja ❑ nein
11.	War das Produkt im Preis herabgesetzt (Aktion / Sonderangebot)?		❑ ja ❑ nein ❑ weiss nicht	❑ ja ❑ nein ❑ weiss nicht
12.	Wurden Sie durch eine Reklame oder eine besondere Präsentation im Laden auf das Produkt aufmerksam?		❑ ja ❑ nein	❑ ja ❑ nein
13.	Haben Sie dieses konkrete Produkt - ohne gross zu überlegen - einfach gewählt, weil es Sie besonders "gluschtet" hat?		❑ ja ❑ nein	❑ ja ❑ nein
14.	Wofür ist das eingekaufte Gemüse bestimmt?	**(A)** auf Vorrat eingekauft	❑ (A)	❑ (A)
		(B) Zutat für ein geplantes Alltagsgericht (bestimmtes Menu oder einfach ein zeitlich festgelegtes Essen)	❑ (B)	❑ (B)
		(C) für einen speziellen (feierlichen) Anlass nur mit den Mitgliedern des Haushaltes	❑ (C)	❑ (C)
		(D) für eine Einladung von Gästen zu Ihnen nach Hause	❑ (D)	❑ (D)
		(E) als Mitbringsel zu einem Besuch	❑ (E)	❑ (E)
		(F) anderes: ✎	❑ (F)	❑ (F)

In der Planungsphase der Untersuchung wurde angenommen, dass Produkte aus einer Produktgruppe auch hinsichtlich der verursachten Umweltbelastungen ähnlich sind. Die Festlegung der Produktgruppen erfolgte in einem relativ frühen Stadium der

Planung. Leider haben sich deshalb einige der getroffenen Zuordnungen im Nachhinein als falsch herausgestellt, wie die Diskussion in Kapitel 6.1.4.1 zeigt.[60]

4.3.4. Entwicklung einer modularen Ökobilanz für die ökologische Beurteilung

Zur Auswertung der in der Tagebuchstudie erhobenen Daten muss für alle möglichen Kombinationen von Produktionsmethode, Herkunft, Verpackung und Konservierungsart eine möglichst vollständige Bilanz der Umweltauswirkungen erstellt werden. Eine Erhebung der benötigten Informationen in Form von einzelnen Energie- bzw. Ökobilanzen für alle möglichen Kombinationen von Produktmerkmalen, kann auf Grund des hohen Arbeitsaufwandes nicht durchgeführt werden. Zur Vorbereitung der Untersuchung werden deshalb vereinfachte Herangehensweisen diskutiert. Dann wird eine Untersuchungsmethode für das weitere Vorgehen entwickelt.

Die Hybrid-Analyse wurde in Kapitel 2.3.1.1 beschrieben. Diese Methode wurde zur vereinfachten Bilanzierung einer Reihe von Konsumgütern entwickelt. Zur Anwendung der Hybrid-Analyse in den Niederlanden wurde das *Energie-Analyse-Programma* (EAP) entwickelt. Dieses Programm ist hinsichtlich Sprache und Eingabemasken (z.B. Währung) auf Niederländische Verhältnisse zugeschnitten und lässt sich in der gegenwärtigen Version für die Situation in der Schweiz nicht anwenden (Wilting *et al.* 1995).[61]

Von Zaccheddu (1997) wurden die Grunddaten zur Anwendung der Hybrid-Analyse in der Schweiz gesammelt. Diese Daten wurden in EXCEL-Berechnungsblättern implementiert. Für einige Nahrungsmittel wurde eine Hybrid-Analyse zur Bilanzierung des Energieverbrauchs durchgeführt und ausgewertet. Die Berechnung in einem EXCEL-Programm hat sich nicht bewährt. Die Berechnung dauert bei einer weiteren Vergrösserung der Anzahl der zu betrachtenden Prozesse zu lange. Bisher sind die Voraussetzungen zum Einbezug weiterer Umweltindikatoren nicht geschaffen worden. Wenn dieses Vorgehen weiter verfolgt werden soll, sind zunächst Korrekturen an den erstellten Berechnungsblättern notwendig.

Denkbar ist auch eine Verwendung der Hybrid-Methode innerhalb der Datenbank ECOINVENT, um auf diese Weise auf detaillierte Angaben aus Ökobilanzen zurückzugreifen. ECOVINENT (ECOlogical INVENTory) ist eine relationale Datenbank in der die Eingabe der Verknüpfungen für eine Prozess entsprechend der in Tab. 4-10 dargestellten Weise vorgenommen wird. Das Ökobilanz Inventar in Spalte drei wird folgendermassen gelesen. Für die Herstellung von 1 kg Produkt aus Prozess 1 werden 0.2 TJ aus Prozess 2 benötigt. Dies ist mit 0.5 kg der Auswirkung 1 (z.B. Emission eines Luftschadstoffes) verbunden. Die Ausgabe der Ergebnisse ist ähnlich strukturiert. Sie

[60] Sellerie stammt wahrscheinlich aus Lagerbeständen auch wenn es kein Saisongemüse ist. Auberginen aus der Schweiz wurden als Gewächshausgemüse eingestuft. Auch diese sind evtl. aus dem Freiland erhältlich.

[61] Von der Niederländischen Forschungsgruppe wurde zur Zeit (1997) an einer internationalen (Windows) Version des EAP gearbeitet. Da ein internationales Projekt, in dem diese Version verwendet werden sollte, nicht genehmigt wurde, war nicht damit zu rechnen, dass dieses Programm in Kürze fertiggestellt wird.

enthält für alle Prozesse die kumulierten Werte. Die Datenbank wurde für die "Ökoinventare von Energiesystemen" entwickelt und enthält einen umfangreichen Basisdatensatz zur Energiebereitstellung, Transporten und Baumaterialien (Frischknecht *et al.* 1996).

Tab. 4-10 Aufbau eines Ökobilanz Inventars in ECOINVENT.

		Prozess 1	**Prozess 2**
	Einheit	kg	TJ
Prozess 1	kg	0	0.1
Prozess 2	TJ	0.2	0.01
Auswirkung 1	kg	0.5	2

Die Verwendung der Datenbank ECOINVENT für die Anwendung der Hybrid-Methode erscheint grundsätzlich möglich. Vorteil dieses Vorgehens ist die Möglichkeit, relativ einfach auf Ökobilanzdaten zurück zu greifen. Allerdings gibt es Probleme, wenn bei der Verknüpfung von PKA- und IOA-Daten Doppelzählungen vermieden werden sollen. Wenn die Umweltfolgen z.B. auf Grund der Materialherstellung in die PKA eingeflossen sind, muss die monetäre Verknüpfung des nachfragenden und des Material liefernden Sektors entsprechend verringert werden.

Die letzte Input-Output-Tabelle der Schweiz (1990) ist schon etwas veraltet (Antille *et al.* 1995). Zur Anwendung der Input-Output-Energie-Analyse wären eine Reihe weiterer Vorarbeiten notwendig. Die Analyse der für die Schweiz vorhanden Input-Output-Tabellen und der Erweiterungen zu einer Input-Output-Energie-Analyse hat gezeigt, dass der Einbezug weiterer Umweltindikatoren schwierig ist. Für die Betrachtung der an der Produktion von Nahrungsmitteln massgeblich beteiligten Sektoren Landwirtschaft, Chemie und Nahrungsmittel gibt es keine umfassenden Datengrundlage für eine Erweiterung der IOA, die die Umweltbelastungen aus den verschiedenen Sektoren in geeigneter Weise zusammenfasst.

Für die Anwendung der Hybrid-Methode im Rahmen der Tagebuchstudie stellt sich das Problem, dass die Anzahl der unterschiedenen Produktvarianten sehr hoch ist (vgl. hierzu Tab. 4-8) und eine Einzelbilanzierung für alle Produktvarianten nicht geleistet werden kann. Die Hybrid-Methode ist darauf ausgerichtet, ein Produkt von der Wiege bis zu einem Schritt X im Lebenslauf zu bilanzieren, für den dann auch Angaben zum Preis vorhanden sind.

Auf Grund der geschilderten Schwierigkeiten wurde die Untersuchung nicht mit einer Hybrid-Analyse durchgeführt. Für die Auswertung im Rahmen der Tagebuchstudie wurde eine vereinfachte Ökobilanzmethodik entwickelt. Die sogenannte **modulare Ökobilanz** wird im Folgenden vorgestellt. Tab. 4-11 zeigt ein erstes Konzept hierzu. Mit dieser Methode werden Bilanzen für die einzelnen Module[62] des Lebenszyklus er-

[62] Als Modul wird im folgenden ein Ausschnitt aus dem Lebenszyklus eines Produktes bezeichnet. Dieser Ausschnitt fasst funktionell ähnliche oder zusammenhängende Abschnitte des Lebenszyklus zusammen. Im Modul „Transport" werden z.B. alle Transportvorgänge zusammengefasst, auch wenn diese nicht direkt miteinander verknüpft sind. Im Modul „Verpackung" werden alle Abschnitte des Lebenszyklus bilanziert, die mit der Verpackungsherstel-

stellt. Diese Module bauen auf den im Tagebuch erhobenen Angaben auf (vgl. hierzu Tab. 4-9). Die Anzahl der zu erstellenden Bilanzen ist dadurch weitaus geringer.

Die modulare Ökobilanz ist eine Fortentwicklung von Szenarienrechnungen in Ökobilanzen. Dabei wurden einzelne Einflussfaktoren des Inventars (z.B. Art der Stromproduktion) gezielt verändert um den Einfluss auf das Gesamtergebnis zu sehen. Mit dem Einbau dieser Szenarien in verschiedene Module, die getrennt berechnet werden, wurde ein weiterer Schritt in der Ökobilanzentwicklung getan.[63] Hier wird nun diese Vorgehensweise dahingehend erweitert, dass eine ganze Reihe von verschiedenen Produkten betrachtet werden.

Tab. 4-11 Aufbau einer modularen Ökobilanz am Beispiel Gemüse.

Modul:	Produkt	Herkunft	Verpackung	Konservierung	Konsum
Prozessschritte und Systemgrenzen	Landwirtschaftlicher Anbau einschliesslich aller Vorprodukte bis zum Hoftor.	Alle Transportschritte zwischen verschiedenen Prozessschritten von der Herkunftsregion bis zur Verkaufsstelle.	Herstellung Verpackungsmaterial bis zur Auslieferung an den Verarbeiter + Entsorgung der Verpackung.	Alle Prozessschritte bei Lebensmittelverarbeitung & Handel vom Hoftor bis zur Weitergabe an die KonsumentInnen ohne Transporte. Entsorgung von Grünabfällen.	Verlassen des Verkaufsorts Heimtransport, Kühlung, Zubereitung, bis Entsorgung ohne Entsorgung der Verpackungen.
Erhobene Angaben (vgl. Nummern in Tab. 4-9 und Tab. 4-8)	Produktkategorie, Kennzeichnung mit einem Label (9), Preis (4) und Gewicht (3).	Herkunftsregion (5).	Materialart der Verpackung (6).	Techn. Prozess der Konservierung (7).	Keine: Abschätzung an Hand der Konservierungsart.
Funktionelle Einheit	Kg Produkt hergestellt in der Landwirtschaft.	Kg Produkt transportiert vom Bauernhof bis in die Region Bern.	Verpackung (Material) pro gekaufter Einheit.[64]	Verarbeitung, Konservierung und Handel für 1 kg verarbeitetes Produkt.	Kg Produkt zubereitet und konsumiert.
Berechnung des Inventars	PKA für den Anbau unterschiedlicher Gemüseprodukte und Zusammenfassung zu Kategorien.	PKA für Transportsysteme mit durchschnittlichen Transportentfernungen.	PKA (Herstellung und Entsorgung) plus Erhebung des Verpackungsgewichts für die Produkte.	PKA für unterschiedliche Konservierungsarten.	PKA für die verschiedenen Handlungen.
Anzahl der zu erstellenden Bilanzen	Zwei Bilanzen (IP und Bio) pro Gemüsekategorie.	Transportmix + Entfernung (km) für vier Regionen.	Eine pro unterschiedenem Verpackungsmaterial.	Durchschnittliche Bilanz verschiedener Konservierungsarten.	Eine pro unterschiedener Konservierungsart.

lung und -entsorgung verknüpft sind. Die Bezeichnung Modul ist hier nicht deckungsgleich mit der Bedeutung in der deutschen Übersetzung für die Normung von Ökobilanzen. Hier wird der einzelne, im Lebensweg untersuchte Prozess, als Modul bezeichnet (International Organization for Standardization (ISO) 1998).

[63] Bernhard & Moos (1998) haben verschiedene Varianten eines Käseproduktes ökobilanziert und hierfür auch sogenannte Module unterschieden.

[64] Das wirkliche Verpackungsgewicht kann nicht erfragt werden, deshalb ist eine Abschätzung notwendig. Das Verpackungsgewicht ist weder zum Produktgewicht noch zu den gekauften Einheiten direkt proportional.

Die Systemgrenzen der Module für die Sachbilanz des Gemüseeinkaufs sind Abb. 4-5 zu entnehmen. Im Modul *Gemüseprodukt* wird zunächst das eigentliche Produkt bilanziert. Hierzu gehört die Herstellung in der Landwirtschaft bis zum Verkauf des Produktes an den Grosshandel. In Modul *Herkunft* wird eine Bilanzierung für verschiedene Transportdistanzen vorgenommen, ausgehend von den Angaben zur Herkunftsregion des Produktes. In Modul *Verpackung* wird die Verpackung und deren Entsorgung bilanziert. In Modul *Konservierung* erfolgt eine Abschätzung der Aufwendungen in der Lebensmittelindustrie und im Handel differenziert nach der Verarbeitungsstufe und der vorgenommenen Konservierungsart. Der *Konsum* ist dem Einkauf nachgelagert. Während des Konsums sind bestimmte Umweltbelastungen bereits auf Grund des Einkaufsverhalten vorbestimmt.

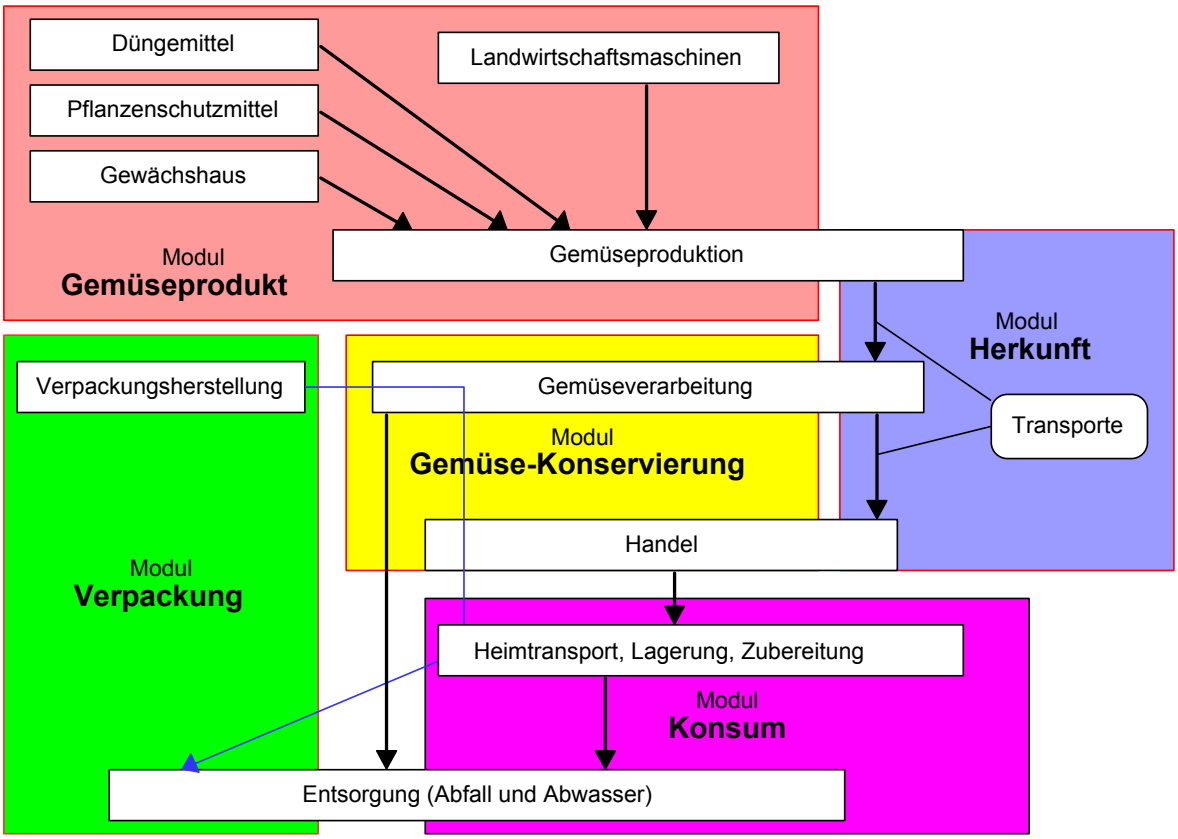


Abb. 4-5 Abgrenzung der Module im Lebensweg der Gemüseprodukte.

Die Abgrenzung der Module für die Sachbilanzen über den Lebensweg von Fleischprodukten sind Abb. 4-6 zu entnehmen. Unterschieden werden auch hier die fünf Module Fleischprodukt (Bio oder IP), Konservierung, Verpackung, Herkunft und Konsum.

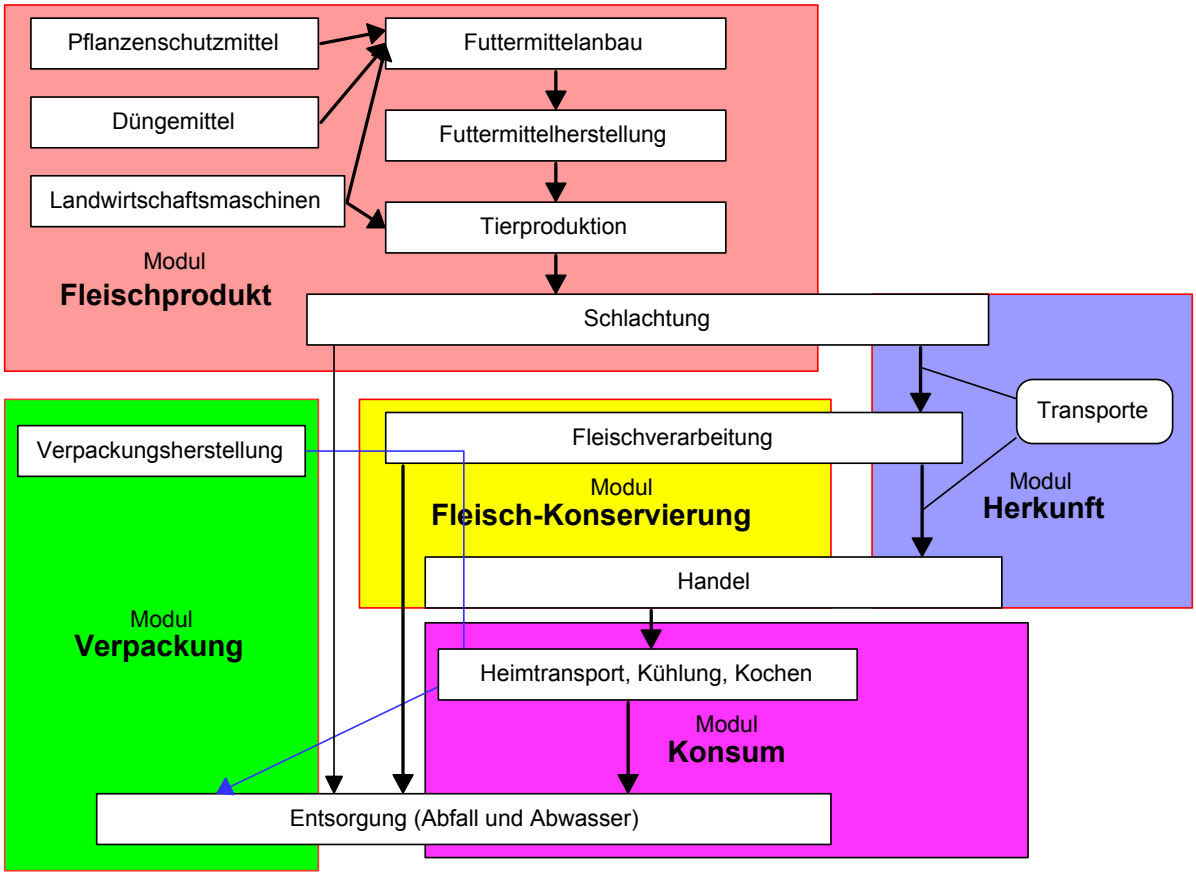


Abb. 4-6 Abgrenzung der Module im Lebensweg der Fleischprodukte.

Ein **modulare Ökobilanz** zur ökologischen Beurteilung der in der Tagebuchstudie protokollierten Einkäufe erscheint sinnvoll und möglich. Besonderes Augenmerk ist auf die klare Definition der verschiedenen Systemgrenzen zu legen. Beachtet werden muss auch die Kopplung der Prozesse aus verschiedenen Modulen. Hierunter wird verstanden, dass bestimmte Produkteigenschaften (z.B. Tiefkühlprodukt) einen Einfluss auf unterschiedliche Module haben. Wie im nachfolgenden Inventar beschrieben wird, fliessen Ideen der Hybrid-Analyse in das Inventar der landwirtschaftlichen Produktion ein (siehe Kapitel 5.1.1). Auf Grund der umfangreichen Basisdaten, die in Datenbank ECOINVENT zur Verfügung stehen, wird diese zur Berechnung des Inventars genutzt.

4.3.5. Auswertung der Ergebnisse

In diesem Kapitel werden einige Festlegungen für die Auswertung der Ergebnisse getroffen. Diese Festlegungen gehören mit zur Zieldefinition der modularen Ökobilanz. Zunächst werden Kenngrössen zur Beschreibung der Umweltbelastungen definiert. Dann wird eine funktionelle Einheit für die Bilanz festgelegt. Ausserdem werden Möglichkeiten zur Unterscheidung von KonsumentInnentypen diskutiert.

4.3.5.1. Auswahl von Methoden für die Wirkungsabschätzung und Auswertung

In der modularen Ökobilanz werden zunächst unterschiedliche Einzelschadstoffe inventarisiert. Für die Auswertungen der Tagebuchstudie müssen die verschiedenen Umweltbelastungen in

der Wirkungsabschätzung der modularen Ökobilanz zu einer geeigneten Kenngrösse zusammengefasst werden.

Mögliche Kenngrössen können z.B. Energieverbrauch, Beitrag zum Klimawandel oder Belastung ausgedrückt als Eco-indicator 95 Punkte sein. Die Bilanzierungsgrössen sollen möglichst die folgende Kriterien erfüllen:

- Gute Aussagekraft zu den im Lebenszyklus verursachten Umweltbelastungen.
- Leichte Handhabbarkeit in der Auswertung (möglichst Zusammenfassung zu einer Kenngrösse).
- Machbarkeit der Erfassung aller zu berücksichtigenden Umwelteinwirkungen in der zur Verfügung stehenden Zeit.

Die Zusammenfassung verschiedener Wirkungskategorien zu einem Indikator wird als Gewichtung bezeichnet. Das Inventar der Untersuchung wird auf eine Wirkungsabschätzung und Gewichtung mit dem Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) abgestimmt und berücksichtigt einige Erweiterungen der Methode, die in Kapitel 6.A.1 beschrieben werden. Umweltbelastungen, die mit dieser Methode nicht bewertet werden, werden auch nicht konsequent inventarisiert. Als Referenzmethoden werden Umweltbelastungspunkte (Brand *et al.* 1998) und der kumulierte Verbrauch von erneuerbaren und nicht-erneuerbaren energetischen Ressourcen herangezogen

An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass in der Normung für Ökobilanzen eine vollaggregierende Bewertung bzw. Gewichtung für veröffentlichte Ökobilanzen ausgeschlossen wird (International Organization for Standardization (ISO) 1998:ISO 14042:10). Begründet wird dies mit den subjektiven Festlegungen, die für eine solche Zusammenfassung notwendig sind. Auf Grund des Ziels dieser Arbeit, verschiedene Verhaltensweisen und Handlungshinweise ökologisch zu vergleichen, kann diese Vorgabe nicht erfüllt werden. Um den Anspruch der ISO-Normen gerecht zu werden, wird eine Diskussion zum Beitrag verschiedener Wirkungsklassen durchgeführt.

4.3.5.2. Funktionelle Einheit und Bezugsgrössen für die Auswertung

Für die Auswertung muss eine geeignete Bezugsgrösse, die sogenannte "Funktionelle Einheit" festgelegt werden. Im Folgenden wird die Festlegung hierzu diskutiert.

Eine Fragestellung des psychologischen Teilprojektes an die ökologische Bilanzierung ist eine Aussage darüber, ob der Einkauf eines Produktes in einer bestimmten Situation ”ökologisch” oder ”nicht ökologisch” ist. Diese Aussage kann nicht ohne weiteres aus den errechneten Ökobilanzdaten abgeleitet werden. Ein Vergleich der absoluten Werte verschiedener eingekaufter Produkte ist unzulässig, weil die Höhe der Umweltbelastung wesentlich von der eingekauften Menge abhängt. Diese unterscheidet sich, weil für eine unbekannte Anzahl von Personen und Mahlzeiten eingekauft wird.

Ferner muss unterschieden werden, für welche der in Tab. 4-3 genannten Ebenen der Vergleich und somit die Einstufung des Verhaltens erfolgen soll. Je nach gewählter Ebene können für einzelne Situationen völlig unterschiedliche Ergebnisse herauskommen. Wird z.B. nur die Ebene „Produktkategorie“ betrachtet, verhält sich eine Person, die Frischfleisch aus näheren Umgebung kauft, ”ökologisch” im Vergleich zum

Gesamtdurchschnitt. Wird jedoch die Ebene mehrerer Produktgruppen als Vergleichsmassstab gewählt, so gilt dieser Einkauf als ”nicht ökologisch”, da eine vegetarische Lebensweise insgesamt besser abschneidet.

Deshalb wurden verschiedene Vergleichsmöglichkeiten bzw. Standardisierungen der ökologischen Belastung für die Tagebuchstudie diskutiert. Diese Vergleichseinheiten entsprechen der ”funktionellen Einheit” im Sprachgebrauch der Ökobilanzierung.[65] Vergleichsmöglichkeiten bestehen hinsichtlich der verursachten Umweltbelastung:

- pro Haushalt,
- pro EinkäuferIn,
- pro Person im Haushalt,
- pro KonsumentInnentyp,
- pro Einkaufssituation,
- pro zur Verfügung stehenden Geldressourcen,
- pro ausgegebener Geldeinheit,
- pro Produktkategorie,
- pro Produktgruppe,
- für beide Produktgruppen,
- pro kg gekaufter Nahrungsmittel,
- pro kg konsumierbarer Nahrungsmittel (abzüglich der Verluste durch Abfälle), oder
- pro berechnetem Nährwert (z.B. Joule, BE - Broteinheiten, GE - Getreideeinheiten, Proteingehalt, etc.).

Die modulare Ökobilanz wird zunächst für die funktionelle Einheit: "**Ein Kilogramm eines Nahrungsmittel wie es im Laden gekauft wird**" für die genannten Produktmerkmale (Produktion, Herkunft, Verpackung, Verarbeitung und Konsum) berechnet. Eine Umrechnung von der Einheit Kilogram auf andere Vergleichseinheiten, z.B. Gehalt an Nahrungsenergie, ist hinterher problemlos möglich.

Auf Grund der in Abb. 4-7 gezeigten Systemgrenzen für die Untersuchung, war es nicht möglich die absolute Menge der gekauften Nahrungsmittel in die Auswertung mit einzubeziehen, da diese durch zu viele Einflussfaktoren, die nicht erhoben werden konnten, beeinflusst wurde und dadurch nicht mit der pro Person konsumierten Menge korreliert. In Abstimmung mit dem TP7 wurden für die Auswertung der ökologischen Folgen von Nahrungsmitteleinkäufen folgende Vorgehensweisen festgelegt (Arnold *et al.* 1999):

[65] Die geforderte Vergleichbarkeit der funktionellen Einheit wird hier sehr grosszügig ausgelegt. In der Realität kann nicht davon ausgegangen werden, dass KonsumentInnen bereit sind, ohne weiteres z.B. ein kg frischer Tomaten statt einem kg Spargel aus der Dose zu akzeptieren. Die Vermittlung der auf Grund der Auswertung geforderten Verhaltensumstellungen erfordert auch eine teilweise Veränderung der individuellen Präferenzen. Dies ist jedoch zumindest theoretisch denkbar, wenn der Zusatznutzen (auf Grund geringerer Umweltbelastungen) für das Entscheidungsverhalten relevant wird.

- Es wird untersucht ob der Einkauf eines Produktes (unabhängig von der Menge) ökologisch oder nicht ökologisch im Vergleich zum durchschnittlich eingekauften Produkt ist. Hierzu werden die Umweltbelastungen für alle protokollierten Merkmalsausprägungen mit dem Durchschnittsgewicht multipliziert und dann aufsummiert.
- Die verursachten Umweltbelastungen werden für verschiedene KonsumentInnentypen ausgewertet (vgl. Tab. 4-2). Hierbei soll der Frage nachgegangen werden, welche KonsumentInnentypen sich ökologisch oder weniger ökologisch verhalten. Hier findet ein Quervergleich zwischen den Produktgruppen Fleisch und Gemüse statt.

4.3.5.3. Auswertung in Bezug auf Lebensstile

Ein Ziel der Forschungsarbeit ist die Untersuchung der, durch verschiedene Lebensstile, verursachten Umweltbelastungen und hierauf aufbauend die Entwicklung von Interventionsstrategien. Der Begriff Lebensstile beruht nicht auf einer feststehenden Definition. Vielmehr wird er jeweils entsprechend unterschiedlicher Fragestellungen definiert und operationalisiert (vgl. hierzu Kapitel 3.1). Für diese Untersuchung sind verschiedene Vorgehensweisen zur Unterscheidung von Lebensstilen denkbar:

- Zunächst werden die Probanden an Hand der verursachten Umweltbelastungen gruppiert. Im weiteren wird dann nach Faktoren gesucht, die einen umweltfreundlichen Lebensstil begünstigen.
- Nahrungsmittel werden nicht primär unter ökologischen Gesichtspunkten, sondern eher unter den Gesichtspunkten des Bedürfnisses ernährt zu werden, gekauft. Deshalb erscheint es sinnvoll, eine Typologisierung auf Grund des Ernährungslebensstils vorzunehmen (z.B. Vegetarier, Convenience Food Esser, etc.). Diese Lebensstile können dann hinsichtlich der verursachten Umweltbelastungen analysiert werden.
- Gruppierung auf Grund weiterer erhobener Merkmale. Zur Gruppierung kommen eine Reihe von Unterscheidungsmerkmalen in Frage (vgl. hierzu Kapitel 3.1.6).
- Vom TP7 wurde die Frage nach Restriktionen & Optionen aufgeworfen, die die "ökologischen" Auswirkungen des Nahrungsmitteleinkaufs bestimmen und beeinflussen. In der Auswertung sollen verschiedene Restriktionen & Optionen hinsichtlich ihres Einflusses auf die bilanzierten Umweltauswirkungen des Einkaufs ausgewertet werden. Mögliche R&O sind z.B. Vorhandensein bestimmter Einkaufsmöglichkeiten, Einkauf unter Stresssituationen, Bekundung eines ökologisch bestimmten Einkaufsverhaltens, etc. Die Auswertung erfolgt in Bezug auf die an Hand der Fragebogenstudie unterschiedenen KonsumentInnentypen.

Mögliche Interventionen sollen auf Grund der Restriktionen & Optionen, die für die KonsumentInnen bestehen, untersucht und geplant werden. Dies ist ein Ansatz einen "Lebensstil" bzw. gleichartige Lebensumstände zu gruppieren. In dieser Studie wird dabei nur ein Teilbereich des Lebensstils untersucht. Dieser beschreibt das Verhalten in einer konkreten Alltagssituation, beim Einkauf von Lebensmitteln.

4.4. Energiebilanz des Nahrungsmitteleinkaufs

Mit einer Energiebilanz für alle eingekauften Nahrungsmittel soll eine grobe Einordnung des Einkaufs und eine Abschätzung der gesamten, durch den Einkauf verursachten, Energieverbräuche ermöglicht werden. Die Energiebilanz ergänzt die ökologischen Beurteilung der in der Tagebuchstudie erfassten Einkäufe mittels der modularen Ökobilanz. Im Folgenden wird hierzu ein Konzept ausgearbeitet.

Die Energiebilanz soll folgende Fragen klären:

- Wie gross ist die Relevanz verschiedener Produktgruppen des individuellen bzw. kollektiven Einkaufs für die gesamte Energiebilanz für das untersuchte Einkaufsverhalten?
- Welche Unterschiede gibt es beim indirekten Energieverbrauch für den Nahrungsmitteleinkauf im Vergleich der Haushalte untereinander?
- Können die Erhebungen aus der Tagebuchstudie mit anderen Erhebungen, z.B. der Verbrauchserhebung der Schweiz, verglichen werden?
- Wurden eventuell wichtige Produktgruppen über andere Kanäle bezogen?

Die Energiebilanz dient somit vor allem zur Kontrolle und Einordnung der detaillierteren modularen Ökobilanz. Sie ermöglicht es ausserdem, den Untersuchungsrahmen auch (zumindestens teilweise) auf die Ebene Bedürfnisfeld Ernährung auszuweiten. Das gesamte Bedürfnisfeld wird allerdings nicht erfasst, da der Bezug von Nahrungsmittel über andere Kanäle als den Einkauf nicht untersucht werden konnte.

4.4.1. Planung der Energiebilanz

Zunächst müssen geeignete und einfache Erfassungskriterien für den Einkauf definiert werden.

In Tab. 4-12 sind die verschiedenen Produktgruppen von Nahrungsmitteln aufgeführt, wie sie in der Verbrauchserhebung von 1990 erhoben wurden. In der Tagebuchstudie wurden die Ausgaben für diese verschiedenen Kategorien erfragt. Nicht erfasst wurden die im Detail erhobenen Angaben zu Fleisch, Gemüse und Milchprodukten. Die Ausgaben für verschiedene Produktgruppen können in einen ungefähren Energieverbrauch umgerechnet werden.

Tab. 4-12 Produktgruppen für die Abfrage der Ausgaben beim Nahrungsmitteleinkauf in Anlehnung an die Verbrauchserhebung 1990 (Bundesamt für Statistik 1992).

Brot, Mehl und Nährmittel Reis, Weizenmehl, übrige Mehle, Brot, Gebäck, Kuchen, Kekse, Teigwaren, andere Produkte auf der Grundlage von Getreide, Kartoffeln
Eier
Speisefett und -öle Butter, Margarine, Andere tierische und pflanzliche Fette, Übriges Speiseöl, Olivenöl
Früchte Äpfel, Birnen und andere Kernobst, Steinobst, Beeren, Trauben, Orangen, Zitronen, Übrige Zitrusfrüchte, Bananen, Andere Früchte, Schalenfrüchte, Dörrobst, Früchte (tiefgekühlt), Fruchtkonserven und andere Fruchtzubereitungen
Zucker Zucker (roh oder raffiniert), Kaffee, Tee, Kakao, Kaffee ohne Unterteilung, Kaffee und Surrogate, Löslicher Pulverkaffee, Tee und Surrogate, Kakaohaltige Nährmittel
Sonstige Nahrungsmittel Konfitüren, Echter Bienenhonig, Schokolade, Süsswaren, Speiseeis, Suppen, Salz, Gewürze, Küchenfertige Nahrungsmittel, Babynahrung, Sonstige Nahrungsmittel
Getränke Alkoholfreie Getränke, Spirituosen, Wein, Bier, Andere alkoholische Getränke

4.4.2. Anpassung der Niederländischen Energieintensitäten

Zur Berechnung des Energieverbrauchs wird auf eine Methode aus den Niederlanden zurückgegriffen. Die vorhandenen Resultate werden an die Situation in der Schweiz angepasst. Somit kann die Energieintensität des Nahrungsmitteleinkaufs an Hand des Verkaufspreises abgeschätzt werden.

Für die Auswertung soll in einer groben Abschätzung auf Arbeiten aus den Niederlanden zurückgegriffen werden (Kok *et al.* 1993, Kramer & Moll 1995). Die Energieintensität für Nahrungsmittel wurde mit Hilfe der Hybrid-Analyse in den Niederlanden für das Jahr 1990 bestimmt (Biesot *et al.* 1995). Im Rahmen dieser Arbeit sollen diese Energieintensitäten für Schweizer Einkäufe im Jahr 1997 zur Auswertung herangezogen werden.

In einem Vorgehen ähnlich dem von Knoepfel (1995a) werden die für die Niederlande berechneten Energieintensitäten[66] für die Situation in der Schweiz verwendet. Grundannahme bei der Umrechnung der Energieintensitäten ist, dass der Energieverbrauch pro Produkteinheit also pro kg bzw. Stück in den Niederlanden und der Schweiz gleich ist. Eine Anpassung erfolgt hinsichtlich Währungsumrechnung, Kaufkraftverhältnis und Preissteigerung bis zum Erhebungszeitpunkt.

In Tab. 4-13 werden Informationen zur Preissteigerung zusammengestellt (Bundesamt für Statistik 1996a). Interessant ist die unterschiedliche Preisentwicklung der allg. Preise und der Preise in der Bedarfsgruppe Nahrungsmittel. Die detaillierte Betrach-

[66] Die Energieintensität gibt den über den gesamten Lebenslauf eines Produktes verursachten Verbrauch von Primärenergie im Verhältnis zum KonsumentInnenpreis in MJ/Geldeinheit an. Sie wird dazu genutzt, den durch Einkäufe indirekt verursachten Energieverbrauch zu ermitteln, wenn die Ausgaben für den Einkauf bekannt sind.

tung der Preissteigerung für verschiedene Nahrungsmittelgruppen geht vom Durchschnitt für Nahrungsmittel im Jahr 1990 bei einem Index von 100 im Mai 1993 aus. Der Index 1997 gilt für den Monat November.

Tab. 4-13 Preissteigerung und Preisniveauindizes in der Schweiz in den Jahren 1990-1997 teilweise detailliert für verschiedene Produkte.

Erklärung	Jahr	Index	Jahr	Index	Preis-steigerung	Preissteigerung pro Jahr	*Quelle*
Allg. CH	1990	87.8	1995	102.6	16.9%	3.4%	*BfS 1996*
Allg. CH -6/1997	1990	87.8	1997	103.9	18.3%	2.6%	*BfS*
Allg. CH	1992	96.7	1995	102.6	6.1%	2.0%	*BfS 1996*
Nahrungsmittel CH	1992	99.8	1995	101	1.2%	0.4%	*BfS 1996*
Nahrungsmittel CH	1990	95.6	1996	100.6	5.2%	0.9%	*BfS, telefonische Auskunft*
Brot, Mehl und Nährmittel	1990	95.6	1997	101.1	5.8%	0.8%	*BfS für 11.1997 über homepage SBV*
Fleisch, Fleischwaren	1990	95.6	1997	104.9	9.7%	1.4%	
Fische, Fischwaren	1990	95.6	1997	102.5	7.2%	1.0%	
Milch, Käse, Eier	1990	95.6	1997	89.7	-6.2%	-0.9%	
Speisefett und -öle	1990	95.6	1997	92.7	-3.0%	-0.4%	
Obst	1990	95.6	1997	116.2	21.5%	3.1%	
Gemüse	1990	95.6	1997	91	-4.8%	-0.7%	
Zucker	1990	95.6	1997	101.2	5.9%	0.8%	
Getränke	1990	95.6	1997	101.1	5.8%	0.8%	
Nahrungsmittel	1990	95.6	1997	100.9	5.5%	0.8%	

Quelle: SBV Statistik homepage www.agri.ch/ldw/markt/ und Bundesamt für Statistik (1996b).

In Tab. 4-14 werden Informationen zum Wechselkurs und der Kaufkraftparität für verschiedene Jahre wiedergegeben. Der Wechselkurs wird auf dem Markt für Devisen frei gebildet. Kaufkraftparitäten zwischen den Währungen werden auf Grund der Preisverhältnisse zwischen den verschiedenen Ländern, für einen sowohl vergleichbaren, als auch repräsentativen, Warenkorb von Produkten und Dienstleistungen ermittelt (EUROSTAT 1997).

Das Verhältnis von Kaufkraftparität zum Wechselkurs wird als Preisniveauindizes bezeichnet. Tab. 4-14 zeigt einen Vergleich der Preisniveauunterschiede für verschiedene Untergruppen von Nahrungsmitteln. Der Preisniveauindizes der 15 Mitgliedsstaaten in der EU wurde für diesen Vergleich auf 100 normiert. Deutlich wird, dass sich das Preisniveau auch zwischen verschiedenen Nahrungsmitteln wesentlich voneinander unterscheiden kann. Begründet ist dies u.a. durch unterschiedliche Kauf- bzw. Ernährungsgewohnheiten in den Ländern. Nahrungsmittel die in einem Land öfter gekauft werden, haben ein im Vergleich eher tieferes Preisniveau (EUROSTAT 1997).

Der aus den Indizes für die Niederlande und Schweiz errechnete Preisniveauunterschied gibt an, wieviel Prozent das Preisniveau in der Schweiz über dem in den Niederlanden liegt. Eine Umrechnung der für die Niederlande ermittelten Energieintensitäten allein auf Grund des Wechselkurses, wie sie von Knoepfel (1995a) durchgeführt wurde, führt zu einer Überschätzung der Energieintensität (Vergleichsjahr 1990) von im Mittel 35%. Im Einzelfall kann dies aber auch zu beträchtlichen Verzehrungen bis zu über 100% für einzelne Nahrungsmittelgruppen führen.

Tab. 4-14 Preisniveauindizes von Nahrungsmittelwarengruppen im Vergleich für die Niederlande und die Schweiz im Frühjahr 1995, Wechselkurse und Kaufkraftparitäten zur Bestimmung eines Umrechnungsfaktors von Gulden auf Schweizer Franken.

Warengruppe	Preisniveau-indizes CH 1995	Preisniveau-indizes NL 1995	Preisniveau-unterschied (CH zu NL)	Umrechnungs-faktor (CHF/NGL)	*Quelle*
Kaufkraftparität Gesamt 1990	-	-	-	**1.02**	*Zaccheddu*
Kaufkraftparität Gesamt 1995	143	106	35%	**0.99**	*Eurostat*
Wechselkurs 1990	-	-	-	**0.75**	*Knoepfel*
Wechselkurs 1995	-	-	-	**0.74**	*Eurostat*
Brot, Mehl und Nährmittel	140	91	54%	1.13	*Eurostat*
Fleisch, Fleischwaren	186	120	55%	1.14	*Eurostat*
Fische, Fischwaren	156	98	59%	1.17	*Eurostat*
Milch, Käse, Eier	146	95	54%	1.13	*Eurostat*
Speisefett und -öle	182	88	107%	1.52	*Eurostat*
Obst und Gemüse	139	102	36%	1.00	*Eurostat*
Zucker	99	92	8%	0.79	*Eurostat*
Sonstige Nahrungsmittel	192	92	109%	1.54	*Eurostat*
Getränke	128	104	23%	0.91	*Eurostat*
Nahrungsmittel, Getränke, Tabakwaren	141	100	41%	1.04	*Eurostat*
Formel	*"PN CH"*	*"PN NL"*	*(PN CH-PN NL) /PN NL*	*PN CH/PN NL * Wechselkurs (1995)*	

Quelle: (EUROSTAT 1997, Knoepfel 1995a, Zaccheddu 1997).

Die Umrechnung Niederländischer Energieintensitäten auf die Verhältnisse in der Schweiz wird in Tab. 4-15 durchgeführt. Die Energieintensitäten wurden dem Bericht von Biesot *et al.* (1995) entnommen.[67] Zunächst wird die Energieintensität durch den Umrechnungsfaktor aus Tab. 4-14 geteilt. Nachfolgend wird die durchschnittliche Preissteigerung für Nahrungsmittelgruppen in der Schweiz von 1990 bis 1997 eingerechnet.[68] In der Tab. 4-15 werden die neu errechneten Daten mit den Daten aus der Studie von Knoepfel (1995a) verglichen. Deutlich werden die zum Teil erheblichen Differenzen in den berechneten Energieintensitäten.

Tab. 4-15 Umrechnung der für die Niederlande 1990 ermittelten Energieintensitäten auf Schweizer Energieintensitäten für 1997 und Vergleich mit den von Knoepfel (1995a) errechneten Werten.

Warengruppe	Energieintensität Niederlande 1990 (MJ/NGL)	Energieintensität 1990 (MJ/CHF)	Energieintensität 1997 (MJ/CHF)	Energieintensität Niederlande 1990 (MJ/NGL)	Energieintensität 1990 (MJ/CHF)
Brot, Mehl und Nährmittel	4.63	4.1	3.9	4.0	5.5
Fleisch, Fleischwaren	6.61	5.8	5.4	5.5	9.5
Fische, Fischwaren	8.72	7.4	7.1	5.5	11.6
Milch, Käse, Eier	6.11	5.4	5.7	6.3	7.9
Speisefett und -öle	9.04	5.9	6.2	13.5	17.6
Obst	5.62	5.6	5.0	6.6	8.8
Gemüse	8.72	8.7	8.2	6.6	8.8
Zucker	4.45	5.6	5.3	4.4	14.9
Sonstige Nahrungsmittel	5.47	3.6	3.4	6.6	6.0
Getränke	4.69	5.2	4.9	4.4	5.9
Ausser-Haus-Verpflegung	0.94	0.9	0.9	4.7	6.3
Nahrungsmittel und Getränke	4.86	4.7	4.5		
Quelle	*Biesiot et al. 1995*	*Preisniveauindizes Umrechnung NL-CH 1995*	*Preissteigerung Nahrungsmittel CH 1990-1997*	*Kok et al. 1993 (Methode 1)*	*Knoepfel 1995*

[67] Knoepfel (1995a) verwendete Daten eines älteren Berichtes (Kok *et al.* 1993) die teilweise erheblich von den hier verwendeten neueren Daten abweichen.

[68] Umrechnung gemäss Tab. 4-13. Für sonstige Nahrungsmittel wurde der Wert Nahrungsmittel, für Obst und Gemüse das Mittel der beiden Gruppen und für Zucker der Wert Süsswaren übernommen.

4.5. Zusammenfassung und Systemgrenzen der Tagebuchstudie

Im Folgenden werden die wesentlichen Elemente und die Systemgrenzen der Tagebuchstudie zusammengefasst.

Für die Untersuchung werden eine Reihe von Einschränkungen für die Systemgrenzenvorgenommen. Abb. 4-7 zeigt eine Zusammenfassung für die Systemgrenzen hinsichtlich Region, Personengruppe, Erhebungszeitraum, Zugangskanal, Produktgruppe sowie erhobene Informationen und Art der Quantifizierung zur Beurteilung der Nachhaltigkeit. Die Tagebuchstudie untersucht das Einkaufsverhalten einer Stichprobe der Bevölkerung (134 Personen) aus der Region Bern über vier Wochen. Nur der Bezug durch eine Person aus dem Haushalt wurde erfasst. Diese Personen werden hier als KonsumentInnen bezeichnet. Sie wurden auf Grund der Fragebogenstudie ausgewählt und haben dort angegeben, dass sie die meisten Einkäufe für den Haushalt erledigen. Auch weitere Personen kaufen evtl. noch zusätzliche Lebensmittel für den Haushalt ein.

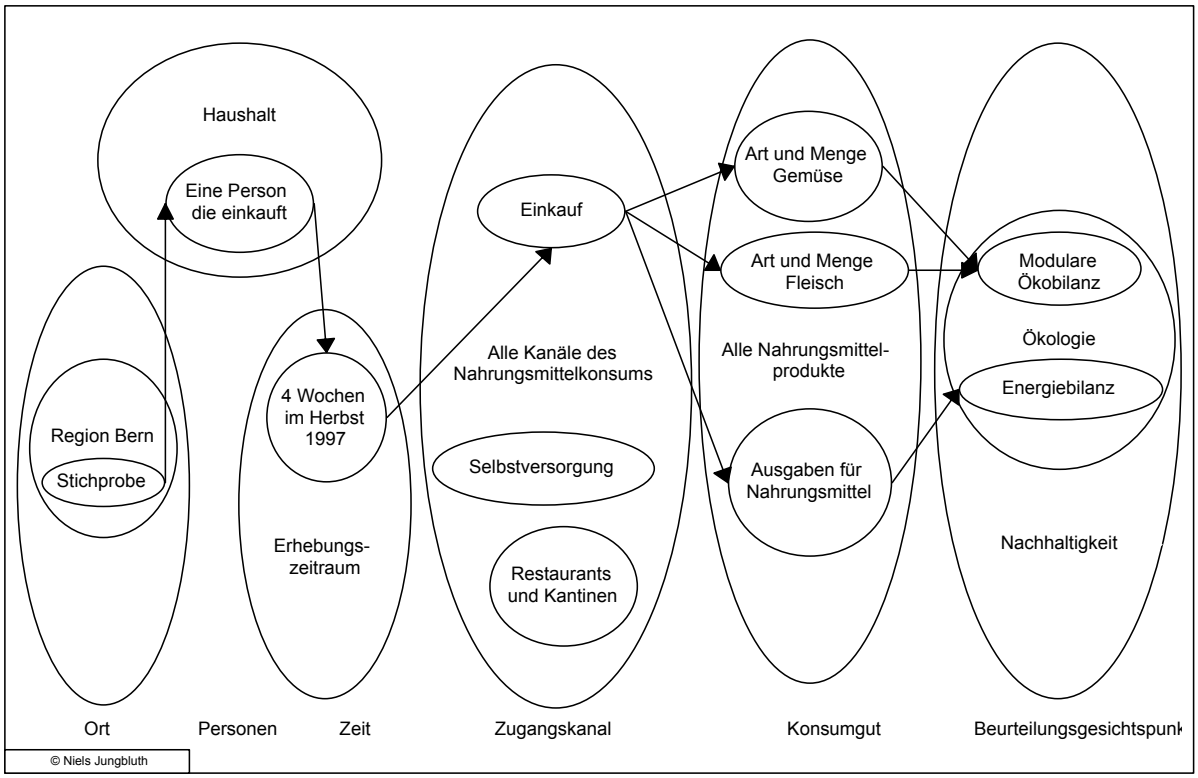


Abb. 4-7 Systemgrenzen der Untersuchung der Umweltbelastungen von eingekauften Nahrungsmitteln für die Tagebuchstudie.

Es wurden nur eingekaufte Nahrungsmittel erhoben. Die Versorgung über andere Kanäle, z.B. Selbstversorgung, wurde nicht mit erfasst. In einem Teil der Untersuchung werden die Gesamtausgaben für Nahrungsmittel, detailliert hinsichtlich unterschiedlicher Produktgruppen, erfasst. Diese Information dient dazu, eine Energiebilanz für den Einkauf zu erstellen. Ausserdem wurden die Menge, Art, Preis und verschiedene Merkmale der eingekauften Gemüse- und Fleischprodukte erfasst. Die ökologische Beurteilung dieser Einkäufe erfolgt auf Grundlage einer modularen Ökobilanz.

5. Sachbilanz für den Gemüse- und Fleischkonsum

In diesem Kapitel wird die Sachbilanz für die Tagebuchstudie mit der im Kapitel 4 entwickelten Methode für eine modulare Ökobilanz erstellt. Zunächst wird eine Übersicht zum Vorgehen gegeben und die Struktur der Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz aufgezeigt. Daraufhin werden die Sachbilanzen für die Module Produkt, Konservierung, Herkunft, Verpackung und Konsum erstellt.

In der Sachbilanz dieser Arbeit werden entsprechend der im vorhergehenden Kapitel entwickelten modularen Vorgehensweise Daten aus der Schweiz für eine Reihe von Produktionsprozessen zusammengestellt. Hierbei soll zum grossen Teil auf vorangegangene Untersuchungen zurückgegriffen werden. Zum Vergleich mit bereits erstellten Ökobilanzen und zum schnellen Auffinden derselben konnte auf die Auswertung im Kapitel 2 zurückgegriffen werden. Auch die wichtigen Einflussfaktoren für die Ökobilanz wurden hier bereits erarbeitet. Somit müssen nicht mehr alle Umweltbelastungen für alle Module detailliert erhoben werden. Nur in Sonderfällen basiert das Inventar auf Angaben von Produzenten die speziell für diese Ökobilanz eingeholt wurden. Die Sachbilanz für die untersuchten Module kann sich auf verschiedene Informationen abstützen:

- Struktur des Marktes: Wo werden die Produkte hergestellt, welche Anbaumethoden gibt es, welche Bedeutung haben Importe und aus welchen Ländern stammen diese?[69]
- Das Inventar des Produktionsmitteleinsatzes (Fläche, Energie, Wasser, Dünger und Pestizideinsatz) in der Landwirtschaft für das Modul „Produkt“ stützt sich auf die Angaben in den „Deckungsbeiträgen“ (Baltisberger *et al.* 1997), auf Informationen zur Gemüseproduktion (VSGP *et al.* 1999) und auf das landwirtschaftlichen Handbuch (Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau 1997). Zur Bilanzierung weiterer Umweltbelastungen der Landwirtschaft für die verschiedenen Produktgruppen und für die Inventarisierung direkter Treibhausgasemissionen wurde auf verschiedene Ökobilanzen zurückgegriffen.
- Das Inventar der Produktionsmittelherstellung (Dünger, Saatgut, Maschineneinsatz) stützt sich auf verschiedene Untersuchungen z.B. Audsley et al. (1997), Patyk & Reinhardt (1997) und wird im Kapitel zu den Basismaterialien erarbeitet.
- Für die Art der Weiterverarbeitung, verschiedene Konservierungsmethoden und die hierdurch verursachte Umweltbelastungen stützt sich das Inventar des Moduls „Konservierung“ auf Öko-Audits von gemüseverarbeitenden Betriebe. Ein Überblick zu verschiedenen Verfahren der Lebensmittelverarbeitung gibt Heiss (1996). Ökobilanzdaten gibt es bisher nur für einzelne Beispiele (Maillefer *et al.* 1996).
- Zur Bilanzierung der Verpackungsmaterialien und für das Gewicht der Verpackung kann auf eine Ökobilanz zurückgegriffen (Habersatter *et al.* 1996). Das Inventar für

[69] Informationen durch die Schweizerische Zentralstelle für Gemüseanbau (SZG) und die GSF - Schweiz. Genossenschaft für Schlachtvieh- u. Fleischversorgung, Bern, Tel. (031) 309 41 11.

das Modul „Verpackung“ wurde in einer Semesterarbeit von Bättig & Beeler (1998) erstellt.

- Zur Bilanzierung von Transportwegen und genutzte Transportfahrzeugen im Modul „Herkunft“ kann auf Ökobilanzen von Transportsystemen zurückgegriffen werden (Maibach *et al.* 1995).
- Für eine Reihe von Energieprozessen kann auf die Basisdaten aus dem Inventar von Frischknecht et al. (1996) zurückgegriffen werden. Auch Angaben zu Baumaterialien sind in der verwendeten Datenbank ECOINVENT bereits vorhanden (Weibel & Stritz 1995).
- Zur Bilanzierung der Abfallbehandlung für Verpackungen und Grünabfälle kann auf Ökobilanzen von Entsorgungssystemen zurückgegriffen werden (Zimmermann *et al.* 1996).

5.1. Übersicht zum Vorgehen

In diesem Kapitel werden zunächst einige grundlegende Vorgehensweisen für die Erstellung der Sachbilanz im Rahmen der modularen Ökobilanz erläutert.

5.1.1. Angaben zu chemischen Verbindungen

Gewichtsangaben für chemische Bindungen werden in einigen Studien bezogen auf den Elementgehalt angegeben. So bezeichnet z.B. NO3-N den Gehalt an Stickstoff für die Emission von Nitraten ins Wasser. In dieser Studie werden auf das Element bezogen Angaben durch ein angehängtes Elementzeichen gekennzeichnet. Eingaben in ECOINVENT erfolgen immer als verbindungsbezogene Gewichtsangaben.

5.1.2. Verwendung von Angaben aus den Deckungsbeiträgen

Die Sachbilanz für Tier- und Pflanzenproduktion greift zum grössten Teil auf Angaben aus den sogenannten Deckungsbeiträgen zurück (Baltisberger *et al.* 1996, 1997). Tab. 5-1 zeigt als Beispiel ein solches Berechnungsblatt aus den Deckungsbeiträgen für die Produktion von Soja. In diesem Beispiel wurden die Angaben unterstrichen, auf die für die Sachbilanz in dieser Arbeit zurückgegriffen wird. Für die Berechnung wird also auch auf ökonomische Daten zur landwirtschaftlichen Produktion zurückgegriffen. Die Ausgaben für bestimmte Produktionsmittel, z.B. Pestizide, werden dann in Mengenangaben umgerechnet. Dieses Vorgehen entspricht von der Idee her, dem Vorgehen in der Hybrid-Analyse.

Tab. 5-1 Beispiel für ein Berechnungsblatt in den Deckungsbeiträgen. Unterstrichen sind die für diese Untersuchung herangezogenen Angaben.

Deckungsbeitrag 1 ha	**Soja IP Grosshandel**			**Soja Bio Grosshandel**		
	Menge	Preis Fr.	Betrag Fr.	Menge	Preis Fr.	Betrag Fr.
Körner	26.0 dt	165.00	4,290	23.0 dt	180.00	4,140
Leistung (Ertrag)	***26.0 dt***		***4,290***	***23.0 dt***		***4,140***
Saatgut gebeizt						
Saatgut ungebeizt	1.1 dt	220.00	242	1.2 dt	220.00	264
N		1.52				
P2O5	36 kg	1.04	38			
K2O	47 kg	0.49	23			
Mg	5 kg	1.87	10			
Ca						
org. Ergänzungsdünger, Hofdünger						
Düngung total			**71**			
Herbizid	1 mal	140	140			
Pflanzenschutz total			**140**			
Hagelversicherung	3.20%	4,290	137	3.20%	4,140	132
Trocknung	27.5 dt	6.60	182	24.4 dt	6.60	161
Annahme, Reinigung	27.5 dt	4.40	121	24.4 dt	4.40	107
Beiträge	26 dt	0.30	8	23 dt	0.30	7
Knöllchenbakterien	1 mal	60	60	1 mal	60	60
Versicherung, Annahme etc. total			**448**			**407**
Vermarktung total						
Total Direktkosten			***901***			***671***
Vergleichbarer DB			***3,389***			***3,469***
Maschinenmiete (gem. Def. Anbauverfahren)						
Lohnarbeit (gem. Def. Anbauverfahren)			660			660
Lohnarbeit/Maschinenmiete total			**660**			**660**
DB (gesamtbetriebliche Planung)			***2,729***			***2,809***
Variable Maschinenkosten (gem. Def. Anbauverfahren)			180			286
Zinsanspruch 6 Monate		1,741	35		1,617	32
Kontroll- und Labelkosten						43
DB			***2,515***			***2,448***
Flächenbeiträge						
31 a (Basisbeitrag)			380			380
31 b (IP/Bio-Ackerland)			800			1400
DB inkl. Beiträge			***3,695***			***4,228***
Zugkraftstunden	9 h			14 h		
Arbeitskraftstunden total	47 h			57 h		
davon Restarbeit	30 h			30 h		
davon Vermarktung						
DB inkl. Beiträge/AKh total		78 Fr./h			74 Fr./h	

5.1.3. Bilanzierung des CO_2-Kreislaufs

Kohlendioxid ist als klimarelevantes Gas eine wichtige Bilanzierungsgrösse in vielen Ökobilanzen. Hauptverantwortlich für den Treibhauseffekt ist die Freisetzung von zuvor in fossilen Energieträgern gebundenem CO_2. Der Kohlenstoffkreislauf bei landwirtschaftlichen Produkten wird hingegen in der Regel als neutral angesehen - beim Wachstum der Pflanzen wird ebensoviel CO_2 gebunden wie später beim Abbau bzw. bei der Verbrennung der Produkte freigesetzt wird. Bei einer Bilanz Wiege zur Bahre ist die Summe aller CO_2-Aufnahmen und -Abgaben somit theoretisch null und könnte vernachlässigt werden.

In der Praxis müssen allerdings folgende Effekte beachtet werden, die zu einer Veränderung des Treibhauspotentials durch die Produktion von Agrarprodukten führen können:

- Kohlenstoff bleibt für einen gewissen Zeitraum im Produkt oder in Abfällen gebunden und trägt während dieser Zeit nicht zum Treibhauseffekt bei.
- Kohlenstoff wird zunächst nicht als CO_2 sondern in anderen chemischen Verbindungen z.B. CH_4 freigesetzt. Diese können ein höheres Treibhauspotential haben.

Wichtig für eine Bilanzierung ist auch der Ausgangspunkt der Betrachtung. Es kann für den betrachteten Prozess davon ausgegangen werden, dass der Kohlenstoff ohne diesen Prozess gebunden in Biomasse oder aber in Form von CO_2 in der Luft vorliegen würde. Diese Definition beeinflusst alle weiteren Überlegungen zur Bilanzierung.

Im Lebensweg von landwirtschaftlichen Produkten spielt der Kohlenstoffkreislauf in jeder Prozessstufe eine Rolle. Eine genaue zeitliche und mengenmässige Erfassung der assimilierten bzw. freigesetzten Kohlenstoffmenge ist nur mit einem erheblichen Aufwand für die Datenerfassung möglich. Tab. 5-2 zeigt die unterschiedlichen Prozesse die bei der Betrachtung des Kohlenstoffkreislaufs eine Rolle spielen.

Auf Grund der Schwierigkeiten bei der Datenerfassung wird in dieser Studie auf eine vollständige Erfassung des biogenen CO_2-Haushalts verzichtet. Stoffströme weiterer C-Verbindungen, insbesondere CH_4, werden hingegen erfasst. Die in dieser Untersuchung berücksichtigten Prozesse wurden in Tab. 5-2 unterstrichen. Eine zeitliche Inventarisierung erfolgt nicht. Auf Grund dieses Vorgehens ergibt sich eine Ungenauigkeit bei der Bilanzierung der Entsorgungsprozesse. In den (von anderen AutorInnen bilanzierten) Entsorgungsprozessen wird die CO_2-Freisetzung nicht getrennt nach biogener und nicht-biogener Herkunft betrachtet. Es werden also auch biogene CO_2-Emissionen inventarisiert und die freigesetzte CO_2-Menge folglich überschätzt. Für die Gesamtbewertung mit dem Eco-indicator 95+ spielen diese Emissionen (auch im Vergleich zu weiteren Unsicherheiten in der Bilanzierung) allerdings nur eine untergeordnete Rolle.

Tab. 5-2 Assimilation und Freisetzung von biogenem Kohlenstoff im Lebensweg von Fleisch. Unterstrichen sind die in dieser Untersuchung berücksichtigen Prozesse.

Prozessstufe	Wirksame Prozesse im Kohlenstoffkreislauf
Kultivierung (einmalig)	CO_2-Freisetzung aus der natürlichen Biomasse und dem Boden.
Rekultivierung (einmalig)	CO_2-Bindung in neu aufgebauter Biomasse und im Boden.
Futteranbau	CO_2-Bindung aus der Luft, C-Bindung in Kompost, Hofdünger und Boden, CO_2-Freisetzung aus Humus und Hofdünger.
Tierproduktion	C-Aufnahme mit dem Futter, C-Bindung im Tierkörper, CO_2-Freisetzung bei der Atmung, CH_4- Freisetzung durch Verdauungsprozesse, C-Weitergabe im Hofdünger mit Gülle, Mist und Harn.
Lebensmittelindustrie	C-Weitergabe in Form von verkaufsfertigem Fleisch, Nebenprodukten und Abfällen der Verarbeitung.
Konsum	C-Bindung im Körper, CO_2-Freisetzung bei der Atmung, C-Weitergabe in Form von Abfällen und menschlichen Ausscheidungen.
Kompostierung	CO_2-Freisetzung, C-Weitergabe in Form von Dünger und Bodensubstrat.
Verbrennung von Abfällen	CO_2-Freisetzung.
Deponierung	C-Bindung für einen bestimmten Zeitraum, C-Freisetzung auf Grund von Abbauprozessen.
Abwasserbehandlung	CO_2-Freisetzung, C-Weitergabe in den Vorfluter, C-Weitergabe in Form von Dünger bzw. Klärschlamm.

5.1.4. Dateneingabe in ECOINVENT

Die Berechnungen für das Inventar der Tagebuchstudie werden in der Datenbank ECOINVENT durchgeführt. Zur Ordnung der Einträge in die Datenbank wurden die in Tab. 5-3 gezeigten Prozesskategorien neu definiert. In der Kategorie „Abfaelle“ werden Arten von Einträgen in die Biosphäre erfasst. Alle anderen Kategorien beschreiben technische Prozesse, einschliesslich der Emissionen in die Biosphäre.

Tab. 5-3 Neueingabe von Prozesskategorien für die Datenbank ECOINVENT.

CId	CName	Sphere
33	Landwirtschaft	t
34	Lebensmittelindustrie und Handel	t
35	Endverbrauch Haushalt	t
39	Basismaterialien neu	t
40	Tierproduktion	t
42	Abfaelle	b

b - biosphäre, t - technosphäre

Für die im folgenden erarbeiteten Inventare werden jeweils zwei Eingabetabellen erstellt. Zunächst erfolgt eine Neudefinition von ECOINVENT-Modulnamen für die Prozesse, für die ein Inventar erstellt wird. In Tab. 5-4 wird ein Beispiel für eine solche Tabelle mit Erklärung zu den einzelnen Spalten gegeben. Diese Definition enthält An-

gaben zur Kategorie in die dieser Prozess gehört, die funktionelle Einheit für die Bilanz, verschiedene Informationen zu Bezugsjahr, Quelle und weitere Erläuterungen.

Tab. 5-4 Aufbau einer Eingabetabelle für die Definition von ECOINVENT-Modulnamen.

CatId	**MName**	**Unit**	**Clarific**	**Tech-nology**	**Techn-Time**	**Tech-nLevel**	**Geography**	**Mar-ket Share**	**Reference**
Ordnungs-nummer der Prozesska-tegorie	Name des neu ein-gegebe-nen Mo-duls	Funktionelle Einheit auf die sich die Bilanzie-rung bezieht	Erklä-rung zum Modul	Art des Prozes-ses	Zeitpunkt der Bilan-zierung	Weitere Erklärung zur Tech-nik	Bezugsraum für die Bi-lanz.	Anteil am Markt.	Hinweis wo Anga-ben zu diesem Mo-dul zu finden sind und Kürzel des Au-tors.

In einer weiteren Tabelle wird dann das eigentliche Inventar für die neu definierten Prozesse mit den entsprechenden Relationen aufgestellt. Diese Tabelle ist entsprechend dem Beispiel in Tab. 4-10 aufgebaut. In der Regel werden die Datenquellen für das Inventar nicht in der Tabelle erwähnt sondern nur im Text beschrieben. Einge der Tabellen sind eng gedruckt aber alle Inventardaten werden auch im elektronischen Datenanhang wiedergegeben (vgl. Seite 283).

Emissionen in die Biosphäre werden in der Datenbank detailliert hinsichtlich des beeinträchtigten Umweltkompartiments unterschieden und durch ein Kürzel hinter der Verbindungsangabe kenntlich gemacht. Luftemissionen werden hinsichtlich mobiler (m), stationärer (s) oder prozessbedingter Quellen (p) unterschieden. Emissionen ins Wasser werden unterteilt nach Salzwasser (s) bzw. Frischwasser (f). Emissionen in landwirtschaftlich genutzten Boden werden mit einem (a) für agriculture gekennzeichnet.

5.2. Informationen zu Produktion und Konsum von Fleisch und Gemüse

In diesem Abschnitt werden Informationen zur Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz ausgewertet. Ausserdem werden wichtige Information aus Ökobilanzen für Fleisch und Gemüseprodukte zusammengestellt, auf die im Verlauf der Sachbilanz zurückgegriffen werden kann.

5.2.1. Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz

Im folgenden Abschnitt werden wichtige statistische Informationen zur Versorgung mit Nahrungsmitteln in der Schweiz zusammengestellt. Einen Schwerpunkt bilden dabei die beiden zu untersuchenden Produktgruppen Gemüse und Fleisch. Die Zusammenstellung verschiedener statistischer Untersuchungen diente sowohl zur Vorbereitung der Tagebuchstudie als auch zur Berechnung des Inventars für die Bilanzierung.

Die mengenmässige Verteilung der Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz wird in Tab. 5-5 wiedergegeben. Insgesamt wurden im Jahr 1994 5.2 Mio. Tonnen Nahrungsmittel verbraucht. Etwa 50% hiervon wurden in der Schweiz produziert. Gemüse hat einen Massenanteil von 12% und Fleisch und Fisch einen Anteil von 9% an der Gesamtversorgung (Schweizerischer Bauernverband 1995).

Tab. 5-5 Nahrungsmittelversorgung in der Schweiz im Jahr 1994 unter detaillierter Berücksichtigung von Fleisch und Gemüse (alle Angaben in Tonnen gemäss Schweizerischer Bauernverband (1995) ohne Lagerveränderungen).

Nahrungsmittelarten	Inland-produktion	Ausfuhr	Einfuhr	Verbrauch	Anteil der Inlands-produktion	Anteil am Gesamtver-brauch
Getreide Total	312'866	40'134	231'988	521'996	52%	10.0%
Kartoffeln u. Stärke Total	344'500	9'255	24'111	375'545	89%	7.2%
Zucker, Sirup, Honig Total	118'113	57'496	228'371	326'122	19%	6.2%
Nüsse, Kakao usw. Total	2'265	16'402	94'353	83'977	-17%	1.6%
5. Gemüse						
Frisches Gemüse	*327'321*	*2'708*	*189'626*	*526'249*	*62%*	*10.1%*
Konserven (in Frischgewicht)	*-*	*67'071*	*170'366*	*103'295*	*-65%*	*2.0%*
Gemüse Total	327'321	69'779	359'992	629'544	41%	12.1%
Obst Total	267'632	121'560	487'903	690'278	21%	13.2%
7. Fleisch						
Rindfleisch	*78'631*	*1'354*	*13'900*	*92'157*	*84%*	*1.8%*
Kalbfleisch	*22'698*	*3*	*706*	*23'236*	*98%*	*0.4%*
Schweinefleisch	*173'768*	*781*	*5'128*	*178'468*	*97%*	*3.4%*
Schaffleisch	*3'852*	*6*	*5'181*	*9'136*	*42%*	*0.2%*
Ziegenfleisch	*305*	*-*	*399*	*704*	*43%*	*0.0%*
Pferdefleisch	*1'045*	*-*	*3'526*	*4'571*	*23%*	*0.1%*
Geflügel	*32'175*	*91*	*40'576*	*72'660*	*44%*	*1.4%*
Kaninchen	*1'470*	*9*	*3'575*	*5'036*	*29%*	*0.1%*
Wild	*1'646*	*31*	*3'748*	*5'363*	*30%*	*0.1%*
Organteile	*17'770*	*116*	*1'783*	*19'437*	*91%*	*0.4%*
Fleisch Total	333'360	2'391	78'522	410'768	81%	7.9%
Eier und Eikonserven	36'204	5'314	47'185	78'105	40%	1.5%
9. Fische und Schaltiere						
Frisch oder gefroren	*4'970*	*249*	*25'288*	*30'009*	*16%*	*0.6%*
Konserven	*-*	*230*	*27'623*	*27'393*	*-1%*	*0.5%*
Fische, Schaltiere Total	4'970	479	52'911	57'402	8%	1.1%
Milch u. -erzeugnisse Total	1'092'332	84'682	61'789	1'063'602	95%	20.4%
Öle und Fette Total	69'156	21'662	107'832	162'957	29%	3.1%
Getränke Total	156'588	16'430	669'854	819'288	17%	15.7%
Nahrungsmittel Total	**3'065'307**	**445'584**	**2'444'811**	**5'219'584**	**50%**	**100.0%**

Im Jahr 1995 betrug der Wert der landwirtschaftlichen Endproduktion[70] etwa 8884 Mio. CHF. Auf Tierhaltung entfielen hiervon 6275 Mio. CHF (70.6%) und auf den Anbau von Gemüse etwa 402 Mio. CHF (4.5%). Die Aufteilung auf verschiedene Erzeugnisse wird in Tab. 5-6 dargestellt.

[70]Angaben auf www.zahlenspiegel.ch/96_97/38.htm der Gesellschaft zur Förderung der schweizerischen Wirtschaft.

Tab. 5-6 Landwirtschaftliche Endproduktion nach Produkten im Jahr 1995.

Endproduktion nach Produkten	Mio. Fr.	%
Gemüse	402	4.5
Total Pflanzenbau	2 550	28.7
Rindvieh	1 404	15.8
Schweine	1 034	11.6
Einhufer	9	0.1
Schafe	81	0.9
Ziegen	4	0.0
Geflügel	197	2.2
Übrige Tiere	27	0.3
Milch	3 202	36.0
Eier	205	2.3
Honig	107	1.2
Übrige	5	0.1
Total Tierhaltung	6 275	70.6
Lohnarbeiten c)	59	0.7
Endproduktion Total	**8 884**	**100**

Rundungsdifferenzen nicht bereinigt.
Der bisher publizierte Endrohertrag wird nicht mehr erhoben; die Erhebung der Endproduktion ist vergleichbar mit derjenigen in der EU.
c) Auf der landwirtschaftlichen Erzeugerstufe.
Quelle: Landwirtschaftliche Monatszahlen.

Quelle: siehe Fussnote 70.

Biologisch arbeitende Betriebe bewirtschaften etwa 5% der gesamten Fläche. Die Integrierte Produktion hat inzwischen einen Anteil von etwa 60%. In Abb. 5-1 wird auch für einzelne Nutzungsformen der Anteil nach Biorichtlinien (Vereinigung schweizerischer biologischer Landbau-Organisationen (VSBLO/BIO SUISSE) 1997) wirtschaftenden Betriebe angegeben (Schweizerischer Bauernverband 1997a).

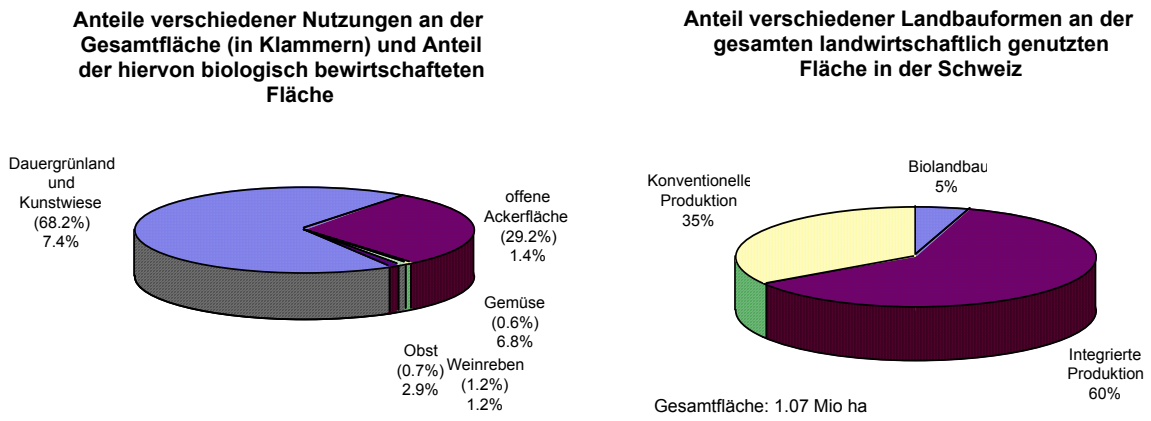


Abb. 5-1 Aufteilung der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der Schweiz nach Art der Bewirtschaftung und Nutzung im Jahr 1996 (Schweizerischer Bauernverband 1997a).

Landwirtschaftliche Produkte werden aus verschiedenen Ländern eingeführt. Die Hauptherkunftsländer für Gemüse und Fleischprodukte werden in Tab. 5-7 wiedergegeben. Gemüse wird vor allem aus den umliegenden Europäischen Ländern[71] importiert.

[71] Allerdings werden Importe teilweise dem Land zugerechnet aus dem sie in die Schweiz eingeführt werden. Tomatenimporte aus Marokko (über Spanien und Frankreich) und den Kana-

Tab. 5-7 Einfuhr landwirtschaftlicher Produkte in Tonnen nach Hauptherkunftsländern im Jahr 1995 (Schweizerischer Bauernverband 1997a).

	Gemüse, frisch, gekühlt (ohne Setzzwiebel)		Schweine-, Schaf-Pferde- und Ziegenfleisch		Geflügelfleisch		Fische, frisch oder gekühlt
Italien	67 206	Grossbritannien	2 140	Frankreich	9 361	Dänemark	5 069
Spanien	49 887	USA	2 616	Ungarn	5 235	Norwegen	3 149
Niederlande	38 995	Brasilien	2 235	Brasilien	7 142	Niederlande	2 826
Frankreich	34 977	Argentinien	3 406			Frankreich	3 118
		Australien	2 361			Kanada	1 298
		Neuseeland	2 577				
Übrige	62 092		10 323		13 551		8 892
Gesamteinfuhr	**253 157**		**25 658**		**35 289**		**24 352**

Der Detailhandel mit Lebensmitteln ist in der Schweiz durch eine stärker werdende Konzentrierung gekennzeichnet. Der Anteil der beiden Grossverteiler MIGROS und COOP am Gesamtumsatz ist in den letzten Jahren beständig gestiegen und liegt heute bei über 60% (Bundesamt für Gesundheit 1998:581).

5.2.2. Ökobilanzierung von Gemüseprodukten

Im Folgenden werden verschiedene Ökobilanzen für Gemüseprodukte ausgewertet.

Andersson *et al.* (1998b) haben in einer Ökobilanz Tomatenketchup untersucht. Ziel war die Identifizierung der für verschiedene Umweltfolgen bestimmenden Abschnitte im Lebensweg. Unterschieden wurden die Landwirtschaft, die Lebensmittelverarbeitung, der Transport, Verpackung, Handel und Konsum.

Es zeigte sich, dass der Energieverbrauch beim Konsum (Kühlschrank) einen wesentlichen Anteil am Gesamtverbrauch hat. Dies gilt insbesondere für das Szenario mit einer angenommenen Lagerung von einem Jahr. Die Landwirtschaft verursacht die grössten Umweltfolgen in der Kategorie Überdüngung. Für ökotoxikologische Folgen ist sie ebenso bedeutend wie Verarbeitung und Verpackung. Für viele andere Umweltschäden sind die Verpackung und die Lebensmittelindustrie die Abschnitte mit den höchsten Belastungen. Transporte verursachen relativ hohe NO_x Emissionen.

Gysi & Reist (1990) und Jolliet (1993) haben die Umweltfolgen verschiedener Verfahren zum Tomatenanbau verglichen. Der Energiebedarf für die Heizung von Gewächshäusern zur Tomatenproduktion übersteigt den Bedarf für Transporte auch aus grosser Distanz bei weitem (ausser beim Transport per Flugzeug). Verursacht wird der hohe Energiebedarf vor allem durch die Beheizung der Gewächshäuser. Künstliche Beleuchtung führt, trotz höherer Produktivität, zu einem erhöhten Energiebedarf.

Die Hors-sol (ohne Erde) Produktion bei der Gemüse unter genau definierter Nährstoffversorgung auf einem künstlichen Substrat angebaut wird schneidet etwas besser als der normale Gewächshausanbau ab. Positiv beim Hors-sol Anbau ist ausserdem der deutlich geringere Pestizideinsatz und die geringere Wasserbelastung bei geschlossenen Kreisläufen. Aus energetischer Sicht ergibt sich folgende Reihenfolge für Tomatenprodukte (Jolliet 1993):

---

rischen Inseln (zu 80% über Holland) werden deshalb falsch ausgewiesen (Anwander Phan-Huy 1993).

1. Inland/ Freiland.
2. Import/ Freiland.
3. Inland/ ungeheizte Tunnel.
4. Import/ ungeheizte Tunnel.
5. Inland/ Hors-sol.
6. Import/ Hors-sol.
7. Inland/ Gewächshaus.

Wichtige Faktoren und Unterscheidungskriterien bei der ökologischen Beurteilung von Gemüseprodukten sind nach der Auswertung verschiedener Arbeiten:

- Anbauweise (Bio, IP, konventionell, Gewächshaus),
- Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden,
- Transporte und die Konsumphase.

5.2.3. Ökobilanzierung von Fleischprodukten

Im Folgenden werden Ökobilanzen für Fleischprodukte ausgewertet. Die Bewertung der Umweltbelastungen durch die Fleischproduktion hängt wesentlich von den betrachteten Umwelteinwirkungen ab. Eine Energiebilanzierung führt zu deutlich anderen Ergebnissen als eine wirkungsorientierte Bewertung.

Vold & Møller (1995) haben die Umweltbelastungen durch die Produktion von Schweine- und Lammfleisch in einer Ökobilanz verglichen. Sie geben in der Arbeit detaillierte Angaben zum Produktionssystem und Allokationsregeln. Die Futterherstellung und Zucht war bei einer Bewertung mit der Methode Eco-scarcity am umweltbelastensten (Baumann 1992). Die Hauptemissionen von N und P stammen aus der Anwendung des Hofdüngers und machen über 90% bei der Bewertung aus. Die Bewertung mit der Methode EPS (Steen 1996) weisst hingegen CO_2 Emissionen und Energieverbrauch die höchste Bedeutung zu. Die Produktion von Lammfleisch verursacht deutlich höhere Emissionen als die von Schweinefleisch. Die Tierproduktion in der Landwirtschaft ist auch bei der Betrachtung des gesamten Lebensweges dominierend für die Umweltbelastungen.

Møller & Høgaas (1997) vergleichen die kombinierte Milch/Fleischproduktion in einer Ökobilanz mit alleiniger Herstellung von Rindfleisch. Die Allokation zwischen Fleisch und Milch wird dabei auf Grund einer Ernährungsbedarfsuntersuchung vorgenommen. Die Allokationsfaktoren stimmen fast mit einer ökonomischen Allokation überein. Ausgewertet wurden die Umweltbelastungen auch mit der Methode der ökologischen Knappheit. Als Hauptumweltbelastungen werden Phosphat und Stickstoffemissionen ins Wasser auf Grund der Dungablagerung auf der Weide identifiziert. Die N-Emissionen sind etwa so hoch wie bei der Lammfleischproduktion. Für die Produktion von Rindfleisch wird deutlich mehr Phosphat emittiert als für Lamm- und Schweinefleischproduktion (im Quervergleich mit Vold & Møller 1995). Somit ergibt sich bei der

Betrachtung der Nährstoffemissionen eine andere Reihenfolge im Vergleich als bei der Betrachtung des Energieverbrauchs.

Die kombinierte Milch/Fleischproduktion verursacht etwas geringere Nährstoffemissionen als die reine Fleischproduktion. Ein weiterer wichtiger Punkt ist der Energieeinsatz auf Grund der Verwendung landwirtschaftlicher Maschinen. Zur Verringerung der Umweltbelastungen wird eine extensive Viehhaltung befürwortet. Toxische Effekte durch den Pestizideinsatz für den Anbau von Futtermitteln wurden offenbar von Møller & Høgaas (1997) nicht bewertet.

Werner & Jans (1994) haben die gesamten Umweltbelastungen durch Viehzucht in der Schweiz abgeschätzt. Wiedergegeben werden aggregierte Daten für die gesamte Landwirtschaft und hierzu errechnete Szenarien. In der Arbeit von Blonk *et al.* (1997b) wird die Produktion von Schweinefleisch untersucht. Die Umweltbelastungen werden fast ausschliesslich durch die Landwirtschaft verursacht. Die Weiterverarbeitung ist hingegen fast vernachlässigbar. Zusammenfassend können folgende Haupteinflussfaktoren für die in der Tierproduktion entstehenden Umweltbelastung identifiziert werden:

- Herstellung der Futtermittel und hierbei entstehende Emissionen durch die Düngeranwendung.
- Direkte Treibhausgasemissionen der Tiere.
- Emissionen durch die Lagerung und Entsorgung des Dungs.
- Bei im Stall gehaltenen Tieren ist der Energieverbrauch für Belüftung und Heizung relevant.
- Nachgelagerte Emissionen durch die Schlachtung, Verarbeitung und Handel haben eine eher geringe Bedeutung.

5.3. Sachbilanz für Basisprozesse und -materialien

Im Folgenden wird eine Sachbilanz für verschiedene Basisprozesse und -materialien ausgearbeitet, auf die in der Sachbilanz für die Module zurückgegriffen wird.

5.3.1. Düngemittel

5.3.1.1. Verwendung von Düngemitteln in der Schweiz

In Abb. 5-2 wird der Anteil verschiedener Düngerarten am Nährstoffeintrag in der Schweiz dargestellt. Etwa 65% der N- und P-Nährstoffe stammen aus der Verwendung von Hofdüngern.[72] Zu ähnlichen Grössenordnungen kommt die Auswertung von (Binder n.d.). Die Annahmen zur Hofdüngeranwendung berücksichtigen diese Auswertung. Sie werden im entsprechenden Inventar für Gemüse und Futteranbau weiter erläutert.

[72] Auswertung von Schleiss (1999) auf Grundlage der Angaben von (Braun *et al.* 1994, BUWAL 1996, BUWAL 1998, Schweizerischer Bauernverband 1996).

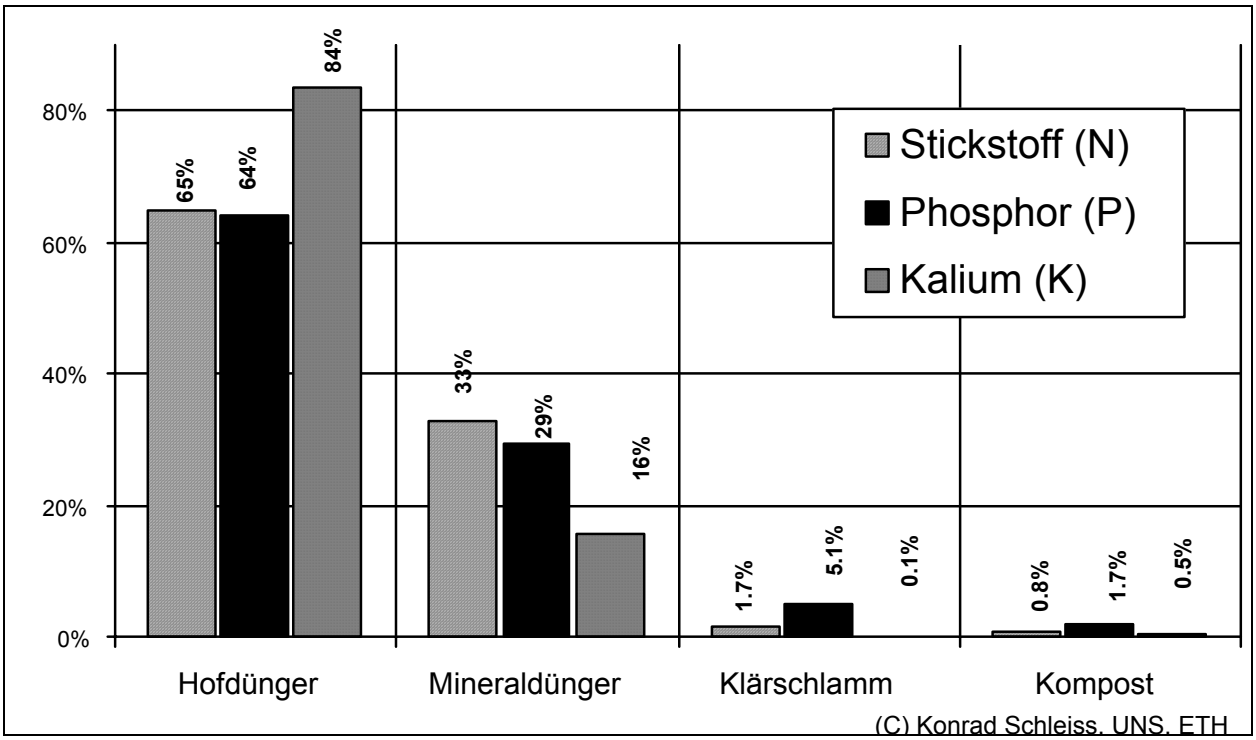


Abb. 5-2 Anteil (%) der Nährstoffausbringung aus verschiedenen Quellen in der Schweiz 1995 (Schleiss 1999).

Der Einsatz von zugekauften Dünger pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche hat sich von 1946 bis zum Ende der achtziger Jahre stetig erhöht. Der maximale Einsatz betrug 73, 51 und 66 kg/ha für N-, P_2O_5- und K_2O-Dünger respektive. Im Jahr sanken diese Werte auf 62, 25 und 41 kg/ha (Schweizerischer Bauernverband 1997a). Begründet ist die Senkung des Düngereinsatzes durch die verstärkte Förderung der weniger intensiven IP- und Biolandwirtschaft (Hausheer *et al.* 1998).

5.3.1.2. Basismaterialien der Düngerproduktion

Für die Bilanzierung von Düngemitteln wird auf einige Basismaterialien des ECOINVENT Inventars von Frischknecht *et al.* (1996:Anhang A: "Basismaterialien)" zurückgegriffen. Neuere Untersuchungen, die für die Bilanzierung von Düngemitteln erstellt wurden, erfassen mehr prozessbedingte Emissionen und greifen auf aktuellere Quellen zurück. Die prozessbedingten Emissionen in ECOINVENT wurden mit den Informationen von Patyk & Reinhardt (1997) ergänzt bzw. ersetzt.

Die neuen Eingabedaten für prozessbedingte Luftemissionen einiger Basismaterialien werden in Tab. 5-8 wiedergegeben. Relevant sind u.U. vor allem die Emissionen von N_2O bei der Produktion von Salpetersäure, die bisher in ECOINVENT nicht berücksichtigt werden, die aber nach Angaben von Kramer *et al.* (1998) insbesondere bei der Betrachtung von Treibhausgasen einen hohen Einfluss auch für die Bilanzierung des Endproduktes N-Dünger haben. Die Bilanzierung zum Energieverbrauch und für andere Umwelteinwirkungen (Fläche, Inputs, Wasseremissionen, etc.) wurde aus dem

Originaldatensatz übernommen, da Patyk & Reinhardt (1997) teilweise auf diese Angaben zurückgreifen bzw. keine Aussagen hierzu machen.[73]

Tab. 5-8 Inventardaten für prozessbedingte Emissionen für Basismaterialien der Kunstdüngerproduktion.

MName		Ammoniak	Harnstoff	Kalk (CaO)	Kalkstein	Phosphorsaeure	Salpetersaeure	Schwefelsaeure H2SO4
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Kalkstein	kg	0	0	1.80E+0	0	0	0	0
CH4 Methan p	kg	4.00E-5	3.60E-4	2.00E-5	0	0	0	0
CO Kohlenmonoxid p	kg	8.00E-3	1.32E-3	1.87E-2	0	0	0	0
CO2 Kohlendioxid p	kg	1.22E+0	-0.367	7.60E-1	0	0	0	0
HF Fluorwasserstoff p	kg	0	0	0	0	2.00E-5	0	0
N2O Lachgas p	kg	0	0	0	0	0	7.00E-3	0
NH3 Ammoniak p	kg	8.00E-3	1.00E-3	0	0	0	1.00E-4	0
NMVOC p	kg	4.90E-3	0	2.00E-5	0	0	0	0
NOx Stickoxide als NO2 p	kg	9.00E-3	0	3.50E-4	0	0	4.00E-3	0
Partikel p	kg	5.00E-4	1.00E-3	1.90E-4	5.00E-4	6.50E-4	0	0
SOx als SO2 p	kg	1.30E-3	0	5.00E-5	0	0	0	5.30E-3

Quelle: (Patyk & Reinhardt 1997), Angaben aus Frischknecht *et al.* (1996), die unverändert geblieben sind, wurden unterstrichen.

5.3.1.3. Sachbilanz für die Herstellung von Düngemitteln

Daten zu den Umweltbelastungen der Produktion und Anwendung von Düngemitteln wurden ohne Veränderungen aus der Sachbilanz von Patyk & Reinhardt (1997) in die Datenbank übernommen. Ergänzt wurde dieses Inventar mit Daten von Audsley *et al.* (1997) zu den Emissionen ins Wasser bei der Düngerherstellung.

Die Inventare für Dünger werden bezogen auf das Produktgewicht berechnet. Für das ECOINVENT-Modul „Anwendung Dünger“ werden die wirklichen Nährstoffgehalte berücksichtigt. Deshalb wird für das Inventar für 1 kg „Anwendung N-Dünger“ die Herstellung von 3.5 kg N-Dünger berechnet, denn der Stickstoffgehalt im Dünger beträgt nur etwa 29%. Dies war notwendig, da auch die Angaben zur Verwendung von Dünger aus Baltisberger *et al.* (1996, 1997) bezogen auf den Nährstoffgehalt gemacht werden. Tab. 5-9 zeigt den Nährstoffgehalt verschiedener Vor- und Endprodukte der Düngerbereitstellung (Patyk & Reinhardt 1997).

Tab. 5-9 Nährstoffanteil in verschiedenen Vor- und Endprodukten der Kunstdüngerproduktion.

	Ammonium nitrat phosphat-N	Calcium ammonium nitrat-N	Ammonium phosphat-N	Ammonium nitrat/ Harnstoff-N	N-Duenger	Anwendung N-Duenger	Singlesuper phosphat-P	Triplesuper phosphat-P	Ammonium phosphat-P	Ammonium nitrat phosphat-P	P-Duenger	Anwendung P-Duenger	Roh phosphat	K-Duenger
N-Gehalt	22%	27%	15%	32%	29%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
K2O-Gehalt	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	60%
P2O5-Gehalt	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	43%	50%	22%	32%	100%	32%	0%

Für die Bilanzierung im Biolandbau wurden Angaben zu verschiedenen Hofdüngern zusammengetragen. Von Baltisberger *et al.* (1997) wird zwischen Stapelmist, Flüssigdünger und Organischem N-Dünger unterschieden. Die Aufwendungen der Tierhaltung zur Produktion der Hofdünger werden in erster Näherung nicht dessen Verwendung sondern der Tierproduktion angelastet. Berücksichtigt werden allerdings die Aufwendung zur Lagerung des Hofdüngers in einem Allokationsverhältnis 25%/75% für Tierproduktion bzw. Düngung (Gaillard *et al.* 1997:16). Im Inventar werden auch

[73] Auf Grund eines Vergleichs der alten mit den neuen Berechnungen zeigt sich für einige Stoffe neben einer Erhöhung des Treibhauseffekts auch eine deutliche höhere Wirkung in der Kategorie Versauerung.

die Emissionen auf Grund der Ausbringung berücksichtigt. Wolfensberger & Dinkel (1997) schlagen einen Allokationsfaktor für Tierproduktion/ Hofdüngeranwendung von 3/4 zu 1/4 vor. In dieser Studie werden 100% der Emissionen der Hofdüngerverwendung angelastet.[74]

In Tab. 5-10 wird der Gehalt verschiedener Nährstoffe in Hofdüngern gezeigt. In dieser Studie wird mit dem gewichteten Mittel der Angaben für Rind und Schwein gerechnet. Hauptproduzenten von Hofdünger in der Schweiz ist dabei Rindvieh. Nach Angaben der Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau (1997) kann für die Futtermittelproduktion mit dem höheren Rechenwert für die verfügbare Nährstoffmenge gerechnet werden.

Tab. 5-10 Nährstoffgehalt in verschiedenen Hofdüngern (Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau 1997).

	Vollguelle Rind	Vollguelle Schwein	Rechenwert Gülle	Stapelmist Rind	Schweine mist	Rechenwert Mist
	kg/m³	kg/m³	kg/m³	kg/t	kg/t	kg/t
Trockensubstanz	90	60	**-**	190	250	**-**
Nges	4.5	6	**4.6**	5	9	**5.3**
Nver	2.5-3.4	3.6-4.8	**3.5**	1.5-2.5	3.6-5.4	**2.7**
P2O5	1.7	3.5	**1.8**	3.1	6.3	**3.3**
K2O	9	3	**8.6**	7	7	**7.0**
Mg	0.6	0.5	**0.6**	0.9	1	**0.9**
NH3-N	0.8	-	-	-	-	-

Auf Grund der recht unterschiedlichen Nährstoffgehalte des Hofdüngers kann dies in der Bilanz von anderen Fleischprodukten zu Verschiebungen führen. Geflügelkot hat z.B. sehr viel höhere Nährstoffgehalte. Unter Umständen ist deshalb die im Inventar für das Fleisch berechnete Anwendungsmenge von Hofdünger höher als dies auf Grund der durch das entsprechende Tier ausgeschiedenen Menge erwartet werden könnte.

Organischer N-Dünger wird auf Grundlage von tierischen Exkrementen, Schlachtabfällen oder kompostierten Abfällen gewonnen. Auch hier gibt es eine Reihe unterschiedlicher Produkte. Der Herstellungsenergie wird mit 1 MJ/kg angenommen (Alföldi *et al.* 1997). Es wird ein Transportentfernung von 200 km in der Schweiz angenommen. Für die Bilanzierung wird ein 10% N-Gehalt für das verwendete Produkt BIORGA NATUR N- DÜNGER zugrundegelegt (Wixinger *et al.* 1996, Wyss *et al.* 1998).[75] Für alle Anbauweisen wird eine Gründüngung alle drei Jahre angenommen und mit Daten zum Anbau von Baltisberger *et al.* (1996, 1997) und (Wixinger *et al.* 1996) bilanziert.

[74] Die Umweltbelastungen der Fleischproduktion hängen trotzdem zu einem hohen Anteil von den Emissionen auf Grund der Hofdüngeranwendung ab, da es über die Futterproduktion wieder eine starke Rückkopplung zur Tierproduktion gibt.

[75] Für aus Kompost hergestellte Dünger kann von einem Trockensubstanzgehalt von 50% und einem Stickstoffgehalt von 1.4 kg N/kg TS ausgegangen werden (Mündliche Auskunft von Konrad Schleiss, UNS).

5.3.1.4. Sachbilanz für die Anwendung von Düngemitteln

Wichtigste Frage für das Inventar bei der Betrachtung der Anwendung von Düngern ist die Verteilung der Nährstoffe in verschiedene Umweltkompartimente nach der Ausbringung. In dieser Arbeit werden durchschnittliche Emissionen für die Anwendung verschiedener Dünger abgeschätzt und im ECOINVENT-Modul „Anwendung ...“ berücksichtigt.

Die Transferkoeffizienten für Nährstoffe aus verschiedenen Studien werden in Tab. 5-11 gezeigt (Brand *et al.* 1998, Küsters 1998, Møller & Høgaas 1997, Patyk & Reinhardt 1997, Vold & Møller 1995, Wolfensberger & Dinkel 1997). Die Studie von Brand *et al.* (1998) gibt Durchschnittsdaten für alle Arten von Dünger an. Verwendet wurden hier im wesentlichen die spezifischeren Daten von Wolfensberger & Dinkel (1997). Auffällig ist der Unterschied bei den Ammoniakemissionen. Diese sind bei der Hofdüngeranwendung beträchtlich höher. Methanemissionen auf Grund der Lagerung und Ausbringung von Hofdüngern werden gestützt auf Audsley *et al.* (1997) mit 0.55 kg/m^3 bzw. 0.0055 kg/kg berücksichtigt.

Tab. 5-11 Transferkoeffizienten verschiedener Emissionen ausgedrückt als Anteil der Emission (Elementgehalt) in Bezug zur eingesetzten, auf das Element bezogenen Düngermenge und Rechenwerte für die Untersuchung.

Dünger	Quelle	Aufnahme	Nitrat-N	NH3-N	N2O-N	N2-N	(Luft)
Stickstoff	Brand *et al.* 1998	23%	22%	26%	4%	25%	-
N	Wolfensberger & Dinkel 1997	-	50%	2%	3%	-	0.30%
	Braun *et al.* 1994 (HD)	-	-	20%	-	-	-
	Patyk *et al.* 1997 (KD)	-	-	-	0.1%	-	0.18%
	Møller & Høgaas 97 (HD)	47%	21%	32%	-	-	-
	Vold & Møller 95 (HD)	55%	18%	25%	-	-	-
	Cederberg 98	-	-	17%	1.25%	-	-
	Küsters 1998 (KD)	-	12%	7-10%	2%	-	-
Kunstdünger (KD)	Rechenwert		15%	7%	3%		0.25%
Vollgülle	Rechenwert		20%	20%	3%	0%	0.25%
Stapelmist	Rechenwert		20%	10%	3%	0%	0.25%
Phosphor		**Aufnahme**	**PO4-P**	**P in Boden**			
P	Brand *et al.* 1998	28%	7%	65%	-	-	-
	Wolfensberger & Dinkel 1997	-	1%	-	-	-	-
	Vold & Møller 95 (HD)	90%	10%	-	-	-	-
	Audsley *et al* 1997	90%	2.4%	-	-	-	-
Kunstdünger	Rechenwert		2%	9%			
Hofdünger (HD)	Rechenwert		7%	9%			
Kalium		**Aufnahme**	**K in Wasser**				
K	Møller & Høgaas 97 (HD)	88%	13%				
	Vold & Møller 95 (HD, Schwein)	70%	30%				
	Vold & Møller 95 (HD, Lamm)	90%	10%				
Kunstdünger	Rechenwert		10%				
Hofdünger (HD)	Rechenwert		10%				

HD - Hofdünger KD-Kunstdünger

Die Emissionen auf Grund der Düngeranwendung werden mit den in Tab. 5-11 gezeigten Transferkoeffizienten berechnet. Die Emissionen auf Grund des Einsatzes Organischer N-Dünger wird mit den gleichen Transferkoeffizienten wie für Kunstdünger abgeschätzt.

Durch die hier gewählte vereinfachte Vorgehensweise bei der Bilanzierung der Emissionen aus der Düngeranwendung müssen eine Reihe von Einflussfaktoren vernach-

lässigt werden, nach denen sich die realen Auswirkungen auf einzelnen landwirtschaftlichen Flächen beträchtlich ausdifferenzieren. Dies sind z.B. (n.n. 1997b):

- Art der Fütterung und resultierender Gehalt an Nährstoffen im Hofdünger.
- Art und Zeitpunkt der Düngerausbringung.
- Bodenverhältnisse.
- Witterungsverhältnisse.
- Unterschiede zwischen verschiedenen Bepflanzungen.
- Einfluss der Biodiversität auf die Nährstoffaufnahme und Umwandlung.

Aus der Gegenüberstellung der Daten aus verschiedenen Studien in Tab. 5-11 ist ersichtlich, wie hoch die Schwankungsbreite der möglichen Annahmen ist. Korrekterweise müssten ausserdem Unterschiede der Hofdüngerausbringung bei verschiedenen Tierarten berücksichtigt werden. Die Festlegung des Emissionswertes für Nitrat ist sehr unsicher, da die Emissionen von vielen Faktoren abhängen und praktisch von 0% bis 100% schwanken können (Wolfensberger & Dinkel 1997). Die Transferkoeffizienten haben einen entscheidenden Einfluss auf das Endergebnis. Diese Abschätzung stellt somit den kritischsten Punkt im Inventar dar.

Verschiedene AutorInnen beschreiben die Schwermetallemissionen auf Grund der Düngeranwendung (Audsley *et al.* 1997, BUWAL 1991, Davis & Haglund 1999, Gsponer 1996, Raven & Loeppert 1997, Wilcke & Döhler 1995). Hierbei zeigt sich eine hohe Varianz der Messwerte für einzelne Handelsdünger auf Grund verschiedener Rohstoffe und Herstellungsverfahren. In Tab. 5-15 werden die Schwermetallgehalte für Handelsdünger gezeigt, wie sie von verschiedenen Autoren berichtet wurden (BUWAL 1991, Gsponer 1996, Raven & Loeppert 1997, Wilcke & Döhler 1995). Hieraus wurden die Emissionen von Schwermetallen in den Boden bei der Düngerausbringung als Mittelwert der gezeigten Untersuchungen berechnet. Schwermetalle die mit Hofdüngern ausgebracht werden, werden nicht berücksichtigt, da sie über Handelsdünger oder Deposition aus der Luft in das System eingebracht werden und nicht doppelt gezählt werden sollen. Dies entspricht dem Vorgehen von Audsley *et al.* (1997:50).

Für Schwermetalleinträge in den Boden wird mit dem Eco-indicator 95 keine Bewertung durchgeführt. Auf Grund der hohen Bedeutung dieser Einträge in der Landwirtschaft wurde deshalb eine Anpassung in der Bewertungsmethode vorgenommen (Vgl. Anhang 6.A.1). Die Umweltfolgen durch Schwermetallemissionen in landwirtschaftliche bzw. andere Böden unterscheiden sich beträchtlich. Deshalb wurde für die Dateneingabe in ECOINVENT eine Unterscheidung für diese beiden Emissionswege eingeführt. Emissionen "Stoff XXX in Boden a" bezeichnen Emissionen auf landwirtschaftlicher Fläche die für Nahrungsmittelproduktion genutzt wird. Eine Liste dieser Emissionen zeigt Tab. 5-13. Die neu eingegebenen ECOINVENT-Module für die Produktion von Dünger zeigt Tab. 5-12. Das weitere Inventar für die Düngeranwendung zeigt Tab. 5-14.

5.3.2. Pflanzenschutzmittel

Die Produktion von Pestiziden wurde mit Daten aus der Studie von Audsley *et al.* (1997) abgeschätzt. Dort werden für Pestizide folgende Transferkoeffizienten in die Umweltkompartimente abgeschätzt: 10% der Anwendungsmenge in die Luft, 85% in den Boden, 1% in das Oberflächenwasser und 4% verbleiben auf dem Nahrungsmittel. Wolfensberger & Dinkel (1997) nehmen nur eine 0.1-prozentige Emission in das Wasser an.

Goedkoop (1995) berechnete die Eco-indicator 95 Punkte auf Grund der ausgebrachten Wirkstoffmengen und berücksichtigt die Verteilungspfade nach der Ausbringung nicht. Pestizide werden unter vielen verschieden Handelsnamen angeboten. Diese unterscheiden sich z.T. erheblich in der enthaltenen Wirkstoffmenge bzw. nach den enthaltenen Wirkstoffen. Im Anhang auf Seite 238 werden Überlegungen zur Anpassung des Eco-indicators 95+ für Pestizide ausgeführt. Weitere Verbesserungen der Methode Eco-indicator 95+ und vereinfachende Betrachtungen zu den Emissionspfaden der Pestizide sind zur Bewertung des Pestizideinsatzes notwendig.

Unter „Pflanzenschutz Bio“ werden eine ganze Reihe unterschiedlicher Mittel zusammengefasst, die keine künstlichen chemischen Verbindungen enthalten. Teilweise enthalten sie aber Metall (Kupfer), andere Elemente, Mikroorganismen oder Pflanzenextrakte, die auch unbeabsichtigte, schädliche Auswirkungen auf die Umwelt entfalten können. Im Produktionsinventar für das Biogemüse werden Delfin Bac. Thur und Oxykupfer 50% genannt (VSGP *et al.* 1999). Ersteres ist ein Insektizid auf Basis von gezüchteten Mikroorganismen. Letzteres ist ein Fungizid mit einem Kupfergehalt von 50% (Wyss *et al.* 1998).

Zur Inventarisierung der biologischen Pflanzenschutzmitteln in Ökobilanzen waren keine Angaben bekannt. Der Energieverbrauch bei der Produktion wird mit 10 MJ/kg abgeschätzt. Nähere Untersuchungen hierzu waren nicht vorhanden. Für Kupferpräparate wurde zusätzlich der Aufwand zur Herstellung des Kupfer und des Emission in den Boden berücksichtigt. Für alle Pflanzenschutzmittel wird eine Transportdistanz von 200 km angenommen. Die neu eingegebenen ECOINVENT-Module werden in Tab. 5-12 wiedergegeben. Das vollständige Inventar für Pflanzenschutzmittel zeigt Tab. 5-14.

Tab. 5-12 ECOINVENT-Modulnamen für Pflanzenschutzmittel, Düngermittelproduktion und -anwendung.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	chnTim	Tograph	Ma	Reference
39	Ammoniumnitratphosphat-N	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Calciumammoniumnitrat-N	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Ammoniumphosphat-N	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Ammoniumnitrat/Harnstoff-N	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	N-Duenger	kg		Handelsduenger	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Anwendung N-Duenger	kg	Bezogen auf N	Duengerausbringung	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Singlesuperphosphat-P	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Triplesuperphosphat-P	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Ammoniumphosphat-P	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Ammoniumnitratphosphat-P	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	P-Duenger	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
33	Anwendung P-Duenger	kg	Bezogen auf P2O5	Duengerausbringung	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Rohphosphat	kg	32% P2O5	Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	K-Duenger	kg		Handelsduenger	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
1	Kali vor Abbau	kg		Rohkali, 10% K2O	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Mg-Duenger	kg		Handelsduenger	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Anwendung K-Duenger	kg	Bezogen auf K2O	Duengerausbringung	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Anwendung Duengekalk	kg	CaO	Duengerausbringung	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Anwendung Mg-Duenger	kg	Bezogen auf Mg	Duengerausbringung	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Polyethylenwachs	kg		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Dampferzeugung	TJ		Duengervorprodukt	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Diesel in Landwirtschaftsmaschine	TJ	eigene Schätzung	Landwirtschaft	1996	CH		NJ Dissertation/ Frischknecht et al. 1996
1	Rohphosphat ab Erz	kg	32% P2O5 im Rohphosphat	Ressource	1999	EU		NJ Dissertation
39	Pestizid	kg	eigene Schätzung	Pestizidherstellung	?	CH		NJ Dissertation/ Wolfensberger 97
39	Anwendung Organ. N-Duenger	kg	Biorga Natur N-Dünger, 10% N-Gehalt	N-Duenger biologisch	1997	CH		NJ Dissertation/ FIBL 98
39	Anwendung Stapelmist	kg	Produktionsaufwendungen nicht berücksichtigt	Hofduenger	1997	CH		NJ Dissertation/ Wolfensberger 97
39	Anwendung Vollguelle	m3	Produktionsaufwendungen nicht berücksichtigt	Hofduenger	1997	CH		NJ Dissertation/ Wolfensberger 97
39	Anwendung Pflanzenschutz bio	kg	Grobe Schätzung	Hofduenger	1997	CH		NJ Dissertation
39	Pflanzenschutz bio	kg	Grobe Schätzung	Herstellung	1997	CH		NJ Dissertation
39	Organ. N-Duenger	kg	Biorga N Grobe Schätzung	Herstellung	1997	CH		NJ Dissertation/ Alföldi 97
39	Anwendung P-Duenger	kg	Bezogen auf P2O5	Duengerausbringung	1997	CH/D		NJ Dissertation/ Patyk et al. 1997
39	Anwendung Pestizide	kg	Bezogen auf Wirkstoffmenge	Landwirtschaft	1997	CH		NJ Dissertation

Tab. 5-13 ECOINVENT-Modulnamen für die Abwasserentsorgung und für Emissionen in den Boden.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	TechnT	Te	Geo	Ma	Reference
39	Abwasser Haushalt ARA III	m3		Abwasserentsorgung	1996		CH		NJ/Zimmermann 1996
39	Abwasser Lebensmittelindustrie ARA III	m3		Abwasserentsorgung	1996		CH		NJ/Zimmermann 1996
20	Al in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	As in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	C in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Ca in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Cd in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Co in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Cr in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Cu in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	F in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Fe in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Hg in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Mn in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Mo in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	N in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Ni in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	P in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Pb in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	S in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Se in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Sn in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	Zn in Boden a	kg	Eintrag in den Boden	Nahrungsmittelproduktion					NJ Tagebuch
20	F in Boden	kg	Eintrag in den Boden						NJ Tagebuch
20	Mo in Boden	kg	Eintrag in den Boden						NJ Tagebuch
20	Se in Boden	kg	Eintrag in den Boden						NJ Tagebuch

Tab. 5-14 Inventardaten für die Produktion und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngern (Quellen im Text).

		Ammoniumnitratphosphat-N	Calciummonium nitrat-N	Ammoniumphosphat N	Ammoniumnitrat/Harnstoff-N	N-Duenger	Anwendung N-Duenger	Singlesuperphosphat-P	Triplesuperphosphat-P	Ammoniumphosphat P	Ammoniumnitratphosphat-P	P-Duenger	Anwendung P-Duenger	Rohphosphat	K-Duenger	Kali vor Abbau	Mg-Duenger	Anwendung K-Duenger	Anwendung Duengekalk	Anwendung Mg-Duenger	Anwendung Organ. N-Duenger	Anwendung Stapelmist	Anwendung Vollguelle	Anwendung Pflanzenschutz bio	Organ. N-Duenger	Diesel in Landwirtschaftsmaschine	Polyethylenwachs	Dampferzeugung	Pflanzenschutz bio	Pestizid	Anwendung Pestizide
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m3	kg	kg	TJ	kg	TJ	kg	kg	kg
Ammoniak	kg	1.65E-1	1.65E-1	1.79E-1	9.60E-2	0	0	0	0	0	1.65E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phosphorsaeure	kg	0	0	0	0	0	0	0	6.36E-1	9.26E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salpetersaeure	kg	4.25E-1	6.10E-1	0	3.55E-1	0	0	0	0	0	4.25E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kalkstein	kg	0	2.34E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.50E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dampferzeugung	TJ	4.54E-7	-5E-07	1.21E-7	0	0	0	9.10E-7	9.10E-7	1.94E-7	4.54E-7	0	0	4.30E-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strom Mittelspannung - Bezug in UCPTE	TJ	2.33E-7	9.00E-8	2.84E-8	1.08E-8	0	0	1.08E-7	1.08E-7	9.76E-8	2.23E-7	0	0	1.80E-7	3.60E-7	0	1.71E-6	0	0	0	0	2.54E-8	2.41E-5	0	0	0	0	0	0	3.00E-5	0
Polyethylenwachs	kg	2.00E-3	4.00E-3	9.00E-3	0	0	0	4.00E-3	4.00E-3	3.00E-3	2.00E-3	0	0	0	6.70E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnstoff	kg	0	0	0	3.49E-1	1.01E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NH3 Ammoniak p	kg	2.50E-3	2.00E-4	2.50E-3	0	0	8.50E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.50E-3	6.38E-4	1.12E+0	0	0	0	0	0	0	0	0
Partikel p	kg	1.20E-4	1.60E-4	5.00E-5	0	0	0	7.20E-5	7.20E-5	1.90E-4	1.20E-4	0	0	7.20E-5	5.00E-4	5.00E-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NOx Stickoxide als NO2 p	kg	2.80E-3	0	0	0	0	8.21E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.21E-4	4.32E-5	3.77E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Ammoniumnitratphosphat-N	kg	0	0	0	0	1.06E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calciumammoniumnitrat-N	kg	0	0	0	0	6.28E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ammoniumphosphat-N	kg	0	0	0	0	3.30E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ammoniumnitrat/Harnstoff-N	kg	0	0	0	0	1.30E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N-Duenger	kg	0	0	0	0	0	3.50E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N2O Lachgas p	kg	0	0	0	0	0	4.71E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.71E-3	2.48E-4	2.17E-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Singlesuperphosphat-P	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.00E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Triplesuperphosphat-P	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.10E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ammoniumphosphat-P	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.69E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ammoniumnitratphosphat-P	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.51E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LDPE-Granulat	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0
Nutzwaerme ab Industriefeuerung >100 kW	TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.67E-7	0	0	1.00E+0	6.67E-6	4.30E-5	0
Diesel in Baumaschine	TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.00E-7	4.00E-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0
Rohphosphat	kg	0	0	0	0	0	0	6.26E-1	4.42E-1	0	6.88E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schwefelsaeure H2SO4	kg	0	0	0	0	0	0	3.84E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abwaerme in Luft p	TJ	2.33E-7	9.00E-8	2.84E-8	1.08E-8	0	0	1.08E-7	1.08E-7	9.76E-8	2.23E-7	0	0	1.80E-7	3.60E-7	0	1.71E-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.00E-5	0
Transport LKW 28t CH tkm	tkm	0	0	0	0	1.82E-1	0	0	0	0	0	1.82E-1	0	0	7.90E-2	0	0	0	7.90E-2	0	0	0	0	0	2.00E-1	0	0	0	2.00E-1	2.00E-1	0
Transport Bahn WLV tkm	tkm	0	0	0	0	5.20E-1	0	0	0	0	0	5.20E-1	0	0	2.91E-1	0	0	0	2.91E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Transport Binnenfrachter Container tkm	tkm	0	0	0	0	6.07E-1	0	0	0	0	0	6.07E-1	0	0	1.41E-1	0	0	0	1.41E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Transport Hochseefrachter Container tkm	tkm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.24E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kali vor Abbau	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.05E+1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rohphosphat ab Erz	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro	TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.50E-6	0	2.16E-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.40E-5	0
Industriekohlefeuerung 1-10 MW	TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.00E-7	0	7.51E-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HCl Salzsaeure p	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.90E-5	2.90E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.11E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.67E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CO2 Kohlendioxid p	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.68E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CH4 Methan p	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.50E-3	5.50E-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Kalk (CaO)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.50E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mg-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitrate f	kg	0	0	0	0	2.20E-4	6.64E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.64E-2	4.65E-3	4.07E+0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phosphate f	kg	0	0	0	0	0	0	0	3.16E-1	0	0	0	2.68E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	3.09E-4	1.70E-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Naphtha ab Raffinerie Europa	t	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.81E-3	0
Abwaerme in Luft s	TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0
P in Boden a	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.93E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	1.30E-4	7.13E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Fluoride f	kg	0	0	0	0	0	0	0	1.67E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P Phosphor p	kg	0	0	0	0	0	0	0	4.50E-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Arsen f	kg	0	0	0	0	0	0	0	1.00E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Cadmium f	kg	0	0	0	0	0	0	0	1.00E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Kalium f	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E-1	0	0	0	4.07E-3	6.44E+0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Kupfer f	kg	0	0	0	0	0	0	0	5.00E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Chrom-III f	kg	0	0	0	0	0	0	0	5.00E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Quecksilber f	kg	0	0	0	0	0	0	0	9.50E-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Nickel f	kg	0	0	0	0	0	0	0	4.00E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Zink f	kg	0	0	0	0	0	0	0	6.00E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ion Blei f	kg	0	0	0	0	0	0	0	4.30E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pestizid	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0
Fungizid in Wasser	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.29E-1
Herbizid in Wasser	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.67E-1
Insektizid in Wasser	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.04E-1
Pflanzenschutz bio	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0
Organ. N-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 5-15 Schwermetallgehalte (unten) und Inventardaten für Emissionen (oben) bei der Ausbringung von Handelsdünger (BUWAL 1991, Gsponer 1996, Raven & Loeppert 1997, Wilcke & Döhler 1995).

Schwermetallemissionen		Ammoniumnitratphosphat-N	Calciummonium nitrat-N	Ammoniumphosphat N	Ammoniumnitrat/Harnstoff-N	N-Duenger	Anwendung N-Duenger	Singlesuperphosphat-P	Triplesuperphosphat-P	Ammoniumphosphat P	Ammoniumnitratphosphat-P	P-Duenger	Anwendung P-Duenger	Rohphosphat	K-Duenger	Kali vor Abbau	Mg-Duenger	Anwendung K-Duenger	Anwendung Duengekalk	Anwendung Mg-Duenger	Anwendung Organ. N-Duenger
As in Boden a	kg	-	-	-	-	-	6.45E-6	-	-	-	-	-	2.40E-5	-	-	-	-	5.58E-7	1.23E-6	-	4.92E-7
Cd in Boden a	kg	-	-	-	-	-	2.78E-6	-	-	-	-	-	4.77E-5	-	-	-	-	1.77E-7	5.41E-7	-	4.63E-7
Co in Boden a	kg	-	-	-	-	-	5.39E-6	-	-	-	-	-	1.13E-5	-	-	-	-	1.70E-6	1.04E-6	-	3.05E-7
Cr in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.25E-5	-	-	-	-	-	6.77E-4	-	-	-	-	5.95E-6	7.16E-6	-	5.90E-6
Cu in Boden a	kg	-	-	-	-	-	2.00E-5	-	-	-	-	-	7.28E-5	-	-	-	-	8.10E-6	6.21E-6	-	2.20E-6
F in Boden a	kg	-	-	-	-	-	5.63E-3	-	-	-	-	-	2.51E-2	-	-	-	-	1.17E-5	1.14E-3	-	1.56E-4
Fe in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.55E-3	-	-	-	-	-	2.21E-2	-	-	-	-	1.44E-3	-	-	3.70E-3
Hg in Boden a	kg	-	-	-	-	-	4.10E-8	-	-	-	-	-	7.22E-8	-	-	-	-	1.67E-8	1.40E-8	-	6.65E-8
Mn in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.91E-4	-	-	-	-	-	7.88E-4	-	-	-	-	2.70E-6	3.67E-5	-	2.85E-5
Mo in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.32E-6	-	-	-	-	-	5.94E-6	-	-	-	-	4.17E-7	2.50E-7	-	3.90E-8
Ni in Boden a	kg	-	-	-	-	-	2.55E-5	-	-	-	-	-	7.75E-5	-	-	-	-	4.01E-6	3.94E-6	-	1.85E-6
Pb in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.72E-5	-	-	-	-	-	3.26E-5	-	-	-	-	3.83E-6	6.88E-6	-	5.68E-6
Se in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.06E-6	-	-	-	-	-	3.24E-6	-	-	-	-	3.18E-7	2.50E-7	-	1.03E-7
Sn in Boden a	kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67E-6	-	-	1.00E-7
Zn in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.14E-4	-	-	-	-	-	7.03E-4	-	-	-	-	2.37E-5	1.40E-4	-	2.79E-5
Schwermetallgehalte (BUWAL 1991)																					
As in Boden a	kg	4.30E-7	4.70E-7	7.10E-6	1.40E-7	-	-	1.20E-6	1.30E-6	7.10E-6	4.30E-7	-	-	-	-	-	-	7.17E-7	4.50E-7	-	4.40E-8
Cd in Boden a	kg	5.00E-8	5.00E-8	2.10E-6	1.75E-8	-	-	1.00E-5	5.20E-5	2.10E-6	5.00E-8	-	-	-	-	-	-	1.00E-7	6.00E-8	-	4.00E-7
Co in Boden a	kg	5.00E-6	3.00E-6	3.00E-6	6.98E-7	-	-	2.00E-6	2.00E-6	3.00E-6	5.00E-6	-	-	-	-	-	-	3.33E-6	2.00E-6	-	2.00E-7
Cr in Boden a	kg	4.00E-6	2.00E-6	5.80E-5	6.98E-7	-	-	6.50E-5	2.61E-4	5.80E-5	4.00E-6	-	-	-	-	-	-	3.33E-6	2.00E-9	-	1.20E-6
Cu in Boden a	kg	7.00E-6	1.20E-5	1.00E-5	2.09E-6	-	-	2.30E-5	4.50E-5	1.00E-5	7.00E-6	-	-	-	-	-	-	8.33E-6	4.00E-9	-	2.20E-6
F in Boden a	kg	1.36E-4	1.53E-3	1.92E-2	1.75E-6	-	-	1.70E-2	1.70E-2	1.92E-2	1.36E-4	-	-	-	-	-	-	1.17E-5	1.14E-3	-	1.56E-4
Hg in Boden a	kg	2.30E-8	1.30E-8	2.00E-8	3.49E-9	-	-	3.70E-8	2.20E-8	2.00E-8	2.30E-8	-	-	-	-	-	-	1.67E-8	1.40E-8	-	3.00E-9
Mo in Boden a	kg	2.50E-7	2.80E-7	5.00E-6	8.73E-8	-	-	3.70E-6	3.20E-6	5.00E-6	2.50E-7	-	-	-	-	-	-	4.17E-7	2.50E-7	-	3.90E-8
Ni in Boden a	kg	1.30E-5	1.80E-5	1.40E-5	6.98E-7	-	-	2.00E-5	4.40E-5	1.40E-5	1.30E-5	-	-	-	-	-	-	3.50E-6	1.80E-6	-	4.00E-7
Pb in Boden a	kg	1.90E-6	1.10E-6	5.00E-6	3.84E-7	-	-	1.10E-4	3.50E-6	5.00E-6	1.90E-6	-	-	-	-	-	-	9.17E-6	6.10E-6	-	6.60E-7
Se in Boden a	kg	2.50E-7	3.10E-7	2.50E-7	8.73E-8	-	-	2.10E-6	2.80E-6	2.50E-7	2.50E-7	-	-	-	-	-	-	4.17E-7	2.50E-7	-	2.50E-8
Zn in Boden a	kg	5.00E-5	3.10E-5	5.00E-5	1.54E-5	-	-	1.62E-4	2.99E-4	5.00E-5	5.00E-5	-	-	-	-	-	-	7.67E-5	1.57E-4	-	5.20E-6
Schwermetallgehalte (Raven & Loeppert 1997)																					
As in Boden a	kg	1.30E-5	2.00E-6	1.24E-5	4.00E-7	-	-	1.58E-5	1.58E-5	1.24E-5	1.30E-5	-	-	-	-	-	-	4.00E-7	2.00E-6	-	9.40E-7
Cd in Boden a	kg	2.00E-5	7.00E-7	4.00E-6	2.00E-7	-	-	5.60E-6	5.60E-6	4.00E-6	2.00E-5	-	-	-	-	-	-	2.00E-7	7.00E-7	-	5.25E-7
Co in Boden a	kg	3.30E-6	8.00E-8	2.20E-6	7.00E-8	-	-	4.45E-6	4.45E-6	2.20E-6	3.30E-6	-	-	-	-	-	-	7.00E-8	8.00E-8	-	4.10E-7
Cr in Boden a	kg	-	-	1.69E-5	-	-	-	8.89E-5	8.89E-5	1.69E-5	-	-	-	-	-	-	-	1.05E-6	-	-	1.06E-5
Cu in Boden a	kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.50E-6	-	-	-
Fe in Boden a	kg	2.60E-3	-	5.05E-3	-	-	-	1.73E-2	1.73E-2	5.05E-3	2.60E-3	-	-	-	-	-	-	1.44E-3	-	-	3.70E-3
Hg in Boden a	kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.30E-7
Mn in Boden a	kg	1.82E-4	3.67E-5	3.70E-4	4.00E-7	-	-	3.25E-4	3.25E-4	3.70E-4	1.82E-4	-	-	-	-	-	-	2.70E-6	3.67E-5	-	2.85E-5
Ni in Boden a	kg	3.30E-5	1.40E-6	1.50E-5	2.00E-7	-	-	2.00E-5	2.00E-5	1.50E-5	3.30E-5	-	-	-	-	-	-	2.00E-7	1.40E-6	-	3.30E-6
Pb in Boden a	kg	2.90E-6	1.10E-6	2.90E-6	4.00E-7	-	-	1.20E-5	1.20E-5	2.90E-6	2.90E-6	-	-	-	-	-	-	1.00E-6	1.10E-6	-	1.07E-5
Se in Boden a	kg	1.16E-6	-	1.18E-6	-	-	-	1.20E-6	1.20E-6	1.18E-6	1.16E-6	-	-	-	-	-	-	2.20E-7	-	-	1.80E-7
Zn in Boden a	kg	3.86E-4	-	1.03E-5	-	-	-	6.13E-5	6.13E-5	1.03E-5	3.86E-4	-	-	-	-	-	-	4.59E-6	-	-	5.05E-5
Schwermetallgehalte (Wilcke & Döhler 1995 (a), Gsponer 1996 (b)						N-Dünger a	N-Dünger b					P-Dünger a	P-Dünger b				K-Dünger a	K-Dünger b / Kalk a			
Cd in Boden a	kg	-	-	-	-	4.00E-7	8.49E-7	-	-	-	-	7.90E-5	3.32E-5	-	-	-	2.00E-7	2.08E-7	8.62E-7	-	-
Cr in Boden a	kg	-	-	-	-	2.40E-6	2.67E-5	-	-	-	-	4.79E-4	1.91E-3	-	-	-	9.00E-7	1.85E-5	2.15E-5	-	-
Cu in Boden a	kg	-	-	-	-	4.70E-6	1.30E-5	-	-	-	-	1.07E-4	8.10E-5	-	-	-	1.10E-5	9.58E-6	1.86E-5	-	-
Ni in Boden a	kg	-	-	-	-	-	1.30E-5	-	-	-	-	-	8.80E-5	-	-	-	-	8.33E-6	8.62E-6	-	-
Pb in Boden a	kg	-	-	-	-	1.90E-6	5.91E-5	-	-	-	-	5.50E-5	2.62E-5	-	-	-	3.70E-6	1.46E-6	1.34E-5	-	-
Zn in Boden a	kg	-	-	-	-	4.30E-6	1.33E-4	-	-	-	-	9.86E-4	7.66E-4	-	-	-	1.90E-6	1.17E-5	1.07E-4	-	-

5.3.3. Gewächshäuser und Einsatz von Landwirtschaftsmaschinen

In den Berechnungen von Deckungsbeiträgen durch Baltisberger *et al.* (1996, 1997) werden Angaben zum Einsatz von landwirtschaftlichen Maschinen in Zugkraft (ZKh) bzw. Traktoren- (Th) Stunden gemacht. Das Inventar für den Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen wird dementsprechend für die funktionelle Einheit ZKh berechnet. Angaben zum Treibstoffverbrauch verschiedener landwirtschaftlicher Maschinen finden sich bei Ammann (1997). Diese können dazu genutzt werden den Treibstoffverbrauch pro ZKh zu bestimmen. In dieser Studie wird mit einem Dieselverbrauch von 7.2 l/ZKh bzw. 2.59E-4 TJ/ZKh gerechnet.[76] In der Praxis kann der Treibstoffverbrauch je nach Einsatzbereich, Bodenverhältnissen, etc., schwanken.

Die Emissionen landwirtschaftlichen Maschinen pro kg Diesel werden mit den Angaben des BUWAL (1996:199) berechnet. Zusätzlich Angaben wurden dem Berechnungsmodul „Diesel in Baumaschine" (Frischknecht *et al.* 1996:Anhang B, S. 56, Tab. B.4.3) und dem Bericht von Gaillard *et al.* (1997:19) entnommen. Die Materialaufwendungen für den Traktor inklusive Anhänger, für die Herstellung und für die Unterhaltung wurden mit Daten aus der Studie Audsley *et al.* (1997:26, 37, 39) berechnet. Die Nutzungsdauer für den Traktor wurde mit 12000 Stunden angenommen.

Die Aufwendungen für die Infrastruktur eines Gewächshauses wurden mit den Angaben von Gysi & Reist (1990) für eine Nutzungsdauer von 20 Jahren abgeschätzt. Vernachlässigt wurde im Inventar der Aufwand zur Herstellung der Bodensubstrate, die nur einen geringen Beitrag zum Energieverbrauch liefern. Die Verwendung von Vlies wird beim Gemüseanbau getrennt inventarisiert. Die Infrastruktur des Gewächshauses wird bezogen auf den Flächengebrauch für den Gemüseanbau berücksichtigt. Im Inventar für das Gewächshaus sind die Aufwendungen für das Dämpfen (Desinfizieren) enthalten (VSGP *et al.* 1999:185). Die Kosten für Elektrizität wurden mit dem Faktor 0.15 CHF/kWh umgerechnet.

Tab. 5-16 zeigt die neu eingegebenen ECOINVENT-Module. Die Inventardaten werden in Tab. 5-17 gezeigt. Für Baumaterialien wird auf das Inventar von Weibel & Stritz (1995) zurückgegriffen.

Tab. 5-16 ECOINVENT-Modulnamen für die Nutzung von Traktoren und Gewächshaus.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	TechnTin	T	Geog	Ma	Reference
39	Zugkraftstunden	Zkh		Landwirtschaft	1996		CH		NJ Dis
39	Infra Traktor	Stk		Landwirtschaft	1996		CH		NJ Dis
39	Diesel in Landwirtschaftsmaschine	TJ		Landwirtschaft	1996		CH		NJ Dis
39	Infra Gewaechshaus	m2a	Gewaechshaus	Gemueseanbau	1990		CH		NJ Dis
39	Entsorgung Gemueseabfall	kg	Kompostierung	Entsorgung	1998		CH		NJ Dis

[76] Telefonische Auskunft von Herrn Ammann, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT).

Tab. 5-17 Inventardaten für die Nutzung von Traktoren und Gewächshaus.

MName		Infra Traktor	Diesel in Landwirtschafts maschine	Diesel in Landwirtscha ftsmaschine	Zugkraftstu nden	Infra Gewaechsh aus	Entsorgung Gemueseab fall
	Unit	Stk	kg	TJ	Zkh	m2a	kg
Flaeche Bebaut IV	m2a	0	0	0	0	1.00E+0	0
Anwendung HDPE-Folie	kg	0	0	0	0	4.00E-3	0
Alu-Konstruktion	kg	0	0	0	0	5.00E-2	0
Baustahl	kg	0	0	0	0	1.00E+0	0
Gummi EPDM	kg	2.50E+2	0	0	0	0	0
Glas (Flach-) beschichtet	kg	0	0	0	0	6.50E-1	0
Stahl niedriglegiert	kg	2.00E+3	0	0	0	0	0
Stahl unlegiert	kg	3.00E+3	0	0	0	0	0
Stahlblech verzinkt	kg	0	0	0	0	1.00E-1	0
Trinkwasser	kg	0	0	0	0	5.00E+0	0
Transport LKW 40t EU tkm	tkm	5.00E+2	0	0	0	0	0
Transport Bahn WLV tkm	tkm	1.00E+3	0	0	0	0	0
Transport LKW 16t CH tkm	tkm	0	0	0	0	0	2.50E-2
Infra Traktor	Stk	0	0	3.22E-1	0	0	0
Diesel in Landwirtschaftsmaschine	TJ	0	0	0	2.59E-4	0	0
Zugkraftstunden	Zkh	0	0	0	0	2.00E-3	0
Diesel ab Regionallager Euro	t	0	1.00E-3	2.39E+1	0	0	0
Strom Niederspannung - Bezug in UCPTE	TJ	9.20E-2	0	0	0	0	0
Strom Niederspannung - Bezug in CH	TJ	0	0	0	0	7.02E-7	0
Heizoel EL in Heizung 100 kW Brennwert	TJ	0	0	0	0	1.33E-6	0
Abwaerme in Luft s	TJ	9.20E-2	0	1.06E+0	0	7.02E-7	0
BaP Benzo(a)pyren s	kg	0	0	1.17E-4	0	0	0
Benzol s	kg	0	0	2.34E-2	0	0	0
CH4 Methan s	kg	0	2.70E-4	6.45E+0	0	0	0
CO Kohlenmonoxid s	kg	0	2.01E-2	4.80E+2	0	0	0
CO2 Kohlendioxid s	kg	0	0	7.30E+4	0	0	0
N2O Lachgas s	kg	0	1.20E-4	2.87E+0	0	0	0
NH3 Ammoniak s	kg	0	2.00E-5	4.78E-1	0	0	0
NMVOC s	kg	0	8.73E-3	2.09E+2	0	0	0
NOx Stickoxide als NO2 s	kg	0	4.79E-2	1.14E+3	0	0	0
Partikel s	kg	0	6.70E-3	1.60E+2	0	0	0
SOx als SO2 s	kg	0	2.80E-3	6.69E+1	0	0	0
TCDD-Aequivalente	ng	0	6.01E-2	1.44E+3	0	0	0
Abfall CH95: in KVA	kg	2.50E+2	0	0	0	0	0
Kompost OK, 0,5% Sm +P f, ohne Naehrstoffgutschr.	kg	0	0	0	0	0	5.00E-1
Kompost GK, 0,5% Sm +P f, ohne Naehrstoffgutschr.	kg	0	0	0	0	0	5.00E-1
Stahl in Inertstoffdeponie	kg	5.00E+3	0	0	0	0	0

5.3.4. Kühlung von Lebensmitteln

Lebensmittel werden in verschiedenen Stufen des Lebensweges gekühlt. Ein Inventar für Haushaltskühlschränke wurde von Hofstetter (1996) erstellt. Dieses Inventar wurde in ECOINVENT eingegeben und wird in Tab. 5-18 und Tab. 5-19 gezeigt. Hierzu wurden die Variante CH-Strom, Stahl niedriglegiert als Hauptmaterial, Lebensdauer 15 Jahre, Mehrfamilienhaushalt für 6 verschiedene Kühlschranktypen berechnet.[77] Es wird von einer Füllmenge von durchschnittlich 10 kg ausgegangen. Das Inventar wurde auf die Einheit „pro kg Lebensmittel pro Tag“ berechnet. Die Emission von Methanol in Wasser wurde als BSB_5 eingegeben.

Tab. 5-18 ECOINVENT-Modulnamen für das Inventar Kühlschrank.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	Techn	TechnLevel	Geo	Ma	Reference
35	Kompressor	Stk	Fuer Kuehlschrank	Kuehlung	1995		CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Stirling	Stk	Fuer Kuehlschrank	Kuehlung	1995		CH		ph/nj Tagebuchstudie
39	Kieselgur	kg		Basismaterial	1995		CH		ph/nj Tagebuchstudie
39	Aerogel granulaer	kg		Basismaterial	1995		CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Latentspeicher	Stk	Fuer Kuehlschrank	Kuehlung	1995		CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Kuehlschrank Mix	kg*d	Stahl niedriglegiert, Mehrfamilienhaushalt, CH-Strom	Kuehlung	1995	Mix Schweiz heute	CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Kuehlschrank neu	kg*d	Stahl niedriglegiert, Mehrfamilienhaushalt, CH-Strom	Kuehlung	1995	Neue Kuehlschraenke	CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Kuehlschrank Oeko I	kg*d	Stahl niedriglegiert, Mehrfamilienhaushalt, CH-Strom	Kuehlung	1995	Szenario	CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Kuehlschrank Oeko II	kg*d	Stahl niedriglegiert, Mehrfamilienhaushalt, CH-Strom	Kuehlung	1995	Szenario	CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Kuehlschrank Oeko III	kg*d	Stahl niedriglegiert, Mehrfamilienhaushalt, CH-Strom	Kuehlung	1995	Szenario	CH		ph/nj Tagebuchstudie
35	Kuehlschrank Oeko IV	kg*d	Stahl niedriglegiert, Mehrfamilienhaushalt, CH-Strom	Kuehlung	1995	Szenario	CH		ph/nj Tagebuchstudie

[77] Die Varianten Oeko I bis IV dieser Studie wurden für zusätzliche Auswertungen eingegeben.

Tab. 5-19 Inventardaten für Haushaltskühlschränke (Hofstetter 1996).

MName		Kompressor	Stirling	Kieselgur	Aerogel granulaer	Latentspeicher	Kuehlschrank Mix	Kuehlschrank neu	Kuehlschrank Oeko I	Kuehlschrank Oeko II	Kuehlschrank Oeko III	Kuehlschrank Oeko IV
		Stk	Stk	kg	kg	Stk	kg*d	kg*d	kg*d	kg*d	kg*d	kg*d
Abfaelle in Inertstoffdeponie	kg	0	0	0	8.00E-2	0	0	0	1.46E-4	1.46E-4	2.01E-4	1.46E-4
Abfaelle in Reaktordeponie	kg	0	0	0	0	0	1.10E-4	1.10E-4	3.65E-6	3.65E-6	3.65E-6	3.65E-6
Abwaerme in Luft p	TJ	2.50E-5	2.00E-5	2.00E-7	4.36E-6	0	6.16E-7	4.27E-7	2.48E-7	2.13E-7	2.13E-7	1.32E-7
Aceton s	kg	0	0	0	0	0	1.64E-7	1.64E-7	0	0	0	0
Aerogel granulaer	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.01E-4	0
Alkydharzlack	kg	1.50E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aluminium 0% Rec.	kg	2.07E-1	1.07E-1	0	0	4.00E-1	4.20E-5	4.20E-5	1.83E-5	1.83E-5	1.83E-5	1.83E-5
Butan p	kg	0	0	0	0	0	0	0	4.75E-7	4.75E-7	4.75E-7	0
CO2 Kohlendioxid p	kg	0	0	0	2.20E-1	0	0	0	0	0	0	0
Diesel in Baumaschine	TJ	0	0	1.50E-8	0	0	0	0	0	0	0	0
Erdgas HD-Abnehmer Euro	TJ	0	0	0	5.00E-7	0	0	0	0	0	0	0
Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro	TJ	2.45E-4	1.61E-4	1.00E-6	3.60E-5	0	1.83E-9	1.83E-9	7.34E-9	7.34E-9	7.34E-9	7.34E-9
R11 FCKW p	kg	0	0	0	0	0	1.66E-6	0	0	0	0	0
R12 FCKW p	kg	0	0	0	0	0	1.08E-6	0	0	0	0	0
Schlamm in Reaktordeponie	kg	0	0	0	4.00E-2	0	0	0	0	0	0	0
R134a FKW p	kg	0	0	0	0	0	0	1.08E-6	0	0	0	0
Flaeche II-III	m2a	0	0	1.50E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Flaeche II-IV	m2a	0	0	4.50E-3	0	0	0	0	0	0	0	0
Glas (weiss)	kg	5.00E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glas (Flach-) unbeschichtet	kg	0	0	0	0	0	2.83E-5	2.83E-5	2.83E-5	2.83E-5	2.83E-5	2.83E-5
Gummi EPDM	kg	2.40E-2	0	0	0	0	0	0	7.31E-6	7.31E-6	7.31E-6	7.31E-6
Gusseisen	kg	1.29E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heizoel EL ab Regionallager CH	t	2.43E-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heizoel EL in Heizung 100 kW	TJ	1.70E-5	1.10E-5	0	0	0	1.68E-9	1.68E-9	9.13E-10	9.13E-10	9.13E-10	9.13E-10
Heizoel S, Euro in Heizung 1 MW	TJ	0	0	0	5.47E-6	0	0	0	0	0	0	0
Holzbaustoff massiv	kg	0	0	0	0	0	0	0	9.13E-6	9.13E-6	9.13E-6	9.13E-6
Anwendung Kartonschachtel (Tiefdruck)	kg	0	0	0	0	0	2.94E-5	2.94E-5	3.65E-6	3.65E-6	3.65E-6	3.65E-6
Kieselgur	kg	0	0	0	0	0	0	0	6.90E-4	6.90E-4	0	6.90E-4
Kompressor	Stk	0	0	0	0	0	1.83E-5	1.83E-5	1.83E-5	1.83E-5	1.83E-5	0
Kupfer	kg	6.77E-1	9.63E-1	0	0	0	3.65E-6	3.65E-6	5.48E-6	5.48E-6	5.48E-6	0
Latentspeicher	Stk	0	0	0	0	0	0	0	0	1.83E-5	1.83E-5	0
Transport Lieferwagen <3.5 t	tkm	0	0	0	0	0	2.83E-4	2.83E-4	2.83E-4	2.83E-4	2.83E-4	2.83E-4
Methanol	kg	0	0	0	1.00E-2	0	0	0	0	0	0	0
BSB5 s	kg	0	0	0	1.18E-2	0	0	0	0	0	0	0
Methanol s	kg	0	0	0	5.00E-3	0	0	0	0	0	0	0
Natriumchlorid	kg	0	0	0	6.00E-1	0	0	0	0	0	0	0
NMVOC p	kg	0	0	0	0	0	2.47E-7	2.47E-7	2.48E-6	2.48E-6	2.48E-6	2.48E-6
Nutzwaerme ab Heizung 10 kW Brennwert	TJ	0	0	0	0	0	0	6.64E-8	1.29E-7	1.41E-7	1.41E-7	1.70E-7
Partikel p	kg	0	0	4.00E-4	1.00E-3	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung LDPE-Folie	kg	0	0	0	0	0	8.58E-7	8.58E-7	0	0	0	0
Pentan p	kg	0	0	0	0	0	0	3.47E-6	0	0	0	0
Anwendung PET-Vorfoermlinge	kg	1.06E-1	6.00E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypropylen	kg	0	0	0	0	0	1.42E-6	1.42E-6	0	0	0	0
Polystyrol schlagfest	kg	0	6.90E-2	0	0	0	1.41E-4	1.41E-4	0	0	0	0
PUR-Hartschaum	kg	0	0	0	0	0	6.03E-5	6.03E-5	0	0	0	0
Propan/ Butan ab Raffinerie Euro	t	0	0	0	0	0	0	9.13E-9	1.10E-9	1.10E-9	1.10E-9	1.10E-9
PVC schlagfest	kg	0	0	0	0	0	6.67E-6	6.67E-6	0	0	0	0
PVC-Dichtungsbahn	kg	0	0	0	0	0	9.13E-7	9.13E-7	0	0	0	0
Quarzsand	kg	0	0	0	1.03E+0	0	0	0	0	0	0	0
Sauerstoff ab Luftzerlegung	kg	0	0	0	0	0	2.19E-7	2.19E-7	0	0	0	0
Schwefelsaeure H2SO4	kg	0	0	0	4.00E-1	0	0	0	0	0	0	0
Abfall CH95: in KVA	kg	0	0	0	0	0	1.63E-4	1.63E-4	2.56E-5	2.92E-5	2.92E-5	2.19E-5
Silber	kg	2.00E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soda	kg	0	0	0	5.20E-1	0	0	0	0	0	0	0
Stahl hochlegiert	kg	0	8.00E-2	0	0	0	4.02E-6	4.02E-6	5.48E-6	5.48E-6	5.48E-6	5.48E-6
Stahl niedriglegiert	kg	3.50E+0	5.70E-1	0	0	0	0	0	9.50E-5	9.50E-5	9.50E-5	9.50E-5
Stahl unlegiert	kg	6.63E-1	5.94E-1	0	0	0	3.98E-4	3.98E-4	7.76E-4	7.76E-4	7.76E-4	7.76E-4
Stickstoff ab Luftzerlegung	kg	0	0	0	0	0	1.28E-7	1.28E-7	0	0	0	0
Stirling	Stk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.83E-5
Strom Mittelspannung - Bezug in UCPTE	TJ	2.50E-5	2.00E-5	2.00E-7	4.36E-6	0	3.14E-9	3.14E-9	3.76E-9	3.76E-9	3.76E-9	3.76E-9
Strom Niederspannung - Bezug in CH	TJ	0	0	0	0	0	6.13E-7	4.24E-7	2.44E-7	2.10E-7	2.10E-7	1.28E-7
Toluol p	kg	1.50E-1	0	9.00E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Transport LKW 40t EU tkm	tkm	0	0	0	0	0	1.83E-4	1.83E-4	4.57E-4	4.57E-4	4.57E-4	4.57E-4
Transport LKW 28t CH tkm	tkm	1.40E+0	7.00E-1	0	6.00E-1	0	3.29E-4	3.29E-4	5.48E-4	5.48E-4	5.48E-4	5.48E-4
Transport Bahn WLV tkm	tkm	4.20E+0	2.10E+0	0	1.00E+0	0	7.31E-5	7.31E-5	7.31E-5	7.31E-5	7.31E-5	7.31E-5
Trinkwasser	kg	0	0	0	2.64E+0	1.60E-1	7.12E-3	7.12E-3	2.41E-2	2.41E-2	2.41E-2	2.41E-2
Wasser entkarbonisiert	kg	0	0	0	4.50E+0	0	0	0	0	0	0	0
Lebensdauer	d	0	0	0	0	0	5.48E+3	5.48E+3	5.48E+3	5.48E+3	5.48E+3	5.48E+3
Fuellmenge	kg	0	0	0	0	0	1.00E+1	1.00E+1	1.00E+1	1.00E+1	1.00E+1	1.00E+1

5.3.5. Abfallentsorgung

Etwa 10% des in der Schweiz anfallenden organischen Abfalls stammen aus Nahrungsmitteln. Schätzungen gehen davon aus, dass etwa 25% der produzierten Nahrungsmittel nicht konsumiert, sondern entsorgt werden (Bundesamt für Gesundheit 1998). Die Gesamtmenge der getrennt gesammelten Kompostabfälle in der Schweiz beträgt etwa 450 tsd. Tonnen pro Jahr (BUWAL 1998).

Etwa 80% der pflanzlichen Abfälle aus der industriellen Produktion werden weiterverwertet bzw. kompostiert.[78] Auch verdorbene Waren aus dem Handel werden teil-

[78] Vgl. hierzu „Wenn Delikatessen zu Müll werden." Tages-Anzeiger, Zürich vom 15.10.98 auf Seite 77: „Die an sich sinnvolle Verfütterung der Speisereste und Rüstabfälle an Mastschweine ist streng reglementiert. Es darf keineswegs einfach alles zum Futter geworfen werden, was

weise weiterverwertet, etwa 1/3 gelangt in die KVA. In der Region Bern gibt es keine Getrenntsammlung kompostierbarer Abfälle. Es wird somit davon ausgegangen, dass ein Anteil von 80% der aus Haushaltungen stammenden Rüstabfälle in die KVA gelangt. Der Anteil privater Kompostierung liegt unter 1/3.[79]

Von Stefanie Hellweg (Gruppe Sicherheit & Umweltschutz, ETH) und Konrad Schleiss (Umwelt- und Kompostberatung, Baar) wurde für die Entsorgung von kompostierbaren Abfällen in einer Kehrichtverbrennungsanlage (KVA) ein Berechnungsmodul abgeschätzt. Es wurde eine mittlere Zusammensetzung des kompostierbaren Abfalls angenommen. Dabei wurde mit 40% Trockensubstanz und davon 70% organischer Substanz mit 58% C, also 162 g C pro kg Frischsubstanz gerechnet (Schleiss 1999). Bei der KVA wird mit 100% CO_2-Emission aus der organischen Substanz gerechnet.[80] Die Kompostierung von Gemüseabfällen wird mit dem Mittelwert der Anlagen Fehraltdorf und KEWU abgeschätzt. Tab. 5-17 zeigt das Inventar für die Entsorgung von Gemüseabfällen aufbauend auf dem Inventar von Schleiss (1999).

Für die Entsorgung von Schlachtabfällen und Tierkadavern wird angenommen, dass diese zunächst zu Tiermehl verarbeitet werden. Das Tiermehl kann hinterher in Zementwerken als Brennstoff eingesetzt werden und substituiert dort Heizöl. Das Inventar wird aufbauend auf die Angaben von Käufeler (1997) zum Wasser und Abwasseranfall sowie mit den Angaben zum Energieverbrauch aus zwei Studien gerechnet (Membrez 1997, von Roll 1997). Emissionen aus der Verbrennung werden nicht berücksichtigt da sie der Zementherstellung angelastet werden sollten. Tab. 5-20 zeigt die verwendeten Informationen und das berechnete Inventar.

Tab. 5-20 Inventardaten für Tiermehlherstellung und Entsorgung von Tierkörpern.

		Audit TMF	Audit TMF	Membrez 1997	Membrez 1997	Tiermehl	Entsorgung Tierkoerper
	Unit	Betrieb	kg	kg Input	kg Tiermehl	kg	kg
Tiermehl	kg	0	0	0	0	0	3.72E-1
Trinkwasser	kg	2.79E+7	2.89E+0	0	0	2.89E+0	0
Abwasser Lebensmittelindustrie ARA III	m3	2.79E+4	2.89E-3	0	0	2.89E-3	0
Transport LKW 28t EU tkm	tkm	0	0	2.00E-1	5.38E-1	2.00E-1	2.00E-1
Strom Mittelspannung - Bezug in CH	TJ	8.63E+0	8.93E-7	2.97E-6	7.98E-6	7.98E-6	0
Heizoel EL in Heizung 100 kW	TJ	0	0	1.89E-6	5.08E-6	5.08E-6	0
Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro	TJ	7.81E+1	8.09E-6	0	0	0	0
Input	kg	2.66E+7	0	0	1.00E+0	0	0
Output	kg	9.65E+6	0	0	3.72E-1	0	0
Input zu Output	1	3.63E-1	0	0	3.72E-1	0	0
Dampf	t	2.79E+4	0	0	0	0	0

5.3.6. Abwasserentsorgung

Für die Entsorgung von Haushalts- und Industrieabwässern wurde ein Inventar mit Hilfe des Berechnungstools von Zimmermann *et al.* (1996) erstellt. Tab. 5-21 zeigt die Originalwerte für das Schweizer Durschnittsabwasser und Messwerte für Haushaltsabwässer aus verschiedenen Studien (Baccini & Bader 1996, Deplazes *et al.* 1995,

in der Küche überflüssig ist oder dem Gast nicht geschmeckt hat. Auch für die Kompostierung eignet sich nur ein Teil des anfallenden Materials."

[79] Informationen von Konrad Schleiss (UNS-ETH).

[80] Vgl. zur Bilanzierung des CO_2-Kreislaufs die Angaben in Kapitel 5.1.1.

Koppe & Stozek 1993). Haushaltsabwässer sind deutlich höher mit BSB_5 und Nährstoffen belastet. Die Eingabewerte in das Berechnungstool werden in den letzten beiden Spalten dargestellt. Tab. 5-13 zeigt die neu eingegebenen ECOINVENT-Modulnamen für die Abwasserentsorgung.

Tab. 5-21 Belastung von Abwässern aus Haushalten und der Lebensmittelindustrie. Inventardaten für diese Studie.

	Abwasser Ø Schweiz	Haushalts-abwasser	Haushalts-abwasser	Haushalts-abwasser	Diese Studie	Abwasser Lebensmittel-industrie
	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3
BSB5	103.6	-	441	300	400	1000
CSB	155.6	686	882	702	-	-
Ntot	24.6	-	-	67.5	-	120
NH4-N	13.9	-	4	50	50	-
NO3-N	2.1	-	-	-	4	-
NO2-N	0.4	-	-	-	1	-
Norg.gel.-N	4.9	-	-	-	7.5	-
Npart-N	3.3	-	-	-	5	-
Ptot	3	8.8	13	15	15	8
PO4-P	1.9	-	-	-	-	-
Ppart-P	1.1	-	-	-	-	-
SO4-S	44	-	-	-	44	-
Spart-S	2	-	-	-	2	-
Stot	46	25.8	-	46	-	46
Al	-	7.0	-	-	7.0	3
Cu	-	0.1	-	-	0.1	0.068
Zn	-	0.3	-	-	0.3	0.152
Abwassermenge m3/a		76.6	62	200	-	-
Quelle	*Zimmermann et al. 1996*	*Baccini et al. 1996*	*VSA 1995*	*Koppe et al.1993*		*VSA 1995*

5.4. Sachbilanz für das Modul Gemüseprodukt

In diesem Kapitel wird die Sachbilanz für verschiedene Gemüseprodukte erarbeitet. Ziel der Inventarisierung war es, die Verhältnisse zum Erhebungszeitpunkt der Tagebuchstudie abzubilden. Hierzu musste die Saisonabhängigkeit der Gemüseproduktion berücksichtigt werden. Zunächst werden deshalb einige statistische Angaben zum Gemüseanbau in der Schweiz zusammengetragen. Diese dienen, neben Literaturangaben zur Gemüseproduktion, als Grundlage für das Inventar der landwirtschaftlichen Produktion.

5.4.1. Der Schweizerische Gemüsemarkt

Etwa 1.07 Mio. ha Fläche werden in der Schweiz landwirtschaftlich genutzt. Zum überwiegenden Teil erfolgt die Nutzung als Grün- und Wiesenland. Der Anbau von Gemüse findet nur auf 6600 ha oder 0.6% der Fläche statt (Schweizerischer Bauernverband 1997a).

Heute stammen über 90% des in der Schweiz produzierten Gemüses aus integrierter Produktion (VSGP *et al.* 1999). Der Anteil biologisch produzierten Gemüses schwankt von Sorte zu Sorte und beträgt etwa 5- 10%. In den letzten Jahren sank der Anteil des im Freiland angebauten Gemüses. Die Produktion in Gewächshäusern und auf Substrat (Hors-sol) stieg dagegen, z.B. für Tomaten und Gurken, an. Tab. 5-22 zeigt den Anteil und die Erträge verschiedener Anbauarten im Jahr 1992.

Tab. 5-22 Anteil und Erträge verschiedener Anbauarten in der Schweiz 1992 (Schweizerischer Bauernverband 1997a).

	Ertrag kg/m ²	Tomaten Anteil Produktion %	Gurken Anteil Fläche %
Freiland	5-8	28%	29%
Gewächshaus - Hochglas	6-10	38%	58%
Gewächshaus - Hochplastik	8-12		
Hors-sol	20	34%	13%

Im Jahr 1995 betrug der Wert der landwirtschaftlichen Endproduktion[81] etwa 8884 Mio. CHF. Auf den Gemüseanbau entfielen hiervon 402 Mio. CHF (4.5%) (vgl. hierzu Tab. 5-6). Etwa 45 - 50% des in der Schweiz konsumierten Gemüses werden importiert. Im Jahr 1995 betrug die Importmenge etwa 300 tsd. Tonnen im Wert von 493 Mio. CHF (Schweizerischer Bauernverband 1995). Die Auswertung von Statistiken zeigt, dass in den Monaten März bis Mai am meisten importiert wird. Im Erhebungsmonat der Tagebuchstudie (November) gibt es einen mittleren Importanteil (siehe Abb. 5-3).[82]

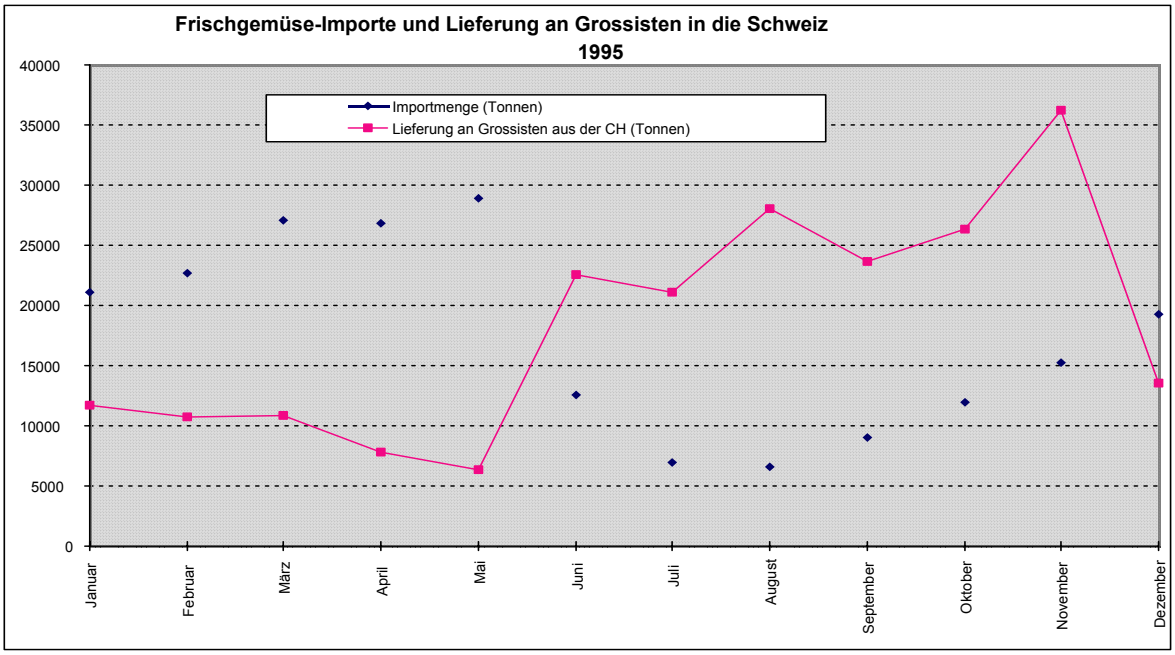


Abb. 5-3 Jahreszeitliche Entwicklung der Gemüseimporte und der Lieferung an Grossisten aus der Schweiz.[83] Zum Teil wird im Herbst auch gelagertes Gemüse unter den Lieferungen an den Grossisten erfasst.

[81]Angaben auf www.zahlenspiegel.ch/96_97/38.htm der Gesellschaft zur Förderung der schweizerischen Wirtschaft.

[82] Zum Zeitpunkt der Erhebung für die Tagebuchstudie im November und Dezember gibt es ein gemischtes Angebot von in der Schweiz im Freiland produzierten Waren und anderen Produkten. Wenn die Erhebung zur Tagebuchstudie zu einem früheren Zeitpunkt durchgeführt worden wäre, so wäre der Anteil importierter Gemüse relativ gering. Somit würde das Kriterium "Berücksichtigung der Saisonabhängigkeit" zur Beurteilung des Einkaufsverhaltens bei der Auswertung entfallen.

[83] Informationen der SZG - Schweizerische Zentralstelle für Gemüsebau, Koppingen.

Etwa 80% des Gemüses werden frisch und 20% werden als Konserven konsumiert. Gemüsekonserven wurden vollständig importiert (vgl. hierzu Tab. 5-5 und Schweizerischer Bauernverband 1995). Der Gesamtkonsum von 630 tsd. Tonnen Gemüse im Jahr 1994 entspricht 12% der konsumierten Nahrungsmittel. Für den Absatz von Gemüse in der Schweiz lassen sich drei Märkte unterscheiden (Anwander Phan-Huy 1993):

- Ein kleinräumiger Markt, der den Verkauf ab Hof, die Wochenmärkte und die Eigenversorgung umfasst.
- Die ökologische Vertragsproduktion von MIGROS und COOP.
- Die Vermarktung über die Engros-Märkte und Genossenschaften, die heute den grössten Teil ausmachen. Hierzu kann auch der Import, inkl. der Direktimporte durch die beiden Grossverteiler gezählt werden.

5.4.2. Sachbilanz der IP-Gemüseproduktion

Die Bilanzierung der eingesetzten Betriebsmittel (Dünger, Pestizide, Maschineneinsatz) wurde für eine Reihe von IP-Gemüseprodukten durchgeführt. Die Zusammenfassung der Einzelproduktdaten zu den in der Tagebuchstudie unterschiedenen Gemüsekategorien erfolgte auf Grund eines entsprechend des Pro-Kopf-Verbrauchs in der Schweiz gewichteten Mittels. Die konsumierte Gemüsemengen in kg pro-Kopf für das Jahr 1995 werden in Tab. 5-28 gezeigt (SZG 1997:96).

Dünger

Der Einsatz von Dünger für verschiedene Arten von Gemüse wird auf Grundlage von Angaben der VSGP - Kommission für Produktionskostenberechnung (1999) und von Gysi (1993) berechnet. Fehlende Angaben wurden mit Daten der Schweizerische Gemüse Union *et al.* (1998) und Wixinger *et al.* (1996) ergänzt (siehe Tab. 5-26 und Tab. 5-27). Tab. 5-24 zeigt die für die einzelnen Produkte zu Grunde gelegte Datenquelle.

Diese Daten entsprechen für den Ertrag eher einer unteren und für den Produktionsmitteleinsatz eher dem oberen Bereich der möglichen Bandbreite, da bei der Erstellung der Deckungsbeiträge das Interesse besteht, die Kosten möglichst hoch abzuschätzen. Für die integrierte Produktion wird davon ausgegangen, dass 15% Hofdünger eingesetzt werden und die Handelsdüngermenge entsprechend der hierdurch erfolgten Stickstoffgabe reduziert wird.[84]

Zusätzlich zu den Emissionen durch die Anwendung von P-Dünger werden bei Gemüseanbau im Freiland auch P-Emissionen durch Erosion berücksichtigt. Entsprechend den Angaben von Braun *et al.* (1994:24) wird von einer Emission von 0.5 kg PO4-P pro ha und Jahr ausgegangen. Etwa 10% hiervon gelangen in Gewässer. Der wirkliche Erosionsgrad hängt allerdings von der Art der Bodenbearbeitung ab und kann sich für verschiedene Kulturen unterscheiden (Braun *et al.* 1997). Für den Anbau im Gewächshaus wird kein erosionsbedingter Phosphataustrag angenommen. Ammoniak-

[84] Mündliche Auskunft von Ch. Gysi, FAW.

emissionen aus Ernteverlusten werden mit 0.2 kg NH_3/ha/a angenommen (Braun *et al.* 1994:20).

Alle anderen Emissionen auf Grund der Düngerausbringung werden für Gewächshaus- und Freilandproduktion gleich abgeschätzt. Für den Freilandanbau wird eine Gründüngung jeweils nach drei Jahren angenommen und in der Bilanzierung berücksichtigt.

Pflanzenschutzmittel

Für die Berechnung des Eco-indicator 95+ wird ein Inventar der zur Gemüseproduktion eingesetzten Wirkstoffmenge von Pflanzenbehandlungsmitteln benötigt. Nicht unterschieden werden die verschiedenen in den Produkten enthaltenen Wirkstoffe. Für neuere Bewertungsmethoden ist eine Unterscheidung zumindestens hinsichtlich der 3 Hauptgruppen - Herbizide, Insektizide und Fungizide - sinnvoll.

Die gesamte Schweizerische Einsatzmenge von verschiedenen Pflanzenschutzmitteln wird in Tab. 5-23 wiedergeben. Insgesamt wurden 1827 Tonnen Pflanzenschutzmittel im Wert von 131 Mio. CHF in der Schweiz und Liechtenstein abgesetzt. Die durchschnittliche Wirkstoffmenge pro ausgegebenem Schweizer Franken beträgt 0.0139 kg/CHF.

Tab. 5-23 Absatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz (Tonnen) im Jahr 1995 (Schweizerischer Bauernverband 1997a).

	Menge 1995	Anteil 1995
Insektizide (inbegriffen Mineralöl)	186	10.2%
Herbizide	657	36.0%
Fungizide, Bakterizide, Saatbeizmittel	949	51.9%
Wachstumsregulatoren	34	1.9%
Rodentizide	1	0.1%
Total (Wirkstoffgewicht in Tonnen)	1827	
Total (Wert zu Verbraucherpreisen, Mio. CHF)	131.2	
Erhebung der Schweizerischen Gesellschaft für Chemische Industrie		
Erfasst sind ca. 95 % des gesamten Marktes, ohne Haus und Gärten		

Der Einsatz von Pestiziden im Gemüseanbau wird für diese Untersuchung, soweit möglich, auf Grund der Angaben der VSGP (1999) zu den eingesetzten Pflanzenschutzmitteln abgeschätzt. Die Wirkstoffmenge wurde hieraus mit den Angaben der FAW (1999) berechnet. Für einige Produkte waren nur Angaben zum Freiland oder zum Gewächshausanbau vorhanden. Die nicht angegebene Anbauweise wurde dann mit den gleichen Werten abgeschätzt. Für einige Gemüseprodukte konnten die Pestizidanwendungen mit den Angaben der Schweizerische Gemüse Union (1998) abgeschätzt werden. Für Gemüseprodukte zu denen die VSGP (1999) keine Angaben gemacht hat, wurden die Wirkstoffmengen mit den Angaben zu den Ausgaben von Wixinger *et al.* (1996) bzw. Baltisberger *et al.* (1996, 1997) und dem in Tab. 5-23 berechneten durchschnittlichen Wirkstoffgewicht pro ausgegebenem Franken berechnet. In Fällen, wo dies nicht möglich bzw. nicht plausibel war, wurde auf die Daten von Gysi (1993) zurückgegriffen und der Wirkstoffgehalt mit 20% (Durchschnitt der angegebenen Daten) abgeschätzt. Für Gemüseprodukte, die von der VSGP (1999) nicht berücksichtigt wurden, führt dies wahrscheinlich zu einer Überschätzung der Anwendungsmenge, da diese in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen ist. Die Anwen-

dung von Kupferpräparaten wurde mit den Angaben der VSGP (1999) bilanziert und als Emission in den Boden berücksichtigt. Tab. 5-30 zeigt die Berechnungen für den Pestizideinsatz im Gemüseanbau.

Infrastruktur

Angaben zum Energieverbrauch für Maschinen und zur Beheizung der Gewächshäuser finden sich bei der VSGP (1999) und bei Gysi (1993). Sie wurden als Grundlage für die weiteren Berechnungen genutzt. Die Verwendung von Folien/Vlies wurde ebenfalls auf Grundlage der oben genannten Quellen berechnet. Die Aufwendungen für die Infrastruktur des Gewächshauses wurden bereits im Grundlagenkapitel inventarisiert.

Tab. 5-26 zeigt Daten zum IP-Gemüseanbau. In Tab. 5-27 werden vergleichbare Daten für den Gewächshausanbau gezeigt. Die Inventardaten für die IP-Gemüseproduktion werden in Tab. 5-31 gezeigt. Tab. 5-25 zeigt die verwendeten ECOINVENT-Modulnamen.

5.4.3. Sachbilanz der Bio-Gemüseproduktion

Zum biologischen Gemüseanbau liegen weniger Daten vor. Von der VSGP (1999) werden erstmals die Deckungsbeiträge für 11 Gemüsesorten veröffentlicht. Am FiBL wurden in einer Semesterarbeit Daten für weitere Gemüseprodukte erhoben. Diese standen im Entwurf für diese Arbeit zur Verfügung. Somit war es möglich den Anbau von 5 weiteren Gemüseprodukten zu bilanzieren und die Daten der Deckungsbeiträge teilweise zu aktualisieren. Fehlende Angaben wurden mit Daten für die IP-Produktion abgeschätzt.

Das Inventar wurde auf Grund der Daten der VSGP (1999) und des FIBL mit zusätzlichen Angaben zur Flächenauslastung von der SZG berechnet. Einbezogen werden Daten von 16 Bioprodukten. Als Umrechnungsfaktor für Stapelmist wurden 650 kg/m^3 verwendet (VSGP *et al.* 1999:190). Die Beheizung im Bioanbau ist nur in Ausnahmefällen gestattet und wird nicht berücksichtigt (Vereinigung schweizerischer biologischer Landbau-Organisationen (VSBLO/BIO SUISSE) 1997).

Die eingegebenen ECOINVENT-Module werden mit der verwendeten Datengrundlage in Tab. 5-24 dokumentiert. Angaben zu den Inventardaten werden in Tab. 5-32 wiedergegeben. Die einzelnen Gemüseprodukte wurden entsprechend dem Vorgehen beim IP-Gemüse zu Produktkategorien zusammengefasst. Tab. 5-28 zeigt die Mittelwertbildung für die Produktkategorien. Der gewichtet Durchschnitt berücksichtigt den Pro-Kopf-Verbrauch verschiedener Gemüseprodukte in der Schweiz (SZG 1997:96). Getrennte Daten für den Handel mit Biogemüse standen nicht zur Verfügung.

Für die Bio-Gemüsekategorien lagen Daten für weniger Produkte vor als für die Bildung der IP-Kategorien. Für Biogemüse der Kategorie *Auberginen etc.* lagen keine Daten vor und diese Kategorie wurden als Mittelwert aller Produkte abgeschätzt. Die Angaben für Chicorée, Lauch und Tomaten sind besonders unsicher, da sie nur auf einer einzelnen Erhebung beruhen. Hierdurch kommt es zu unerwünschten Verzerrun-

gen beim Vergleich mit IP-Gemüse. Die Genauigkeit des Inventars für die Bioproduktion von Gemüse kann insgesamt noch nicht befriedigen.

5.4.4. Inventardaten Gemüseproduktion

Da die Anzahl der unterschiedenen Gemüsekategorien für die Auswertung der Tagebuchstudie zu hoch war, wurden für die Auswertung der Tagebuchstudie verschiedene Gemüsekategorien noch weiter zusammengefasst. Dieses Vorgehen ist im Anhang auf Seite 238 dokumentiert. Im folgenden werden die Inventardaten für die untersuchten Gemüseprodukte dokumentiert. Einige Unsicherheiten konnten nicht aufgeklärt werden. Die Angaben zum Pestizideinsatz in der Gemüseproduktion in verschiedenen Literaturquellen schwanken relativ stark. Wahrscheinlich hat es hier in den letzten Jahren auf Grund der Umstellung auf IP-Produktion viele Veränderungen gegeben, so dass die Daten immer wieder angepasst werden müssen. Nicht für alle Gemüseprodukte waren Daten aus dem gleiche Jahr vorhanden.

Tab. 5-24 ECOINVENT-Modulnamen der Bio-Gemüseproduktion.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	Techn	Tecograph	Ma	Reference
33	Auberginen, etc. Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Gurken, etc. Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Kohlgemuese Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Lauchgemuese Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Salat Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Sonstiges Gemuese Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Wurzelgemuese Bio	kg	Kategorie	Mittelwert	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
33	Einschneidekabis Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1997	CH		NJ Dis/ FiBL
33	Randen Lager Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Randen Verarbeitung Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Blumenkohl Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Broccoli Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Sellerie Lager Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Sellerie Verarbeitung Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Rotkabis Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Karotten Lager H Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Karotten Verarbeitung Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Bohnen Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Erbsen Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Zwiebeln Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1999	CH		NJ Dis/ VSGP 99
33	Chicoree Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1997	CH		NJ Dis/ FiBL
33	Lauch Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1997	CH		NJ Dis/ FiBL
33	Tomaten Bio	kg	Produkt	Gemueseanbau bio	1997	CH		NJ Dis/ FiBL
33	Mittelwert Bio	kg	Gruppe	Gemueseanbau bio	1997	CH		NJ Dis/SZG 97
39	Gruenduengung	m2		Landwirtschaft	1997	CH		NJ Dis/ LBL 98
39	Gruenduengung Bio	m2		Landwirtschaft	1997	CH		NJ Dis/ LBL 98

Tab. 5-25 ECOINVENT-Modulnamen der IP-Gemüseproduktion.

Catl	MName	Unit	Clarific	Technology	echnTin	echnLev	Gec	Ma	Reference
33	Aubergine FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93/VSGP 99
33	Blumenkohl FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Bohnen FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Broccoli FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Chicoree FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Chinakohl FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Endivie FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Erbsen FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Fenchel FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Gurke FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93/VSGP 99
33	Kabis FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Weisskabis FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Karotten FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Karotte Pariser FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Kartoffel Frueh- FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Kohlrabi FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Kopfsalat FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Krautstiel FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Lauch FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Nuesslisalat FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis /SGU 98, Gysi 93
33	Paprika FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93/VSGP 99
33	Petersilie FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis /SGU 98, Gysi 93
33	Radieschen FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Randen FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Rettich FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Rhabarber FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Rosenkohl FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Rotkabis FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Schnittlauch FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Schwarzwurzel FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Sellerie Knolle FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Spargel FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Spinat 1. Schnitt FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Spinat 2. Schnitt FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Tomaten FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis /SGU 98, Gysi 93
33	Wirz FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Zucchetti FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis /SGU 98, Gysi 93
33	Zuckermais FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	IP-FL	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Zwiebeln FL	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	IP-FL	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Aubergine GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Bohnen GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Gurke GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Kohlrabi GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Kopfsalat GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Krautstiel GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Kresse GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Lauch GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Nuesslisalat GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Paprika GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Petersilie GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Radieschen GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Rettich GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Schnittsalat GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93
33	Sellerie GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1993	GH	CH		NJ Dis /Gysi 93/VSGP 99
33	Tomaten GH	kg	Produkt	Gemueseanbau	1999	GH	CH		NJ Dis /VSGP 99
33	Mittelwert FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Mittelwert GH	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	GH	CH		NJ Dis
33	Kohlgemuese FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Salat FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Salat GH	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	GH	CH		NJ Dis
33	Wurzelgemuese FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Lauchgemuese FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Auberginen, etc. FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Auberginen, etc. GH	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	GH	CH		NJ Dis
33	Gurken, etc. FL	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Gurken, etc. GH	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	GH	CH		NJ Dis
33	Sonstiges Gemuese	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	IP-FL	CH		NJ Dis
33	Sonstiges Gemuese GH	kg	Kategorie	Gemueseanbau	1998	GH	CH		NJ Dis
19	Desinfektionsmittel in Wasser	kg	angewendete Wirkstoffmenge	Landwirtschaft	1995		CH		NJ Dis
19	Fungizid in Wasser	kg	angewendete Wirkstoffmenge	Landwirtschaft	1995		CH		NJ Dis
19	Herbizid in Wasser	kg	angewendete Wirkstoffmenge	Landwirtschaft	1995		CH		NJ Dis
19	Insektizid in Wasser	kg	angewendete Wirkstoffmenge	Landwirtschaft	1995		CH		NJ Dis

Tab. 5-26 Daten zum Freiland IP-Gemüseanbau der VSGP (1999) plus Ergänzungen.

Freiland oder	Veg. Zeit	Ertrag	N	P2O5	K2O	Mg	Pestizid	Pestizid	Traktor
Tunnel			Dünger Reinnährstoff				Wirkstoff	Cu	
	Anteil pro a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	g/a	g/a	Zkh/a
Aubergine FL	50%	400	1.7	0.2	1.3	0.1	27.3	13.2	1.24
Blumenkohl FL	44%	220	2.0	0.3	0.8	0.1	32.0	0.0	1.07
Bohnen FL	60%	80	0.3	0.1	0.5	0.1	24.8	0.0	0.25
Broccoli FL	30%	174	1.8	0.3	0.9	0.1	36.2	0.0	0.99
Chicoree FL	100%	147	0.3	0.3	1.0	0.2	60.9	11.3	0.52
Chinakohl FL	30%	456	1.6	0.3	1.2	0.1	99.2	0.0	0.87
Endivie FL	36%	350	1.3	0.2	0.9	0.1	8.7	0.0	0.88
Erbsen FL	80%	69	0.3	0.2	0.6	0.1	27.6	0.0	0.16
Fenchel FL	30%	160	1.4	0.3	1.1	0.2	50.5	0.0	0.85
Gurke FL	44%	300	1.4	0.3	1.7	0.2	15.4	0.0	0.26
Kabis FL	88%	750	1.8	0.3	1.5	0.2	54.2	0.0	1.28
Weisskabis FL	66%	424	1.2	0.3	1.2	0.2	104.8	0.0	0.82
Karotten FL	75%	600	1.1	0.4	1.4	0.2	104.7	13.5	0.95
Karotte Pariser FL	75%	250	0.5	0.3	1.0	0.1	25.0	0.0	0.27
Kartoffel Frueh- FL	75%	250	1.0	0.5	1.8	0.1	40.0	0.0	0.37
Kohlrabi FL	33%	234	1.3	0.4	1.2	0.2	32.0	0.0	1.43
Kopfsalat FL	20%	350	0.9	0.2	0.7	0.1	10.0	0.0	0.87
Krautstiel FL	36%	1000	1.5	0.6	2.2	0.3	1.1	0.0	0.67
Lauch FL	60%	424	1.6	0.3	1.1	0.2	14.7	0.0	1.27
Nuesslisalat FL	36%	100	0.5	0.1	0.6	0.1	13.8	0.0	0.24
Paprika FL	36%	300	0.9	0.2	2.5	0.3	2.0	0.0	1.32
Petersilie FL	36%	250	1.0	0.3	1.2	0.2	2.3	0.0	0.74
Radieschen FL	36%	300	0.5	0.2	0.8	0.1	26.1	0.0	0.46
Randen FL	80%	600	1.4	0.4	1.6	0.2	42.3	9.0	0.59
Rettich FL	36%	400	1.1	0.4	1.5	0.1	54.4	0.0	0.46
Rhabarber FL	36%	450	1.3	0.3	1.2	0.1	15.0	0.0	0.47
Rosenkohl FL	66%	105	1.5	0.4	1.4	0.1	99.9	18.0	0.96
Rotkabis FL	66%	415	1.3	0.3	1.2	0.2	108.8	0.0	0.82
Schnittlauch FL	100%	300	1.7	0.3	1.2	0.2	97.4	0.0	1.78
Schwarzwurzel FL	36%	250	1.2	0.3	1.0	0.1	90.0	0.0	0.75
Sellerie Knolle FL	70%	403	1.5	0.5	1.4	0.1	102.5	0.0	1.11
Spargel FL	100%	47	1.2	0.3	1.1	0.2	100.1	0.0	0.66
Spinat 1. Schnitt FL	40%	90	1.3	0.2	0.9	0.1	13.8	0.0	0.16
Spinat 2. Schnitt FL	40%	150	1.5	0.3	1.2	0.2	13.8	0.0	0.16
Tomaten FL	36%	800	1.3	0.5	2.6	0.3	67.8	30.8	1.78
Wirz FL	66%	341	1.2	0.2	1.0	0.2	108.8	0.0	0.81
Zucchetti FL	36%	450	1.4	0.2	1.0	0.1	11.4	0.0	0.67
Zuckermais FL	36%	180	1.5	0.5	1.0	0.2	3.3	0.0	0.11
Zwiebeln FL	80%	360	1.0	0.6	2.0	0.3	141.3	0.0	1.48

Tab. 5-27 Daten zum IP-Gemüseanbau im Gewächshaus der VSGP (1999) plus Ergänzungen.

Gewächshaus oder	Veg. Zeit	Ertrag	N	P2O5	K2O	Mg	Pestizid	Kupfer	Traktor	Summe Heizöl
Tunnel beheizt	Anteil pro a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	g/a	g/a	Zkh/a	l/a
Aubergine GH	50%	800	2.0	1.0	3.5	0.5	27.3	13.2	1.72	550
Bohnen GH	29%	450	0.4	0.8	1.8	0.3	14.0	0.0	1.49	840
Gurke GH	44%	1500	2.0	1.0	3.0	0.6	15.4	0.0	2.61	980
Kohlrabi GH	25%	450	1.4	0.6	2.0	0.3	0.0	0.0	0.43	426
Kopfsalat GH	26%	400	0.9	0.2	0.7	0.1	5.2	0.0	0.65	510
Krautstiel GH	36%	900	2.0	1.0	4.0	0.5	0.4	0.0	0.60	624
Kresse GH	36%	130	0.2	0.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.46	624
Lauch GH	45%	500	1.6	0.6	2.2	0.3	0.0	0.0	0.43	774
Nuesslisalat GH	30%	120	0.5	0.1	0.6	0.1	0.0	0.0	0.86	200
Paprika GH	52%	923	1.6	0.5	2.5	0.3	2.0	0.0	1.42	240
Petersilie GH	36%	300	1.0	0.5	1.8	0.2	0.0	0.0	0.43	624
Radieschen GH	15%	400	0.6	0.3	1.0	0.2	0.0	0.0	0.99	480
Rettich GH	36%	500	0.9	0.5	2.0	0.3	0.0	0.0	0.46	624
Schnittsalat GH	26%	150	0.5	0.1	0.5	0.1	3.9	0.0	0.43	447
Sellerie GH	36%	600	1.2	0.7	2.2	0.3	102.5	0.0	0.43	624
Tomaten GH	44%	2400	3.3	1.6	6.8	1.2	60.8	30.8	3.30	550

Tab. 5-28 Mittelwertbildung aus den Einzelprodukten für die IP-Gemüsekategorien mit den Pro-Kopf-Verbrauchsmengen in der Schweiz 1995 (Lüthi & Walthert 1997).

MName	Mittelwert FL	Mittelwert GH	Kohlgemuese FL	Salat FL	Salat GH	Wurzelgemuese FL	Lauchgemuese FL	Aubergine n, etc. FL	Aubergine n, etc. GH	Gurken, etc. FL	Gurken, etc. GH	Sonstiges Gemuese	Sonstiges Gemuese GH
Aubergine FL	9.50E-3	0	0	0	0	0	0	2.49E-1	0	0	0	0	0
Blumenkohl FL	4.48E-2	0	2.55E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bohnen FL	1.20E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.82E-1	0
Broccoli FL	1.58E-2	0	9.00E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chicoree FL	3.40E-2	0	0	2.34E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chinakohl FL	1.85E-2	0	1.05E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Endivie FL	4.47E-2	0	0	3.08E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erbsen FL	3.32E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.04E-4	0
Fenchel FL	2.87E-2	0	0	0	0	0	0	7.51E-1	0	0	0	0	0
Gurke FL	5.98E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	2.11E-1	0	0	0
Kabis FL	1.85E-2	0	1.05E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Weisskabis FL	2.67E-2	0	1.52E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Karotten FL	4.59E-2	0	0	0	0	2.53E-1	0	0	0	0	0	0	0
Karotte Pariser FL	4.59E-2	0	0	0	0	2.53E-1	0	0	0	0	0	0	0
Kartoffel Frueh- FL	4.59E-2	0	0	0	0	2.53E-1	0	0	0	0	0	0	0
Kohlrabi FL	1.02E-2	0	0	0	0	5.59E-2	0	0	0	0	0	0	0
Kopfsalat FL	4.95E-2	0	0	3.41E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Krautstiel FL	6.67E-3	0	0	4.59E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lauch FL	3.00E-2	0	0	0	0	0	2.73E-1	0	0	0	0	0	0
Nuesslisalat FL	9.67E-3	0	0	6.66E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paprika FL	3.97E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	1.40E-1	0	0	0
Petersilie FL	4.42E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.70E-2	0
Radieschen FL	4.08E-3	0	0	0	0	2.25E-2	0	0	0	0	0	0	0
Randen FL	2.25E-2	0	0	0	0	1.24E-1	0	0	0	0	0	0	0
Rettich FL	6.50E-3	0	0	0	0	3.58E-2	0	0	0	0	0	0	0
Rhabarber FL	2.14E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.24E-2	0
Rosenkohl FL	7.00E-3	0	3.98E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rotkabis FL	1.80E-2	0	1.02E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schnittlauch FL	6.93E-4	0	0	4.78E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schwarzwurzel FL	8.03E-4	0	0	0	0	4.42E-3	0	0	0	0	0	0	0
Sellerie Knolle FL	2.05E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.11E-1	0
Spargel FL	2.18E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.31E-1	0
Spinat 1. Schnitt FL	2.37E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.60E-2	0
Spinat 2. Schnitt FL	2.37E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.60E-2	0
Tomaten FL	1.55E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	5.49E-1	0	0	0
Wirz FL	2.67E-2	0	1.52E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zucchetti FL	2.82E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	9.95E-2	0	0	0
Zuckermais FL	2.80E-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.25E-3	0
Zwiebeln FL	7.98E-2	0	0	0	0	0	7.27E-1	0	0	0	0	0	0
Aubergine GH	0	2.26E-2	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0
Bohnen GH	0	2.86E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.37E-1
Gurke GH	0	1.43E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	2.35E-1	0	0
Kohlrabi GH	0	2.42E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.16E-1
Kopfsalat GH	0	1.18E-1	0	0	7.33E-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Krautstiel GH	0	1.59E-2	0	0	9.87E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Kresse GH	0	2.28E-3	0	0	1.42E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lauch GH	0	7.15E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.42E-1
Nuesslisalat GH	0	2.30E-2	0	0	1.43E-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Paprika GH	0	9.45E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	1.56E-1	0	0
Petersilie GH	0	1.05E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.04E-2
Radieschen GH	0	9.73E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.66E-2
Rettich GH	0	1.55E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.41E-2
Schnittsalat GH	0	1.85E-3	0	0	1.15E-2	0	0	0	0	0	0	0	0
Sellerie GH	0	4.89E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.34E-1
Tomaten GH	0	3.70E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	6.10E-1	0	0

Tab. 5-29 Zusammenfassung der Bio-Gemüseprodukte zu Gemüsekategorien mit den Pro-Kopf-Verbrauchsmengen in der Schweiz 1995 (Lüthi & Walthert 1997).

(Verbrauch 1995 kg/Kopf)	Mittelwert Bio	Auberginen, etc. Bio	Gurken, etc. Bio	Kohlgemuese Bio	Lauchgemuese Bio	Salat Bio	Sonstiges Gemuese Bio	Wurzelgemuese Bio
Einschneidekabis Bio	1.11E+0	1.11E+0	0	1.11E+0	0	0	0	
Randen Lager Bio	6.75E-1	6.75E-1	0	0	0	0	0	6.75E-1
Randen Verarbeitung Bio	6.75E-1	6.75E-1	0	0	0	0	0	6.75E-1
Blumenkohl Bio	2.69E+0	2.69E+0	0	2.69E+0	0	0	0	0
Broccoli Bio	9.50E-1	9.50E-1	0	9.50E-1	0	0	0	0
Sellerie Lager Bio	1.23E+0	1.23E+0	0	0	0	0	1.23E+0	0
Sellerie Verarbeitung Bio	5.00E-1	5.00E-1	0	0	0	0	5.00E-1	0
Rotkabis Bio	1.08E+0	1.08E+0	0	1.08E+0	0	0	0	0
Karotten Lager H Bio	4.13E+0	4.13E+0	0	0	0	0	0	4.13E+0
Karotten Verarbeitung Bio	4.13E+0	4.13E+0	0	0	0	0	0	4.13E+0
Bohnen Bio	7.20E-1	7.20E-1	0	0	0	0	7.20E-1	0
Erbsen Bio	1.99E-3	1.99E-3	0	0	0	0	1.99E-3	0
Zwiebeln Bio	4.79E+0	4.79E+0	0	0	4.79E+0	0	0	0
Chicoree Bio	2.04E+0	2.04E+0	0	0	0	2.04E+0	0	0
Lauch Bio	1.80E+0	1.80E+0	0	0	1.80E+0	0	0	0
Tomaten Bio	9.32E+0	9.32E+0	9.32E+0	0	0	0	0	0
Kontrollsumme	*3.58E+1*	*3.58E+1*	*9.32E+0*	*5.83E+0*	*6.59E+0*	*2.04E+0*	*2.45E+0*	*9.61E+0*

Tab. 5-30 Berechnung des Inventars der Pestizidanwendung für den IP-Gemüseanbau. Auf der rechten Seite sind die Daten der VSGP (1999) zur Anwendung einzelner Produkte angegeben. Informationen zu den Wirkstoffen entstammen (FAW et al. 1999). Auf der linken Seite sind die Berechnungen aus älteren Quellen dargestellt (siehe Text). Die Spalte „Annahme Wirkstoffmenge" zeigt das verwendete Inventar.

						VSGP 99	Wirkstoffe	H.Linuron	H.Propaquizafop	F. Aluminiumfosetyl (Fosetyl-Al)	Bentazon	H.Ethylumesat; Phenmedipham; Desmedipham	H.Metribuzin	F.Folpet; Pyrifenox	F.Chlorothalonil	I.Deltamethrin	I.Furathiocarb	I.Diazinon	I.Trichlorfon	H.Mecoprop	H.Oryzalin; Diuron	H.Lenacil; Ethofumesat	Aethoxylierte Octylphenol techn.	F.Triforin	H.Fluazifop-P-Butyl	H.Haloxyfop-(R)-Methylester	H.Simazin	H.Metamitron	I.Lambda-Cyhalothrin	H. Propyzamid	H.Linuron	H.Chlorbromuron	F.Mancozeb	H.Linuron; Monolinuron	H.Butralin; Monolinuron	I. Acephat	H.Metobromuron	I.Pirimicarb	?	H.Propachlor	F.Iprodione	F.Vinclozolin	M.Metaldehyd	F.Difenoconazol	H.Pendimethalin	F.Folpet	Cu	Cu	Summe Cu
					ø Wirkstoffgehalt		21.8%	50	10	80	48	20.6	70	30.8	50	2.5	5	25	95	40	75.3	47.4	25	19	12.5	10.8	90	70	5	50	50	50	75	47.5	30.2	51	50	50	20.00	48	50	50	3.5	25	40	28	14.7	15	
	Kosten Deckungsbeiträge	Wirkstoffmenge	Summe Pestizide (Gysi 93)	Wirkstoffgehalt berechnet	Annahme Wirkstoffmenge	Summe Produkt	Summe Wirkstoff	Afalon	Agil	Aliette	Basagran	Betanal Progress	Coldan WG 70	Cuproxan	Daconil	Decis	Deltaret	Diazinon/ Basudin Extra	Dipterex	Divopan	Duopan	Epilan	Etalfix	Fungirex	Fusilade extra	Gallant	Gesatop Quick	Goltix WG 70	Karate	Kerb 50W	Linuron	Malorn	Mancoceb/ Dithane	Molipan	Monamex	Orthene	Patoran	Pirimor	Probe	Ramrod flow.	Rovral	Ronilan	Schneckenkörner	Slick	Stomp	Turboal	Turboal	Cuproxan	
	CHF/ha	kg/ha	kg/ha	%	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Aubergine FL		0.00	7.8		2.73	9.9	2.73	siehe		-	-	-	-	-	-	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	9	9	-	1.32
Blumenkohl FL	613	8.54	25.0	34%	3.20	44.4	3.20										21.6																			2		0.8					20						0
Bohnen FL	380	5.29	5.5	96%	2.48	7.9	2.48																		1									5.5				0.4				1						0
Broccoli FL	695	9.68	25.0	39%	3.62	52.8	3.62										30																			2		0.8					20						0
Chicoree FL	1332	18.55	2.5	742%	6.09	34.4	6.09							6.50			11						0.5			1				2.5			1				0.4			1.5		10						7.50	1.1
Chinakohl FL	1123	15.64	27.0	58%	9.92	65.8	9.92										30																			2		0.8		10	3		20						0
Endivie FL		0.00	4.0		0.87																																												0
Erbsen FL	326	4.54	2.0	227%	2.76	7.28	2.76				2.00									4					1				0.15									0.13											0
Fenchel FL	321	4.47	4.0	112%	5.05	11	5.05											1																						10										0
Gurke FL	748	10.42	12.5	83%	1.54	6.8	1.54	siehe		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kabis FL	738	10.28	26.0	40%	5.42	41.3	5.42										14.4																2.5			2		1.2			1		20.2						0
Weisskabis FL	1442	20.08	25.0	80%	10.48	65.8	10.48										28.8																			4				10	3		20						0
Karotten FL	1731	24.10	61.0	40%	10.47	78	10.47							8.00			60														3	2.5									4.5								9.00	1.35
Karotte Pariser FL	455	6.34	29.0	22%	2.50	5	2.50	2.00																									3																	0
Kartoffel Frueh- FL	544	7.58	4.0	189%	4.00																																													0
Kohlrabi FL	192	2.67	25.0	11%	3.20	44.4	3.20										21.6																			2		0.8					20						0
Kopfsalat FL	203	2.83	10.5	27%	1.00	2	1.00																																		2									0
Krautstiel FL		0.00	0.5		0.11																																													0
Lauch FL	590	8.22	7.0	117%	1.47	19.1	1.47									1.5													0.6					1									15		1				0
Nuesslisalat FL	0	0.00	501.5		1.38	3	1.38																														2.5							0.5					0
Paprika FL	6	0.08	1.7	5%	0.20	0.4	0.20	siehe		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
Petersilie FL		0.00	16.5		0.23	1.5	0.23		1.00																																			0.5					0
Radieschen FL		0.00	12.0		2.61																																													0
Randen FL	690	9.61	11.5	84%	4.23	11.9	4.23					4.00		5.00														2.5	0.2								0.2											6.00	0.9
Rettich FL		0.00	25.0		5.44																																													0
Rhabarber FL		0.00	1.5		1.50																																													0
Rosenkohl FL	1516	21.11	26.0	81%	9.99	41.7	9.99							11.00					1.5										0.4							5		0.8			3		20					12.00	1.8
Rotkabis FL	1442	20.08	25.0	80%	10.88	66.6	10.88										28.8																			4		0.8		10	3		20						0
Schnittlauch FL	745	10.37	6.0	173%	9.74	18.8	9.74																						0.8				6						2	10									0
Schwarzwurzel FL		0.00	13.5		9.00																																													0
Sellerie Knolle FL	860	11.98	66.5	18%	10.25	17.5	10.25								6.00																	2.5	6								3								0
Spargel FL	700	9.75	13.0	75%	10.01	13.4	10.01														4						1.5		0.4				7.5																0
Spinat 1. Schnitt FL	443	6.17	2.5	247%	1.38	3.3	1.38											0.8				2.5																												0
Spinat 2. Schnitt FL	421	5.86	0.5	1173%	1.38	3.3	1.38											0.8				2.5																												0
Tomaten FL		0.00	10.7		6.78	24.75	6.78						0.75												3																						21	21		3.1
Wirz FL	1280	17.82	25.0	71%	10.88	66.6	10.88										28.8																			4		0.8		10	3		20						0
Zucchetti FL		0.00	3.0		1.14	6	1.14																	6.00																											0
Zuckermais FL		0.00	1.5		0.33																																													0
Zwiebeln FL	1221	17.00	22.5	76%	14.13	26	14.13											3															12.5						2.5		3				5					0
Gewächshaus/Tunnel beheizt CHF/10a																																																		
Aubergine GH	279	38.85	505.2	8%	2.73	9.9	2.73									0.5																					0.4									9	9		1.3
Bohnen GH	25	3.48	6.5	54%	1.40	2.8	1.40																															0.8				2								0
Gurke GH	57	7.94	36.7	22%	1.54	6.8	1.54																	6														0.8												0
Kohlrabi GH	0	0.00	0.0	-	0.00																																													0
Kopfsalat GH	32	4.46	7.8	57%	0.52	0.8	0.52			0.40																												0.4												0
Krautstiel GH	0	0.00	0.2	0%	0.04																																													0
Kresse GH	0	0.00	500.0	0%	0.00																																													0
Lauch GH	0	0.00	0.0	-	0.00																																													0
Nuesslisalat GH	0	0.00	500.0	0%	0.00	0	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paprika GH	6	0.84	4.2	20%	0.20	0.4	0.20																															0.4												0
Petersilie GH	0	0.00	0.0	-	0.00																																													0
Radieschen GH	0	0.00	500.0	0%	0.00	0	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rettich GH	0	0.00	500.0	0%	0.00																																													0
Schnittsalat GH	0	0.00	1.8	0%	0.39																																													0
Sellerie GH	0	0.00	6.0	0%	10.25	17.5	10.25	siehe		-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.5	6	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Tomaten GH	58	8.08	11.2	72%	6.08	21.4	6.08																															0.4								21	21		3.1

Tab. 5-31 Inventardaten der IP-Gemüseproduktion.

Unit	MName	Aubergine FL	Blumenkohl FL	Bohnen FL	Broccoli FL	Chicoree FL	Chinakohl FL	Endivie FL	Erbsen FL	Fenchel FL	Gurke FL	Kabis FL	Weisskabis FL	Karotten FL	Karotte Pariser FL	Kartoffel Frueh- FL	Kohlrabi FL	Kopfsalat FL	Krautstiel FL	Lauch FL	Nuesslisalat FL	Paprika FL	Petersilie FL	Radieschen FL	Randen FL	Rettich FL	Rhabarber FL	Rosenkohl FL	Rotkabis FL
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
kg	Anwendung N-Duenger	3.61E-3	7.73E-3	3.20E-3	8.79E-3	1.73E-3	2.98E-3	3.16E-3	3.72E-3	7.44E-3	3.97E-3	2.04E-3	2.41E-3	1.56E-3	1.70E-3	3.40E-3	4.72E-3	2.19E-3	1.28E-3	3.21E-3	3.83E-3	2.55E-3	3.40E-3	1.42E-3	1.98E-3	2.34E-3	2.46E-3	1.21E-2	2.66E-3
kg	Anwendung P-Duenger	4.25E-4	1.16E-3	1.26E-3	1.47E-3	2.04E-3	5.59E-4	4.86E-4	2.92E-3	1.59E-3	8.50E-4	3.40E-4	6.01E-4	5.67E-4	1.02E-3	1.70E-3	1.45E-3	4.86E-4	5.10E-4	6.01E-4	8.50E-4	5.67E-4	1.02E-3	5.67E-4	5.67E-4	8.50E-4	5.67E-4	3.24E-3	6.14E-4
kg	Anwendung K-Duenger	2.76E-3	3.09E-3	6.28E-3	4.40E-3	6.80E-3	2.24E-3	2.19E-3	8.76E-3	5.84E-3	4.82E-3	1.70E-3	2.41E-3	1.98E-3	3.40E-3	6.12E-3	4.36E-3	1.70E-3	1.87E-3	2.21E-3	5.10E-3	7.08E-3	4.08E-3	2.27E-3	2.27E-3	3.19E-3	2.27E-3	1.13E-2	2.46E-3
kg	Anwendung Mg-Duenger	2.13E-4	3.86E-4	1.26E-3	4.89E-4	1.36E-3	1.86E-4	2.43E-4	1.46E-3	1.06E-3	5.67E-4	2.27E-4	4.01E-4	2.83E-4	3.40E-4	3.40E-4	7.26E-4	2.43E-4	2.55E-4	4.01E-4	8.50E-4	8.50E-4	6.80E-4	2.83E-4	2.83E-4	2.13E-4	1.89E-4	8.10E-4	4.10E-4
kg	Anwendung Pestizide	6.83E-5	1.45E-4	3.12E-4	2.08E-4	4.14E-4	2.18E-4	2.49E-5	4.03E-4	3.16E-4	5.13E-5	7.23E-5	2.47E-4	1.74E-4	1.00E-4	1.60E-4	1.37E-4	2.86E-5	1.09E-6	3.46E-5	1.38E-4	6.67E-6	9.00E-6	8.71E-5	7.04E-5	1.36E-4	3.33E-5	9.51E-4	2.62E-4
kg	Kupfer	3.30E-5	0	0	0	7.65E-5	0	0	0	0	0	0	0	2.25E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.50E-5	0	0	1.71E-4	0
kg	Cu in Boden a	3.30E-5	0	0	0	7.65E-5	0	0	0	0	0	0	0	2.25E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.50E-5	0	0	1.71E-4	0
TJ	Heizoel EL in Heizung 100 kW Brennwert	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TJ	Zugkraftstunden	3.09E-3	4.86E-3	3.19E-3	5.70E-3	3.54E-3	1.91E-3	2.50E-3	2.34E-3	5.30E-3	8.67E-4	1.71E-3	1.93E-3	1.58E-3	1.08E-3	1.48E-3	6.11E-3	2.49E-3	6.67E-4	3.00E-3	2.36E-3	4.40E-3	2.94E-3	1.53E-3	9.83E-4	1.15E-3	1.05E-3	9.14E-3	1.98E-3
m2a	Flaeche Ackerbau IP III	1.25E-1	2.00E-1	7.54E-1	1.72E-1	6.80E-1	6.58E-2	1.03E-1	1.17E+0	1.88E-1	1.47E-1	1.17E-1	1.56E-1	1.25E-1	3.00E-1	3.00E-1	1.41E-1	5.71E-2	3.60E-2	1.42E-1	3.60E-1	1.20E-1	1.44E-1	1.20E-1	1.33E-1	9.00E-2	8.00E-2	6.29E-1	1.59E-1
kg	Phosphate f	1.92E-7	3.06E-7	1.15E-6	2.64E-7	1.04E-6	1.01E-7	1.58E-7	1.79E-6	2.87E-7	2.25E-7	1.80E-7	2.39E-7	1.92E-7	4.60E-7	4.60E-7	2.16E-7	8.76E-8	5.52E-8	2.17E-7	5.52E-7	1.84E-7	2.21E-7	1.84E-7	2.04E-7	1.38E-7	1.23E-7	9.63E-7	2.44E-7
kg	NH3 Ammoniak p	2.50E-7	4.00E-7	1.51E-6	3.45E-7	1.36E-6	1.32E-7	2.06E-7	2.34E-6	3.75E-7	2.93E-7	2.35E-7	3.11E-7	2.50E-7	6.00E-7	6.00E-7	2.82E-7	1.14E-7	7.20E-8	2.83E-7	7.20E-7	2.40E-7	2.88E-7	2.40E-7	2.67E-7	1.80E-7	1.60E-7	1.26E-6	3.18E-7
kg	Anwendung HDPE-Folie	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kg	Anwendung Stapelmist	2.37E-1	5.08E-1	2.11E-1	5.78E-1	1.14E-1	1.96E-1	2.08E-1	2.45E-1	4.89E-1	2.61E-1	1.34E-1	1.58E-1	1.02E-1	1.12E-1	2.23E-1	3.10E-1	1.44E-1	8.38E-2	2.11E-1	2.51E-1	1.68E-1	2.23E-1	9.31E-2	1.30E-1	1.54E-1	1.61E-1	7.98E-1	1.75E-1
m2	Gruenduengung	4.17E-2	6.67E-2	2.51E-1	5.75E-2	2.27E-1	2.19E-2	3.43E-2	3.89E-1	6.25E-2	4.89E-2	3.91E-2	5.19E-2	4.17E-2	1.00E-1	1.00E-1	4.70E-2	1.90E-2	1.20E-2	4.72E-2	1.20E-1	4.00E-2	4.80E-2	4.00E-2	4.44E-2	3.00E-2	2.67E-2	2.10E-1	5.30E-2

Schnittlauch FL	Schwarzwurzel FL	Sellerie Knolle FL	Spargel FL	Spinat 1. Schnitt FL	Spinat 2. Schnitt FL	Tomaten FL	Wirz FL	Zucchetti FL	Zuckermais FL	Zwiebeln FL	Aubergine GH	Bohnen GH	Gurke GH	Kohlrabi GH	Kopfsalat GH	Krautstiel GH	Kresse GH	Lauch GH	Nuesslisalat GH	Paprika GH	Petersilie GH	Radieschen GH	Rettich GH	Schnittsalat GH	Sellerie GH	Tomaten GH	MName
kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	
4.82E-3	4.08E-3	3.16E-3	2.16E-2	1.23E-2	8.50E-3	1.38E-3	2.99E-3	2.55E-3	7.08E-3	2.36E-3	2.13E-3	7.56E-4	1.13E-3	2.64E-3	1.91E-3	1.89E-3	1.31E-3	2.72E-3	3.54E-3	1.47E-3	2.83E-3	1.28E-3	1.53E-3	2.83E-3	1.70E-3	1.17E-3	Anwendung N-Duenger
8.50E-4	1.02E-3	1.05E-3	5.40E-3	1.89E-3	1.70E-3	5.31E-4	4.99E-4	3.78E-4	2.36E-3	1.42E-3	1.06E-3	1.51E-3	5.67E-4	1.13E-3	4.25E-4	9.44E-4	6.54E-4	1.02E-3	7.08E-4	4.60E-4	1.42E-3	6.38E-4	8.50E-4	5.67E-4	9.92E-4	5.67E-4	Anwendung P-Duenger
3.40E-3	3.40E-3	2.95E-3	1.98E-2	8.50E-3	6.80E-3	2.76E-3	2.49E-3	1.89E-3	4.72E-3	4.72E-3	3.72E-3	3.40E-3	1.70E-3	3.78E-3	1.49E-3	3.78E-3	1.96E-3	3.74E-3	4.25E-3	2.30E-3	5.10E-3	2.13E-3	3.40E-3	2.83E-3	3.12E-3	2.41E-3	Anwendung K-Duenger
5.67E-4	3.40E-4	2.11E-4	3.60E-3	9.44E-4	1.13E-3	3.19E-4	4.99E-4	1.89E-4	9.44E-4	7.08E-4	5.31E-4	5.67E-4	3.40E-4	5.67E-4	2.13E-4	4.72E-4	6.54E-4	5.10E-4	7.08E-4	2.76E-4	5.67E-4	4.25E-4	5.10E-4	5.67E-4	4.25E-4	4.25E-4	Anwendung Mg-Duenger
3.25E-4	3.60E-4	2.54E-4	2.12E-3	1.54E-4	9.23E-5	8.48E-5	3.19E-4	2.53E-5	1.81E-5	3.92E-4	3.42E-5	3.11E-5	1.03E-5	0	1.30E-5	4.84E-7	0	0	0	2.17E-6	0	0	0	2.61E-5	1.71E-4	2.53E-5	Anwendung Pestizide
0	0	0	0	0	0	3.85E-5	0	0	0	0	1.65E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.28E-5	Kupfer
0	0	0	0	0	0	3.85E-5	0	0	0	0	1.65E-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.28E-5	Cu in Boden a
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.52E-5	6.85E-5	2.40E-5	3.47E-5	4.68E-5	2.54E-5	1.76E-4	5.68E-5	6.43E-5	9.55E-6	7.63E-5	4.41E-5	4.58E-5	1.09E-4	3.82E-5	8.42E-6	Heizoel EL in Heizung 100 kW Brennwert
5.93E-3	3.00E-3	2.75E-3	1.40E-2	1.78E-3	1.07E-3	2.22E-3	2.38E-3	1.48E-3	6.11E-4	4.10E-3	2.15E-3	3.31E-3	1.74E-3	9.57E-4	1.62E-3	6.64E-4	3.53E-3	8.61E-4	7.17E-3	1.54E-3	1.44E-3	2.48E-3	9.17E-4	2.87E-3	7.18E-4	1.38E-3	Zugkraftstunden
3.33E-1	1.44E-1	1.74E-1	2.12E+0	4.44E-1	2.67E-1	4.50E-2	1.94E-1	8.00E-2	2.00E-1	2.22E-1	6.25E-2	6.44E-2	2.93E-2	5.50E-2	6.45E-2	4.03E-2	2.79E-1	9.00E-2	2.50E-1	5.63E-2	1.21E-1	3.75E-2	7.25E-2	1.73E-1	6.04E-2	1.83E-2	Infra Gewaechshaus
5.11E-7	2.21E-7	2.66E-7	3.25E-6	6.81E-7	4.09E-7	6.90E-8	2.97E-7	1.23E-7	3.06E-7	3.41E-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Phosphate f
6.67E-7	2.88E-7	3.47E-7	4.24E-6	8.89E-7	5.33E-7	9.00E-8	3.87E-7	1.60E-7	4.00E-7	4.44E-7	1.25E-7	1.29E-7	5.87E-8	1.10E-7	1.29E-7	8.06E-8	5.58E-7	1.80E-7	5.00E-7	1.13E-7	2.42E-7	7.50E-8	1.45E-7	3.47E-7	1.21E-7	3.67E-8	NH3 Ammoniak p
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.88E-4	1.93E-4	8.80E-5	1.65E-4	1.94E-4	1.21E-4	8.37E-4	2.70E-4	7.50E-4	1.69E-4	3.63E-4	1.13E-4	2.18E-4	5.20E-4	1.81E-4	5.50E-5	Anwendung HDPE-Folie
3.17E-1	2.68E-1	2.08E-1	1.42E+0	8.07E-1	5.59E-1	9.08E-2	1.97E-1	1.68E-1	4.66E-1	1.55E-1	1.40E-1	4.97E-2	7.45E-2	1.74E-1	1.26E-1	1.24E-1	8.60E-2	1.79E-1	2.33E-1	9.69E-2	1.86E-1	8.38E-2	1.01E-1	1.86E-1	1.12E-1	7.68E-2	Anwendung Stapelmist
1.11E-1	4.80E-2	5.79E-2	7.06E-1	1.48E-1	8.89E-2	1.50E-2	6.45E-2	2.67E-2	6.67E-2	7.41E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Gruenduengung

Tab. 5-32 Inventardaten der Bio-Gemüseproduktion.

MName		Einschneidekabis Bio	Randen Lager Bio	Randen Verarbeitung Bio	Blumenkohl Bio	Broccoli Bio	Sellerie Lager Bio	Sellerie Verarbeitung Bio	Rotkabis Bio	Karotten Lager H Bio	Karotten Verarbeitung Bio	Bohnen Bio	Erbsen Bio	Zwiebeln Bio	Chicoree Bio	Lauch Bio	Tomaten Bio	Gruenduengung	Gruenduengung Bio
	Unit	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m2	m2
Flaeche Ackerbau Bio III	m2a	1.64E-1	1.67E-1	1.45E-1	1.67E-1	3.18E-1	1.97E-1	2.78E-1	1.75E-1	1.95E-1	1.60E-1	1.18E+0	1.57E+0	4.22E-1	4.82E-1	1.72E-1	6.50E-2	0	0
Flaeche Wiese Bio III	m2a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0
Flaeche Wiese IP III	m2a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0
Anwendung N-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.00E-3	0
Anwendung K-Duenger	kg	0	4.44E-3	3.64E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung Organ. N-Duenger	kg	1.09E-2	1.33E-2	1.09E-2	6.67E-2	1.09E-1	2.81E-2	2.78E-2	1.06E-2	1.46E-2	1.20E-2	7.84E-2	0	2.53E-2	0	0	2.02E-2	9.21E-3	0
Anwendung Stapelmist	kg	1.18E-1	1.73E-1	1.42E-1	5.06E-1	8.27E-1	2.74E-1	2.71E-1	1.72E-1	1.90E-1	1.56E-1	0	0	3.29E-1	1.97E+0	7.43E-1	5.61E-1	0	5.59E-4
Anwendung Vollguelle	m3	5.45E-4	0	0	0	0	0	0	6.63E-4	0	0	0	0	0	0	1.14E-3	0	0	4.30E-4
Anwendung Pflanzenschutz bio	kg	2.18E-4	0	0	0	0	2.25E-5	2.22E-5	3.18E-4	0	0	0	0	3.38E-5	0	7.24E-2	0	0	0
Anwendung HDPE-Folie	kg	0	0	0	3.06E-2	5.00E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zugkraftstunden	Zkh	2.34E-3	1.23E-3	1.09E-3	5.90E-3	9.66E-3	3.34E-3	3.46E-3	2.39E-3	1.91E-3	1.58E-3	4.94E-3	4.41E-3	3.95E-3	5.28E-3	6.60E-3	2.33E-4	4.00E-4	4.00E-4
Phosphate f	kg	2.51E-6	2.55E-6	2.23E-6	2.55E-6	4.88E-6	3.01E-6	4.26E-6	2.68E-6	2.98E-6	2.45E-6	1.80E-5	2.40E-5	6.47E-6	7.38E-6	2.64E-6	9.97E-7	0	0
NH3 Ammoniak p	kg	3.27E-6	3.33E-6	2.91E-6	3.33E-6	6.36E-6	3.93E-6	5.56E-6	3.50E-6	3.89E-6	3.20E-6	2.35E-5	3.14E-5	8.44E-6	9.64E-6	3.44E-6	1.30E-6	0	0
Kupfer	kg	0	0	0	0	0	1.12E-4	1.11E-4	0	0	0	0	0	1.69E-4	0	0	0	0	0
Cu in Boden a	kg	0	0	0	0	0	1.12E-4	1.11E-4	0	0	0	0	0	1.69E-4	0	0	0	0	0
Gruenduengung Bio	m2	5.45E-2	5.56E-2	4.85E-2	5.56E-2	1.06E-1	6.55E-2	9.26E-2	5.84E-2	6.49E-2	5.33E-2	3.92E-1	5.23E-1	1.41E-1	1.61E-1	5.74E-2	2.17E-2	0	0

5.5. Sachbilanz für das Modul Gemüse-Konservierung

In diesem Kapitel wird die Sachbilanz für die Aufwendungen auf Grund der Konservierung von Gemüse und für den Handel erarbeitet. Im Folgenden wird ein Überblick zu den Verarbeitungsverfahren gegeben. Danach wird das eigentliche Inventar für das Modul „Gemüse-Konservierung" erstellt.

5.5.1. Überblick zu Verarbeitungsverfahren für Gemüse

Generelle Verarbeitungsverfahren für Obst und Gemüse werden von Heiss (1996) beschrieben. Abb. 5-4 zeigt die prinzipiellen Verarbeitungsschritte, die angewendet werden.

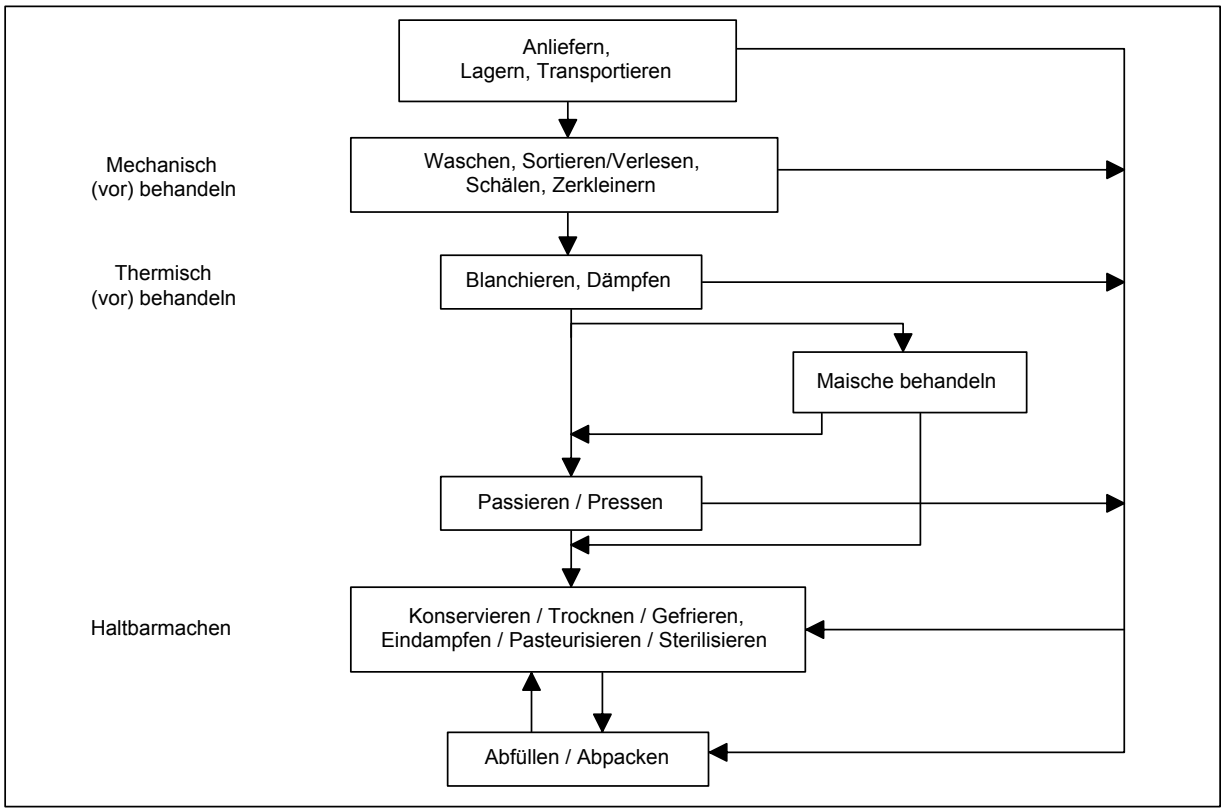


Abb. 5-4 Allgemeines Verarbeitungsschema für Obst und Gemüse (Heiss 1996).

Durch neue Verfahren der Verarbeitung und Haltbarmachung von Lebensmitteln können Nährwertverluste auf dem Weg zum Verbrauch minimiert werden. Sous-vide-Technik, Kühlen, Superkühlen und Anwendung neuer Verpackungssysteme dienen zur Frischhaltung von Lebensmitteln. Als Alternative zur Hitzebehandlung bietet sich die Hochdruckanwendung zur schonenden Pasteurisation und Sterilisation an (Bundesamt für Gesundheit 1998:99).

In Tab. 5-33 werden die wichtigsten Umwelteinwirkungen der verschiedenen Verfahrensschritte in der Gemüseverarbeitung aufgezeigt. Ausserdem werden die Einflussfaktoren auf die Höhe der verursachten Umwelteinwirkungen dargestellt. Der Anteil der Energiekosten am Umsatz beträgt nur etwa 2%. Bisher liegen hierzu allerdings

kaum spezifische Angaben für verschiedene Verfahrensschritte vor. Der Energieverbrauch wird in der Regel durch einige wenige Verbrauchsstellen bestimmt. Thermische Energie hat einen Anteil von etwa 95 bis 99% am Gesamtverbrauch. Elektrische Energie wird vor allem für Transportvorgänge genutzt. Der Gesamtenergiebedarf beträgt z.B. für Spinat in Dosen 4.2 MJ/kg und für geschälte Tomaten 1.3 MJ/kg. Der Energiebedarf für Blanchieren beträgt zwischen 1.3 - 9 MJ/kg (Heiss 1996).

Tab. 5-33 Verfahrensschritte der Gemüseverarbeitung und Abhängigkeit der wichtigsten Umwelteinwirkungen (Heiss 1996)

Verarbeitungsschritt	Wichtige Umwelteinwirkungen	Abhängigkeiten
Reinigen.	Energie, Wasserverbrauch und Abwasserbelastung.	Verfahren, Rohware, Anforderungen.
Sortieren.	Energieverbrauch bei maschineller Sortierung.	
Schälen (Dampf, Lauge, Mechanisch).	Je nach Verfahren Energieverbrauch bzw. Abwasseranfall. Das Abwasser enthält vor allem organische Bestandteile (CSB, BSB_5). Die spezifische Abwassermenge beträgt 5 bis 20 m^3/t Gemüse[85] mit CSB Frachten von 8 bis 40 kg/t. Anfall von Abfall durch Schälverluste etwa 5 bis 20%.	Art des Gemüses. Bei gelagerter Rohware erheblich höhere Schälverluste.
Zerkleinern mit mechanischen Kräften.	Energieverbrauch.	Art des Verfahrens.
Blanchieren, Wärmebehandlung der Rohstoffe.	Energieverbrauch.	Art des Verfahrens.
Haltbarmachen.	Hoher Energieverbrauch für die Erhitzung. Dieser macht etwa 95 bis 99% des Gesamtverbrauchs der Gemüseverarbeitung aus.	

5.5.2. Sachbilanz der Gemüseverarbeitung

In der Abfrage der Tagebuchstudie wurden die in Tab. 5-34 dargestellten Konservierungsarten unterschieden. Diese entsprechen unterschiedlichen Methoden der Gemüseverarbeitung. Zu verschiedenen Konservierungsverfahren konnten nur wenige für die Sachbilanz nutzbare Informationen gefunden werden. Im Inventar für die Tagebuchstudie werden „erhitzt“ und „anders konserviert“ zusammen bilanziert, da Angaben zu anderen Konservierungsarten nicht zur Verfügung standen.

Tab. 5-34 Beschreibung der Unterscheidungskriterien für das Merkmal Konservierungsart

Konservierung	Beispiel
ungekühlt	Gemüsestand.
gekühlt	Gemüsestand, Kühlregal (z.B. Salat gewaschen und geschnitten).
tiefgekühlt	Tiefkühlware im Karton oder Plastiksack.
erhitzt	Gemüse in Dosen, Gläsern, etc., das ungekühlt aufbewahrt werden kann.
anders konserviert	z.B. Sauerkraut, getrocknetes Gemüse, eingedampfte Ware (z.B. Tomatenmark).

Das Inventar für die Gemüseverarbeitung wird als Durchschnitt der Angaben aus zwei Öko-Audits berechnet (Carl Kühne KG 1996, Zamek 1996). Die Umweltfolgen werden je zur Hälfte auf die beiden Prozesse „Blanchieren“ und „Sterilisieren“ aufgeteilt. Die Aufwendung für den Energieverbrauch zur Kühlung bzw. Tiefkühlung wurden der Studie von (Kjer *et al.* 1994) entnommen. Für Gemüseprodukte wird dabei

[85] Siehe Heiss (1996:196, Tab. 2).

von einer 3-wöchigen Kühlung ausgegangen. Die Aufwendungen für die Kühlung während des Transportes betragen nur etwa 3.3 J/tkm (Kjer *et al.* 1994:16). Sie werden nicht berücksichtigt, da eine Abschätzung auf Grund der Kopplung zum Modul Transport problematisch ist und die Kühlung den Energieverbrauch des Transportes nur geringfügig erhöht.

Im Modul Konsum wird berücksichtigt, dass zubereitete Lebensmittel zwar in der Verarbeitung höhere Umweltbelastungen verursachen, dafür aber kürzer gekocht werden müssen (vgl. hierzu Kapitel 5.10). In dieser Studie werden sowohl die bei der industriellen Verarbeitung als auch die im Haushalt anfallenden Abfälle berücksichtigt. Der Abfallanteil wird zu 0.1 kg/kg abgeschätzt, bei der Verarbeitung werden hiervon 80% und im Haushalt 25% als Kompost verwertet. Der Rest wird in einer KVA entsorgt.

Für verarbeitete Produkte wird berücksichtigt, dass eine zusätzliche Gemüseproduktion (in Höhe der entstehenden Abfälle) notwendig ist. Bei diesem Modul gibt es also eine Kopplung zwischen Landwirtschaft und Verarbeitung. Es wird in Rechnung gestellt, dass für ein kg konserviertes Gemüse mehr als ein kg frisches Gemüse produziert werden musste. Diese zusätzliche Produktion beläuft sich auf 0.11 kg. Hierdurch sind die Umweltbelastungen für den Einkauf von konserviertem Gemüse höher als für frisches. Allerdings ist der Nutzen eines Kilogramms konserviertem Gemüse auch höher, da weniger Rüstabfälle anfallen.

5.5.3. Sachbilanz für den Handel

Das Inventar zu den Aufwendungen im Handel beruht auf dem Umweltbericht des zweitgrössten Detailisten in der Schweiz (Coop Schweiz 1997, Coop Zentralschweiz 1997). Es wird in Bezug auf den Verkaufswert der Produkte berechnet, da Angaben zum Verkauf in kg bzw. detaillierte Angaben zu den Aufwendungen für einzelne Produkte nicht zur Verfügung standen. Der Verbrauch an Elektrizität wurde um den Anteil der Kühlung (50%) reduziert, da Aufwendungen für die Kühlung auf Grund der hohen Bedeutung getrennt berücksichtigt werden (Volg Konsumwaren AG 1994).

Tab. 5-35 Inventardaten für den Energieverbrauch im Handel in Bezug zum Umsatz in CHF (Coop Schweiz 1997, Coop Zentralschweiz 1997).

		COOP Zentralschweiz	Anteil Kühlung	1996 pro CHF	Rechen-wert
Elektrizität	TJ	2.48E+1	50%	2.04E-8	2.04E-8
Oel	TJ	1.30E+1	0%	2.14E-8	2.14E-8
Gas	TJ	1.30E+1	0%	2.14E-8	2.14E-8
Glas	kg	4.44E+4	0%	7.32E-5	7.32E-5
Karton	kg	1.69E+6	0%	2.78E-3	2.78E-3
Holz	m3	1.23E+3	0%	2.02E-6	2.02E-6
Alteisen	m3	2.31E+2	0%	3.81E-7	0
Wasser	m3	5.28E+4	0%	8.70E-5	8.70E-5
Umsatz	CHF	6.07E+8	-	-	-

5.5.4. Inventardaten Gemüseverarbeitung & Handel

Im Inventar werden vier Arten der Zubereitung von Gemüse unterschieden. In Tab. 5-36 wird eine Übersicht der hierfür bilanzierten Prozesse gezeigt. Tab. 5-37 zeigt die

ECOINVENT-Modulnamen der Gemüseverarbeitung. In Tab. 5-38 wird das Inventar für die bilanzierten Prozesse der Gemüseverarbeitung und für den Handel gezeigt.

Tab. 5-36 Bilanzierte Prozesse für die Gemüseverarbeitung & Handel.

Konservierungsart	Bilanzierte Prozesse für das Modul Gemüse-Konservierung.
ungekühlt	Handel.
gekühlt	Energieverbrauch für Kühlung, 10% Rüstabfälle, Handel.
tiefgekühlt	Blanchieren, Tieffrieren, Ladenlager und Grosslager TK, 10% Rüstabfälle, Handel.
erhitzt	Blanchieren, Sterilisieren, 10% Rüstabfälle, Handel.

Tab. 5-37 ECOINVENT-Modulnamen der Gemüseverarbeitung und des Haushaltskonsums.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	chnTim	Tec	ograph	Mar	Reference
35	Konsum Fl. konserviert	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Konsum Fl. gekuehlt	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Konsum Fl. tiefgefroren	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Konsum Gem. erhitzt	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Konsum Gem. frisch	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Konsum Gem. gekuehlt	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Konsum Gem. tiefgekuehlt	kg	Umweltfolgen im Haushalt	Konsum	1997		CH		NJ Tagebuch
35	Kochen Schweiz	TJ		Kochen Durchschnitt CH	1990		CH		NJ LCA Kochen
34	Gemuese gekuehlt	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Gemuese tiefgefroren	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Gemuese erhitzt	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Gemuese frisch	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Blanchieren	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Tieffrieren	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Sterilisieren	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Grosslager TK	kg		Lebensmittelindustrie	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Ladenlager TK	kg		Lebensmittelhandel	1993		CH		NJ Tagebuch
34	Infra Handel	CHF	pro CHF Umsatz	Lebensmittelhandel	1996		CH		NJ Tagebuch

Tab. 5-38 Inventardaten der Gemüseverarbeitung.

MName	Unit	Gemuese gekuehlt	Gemuese tiefgefroren	Gemuese erhitzt	Gemuese frisch	Blanchieren	Tieffrieren	Sterilisieren	Grosslager TK	Ladenlager TK	Infra Handel
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	CHF
Strom Mittelspannung - Bezug in CH	TJ	5.04E-8	0	0	0	3.22E-7	3.10E-7	3.22E-7	3.24E-7	2.52E-6	2.04E-8
Erdgas in Industr.f. Low-NOx>100kW Euro	TJ	0	0	0	0	7.99E-7	0	7.99E-7	0	0	2.14E-8
Heizoel EL in Heizung 100 kW Brennwert	TJ	0	0	0	0	8.46E-8	0	8.46E-8	0	0	2.14E-8
Tieffrieren	kg	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grosslager TK	kg	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ladenlager TK	kg	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mittelwert FL	kg	0	1.11E-1	1.11E-1	0	0	0	0	0	0	0
Sterilisieren	kg	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0
Abwaerme in Luft s	TJ	5.04E-8	0	0	0	3.22E-7	3.10E-7	3.22E-7	3.24E-7	2.52E-6	2.04E-8
Blanchieren	kg	0	1.00E+0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0
KompostWRRuSCRhd: in KVA	kg	0.02	0.02	0.02	0	2.80E-3	0	2.80E-3	0	0	0
Entsorgung Gemueseabfall	kg	0.08	0.08	0.08	0	1.12E-2	0	1.12E-2	0	0	0
Infra Handel	CHF	10.89	16.52	6.46	7.56	0	0	0	0	0	0
Anwendung Kartonschachtel (Tiefdruck)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.78E-3
Anwendung Weissglas	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.32E-5
Trinkwasser	kg	0	0	0	0	3.93E+0	0	3.93E+0	0	0	8.70E-2
Abwasser Lebensmittelindustrie ARA III	m3	0	0	0	0	2.49E-3	0	2.49E-3	0	0	8.70E-5
Rohspanplatten	m3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.02E-6

5.6. Sachbilanz für das Modul Fleischprodukt

Im folgenden Kapitel wird die Sachbilanz für verschiedene Fleischprodukte erstellt. Hierzu wird ein Überblick zur Produktion und Versorgung mit Fleisch in der Schweiz gegeben. In der Sachbilanz für die Tierproduktion wird zunächst auf den Futtermittelanbau und -herstellung eingegangen. Hiernach wird das eigentliche Inventar für das Modul Fleischprodukt erstellt.

Die Haupteinflussfaktoren in der Tierproduktion für die entstehenden Umweltbelastung wurden in Kapitel 5.2.3 identifiziert. Das Ökobilanz Inventar der Tierproduktion wird unter Verwendung der Deckungsbeiträge aus der Schweiz durchgeführt (Baltisberger *et al.* 1996, 1997, Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau 1997).

Hierzu sind einige Vereinfachungen notwendig. Dieses Vorgehen ermöglicht eine vergleichbare Untersuchungstiefe für die verschieden Fleischarten.

5.6.1. Der Schweizerische Fleischmarkt

Hier wird zunächst ein kurzer Überblick zum Fleischmarkt in der Schweiz gegeben.

Für Fleisch gibt es saisonale Unterschiede bei den Schlachtungen, bei den Importen und beim Konsum, wie dies beispielhaft die Auswertungen von Statistiken[86] in Abb. 5-5 (vgl. auch Tab. 5-39) zeigen (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1997). Bei den Schlachtungen gibt es vor allem für Kühe einen jahreszeitlichen Verlauf mit geringeren Schlachtungen im Sommer. Besonders auffällig ist der ansteigende Konsum für Bratwürste und Cervelat in den Sommermonaten und für Wild Ende des Jahres.

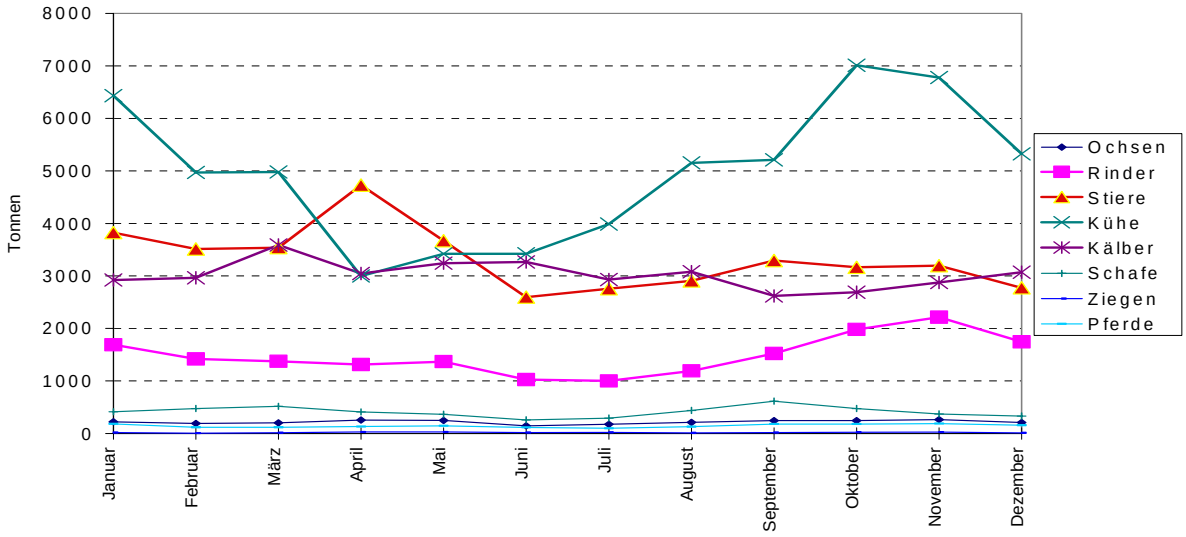


Abb. 5-5 Monatliche Schwankungen der Schlachtungen (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1997).

Die Schwankungen sind allerdings nicht so gross, dass hierauf in der Untersuchung Rücksicht genommen werden muss. Ausserdem ist der Einfluss der Saison beim Fleisch auf die verursachten Umweltbelastungen zu einem bestimmten Zeitpunkt wahrscheinlich geringer. Ins Gewicht fallen eine evtl. Lagerung der Fleischbestände zum Ausgleich saisonaler Unterschiede und unterschiedliche Haltungsbedingungen auf Grund der Aussentemperatur, also z.B. ein höherer Anteil der Stallhaltung im Winter. Auch durch eine unterschiedliche Zusammensetzung der Futtermittel können sich evtl. Unterschiede für die verursachten Umweltbelastungen ergeben. Zu vermuten ist, dass das Fleischangebot im Frühjahr auf Grund dieser Faktoren eher höhere Umweltbelastungen verursacht als jenes im Herbst. Detaillierte Untersuchungen hierzu waren allerdings nicht bekannt. Für KonsumentInnen sind keine Regeln bekannt,

[86] Verschiedene Statistiken werden von unterschiedlichen Interessenorganisationen in der Schweiz in der Regel in völlig unterschiedlicher Systematik erstellt. Dies macht direkte Verknüpfungen in der Regel schwierig.

die ein an die Saison angepasstes Einkaufsverhalten für den Fleischeinkauf zu einem bestimmten Zeitpunkt also z.B. im November vorschlagen. Im Inventar wird somit auf den Erhebungszeitpunkt keine Rücksicht genommen.

Der Import wird durch die Importfreigabe des Bundes mitbestimmt. Etwa 20% des in der Schweiz verbrauchten Fleisches werden importiert. Im Jahr 1995 wurden 69 tsd. t Fleisch und 33 tsd. t Fisch im Gesamtwert von 742 Mio. CHF importiert (Schweizerischer Bauernverband 1995). Der Import spielt mengenmässig keine grosse Rolle bei den wichtigen Fleischarten (Abb. 5-6). Von Bedeutung ist er vor allem für die Tierarten Geflügel, Schafe, Ziegen, Pferde und für Fischprodukte (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1999). Eingeführtes Fleisch kommt zu einem grossen Teil aus Übersee (vgl. Tab. 5-7). Lammfleisch mit einem Import Anteil von 55% wird vor allem aus Australien, Neuseeland und Grossbritannien importiert (Bamert 1997).

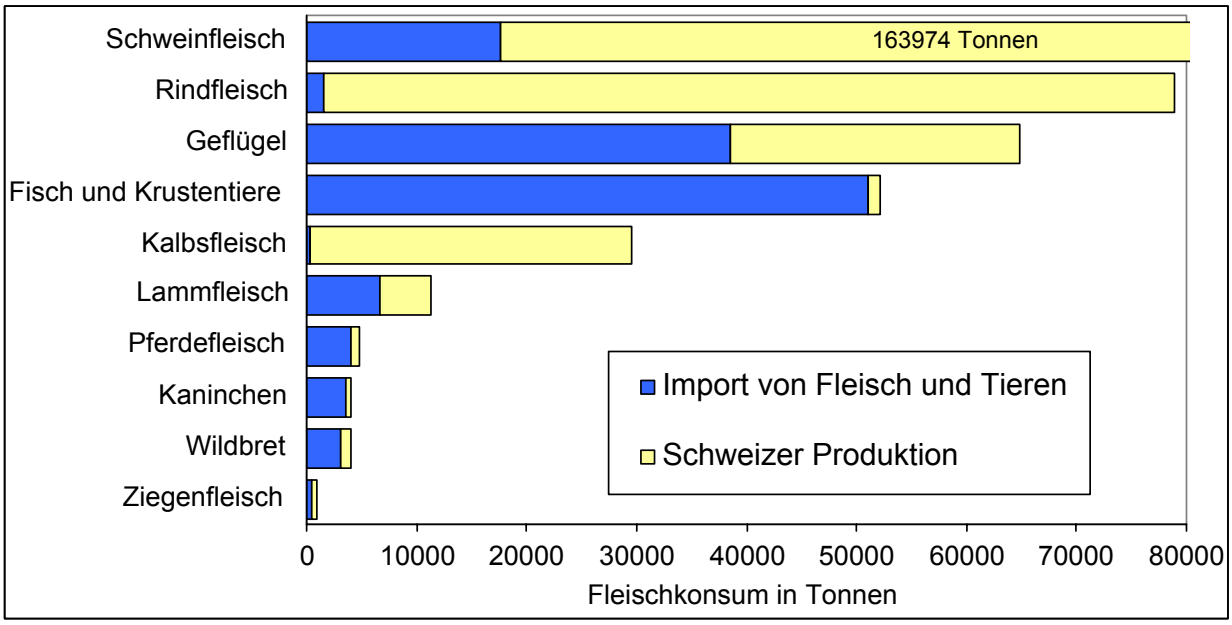


Abb. 5-6 Anteil von Import und Eigenproduktion am Fleischkonsum 1997 in der Schweiz (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1999:36)

Der Anteil von Markenfleisch[87] am Fleischkonsum in Privathaushalten ist in den letzten Jahren kontinuierlich gestiegen. Im ersten Quartal 1994 lag er bei etwa 1%. Bis Ende 1998 stieg der Anteil auf 14%. Insbesondere beim Rindfleisch haben sich die Einkaufsgewohnheiten, wohl nicht zuletzt auf Grund der BSE - Diskussion geändert. Hier hatte Markenfleisch Ende 1998 einen Marktanteil von 16.2% (Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung 1999). Der Rindviehbestand auf den VSBLO - Kontrollbetrieben lag 1996 bei insgesamt etwa 102 000 Tieren.[88]

Tab. 5-39 zeigt den Konsum von Fleischprodukte durch Privathaushalte im Jahr 1996. Wichtige Produkte sind Poulet, Schweine- und Rindfleisch. Bei einer Aufteilung

[87] Gemäss Angaben von Herrn Zurn, GSF vom Oktober 1997 wird Fleisch das mit Labels, z.B. für artgerechte Tierhaltung ausgezeichnet ist, als Markenfleisch bezeichnet.
[88] Siehe SBV Statistik Homepage: www.agri.ch/astat/default.htm.

nach verschiedenen Fleischprodukten ergeben sich keine Besonderheiten, z.B. saisonale Unterschiede, die in der Bilanzierung berücksichtigt werden müssten. Die Tab. 5-39 kann dazu dienen die in der Tagebuchstudie gefundene Verteilung des Fleischeinkaufs mit den gezeigten Daten abzugleichen.

Tab. 5-39 Fleischkonsum 1996 in Privathaushaltungen gemäss Institut für Marktforschung (IHA, Hergiswil) in kg pro Haushalt.

Kilo pro Haushalt 1996	Jan	Febr	März	Apr	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Summe	Anteil
Rindfleisch total	0.98	0.82	0.97	0.68	0.81	0.50	0.63	0.72	0.87	0.86	1.11	1.01	9.9	15%
Kalbfleisch total	0.22	0.28	0.36	0.28	0.38	0.39	0.21	0.31	0.26	0.23	0.31	0.32	3.6	5%
Schweinefleisch total	1.31	1.07	1.25	1.09	1.10	1.18	1.16	1.33	1.12	1.19	1.46	1.50	14.8	23%
Lammfleisch	0.04	0.07	0.13	0.12	0.08	0.11	0.09	0.07	0.10	0.10	0.08	0.08	1.1	2%
Pferdefleisch	0.04	0.04	0.05	0.07	0.06	0.07	0.06	0.05	0.04	0.06	0.04	0.11	0.7	1%
Wild	0.01	0.01	0.00	0.00	-	-	-	0.00	0.10	0.10	0.09	0.02	0.3	0%
Kaninchen	0.07	0.06	0.07	0.07	0.07	0.05	0.04	0.06	0.09	0.08	0.12	0.08	0.9	1%
Anderes Frischfleisch	0.01	0.00	0.01	0.03	0.02	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.1	0%
Poulet, Huhn	0.67	0.64	0.71	0.74	0.77	0.75	0.69	0.69	0.63	0.63	0.72	0.56	8.2	13%
Anderes Geflügel	0.09	0.11	0.10	0.13	0.13	0.16	0.09	0.10	0.08	0.10	0.11	0.23	1.4	2%
Charcuterie total	0.91	0.88	1.09	1.00	0.98	0.92	0.79	0.82	0.89	0.84	0.98	1.09	11.2	17%
Fisch total	0.17	0.17	0.21	0.23	0.19	0.19	0.14	0.17	0.18	0.18	0.19	0.26	2.3	4%
Summe	5.40	5.00	5.87	5.45	5.61	5.41	4.78	5.21	5.18	5.18	6.16	6.28	65.5	100%

5.6.2. Futtermittelproduktion

5.6.2.1. Überblick zu den Futtermitteltypen

Die Fütterung stellt den wichtigsten Input für die Tierproduktion dar. Zur Fütterung werden eine Vielzahl unterschiedlichster Produkte von den Landwirten individuell nach Art der Tiere, Zuchtperiode, zur Verfügung stehenden Hoffuttermitteln und anderen Kriterien zusammengestellt. Für die Sachbilanz im Rahmen dieser Untersuchung sind auf Grund der Komplexität Vereinfachungen notwendig.

Der Schweizerischer Bauernverband (1997b) macht einige Angaben zu den in der Schweiz insgesamt produzierten und den importierten Futtermitteln. Insgesamt waren im Jahr 1995 1.6 Mio. t Kraftfutter verfügbar. Hiervon wurde knapp 1 Mio. t in der Schweiz produziert und weitere 231 tsd. t in der Schweiz als Nebenprodukt von im Ausland produzierten Nahrungsmitteln verwendet. Im Jahr 1995 wurden insgesamt 374 tsd. Tonnen Futtermittel in die Schweiz eingeführt. Tab. 5-40 zeigt die Menge der wichtigsten in der Schweiz verwendeten Futtermittel. Futtergetreide stellt die wichtigste Gruppe dar. In der Tabelle werden die drei wichtigsten Getreidesorten aufgeführt. Müllereiprodukte, Ölkuchen, Fisch- und Fleischmehl sind zum grössten Teil Nebenprodukte der Nahrungsmittelindustrie. Sie haben zusammen einen Anteil von knapp 30% an den verfügbaren Futtermitteln.

Tab. 5-40 Menge der in der Schweiz verfügbaren Futtermittel im Jahr 1995 (Schweizerischer Bauernverband 1997b).

	Import (tsd. t)	Schweiz gesamt (tsd. t)	Anteil in der Schweiz	Anteil Import
Futtergetreide	149.1	960	59%	16%
Weizen, etc	-	*272*	*17%*	-
Gerste	-	*376*	*23%*	-
Mais	-	*236*	*15%*	-
Müllerreiprodukte	19	228	14%	8%
Ölkuchen	64.6	159	10%	41%
Fisch- und Fleischmehl	35.5	83	5%	43%
Übrige Kraftfutter	105.5	191	12%	55%
Total Futtermittel	373.7	1622	100%	23%

In den Deckungsbeiträgen werden für die Tierproduktion etwa 50 verschiedene Futtermittel unterschieden. Nicht für alle Produkte konnte in dieser Untersuchung ein Inventar erstellt werden. In Tab. 5-41 werden die im Inventar unterschiedenen Futtertypen mit dem gewählten Namen in der ersten Spalte wiedergegeben. Die Tabelle zeigt auch die Bezeichnung der von der Baltisberger *et al.* (1997) unterschiedenen Futtertypen. In einer Abschätzung für das Inventar wird ein durchschnittliches Mischfutter für alle betrachteten Tierarten in der Schweiz definiert.

Tab. 5-41 Futtertypen die im Inventar der Tierproduktion berücksichtigt werden.

Futtername im Inventar	Bezeichnung der LBL in den Deckungsbeiträgen	Produkttyp
CCM	CCM (Corn Cob Mix)	Einzelprodukt
Mineralfutter	Mineralfutter	Kraftfuttermischung
Viehsalz	Viehsalz	abgeschätzt als NaCl
Mischfutter	Alleinfutter, 13.0 MJ; Schotte; Ergaenzungsfutter zu Schotte, 12.2 MJ; Ergaenzungsfutter zu CCM, 11.5 MJ; Kaelbermastmilchpulver; Energieausgleichsfutter; Rindviehmastfutter; Proteinausgleichsfutter; Milchleistungsfutter; Vollmilch; Kaelberaufzuchtfutter;	Kraftfuttermischung
Gefluegelfutter	Verschiedene Typen von Geflügelfutter	Kraftfuttermischung
Weidegras	Weidegras	Einzelprodukt
Duerrfutter belueftet	Duerrfutter belueftet	Einzelprodukt
Grassilage	Grassilage	Einzelprodukt
Maissilage	Maissilage	Einzelprodukt
Futterkartoffeln	Futterkartoffeln	Einzelprodukt
Futterrueben	Futterrueben	Einzelprodukt
Bodenheu	Bodenheu	Einzelprodukt

Über die Zusammensetzung der von Baltisberger *et al.* (1997) angegebenen Mischfutterprodukte konnten keine Angaben gefunden werden. Statt dessen wird hier mit der Zusammensetzung der verfügbaren Kraftfuttermenge gearbeitet (Schweizerischer Bauernverband 1997b:68). Etwa für 70% der dort angegebenen Futterzutaten war eine ökologische Bilanzierung möglich. Zum Teil werden die Futtermittel, insbesondere Rauhfutter[89], als Einzelprodukte im Inventar berücksichtigt. Für die Bilanzierung von Kraftfuttermischungen wurden nur die Futtermittel berücksichtigt, die nicht als Einzelprodukt inventarisiert wurden.

Die Produktion anderer Futterzutaten, z.B. Nebenprodukte der Nahrungsmittelproduktion in einer Menge von 314 tsd. Tonnen, konnte in der Bilanzierung nicht berücksichtigt werden. Da diese Produkte mit geringerem Aufwand hergestellt werden

[89] Also die Fütterung durch Weidegang bzw. mit verschiedenen Typen von Wiesenfutter.

können, weil in der Allokation die Umweltfolgen vor allem dem Hauptprodukt, z.B. dem Mehl zugerechnet werden müssen, wird im Inventar davon ausgegangen, dass deren Produktion nicht inventarisiert werden muss. Dieser vernachlässigte Anteil entspricht etwa 25% der Zutaten zum Kraftfutter.[90]

5.6.2.2. Sachbilanz für den Futtermittelanbau

Zur Bilanzierung des Anbaus verschiedener Futtermittel wird auf die Deckungsbeiträge zurückgegriffen (Baltisberger *et al.* 1997). Die Studie enthält vollständige Angaben zu Ertrag, Empfehlung zum Einsatz von Kunstdüngern, Traktoreneinsatz, Saatgut und Ausgaben für Pestizide. Bilanziert wurde der IP- bzw. Bioanbau verschiedener Getreide, Hackfrüchte, Hülsenfrüchte und Weidebewirtschaftungen. Tab. 5-43 zeigt sämtlicher Produkte, für die ein Inventar für den Anbau erstellt wurde.

Der Aufwand zur Herstellung des Saatguts wird mit 3.6 MJ/kg abgeschätzt (von Oheimb 1987). Die Produktion von Viehsalz wird in erster Näherung mit den Angaben zu Natriumchlorid aus ECOINVENT abgeschätzt.

Von Baltisberger *et al.* (1997) werden die empfohlenen Nährstoffmengen für die Futtermittelproduktion im IP-Anbau angegeben. Dieser Nährstoffbedarf kann sowohl durch Handels- als auch durch Hofdünger gedeckt werden. Für den biologischen Ackerbau werden keine Düngemengenempfehlungen mit Hofdünger angegeben. Diese Werte müssen aus den Angaben für den IP-Anbau abgeleitet werden.

In ersten Rechnungen wurde deutlich, dass die Düngerbilanz entscheidend für das Gesamtergebnis ist. Die Festlegung eines Anteils für die Hofdüngeranwendung hat einen grossen Einfluss auf die letztendliche Bewertung mit dem Eco-indicator 95+. Mit steigendem Anteil der Hofdüngerverwendung steigen die Umweltbelastungen signifikant an. Angaben zum wirklichen Einsatz von Hofdüngern fehlen in der hier verwendeten Datengrundlage. Auch verschiedene Fachleute konnten hierzu keine verlässlichen Angaben machen, da die Variation zwischen einzelnen Betrieben sehr hoch ist. Folgende Einflussfaktoren zur Ermittlung der wirklich angewendeten Hofdüngermenge wurden von verschiedenen Quellen genannt:[91]

- Ermittlung der Hofdüngermenge im Biolandbau durch Umrechnung des Gesamt-N im Hofdünger anstatt des verfügbaren-N.
- Düngung im Biolandbau erfahrungsgemäss etwa 10% bis 30% reduziert gegenüber dem Bedarf. Daraus resultiert eine Nährstoffunterversorgung.
- Im Biolandbau findet ein Nährstofftransfer in den Ackerbau statt, dadurch kommt es zu einer überproportionalen Unterversorgung im Futterbau.92

---

[90] Dadurch, dass Futtermittel aus Produktionsabfällen nicht bilanziert werden konnten, ergibt sich evtl. eine Unterschätzung des Produktionsaufwandes für die Futtermittel. Der Marktpreis der Produktionsabfälle und der Aufwand zur Herstellung von Futtermittel aus ihnen war hier nicht bekannt.

[91] Gespräche mit Armin Meyer, LBL; Otto Schmid, FiBL und Freddy Strasser, Landwirtschaftsschule Strickhof.

[92] Als **Futterbau** wird die Bewirtschaftung von Weiden und Wiesen bezeichnet. Im **Ackerbau** werden u.a. Getreide, Hackfrüchte, Ölsaaten und Körnerleguminosen produziert.

- Im Biolandbau muss der Hofdüngereinsatz an die verfügbare Menge angepasst werden. Biobetriebe, deren Eigenanfall an Hofdünger nicht ausreicht, können den Nährstoffbedarf mit organischem Handelsdünger, aber auch mit Hofdünger von fremden Betrieben decken.
- Im Schweizer Durchschnitt stammen etwa 65% der N-Nährstoffs aus Hofdünger (vgl. hierzu Abb. 5-2). In der Realität kann der Anteil auch in IP-Betrieben, die Futtermittelanbau und Tierproduktion kombinieren, bis zu 100% betragen.
- Für die Berechnung der Deckungsbeiträge wird bei der IP-Produktion von einem 25% (Ackerbau) bzw. 50% (Futterbau) Hofdüngereinsatz ausgegangen (Baltisberger *et al.* 1997). Die Düngeempfehlung für IP müssen bei der Anwendung von Hofdünger entsprechend reduziert werden.
- In IP-Betrieben wird im Futterbau überwiegend Hofdünger (80%-90%), im Ackerbau überwiegend Handelsdünger (>80%) eingesetzt.
- Erhebungen in Pilotbetrieben zeigten einen überwiegenden Anteil von Mineraldünger für den Getreideanbau (>70% - 90%). Für Hackfrüchte setzten etwa je die Hälfte der Betriebe ausschliesslich Mineraldünger bzw. kombiniert Hof- und Mineraldünger ein (Hausheer et al. 1998:34).
- In den untersuchten Bio-Pilotbetrieben betrug die N-Unterversorgung beim Winterweizen etwa 90% und beim Mais etwa 50%, während Kartoffeln höher gedüngt wurden als nach den Düngeempfehlungen (Hausheer *et al.* 1998).
- In IP-Betrieben, die am Extenso-Programm teilnehmen, wird vermehrt Hofdünger eingesetzt (Hausheer *et al.* 1998).
- Im Futter- und Getreideanbau wird überwiegend Gülle, im Ackerbau überwiegend Mist eingesetzt (Hausheer *et al.* 1998).

Aus dieser Aufstellung wird deutlich, dass jede Abschätzung für den Düngemitteleinsatz mit hohen Unsicherheiten einhergeht. Für die Bilanzierung mussten folgende Abschätzungen vorgenommen werden:

- Anteil des Hofdüngers an der Düngeempfehlung gemäss Deckungsbeiträgen.
- Umrechnungsfaktor Handelsdüngerempfehlung auf Hofdüngeranwendung.
- Unterschreitung der Düngeempfehlung im Biolandbau.
- Anteile von Mist und Gülle an der Hofdüngung.

Als zusätzliche Randbedingung galt, dass für die Tierproduktion und die hierzu notwendigen Futtermengen nicht mehr Hofdünger verwendet wird als durch die entsprechenden Tiere produziert wird (vgl. hierzu auch Kap. 6.1.4.2). In dieser Arbeit wird mit den in Tab. 5-42 gezeigten Abschätzungen gerechnet und die für IP empfohlene Handelsdüngermenge entsprechend reduziert. Als Leitindikator wird dabei jeweils der N-Einsatz angenommen. Andere Kunstdünger werden proportional ebenfalls reduziert. Der Einsatz von Hofdünger für die Bioproduktion wurde auf Grund der empfohlenen Stickstoffgaben für die Bioproduktion berechnet. Berücksichtigt wird zusätzlich ein kleiner Anteil der Düngung mit biologischen Handelsdüngern.

Tab. 5-42 Berechnungsfaktoren für den Hofdüngeranteil und die Düngerunterversorgung im IP- bzw. Biolandbau.

	IP-Landwirtschaft	Bio-Landwirtschaft			
	Anteil Hofdünger	*Anteil Hofdünger und Bio-N-Dünger*	*Unterver-sorgung*	*Anteil Mist*	*Anteil Gülle*
Futterbau	80%	100%	30%	10%	90%
Hackfrüchte	35%	100%	40%	75%	25%
Getreide	20%	100%	60%	20%	80%
Annahme für N-Bilanz	N-Verfügbar	N-Gesamt			

Entsprechend dem Vorgehen beim Gemüse, wird auch für den Futtermittelanbau ein flächenabhängiger Phosphat- und Ammoniakaustrag und eine dreijährige Gründüngung berücksichtigt. Für Grasland beträgt der P-Austrag dabei nur 0.05 kg-P/ha/a (Braun *et al.* 1994:24). Der Einsatz von Pestiziden wird auf Grund der Angaben zu den Ausgaben mit einem durchschnittlichen Wirkstoffgehalt pro ausgegebenem Franken berechnet (vgl. Tab. 5-23). Für das Inventar von "Dürrfutter belüftet" wurden die Umweltfolgen der Kunstwiese auf die Kuppelprodukte "Heu" und "Dürrfutter" an Hand des Preises alloziert.

5.6.2.3. Sachbilanz der Futtermittelherstellung

Der Energieeinsatz für die Kraftfutterzubereitung wird entsprechend der Angaben von Cederberg (1998) mit 360 MJ/t je zur Hälfte aus Elektrizität und Öl abgeschätzt. Für die Produktion von Mineralfutter wird deutlich weniger Energie (47 MJ/t) zur Zubereitung verwendet. Die Produktion von Milchpulver wurde mit Angaben von Bolliger & Zumbrunn (1991, Anhang A5) abgeschätzt. Die Autoren geben eine Vollmilchmenge von 7.69 l/kg Pulver an. Die Angaben zum Energieverbrauch der Milchpulverherstellung (6 MJ Gas, 0.11 m^3 Gas und 0.2kWh Elektrizität pro kg Milchpulver) werden im Inventar für das Milchpulver berücksichtigt. In der Schweiz hergestelltes Tiermehl darf auf Grund der BSE-Gefahr nicht mehr verfüttert werden (Goll & Chaoui 1999). Für das Inventar wurde deshalb das früher verfütterte Tiermehl nicht mehr berücksichtigt. Auf Grund der Anteile der bilanzierten Futtermittelbestandteile wurde das Inventar für ein Mischfutter berechnet (Schweizerischer Bauernverband 1997b).

Für den Transport werden 200, 100 und 1000 Kilometer mit LKW, Bahn und Schiff respektive abgeschätzt. Dies berücksichtigt, dass etwa 1/4 der Futtermittel (zum Teil aus Übersee) importiert wird. Bei Bioprodukten entfällt der Transport mit dem Schiff, da angenommen wird, dass diese nicht aus Übersee importiert werden.

5.6.2.4. Inventardaten Futtermittel

Die ECOINVENT-Modulnamen für die Sachbilanz der Futtermittel und das Inventar der Futtermittelproduktion werden in den Tabellen: Tab. 5-43 ECOINVENT-Modulnamen der Futtermittelproduktion., Tab. 5-44 Inventardaten für den Futtermittelanbau und Tab. 5-45 Inventardaten der Futtermittelherstellung wiedergegeben.

Tab. 5-43 ECOINVENT-Modulnamen der Futtermittelproduktion.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	Techn	Te	Geo	M	Reference
40	Winterweizen	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Winterweizen Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Sommerweizen	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Sommerweizen Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Dinkel	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Dinkel Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Roggen	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Roggen Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Hafer	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Hafer Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Wintergerste	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Wintergerste Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Gruenbrache	m2		Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Buntbrache	m2		Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Kunstwiese	kg	Produkt	Futteranbau/ Silage	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Kunstwiese Bio	kg	Produkt	Futteranbau/ Silage	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Naturwiese intensiv	kg	Produkt	Weidegras	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Naturwiese intensiv Bio	kg	Produkt	Weidegras	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Naturwiese Heu	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Naturwiese Heu Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Kunstwiesenfutter	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Kunstwiesenfutter Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Ackerbohnen IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Ackerbohnen Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Eiweisserbsen IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Eiweisserbsen Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Soja IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Soja Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Raps IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Raps Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Mais IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Mais Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	CCM IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	CCM Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Silomais IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Silomais Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Maissilage IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Maissilage Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Zuckerrueben IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Futterrueben IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Futterrueben Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Futterkartoffeln IP	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Futterkartoffeln Bio	kg	Produkt	Futteranbau	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Mischfutter	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Gefluegelfutter	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Mineralfutter	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Viehsalz	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Mischfutter Bio	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Gefluegelfutter Bio	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Mineralfutter Bio	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Viehsalz Bio	kg		Futter	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Milchpulver IP	kg		Nahrungsindustrie	1997		CH		NJ Dis
40	Milchpulver Bio	kg		Nahrungsindustrie	1997		CH		NJ Dis
40	Tiermehl	kg		Nahrungsindustrie/Entsorgung	1997		CH		NJ Dis
39	Entsorgung Tierkoerper	kg		Entsorgung	1997		CH		NJ Dis
40	Grassilage	kg		Futter /Schaetzung	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Grassilage Bio	kg		Futter /Schaetzung	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
39	Saatgut gebeizt	kg		Saatgutherstellung	1997		D		NJ Dis/ FAT 46
39	Saatgut ungebeizt	kg		Saatgutherstellung	1997		D		NJ Dis/ FAT 46
40	Duerrfutter belueftet	kg		Futter /Schaetzung	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Duerrfutter belueftet Bio	kg		Futter /Schaetzung	1997		CH		NJ Dis/ LBL 98
40	Nebenprodukte	kg		Nebenprodukte Nahrungsindustrie/ keine UWFolgen	1997		CH		NJ Dis
40	Nebenprodukte Bio	kg		Nebenprodukte Nahrungsindustrie/ keine UWFolgen	1997		CH		NJ Dis

Tab. 5-44 Inventardaten für den Futtermittelanbau (Quellen im Text).

MName		Winterweizen	Winterweizen Bio	Sommerweizen	Sommerweizen Bio	Dinkel	Dinkel Bio	Roggen	Roggen Bio	Hafer	Hafer Bio	Wintergerste	Wintergerste Bio	Gruenbrache	Buntbrache	Kunstwiese	Kunstwiese Bio	Naturwiese intensiv	Naturwiese intensiv Bio	Naturwiese Heu	Naturwiese Heu Bio	Kunstwiesenfutter	Kunstwiesenfutter Bio
	Unit	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Flaeche II-III	m2a	1.82E+0	2.50E+0	2.22E+0	2.86E+0	2.50E+0	2.86E+0	1.82E+0	2.50E+0	2.00E+0	2.50E+0	1.82E+0	2.50E+0	1.00E+0	1.00E+0	8.33E-1	9.26E-1	1.00E+0	1.18E+0	8.80E-1	1.04E+0	7.33E-1	8.15E-1
Anwendung N-Duenger	kg	1.95E-2	0	2.03E-2	0	1.80E-2	0	1.31E-2	0	1.37E-2	0	1.53E-2	0	0	0	2.40E-3	0	2.40E-3	0	2.40E-3	0	2.40E-3	0
Anwendung P-Duenger	kg	6.64E-3	0	7.04E-3	0	6.56E-3	0	6.72E-3	0	6.80E-3	0	6.64E-3	0	0	0	1.60E-3	0	1.60E-3	0	1.60E-3	0	1.60E-3	0
Anwendung K-Duenger	kg	1.60E-3	0	2.88E-3	0	8.00E-4	0	1.44E-3	0	6.24E-3	0	1.76E-3	0	0	0	4.80E-3	0	4.80E-3	0	4.80E-3	0	4.80E-3	0
Anwendung Mg-Duenger	kg	1.36E-3	0	1.12E-3	0	9.60E-4	0	8.80E-4	0	1.44E-3	0	9.60E-4	0	0	0	6.00E-4	0	6.00E-4	0	6.00E-4	0	6.00E-4	0
Anwendung Organ. N-Duenger	kg	0	1.36E-2	0	1.55E-2	0	5.81E-3	0	1.69E-2	0	5.08E-3	0	6.78E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung Stapelmist	kg	3.61E-1	4.86E-1	3.75E-1	4.68E-1	3.33E-1	3.79E-1	2.42E-1	3.14E-1	2.55E-1	3.17E-1	2.84E-1	3.88E-1	0	0	3.56E-1	1.76E-1	3.56E-1	1.86E-1	3.56E-1	1.86E-1	3.56E-1	1.76E-1
Anwendung Vollguelle	m3	1.12E-3	2.24E-3	1.16E-3	2.16E-3	1.03E-3	1.75E-3	7.48E-4	1.45E-3	7.85E-4	1.46E-3	8.76E-4	1.79E-3	0	0	2.47E-3	1.83E-3	2.47E-3	1.93E-3	2.47E-3	1.93E-3	2.47E-3	1.83E-3
Zugkraftstunden	ZKh	2.64E-3	4.69E-3	3.17E-3	5.35E-3	3.53E-3	5.32E-3	2.64E-3	4.69E-3	2.88E-3	4.69E-3	2.64E-3	4.49E-3	8.20E-4	3.47E-4	2.76E-3	3.01E-3	2.28E-3	2.77E-3	2.12E-3	2.60E-3	2.80E-3	3.08E-3
Phosphate f	kg	2.79E-5	3.83E-5	3.41E-5	4.38E-5	3.83E-5	4.38E-5	2.79E-5	3.83E-5	3.06E-5	3.83E-5	2.79E-5	3.83E-5	1.53E-6	1.53E-6	1.28E-6	1.42E-6	1.53E-6	1.80E-6	1.35E-6	1.59E-6	1.12E-6	1.25E-6
NH3 Ammoniak p	kg	3.64E-5	5.00E-5	4.44E-5	5.71E-5	5.00E-5	5.71E-5	3.64E-5	5.00E-5	4.00E-5	5.00E-5	3.64E-5	5.00E-5	2.00E-5	2.00E-5	1.67E-5	1.85E-5	2.00E-5	2.35E-5	1.76E-5	2.07E-5	1.47E-5	1.63E-5
Gruenduengung	m2	6.06E-1	0	7.41E-1	0	8.33E-1	0	6.06E-1	0	6.67E-1	0	6.06E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gruenduengung Bio	m2	0	8.33E-1	0	9.52E-1	0	9.52E-1	0	8.33E-1	0	8.33E-1	0	8.33E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung Pestizide	kg	3.04E-4	0	3.71E-4	0	4.18E-4	0	3.04E-4	0	3.34E-4	0	3.04E-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saatgut gebeizt	kg	3.27E-2	0	4.22E-2	0	4.50E-2	0	2.55E-2	0	2.80E-2	0	2.00E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saatgut ungebeizt	kg	0	5.00E-2	0	6.29E-2	0	5.71E-2	0	4.25E-2	0	4.25E-2	0	3.50E-2	2.50E-3	5.00E-4	1.38E-3	1.53E-3	0	0	0	0	1.21E-3	1.34E-3

Fortsetzung Tab. 5-44.

MName		Ackerbohnen IP	Ackerbohnen Bio	Eiweisserbsen IP	Eiweisserbsen Bio	Soja IP	Soja Bio	Raps IP	Raps Bio	Mais IP	Mais Bio	CCM IP	CCM Bio	Silomais IP	Silomais Bio	Maissilage IP	Maissilage Bio	Zuckerrueben IP	Futterrueben IP	Futterrueben Bio	Futterkartoffeln IP	Futterkartoffeln Bio
	Unit	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Flaeche II-III	m2a	2.63E+0	2.94E+0	2.33E+0	2.63E+0	3.85E+0	4.35E+0	3.70E+0	4.17E+0	1.43E+0	1.54E+0	9.09E-1	1.11E+0	2.08E-1	2.60E-1	6.67E-1	8.33E-1	1.71E-1	7.41E-1	9.09E-1	2.78E-1	4.08E-1
Anwendung N-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	2.99E-2	0	9.58E-3	0	6.21E-3	0	1.37E-3	0	4.35E-3	0	1.10E-3	4.44E-3	0	1.95E-3	0
Anwendung P-Duenger	kg	8.78E-3	0	7.41E-3	0	9.10E-3	0	1.06E-2	0	5.27E-3	0	3.49E-3	0	1.07E-3	0	3.37E-3	0	5.20E-4	3.19E-3	0	1.17E-3	0
Anwendung K-Duenger	kg	8.97E-3	0	1.17E-2	0	1.17E-2	0	6.70E-3	0	2.54E-3	0	1.68E-3	0	2.57E-3	0	8.07E-3	0	3.25E-4	4.88E-3	0	4.16E-3	0
Anwendung Mg-Duenger	kg	8.45E-4	0	1.17E-3	0	1.30E-3	0	1.89E-3	0	6.50E-4	0	4.31E-4	0	2.37E-4	0	7.44E-4	0	1.95E-4	9.75E-4	0	1.95E-4	0
Anwendung Organ. N-Duenger	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.04E-2	0	7.53E-3	0	1.76E-3	0	5.65E-3	0	0	7.39E-3	0	5.53E-3
Anwendung Stapelmist	kg	2.46E+0	4.71E+0	2.08E+0	4.03E+0	2.55E+0	4.94E+0	4.47E+0	4.39E+0	1.43E+0	1.26E+0	9.29E-1	9.28E-1	2.05E-1	2.08E-1	6.51E-1	6.62E-1	1.64E-1	6.64E-1	6.49E-1	2.92E-1	3.27E-1
Anwendung Vollguelle	m3	1.50E-3	2.88E-3	1.27E-3	2.46E-3	1.56E-3	3.02E-3	1.15E-3	1.68E-3	3.68E-4	4.83E-4	2.39E-4	3.56E-4	5.27E-5	1.05E-4	1.67E-4	2.54E-4	4.22E-5	1.30E-4	3.27E-4	5.71E-5	1.65E-4
Zugkraftstunden	ZKh	2.97E-3	4.49E-3	2.63E-3	3.75E-3	3.58E-3	6.11E-3	4.56E-3	8.67E-3	1.61E-3	3.25E-3	8.00E-4	2.07E-3	1.83E-4	4.83E-4	2.65E-3	3.80E-3	7.45E-4	3.23E-3	1.70E-3	1.04E-3	2.19E-3
Phosphate f	kg	4.03E-5	4.51E-5	3.56E-5	4.03E-5	5.89E-5	6.66E-5	5.68E-5	6.38E-5	2.19E-5	2.36E-5	1.39E-5	1.70E-5	3.19E-6	3.98E-6	1.02E-5	1.28E-5	2.62E-6	1.14E-5	1.39E-5	4.26E-6	6.25E-6
NH3 Ammoniak p	kg	5.26E-5	5.88E-5	4.65E-5	5.26E-5	7.69E-5	8.70E-5	7.41E-5	8.33E-5	2.86E-5	3.08E-5	1.82E-5	2.22E-5	4.17E-6	5.19E-6	1.33E-5	1.67E-5	3.42E-6	1.48E-5	1.82E-5	5.56E-6	8.16E-6
Gruenduengung	m2	8.77E-1	0	7.75E-1	0	1.28E+0	0	1.23E+0	0	4.76E-1	0	3.03E-1	0	6.94E-2	0	2.22E-1	0	5.70E-2	2.47E-1	0	9.26E-2	0
Gruenduengung Bio	m2	0	9.80E-1	0	8.77E-1	0	1.45E+0	0	1.39E+0	0	5.13E-1	0	3.70E-1	0	8.66E-2	0	2.78E-1	0	0	3.03E-1	0	1.36E-1
Anwendung Pestizide	kg	5.13E-4	0	4.53E-4	0	7.50E-4	0	1.03E-3	0	2.59E-4	0	1.65E-4	0	3.77E-5	0	1.21E-4	0	6.69E-5	1.76E-4	0	1.32E-4	0
Saatgut gebeizt	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.82E-2	0	4.58E-3	0	1.47E-2	0	1.88E-3	1.63E-2	0	0	0
Saatgut ungebeizt	kg	4.61E-2	5.59E-2	5.81E-2	7.24E-2	4.23E-2	5.22E-2	2.04E-1	2.29E-1	2.86E-2	3.08E-2	0	2.22E-2	0	5.71E-3	0	1.83E-2	0	0	4.55E-2	7.00E-2	1.03E-1

Tab. 5-45 Inventardaten der Futtermittelherstellung.

	Verbrauch 95 (1000 t)	Anteil IP	Anteil bio	Mischfutter	Geflueg elfutter	Mineralf utter	Viehsalz	Mischfutter Bio	Geflueg elfutter Bio	Mineralf utter Bio	Viehsalz Bio	Milchpulver IP	Milchpulver Bio	Tiermehl	Entsorgung Tierkoerper	Saatgut gebeizt	Saatgut ungebeizt	Grassilage	Grassilage Bio	Duerrfutter belueftet	Duerrfutter belueftet Bio
				kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Winterweizen	190.4	14.3%	0.0%	1.43E-1	1.43E-1	1.43E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Winterweizen Bio		0.0%	14.3%	0	0	0	0	1.43E-1	1.43E-1	1.43E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sommerweizen	27.2	2.0%	0.0%	2.04E-2	2.04E-2	2.04E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sommerweizen Bio		0.0%	2.0%	0	0	0	0	2.04E-2	2.04E-2	2.04E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinkel	27.2	2.0%	0.0%	2.04E-2	2.04E-2	2.04E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinkel Bio		0.0%	2.0%	0	0	0	0	2.04E-2	2.04E-2	2.04E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Roggen	27.2	2.0%	0.0%	2.04E-2	2.04E-2	2.04E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Roggen Bio		0.0%	2.0%	0	0	0	0	2.04E-2	2.04E-2	2.04E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hafer	60.0	4.5%	0.0%	4.50E-2	4.50E-2	4.50E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hafer Bio		0.0%	4.5%	0	0	0	0	4.50E-2	4.50E-2	4.50E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wintergerste	376.0	28.2%	0.0%	2.82E-1	2.82E-1	2.82E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wintergerste Bio		0.0%	28.2%	0	0	0	0	2.82E-1	2.82E-1	2.82E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kunstwiese		0.0%	0.0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0
Kunstwiese Bio		0.0%	0.0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0	0
Kunstwiesenfutter		0.0%	0.0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.30E+0	0
Kunstwiesenfutter Bio		0.0%	0.0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.30E+0
Ackerbohnen IP	8.0	0.6%	0.0%	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ackerbohnen Bio		0.0%	0.6%	0	0	0	0	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiweisserbsen IP	8.0	0.6%	0.0%	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiweisserbsen Bio		0.0%	0.6%	0	0	0	0	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soja IP	8.0	0.6%	0.0%	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soja Bio		0.0%	0.6%	0	0	0	0	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raps IP	30.0	2.3%	0.0%	2.25E-2	2.25E-2	2.25E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raps Bio		0.0%	2.3%	0	0	0	0	2.25E-2	2.25E-2	2.25E-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mais IP	235.9	17.7%	0.0%	1.77E-1	1.77E-1	1.77E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mais Bio		0.0%	17.7%	0	0	0	0	1.77E-1	1.77E-1	1.77E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Futterkartoffeln IP	8.0	0.6%	0.0%	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Futterkartoffeln Bio		0.0%	0.6%	0	0	0	0	6.01E-3	6.01E-3	6.01E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Milchpulver IP	11.6	0.9%	0.0%	8.71E-3	8.71E-3	8.71E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Milchpulver Bio			0.9%	0	0	0	0	8.71E-3	8.71E-3	8.71E-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tiermehl	83.1	0.0%	0.0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.72E-1	0	0	0	0	0	0
Nebenprodukte	314.6	23.6%	0.0%	2.36E-1	2.36E-1	2.36E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nebenprodukte Bio	*314.6*	0.0%	23.6%	0	0	0	0	2.36E-1	2.36E-1	2.36E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kontrollsummen	***1332***	***100%***	***100%***																		
Vollmilch			kg	0	0	0	0	0	0	0	0	7.69	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vollmilch Bio			kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.69	0	0	0	0	0	0	0	0
Natriumchlorid			kg	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trinkwasser			kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.89E+0	0	0	0	0	0	0	0
Abwasser Lebensmittelindustrie ARA III			kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.89E-3	0	0	0	0	0	0	0
Transport LKW 28t EU tkm			tkm	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	0	0	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	2.00E-1	0	0	0	0
Transport Bahn WLV tkm			tkm	1.00E-1	1.00E-1	1.00E-1	0	1.00E-1	1.00E-1	1.00E-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Transport Hochseefrachter Container tkm			tkm	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strom Mittelspannung - Bezug in UCPTE			TJ	1.80E-7	1.80E-7	2.34E-8	0	1.80E-7	1.80E-7	2.34E-8	0	7.20E-7	7.20E-7	7.98E-6	0	3.75E-6	3.75E-6	0	0	0	0
Abwaerme in Luft p			TJ	1.80E-7	1.80E-7	2.34E-8	0	1.80E-7	1.80E-7	2.34E-8	0	7.20E-7	7.20E-7	7.98E-6	0	3.75E-6	3.75E-6	0	0	0	0
Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro			TJ	1.80E-7	1.80E-7	2.34E-8	0	1.80E-7	1.80E-7	2.34E-8	0	1.03E-5	1.03E-5	0	0	3.75E-6	3.75E-6	0	0	0	0
Heizoel EL in Heizung 100 kW			TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.08E-6	0	0	0	0	0	0	0

5.6.3. Tierproduktion

Nach dem Inventar der Futtermittel wird im Folgenden das Inventar für die Tierproduktion ausgearbeitet. Hierzu war zunächst eine Vereinfachung hinsichtlich der betrachteten Zuchttypen und Haltungsbedingungen notwendig.

In den Deckungsbeiträgen werden verschiedene Möglichkeiten der Tierproduktion dargestellt. In Abb. 5-7 wird dies an Hand des Netzwerks zur Produktion von Rindvieh verdeutlicht. Es gibt unterschiedliche Typen von Zucht- und Schlachttieren. Einige gehen dabei als Input wieder in die Produktion ein. So sind z.B. Kälber ein Produkt der Milchkuh. Diese wachsen auf und können dann als Mutterkuh wiederum Kälber produzieren.

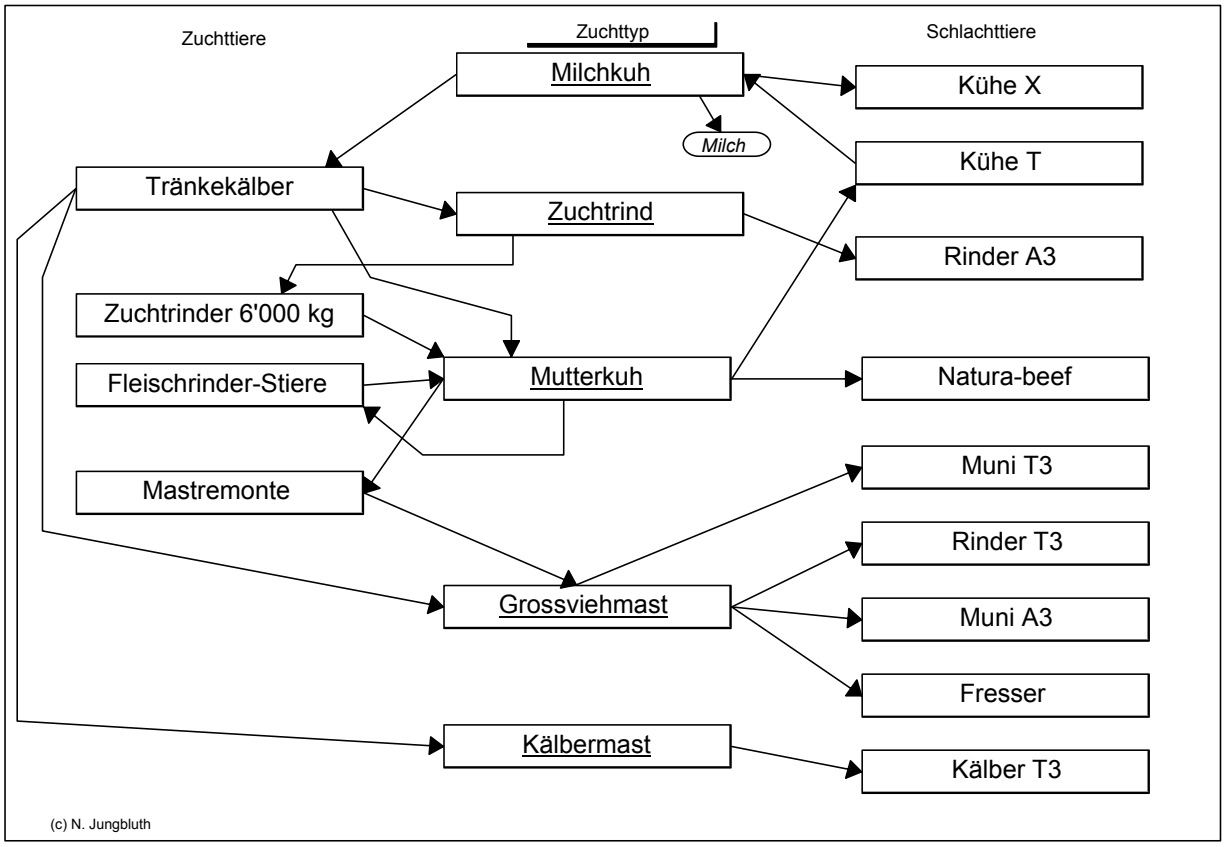


Abb. 5-7 Netzwerk der Produktion von Rindvieh, erstellt auf Grundlage der Angaben in den Deckungsbeiträgen.

Im Inventar wurde dieses komplizierte Netzwerk entsprechend Abb. 5-8 vereinfacht. Berücksichtigt werden nunmehr Milchkuh, Grossviehmast, Kälbermast und Mutterkuh. Die Bilanz wird zunächst auf die funktionelle Einheit „Ertrag“[93] in CHF berechnet. Die Verknüpfung der verschiedenen Zuchttypen untereinander erfolgt über den Ertrag, also über den Preis ausgedrückt in Schweizer Franken. Dies hat den Vorteil, dass die Allokation der Umweltfolgen direkt über den Wert der verschiedenen In- bzw.

[93] Der Ertrag gibt den Verkaufswert der verschiedenen Outputs, z.B. Milch, abgehende Kuh und Kalb zur Aufzucht an.

Outputs erfolgen kann. Eine Allokation zwischen verschiedenen Produkten z.B. Milch, Kalb und Fleisch als Produkte der Milchkuh erfolgt entsprechend ebenfalls an Hand des Preises.[94] In einem zweiten Schritt wird die Schlachtung der Tiere berücksichtigt und die Umweltfolgen auf das verkaufsfertige Fleischgewicht umgerechnet.

Für andere Tierarten wurde analog vorgegangen und die Berechnung vereinfacht. Die Aufwendungen für die Zucht von Jungtieren wurden durch den Bezug des dem Ankaufpreis entsprechenden Ertrages von dem Muttertier berechnet. Für die Produktion eines Schweines ist ein Ferkel notwendig, das von einem Zuchtschwein geworfen wird. Das Zuchtschwein bezieht also eine bestimmte Menge Zuchtschwein zur Reproduktion.

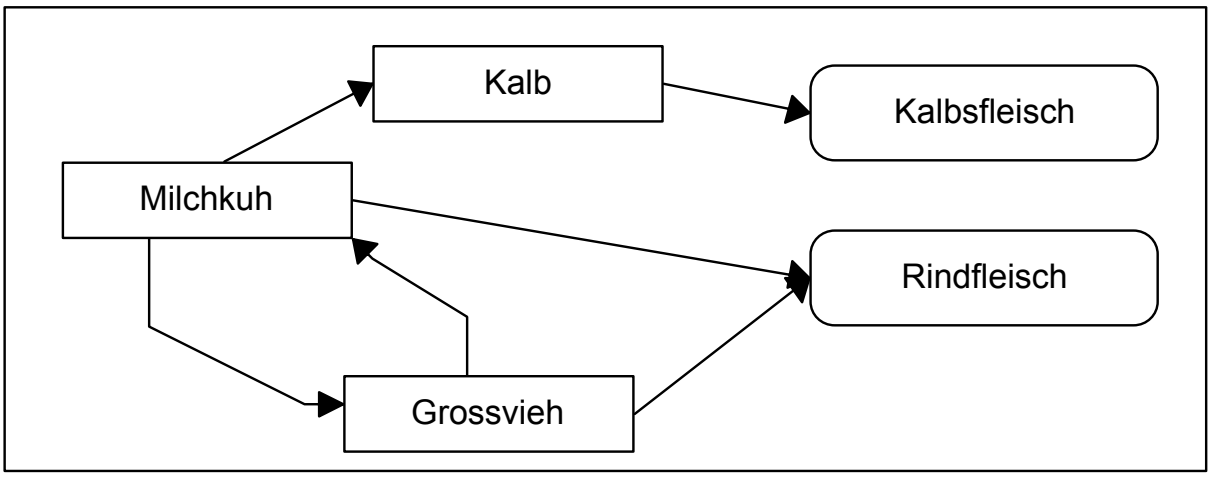


Abb. 5-8 Vereinfachtes Netzwerk zur Inventarisierung der Produktion von Rindvieh.

Die ECOINVENT-Modulnamen der Tierproduktion werden in Tab. 5-50 gezeigt. Tab. 5-51 zeigt die Umrechnung des Inventars für die Tierproduktion auf das Verkaufsgewicht und das Inventar für die Schlachttiertransporte.

Es ist im Rahmen dieser Studie nicht gelungen, Daten zur Produktion von Fisch zu erheben. Die Produktion von Fisch wird für evtl. nötige Auswertungen in der Tagebuchstudie mit dem Mittelwert der Fleischprodukte abgeschätzt. Für Zuchtfisch stellt dies eine noch mögliche Grobabschätzung dar, da die Umweltbelastungen hier wahrscheinlich ebenfalls durch die Futterproduktion massgeblich verursacht werden. Für Wildfisch hingegen wäre eine völlig andere Ökobilanz zu erwarten.

5.6.3.1. Fütterung

Die Menge der verbrauchten Futtermittel wurde den Deckungsbeiträgen entnommen (Baltisberger *et al.* 1997). Dabei wurden die verschiedenen Futtermittel entsprechend

[94] Møller & Høgaas (1997) haben eine Allokation auf Grund der Nahrungsverwertung durchgeführt und errechneten hierbei ein Verhältnis Milch zu Fleisch von 65/35. Auf Grund der Preisverhältnisse in der Schweiz ergibt sich ein deutlich unterschiedliches Allokationsverhältnis von 83/17. Die Umweltbelastungen der Milch sind also höher und die des Fleisches geringer. Auf Grund der gewählten Bilanzierungsmethode in Bezug zum Ertrag der Tierproduktion wäre es jedoch aufwendig ein anderes Allokationsverhältnis zu berücksichtigen.

Tab. 5-41 vereinfacht. Die Futtermenge wurde dann auf den Ertrag, angegeben in CHF umgerechnet. Das Inventar der Fütterung in der Tierproduktion wird in Tab. 5-52 wiedergegeben. Das Inventar für die Geflügelzucht zeigt Tab. 5-49.

5.6.3.2. Direkte Emissionen der Tierhaltung

Die Hofdüngerverwendung wird entsprechend dem Vorgehen bei der Allokation in anderen Studien zu 100% der Pflanzenproduktion angelastet. Beim Weidegang anfallender Austrag von Hofdünger wird als Düngung im Inventar des Grünfutters berücksichtigt. Einige Emissionen sind der Tierzucht direkt anzurechnen. Dieses sind:

- Direkte Emissionen auf Grund der Verdauung.
- Emissionen aus dem Stall vor der Zwischenlagerung der Gülle.

Verschiedene Faktoren haben einen Einfluss auf Art und Höhe der Emissionen. Dies sind z.B.:

- Die direkten Treibhausgasemissionen unterscheiden sich für verschiedene Tierarten (vgl. hierzu Kjer *et al.* 1994).
- Die Emissionen aus dem Stall hängen vom Haltungssystem ab. Bei Haltung auf Spaltenböden entstehen höhere Emissionen als bei trockener Entmistung.
- Auch die Zusammensetzung des Dungs unterscheidet sich zwischen den Tierarten.

Mit Information aus verschiedenen Studien wurden die direkten Emissionen der Tiere abgeschätzt (Braun *et al.* 1994, Carlsson 1994, Cederberg 1998, Grub & Fuhrer 1995, Keck *et al.* 1995, Kjer *et al.* 1994, Møller & Høgaas 1997, Vold & Møller 1995). Tab. 5-46 zeigt die in diesen Studien ausgewiesenen Emissionen verschiedener Tiere und die Abschätzung für diese Studie. Da ein Teil der Ammoniakemissionen bei der Ausbringung des Hofdüngers berücksichtigt werden, wird hier nur der Anteil im Stall (etwa 47%) berücksichtigt. Das Inventar der Tierproduktion wird in Tab. 5-49 wiedergegeben.

Tab. 5-46 Direkte Emissionen aus der Tierhaltung und Inventardaten in der letzten Spalte.

Tierart	CH4 kg/a/Tier	Direkt CH4/Tier	Direkt CH4/Tier	Direkt CH4/a/ Tier	Direkt CH4/a /Tier	kg NH3-N/a/Tier-Stall	kg NH3-N/a/Tier-Stall	kg NH3-N/a/Tier	Exkre. NH3/Tier	kg NH_3 im Stall/ Tier/a	kgCH_4/ Tier/a
Rind	55	65	-	80	48	8.2	5.3	-	18	8.0	60
Milchkuh	-	105	155	80	100	8.2	15.8	20.7	18	10.0	100
Schwein	1.5	-	-	-	1.5	0.8	5.3	6.2	1	5.0	1.5
Geflügel	-	-	-	-	-	0.1	0.1	-	-	0.1	0
Schafe und Ziegen	-	-	-	30	5 – 8	1.0	2.4	-	-	1.6	10
Lamm	-	-	-	10	8	-	0.4	-	-	0.3	8
Kalb	55	-	67	40	48	0.8	0.6	6.9	-	1.0	50
Quellen	*Carlsson 94*	*Simon et al.1994*	*Cederberg 98*	*Vold 95/ Møller 97*	*Grub & Fuhrer 1995*	*Braun et al.1994:20*	*Braun et al.1994:21*	Keck *et al.* 95/ *Cederberg 98*	*Simon et al. 1994*	*Diese Studie*	*Diese Studie*

Teilweise wird dem Schweinefutter Kupfer in Mengen von etwa 20 mg/kg beigegeben (Quade 1993:223). Dieses wird mit dem Hofdünger ausgeschieden. In den Richtlinien zur IP-Produktion in der Schweiz wird der Kupfereinsatz allerdings verboten (Goll & Chaoui 1999). In diesem Inventar wird er deshalb nicht berücksichtigt.

5.6.3.3. Stall und Flächenbedarf

Die Stallfläche wurde an Hand der Informationen der Landwirtschaftlichen Beratungszentrale Lindau (1997) für die verschiedenen Tierarten bestimmt. Die Aufwen-

dungen für die Infrastruktur eines Stalles wurden mit den Informationen von (Blonk *et al.* 1997b) für alle Haltungssysteme einheitlich abgeschätzt. Das Inventar für den Stall zeigt Tab. 5-49.

5.6.3.4. Schlachtung

Da das Schlachten der Tiere unabhängig von der weiteren Verarbeitungs- und Konservierungsart ist, wird es für die vereinfachte Bilanzierungsmethodik im Modul Fleischprodukt für die einzelnen Tierarten bilanziert. Die verschiedenen Produkte und Nebenprodukte, die bei der Schlachtung von Tieren anfallen und deren Endverwendung zeigt Tab. 5-47. Für die Umrechnung des Inventars der Tierproduktion in ein Inventar für verkaufsfertiges Fleisch pro kg wurde die Angaben zum Schlachtgewicht (SG) mit Angaben aus den Deckungsbeiträgen in ein Inventar für verkaufsfertiges Fleisch umgerechnet (Baltisberger *et al.* 1997).

Tab. 5-47 Aufteilung der Produkte und Nebenprodukte bei der Schlachtung verschiedener Tierarten und Endverwendung der Produkte.

		Lamm					*Schwein*	*Kalb*	*Grosstier*		*Geflügel*	
	Produkte	**Gewicht Anteil**	**Einkaufs-preis (CHF)**	**Wert-schöpfung (CHF)**	**CHF pro kg**	**Produkte**	**Gewicht Anteil**	**Anteile %**	**Gewicht (kg)**	**Rind Anteile %**		**Weiterverarbeitung zu:**
Nebenprodukte und Abfall		52%	24		0.46	Fett	37%	40%		49%	29%	Fettschmelze, Seife
						Schwarten	4.50%		28			Gelatine
						Blut	2.70%		50			
						Abfälle und sonstige Teile	1.30%		20			Tierfutter, Pharmazeutika, Insulingewinnung, Käseherstellung
						Borsten	0.50%					Pinsel, Bürsten o. Polsterungen
Schlachtgewicht (SG)		48%	546		11.38	Schlachtgewicht		60%	250-300	51%	71%	
	Knochen und Schlachtverlust	13%			0.00	Knochen	6%	21%		16%		Tierfutter oder Dünger
	Fleisch, verkaufsfertig	35%	546	130	19.31	fettfreies Fleisch	48%	39%		35%		Lebensmittel
Lebendgewicht (LG)		100%	570	0	5.70	Lebendgewicht	100%	100%	550-800	100%		

Quellen: (Bamert 1997, Heiss 1996, Prändl *et al.* 1998)

Für die Berechnungen in dieser Studie wurde das Inventar für die Schlachtung aus einer Studie zu Schweinefleisch verwendet (Blonk *et al.* 1997b). Die Inventardaten für die Schlachtung werden in Tab. 5-49 wiedergegeben. In diesem Inventar fehlen Angaben zur Menge und Entsorgung von Abfällen.

Im Schlachthof fallen Abfälle an, die verbrannt werden müssen. Angaben zu den Anfall-, Verwertungs- und Entsorgungsmengen schwanken beträchtlich. Die Abfallmenge wurde mit Angaben von Ockerman *et al.* (1988:19) für die Tierarten Rind, Schaf und Schwein berechnet. Für andere Tierarten wurde mit dem von Tritt (1992:1) angegebenen Durchschnittsanteil von 25% am Schlachtgewicht gerechnet. Laut Riedinger (1979:172) wird etwa ein Drittel dieser Abfälle in Deutschland in Tierkörperbeseitigungsanstalten verbrannt. Die Aufwendungen für die Verbrennung werden dem Schlachten zugerechnet. Für Nebenprodukte, die z.B. zu Tiermehl verarbeitet werden, wird dieser Verarbeitungsschritt der Tiermehlproduktion zugerechnet.

Auf Grund dieser Angaben wurde ein Wert für die zu verbrennenden Schlachtabfälle abgeschätzt und mit dem ECOINVENT-Modul „Entsorgung Tierkörper“ (vgl. Tab. 5-45) inventarisiert. Die Daten zum Schlachten wurden in das Inventar der Fleischproduktion eingefügt (vgl. Tab. 5-48).

5.6.3.5. Berechnung für die funktionelle Einheit Verkaufspreis

Die Allokation der Umweltfolgen für die Fleischproduktion auf verschiedene Fleischprodukte soll an Hand des Preises erfolgen. Ein Filetstück wird in der Regel viel teurer sein als ein Eisbein. Entsprechend lässt sich argumentieren, dass die Umweltfolgen der Fleischproduktion nicht an Hand des Gewichts sondern an Hand des Preises alloziert werden. Teurere Fleischprodukte verursachen pro kg also höhere Umweltbelastungen als billige Waren. In der Tagebuchstudie wurde deshalb neben dem Gewicht auch der Einkaufspreis erhoben. Das Inventar des Moduls wird in einem ersten Schritt pro kg verkaufsfertiges Fleisch[95] berechnet. Mit dem in Tab. 5-48 angegebenen Rechenwert für den durchschnittlichen Verkaufspreis erfolgt eine Umrechnung auf die funktionelle Einheit Verkaufspreis.

Zur Abschätzung dieses Rechenwertes wurde auf Informationen zu den KonsumentInnenpreisen (Bundesamt für Statistik 1997a), auf Angaben zu Produzentenpreisen (Bundesamt für Statistik 1997b), auf Angaben zu den Direktverkaufspreisen (Baltisberger *et al.* 1997) und auf in der Tagebuchstudie (TB) erhobene Durchschnittspreise zurückgegriffen. Da die in der Tagebuchstudie erhobenen Preise relativ gut mit den anderen Angaben übereinstimmten, konnte in den meisten Fällen auf diese zurückgegriffen werden. Lediglich für die kursiv gesetzten Rechenwerte wurde eine Abschätzung vorgenommen, da die Preise der Tagebuchstudie deutlich über dem Niveau der anderen Informationen lagen. Hintergrund beim Geflügel ist wahrscheinlich, dass vor allem Geflügelteile z.B. Brust gekauft wurden, die deutlich teurer sind als ein ganzes Tier. Für Fisch wurde der Wert für Bioproduktion angehoben, da es nicht wahrscheinlich ist, dass Bioprodukte billiger als konventionelle sind.

Tab. 5-48 Durchschnittlicher Verkaufspreis für verschiedene Fleischprodukte.

	Einheit	Fisch	Gefügel	Kalb	Rind	Schwein	Lamm	Gemischt
Konsumentenpreise versch.	CHF/kg	-	11.17	57.60	47.90	26.29	27.88	-
	CHF/kg	-	8.22	32.30	25.13	34.20	32.18	-
	CHF/kg	-	-	26.80	15.79	48.88	15.44	-
	CHF/kg	-	-	40.70	19.23	20.22	-	-
	CHF/kg	-	-	-	14.17	19.94	-	-
	CHF/kg	-	-	-	-	19.02	-	-
Mittelwert	**CHF/kg**	-	9.70	39.35	24.44	28.09	25.17	25.35
Direktverkauf	CHF/kg	-	-	28.00	22.00	-	23.00	-
Produzentenpreis DB	CHF/kg	-	3.00	11.00	7.60	4.80	5.90	-
Produzentenpreis	CHF/kg	-	2.95	5.60	3.50	4.54	-	-
Verkaufspreis berechnet	CHF/kg	-	-	-	12.50	14.55	19.31	-
Einkaufspreis Ø TB	CHF/kg	32.83	19.46	33.24	31.76	25.03	36.38	22.03
Einkaufspreis Ø TB bio	CHF/kg	30.72	15.97	35.22	38.89	25.83	36.70	22.80
Rechenwert	**CHF/kg**	32.83	*11.00*	33.24	31.76	25.03	36.38	22.03
Rechenwert bio	**CHF/kg**	*33.00*	*12.00*	35.22	38.89	25.83	36.70	22.80

Quellen: (Baltisberger *et al.* 1996, Bundesamt für Statistik 1997a, Bundesamt für Statistik 1997b)

5.6.3.6. Inventardaten Tierproduktion und Fleischprodukte

In den folgenden Tabellen werden die Inventardaten für die Tierproduktion dokumentiert. Folgenden Unsicherheiten, die nicht vollständig aufgeklärt werden konnten, können das Ergebnis beeinflussen. Die Bilanzierung des Hofdüngeranfalls und der

[95] Es bezieht sich hierbei auf den Durchschnitt verschiedener Fleischprodukte, die bei der Schlachtung eines Tieres gewonnen werden.

Hofdüngerverwendung beruht auf einer Datengrundlage mit grossen Schwankungen. Insgesamt scheinen die gewählten Werte realistisch, grössere Schwankungen erscheinen aber möglich. Die Festlegung eines Anteils für die Hofdüngeranwendung hat einen grossen Einfluss auf die letztendliche Bewertung mit dem Eco-indicator 95+. Mit steigendem Anteil der Hofdüngerverwendung steigen die Umweltbelastungen signifikant an.

Die Umweltfolgen zur Herstellung von Futtermitteln aus Produktionsabfällen werden nur teilweise berücksichtigt. Die Vorproduktion wird ausser Acht gelassen, d.h. alle Umweltfolgen werden dem Hauptprodukt angelastet. Fischprodukte konnten nicht bilanziert werden. Auch für Mineralfutter war keine detaillierte Bilanzierung möglich. Auf Grund der Berücksichtigung der durchschnittlichen Futtermengen in der Schweiz wird dabei lediglich vernachlässigt, dass bestimmte Tierarten evtl. einen unterschiedlichen Anteil von Mineralfutter bekommen, was sich dann auf den Vergleich dieser Fleischprodukte auswirken könnte.

Tab. 5-49 Inventardaten für den Stall, die Lagerung von Hofdünger (Energieverbrauch wird bei der Tierproduktion berücksichtigt), das Schlachten und die Geflügelzucht (Quellen im Text).

MName		Infra Stall	Schlachten	Anfall Hofduenger	Gefluegel fleisch	Gefluegelfleisch Bio
		m2	kg	kg	kg	kg
Abwasser Lebensmittelindustrie ARA III	m3	0	5.00E-3	0	0	0
Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro	TJ	0	2.20E-7	0	0	0
Flaeche II-IV	m2a	1.00E+0	0	0	0	0
Holzwolle	kg	0	0	0	2.50E-1	2.50E-1
Strom Niederspannung - Bezug in CH	TJ	0	5.00E-8	0	3.89E-6	3.89E-6
Beton pc150	kg	1.60E+1	0	0	0	0
Zement	kg	1.18E+0	0	0	0	0
Baustahl	kg	5.00E-1	0	0	0	0
Ziegel	kg	1.10E+1	0	0	0	0
Trinkwasser	kg	0	5.00E+0	0	0	0
Abwaerme in Luft p	TJ	0	5.00E-8	0	3.89E-6	3.89E-6
Gefluegelfutter	kg	0	0	0	2.46E+0	0
Gefluegelfutter Bio	kg	0	0	0	0	2.46E+0
Wasser	kg	0	0	0	6.65E+0	6.65E+0
Erdgas in Heizung atm. Brenner <100 kW	TJ	0	0	0	6.43E-6	6.43E-6
Gefluegelfleisch	kg	0	0	0	1.98E-1	0
Gefluegelfleisch Bio	kg	0	0	0	0	1.98E-1
Schlachten	kg	0	0	0	1.00E+0	1.00E+0
Transport LKW 28t CH tkm	tkm	0	0	0	7.04E-2	7.04E-2
Entsorgung Tierkoerper	kg	0	0	0	9.17E-2	9.17E-2
Anfall Hofduenger	kg	0	0	0	1.76E+0	1.76E+0
NH3 Ammoniak p	kg	0	0	0	1.78E-2	1.78E-2
Infra Stall	m2	0	0	0	6.66E-7	6.66E-7

Tab. 5-50 ECOINVENT-Modulnamen der Tierproduktion für die Eingabe von Inventardaten.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	chnTim	Te	Geo	Ma	Referen
40	Fisch	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fisch (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fisch Bio	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fisch Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch Fertiggericht	kg	Grobe Schaetzung	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch gekuehlt	kg	Kühlung & Handel	Lebensmittelindustrie	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch gemischt	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch gemischt (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch gemischt Bio	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch gemischt Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch konserviert	kg	Eigene Berechnung	Lebensmittelindustrie	1997		CH		NJ Dis
40	Fleisch tiefgekuehlt	kg	Kühlung & Handel	Lebensmittelindustrie	1997		CH		NJ Dis
40	Gefluegel (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Gefluegel Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Gefluegelfleisch	kg	Schlachtgewicht	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Gefluegelfleisch Bio	kg	Schlachtgewicht	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Grossvieh	CHF	Ertrag Zucht	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Grossvieh Bio	CHF	Ertrag Zucht	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Infra Stall	m2a	Stallbelegung	Landwirtschaft	1997		CH		NJ Dis
40	Kalb	CHF	Ertrag Kaelbermast	Landwirtschaft	1997		CH		NJ Dis
40	Kalb Bio	CHF	Ertrag Kaelbermast	Landwirtschaft	1997		CH		NJ Dis
40	Kalbsfleisch	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Kalbsfleisch (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Kalbsfleisch Bio	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Kalbsfleisch Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Lamm	CHF	Ertrag Zucht	Landwirtschaft	1997		CH		NJ Dis
40	Lamm Bio	CHF	Ertrag Zucht	Landwirtschaft	1997		CH		NJ Dis
40	Lammfleisch	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Lammfleisch (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Lammfleisch Bio	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Lammfleisch Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Milchkuh	CHF	Ertrag Zucht	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Milchkuh Bio	CHF	Ertrag Zucht	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Rindfleisch	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Rindfleisch (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Rindfleisch Bio	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Rindfleisch Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997		CH		NJ Dis
40	Schlachten	kg	pro Fleisch prod.	Lebensmittelindustrie	1997		Schweine		s
40	Schwein	CHF	Ertrag Zucht	Lebensmittelindustrie	1997		fleisch		s
40	Schwein Bio	CHF	Ertrag Zucht	Lebensmittelindustrie	1997				s
40	Schweinefleisch	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997				s
40	Schweinefleisch (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997				s
40	Schweinefleisch Bio	kg	verkaufsfertiges Fleisch	Nahrungsmittel	1997				s
40	Schweinfleisch Bio (CHF)	CHF	pro CHF	Nahrungsmittel	1997				s
39	Trinkwasser	kg	grobe Schaetzung	Basismaterialien	1997				s
40	Zuchtschwein	CHF	Ertrag Zucht	Nahrungsmittel	1997				s
40	Zuchtschwein Bio	CHF	Ertrag Zucht	Nahrungsmittel	1997				s
40	Vollmilch	kg	ab Hof	Nahrungsmittel	1997				s
40	Vollmilch Bio	kg	ab Hof	Nahrungsmittel	1997				s
39	Anfall Hofduenger	kg	Anfall Tierproduktion 25 % der Lagerung	Landwirtschaft	1997				s

		Rindfleisch	Kalbsfleisch	Lammfleisch	Schweinefleisch	Rindfleisch Bio	Kalbsfleisch Bio	Lammfleisch Bio	Schweinefleisch	Anteil für die Fleischprod
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg		%
Milchkuh	CHF	1.18	0	0	0		0	0	0	20%
Grossvieh	CHF	8.94	0	0	0		0	0	0	80%
Kalb	CHF	0	20.18	0	0		0	0	0	100%
Lamm	CHF	0	0	7.85	0		0	0	0	100%
Schwein	CHF	0	0	0	4.32		0	0	0	80%
Zuchtschwein	CHF	0	0	0	1.19		0	0	0	20%
Milchkuh Bio	CHF	0	0	0	0	1.62	0	0	0	20%
Grossvieh Bio	CHF	0	0	0	0	11.06	0	0	0	80%
Kalb Bio	CHF	0	0	0	0		22.88	0	0	100%
Lamm Bio	CHF	0	0	0	0		0	9.07	0	100%
Schwein Bio	CHF	0	0	0	0		0	0	4.32	80%
Zuchtschwein Bio	CHF	0	0	0	0		0	0	1.19	20%
Schlachten	kg	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	1.00E+0	
Transport LKW 28t CH tkm	tkm	5.00E-2	5.00E-2	5.00E-2	5.00E-2	5.00E-2	5.00E-2	5.00E-2	5.00E-2	
Entsorgung Tierkoerper	kg	1.73E-1	1.37E-1	1.15E-1	3.83E-2	1.73E-1	1.37E-1	1.15E-1	3.83E-2	

Tab. 5-51 Umrechnung des Inventars für die Tierproduktion auf das Fleischgewicht Tr und Schlachtabfall Entsorgung; Anteil der Fleischproduktion für das Produkt

Tab. 5-52 Inventardaten der Tierproduktion und einige zusätzliche Angaben zum Hofdüngeranfall (unten).

		Milchkuh	Grossvieh	Kalb	Lamm	Schwein	Zuchtschwein	Milchkuh Bio	Grossvieh Bio	Kalb Bio	Lamm Bio	Schwein Bio	Zuchtschwein Bio
		CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF	CHF
Grossvieh	CHF	1.21E-1	0	0	0	0	0	9.84E-2	0	0	0	0	0
Milchkuh	CHF	0	2.13E-1	2.97E-1	0	0	0	0	1.72E-1	2.62E-1	0	0	0
Zuchtschwein	CHF	0	0	0	0	3.65E-1	0	0	0	0	0	3.65E-1	0
Mineralfutter	CHF	7.33E-3	4.82E-3	1.34E-3	1.22E-2	0	0	6.56E-3	3.90E-3	1.19E-3	1.15E-2	0	0
Viehsalz	kg	3.66E-3	2.41E-3	1.34E-3	1.22E-2	0	0	3.28E-3	1.95E-3	1.19E-3	1.15E-2	0	0
Mischfutter	kg	6.17E-2	2.46E-1	3.36E-2	2.20E-1	5.68E-1	7.45E-1	5.53E-2	1.99E-1	2.97E-2	9.22E-2	5.68E-1	7.45E-1
Strom Niederspannung - Bezug in CH	TJ	2.00E-8	2.53E-8	2.50E-9	3.76E-8	1.74E-7	3.81E-7	1.79E-8	2.04E-8	2.21E-9	3.56E-8	1.74E-7	3.81E-7
Wasser	kg	0	0	0	0	3.21E+0	2.61E+0	0	0	0	0	3.21E+0	2.61E+0
Naturwiese intensiv	kg	5.86E-1	0	0	1.00E+0	0	0	5.25E-1	0	0	9.45E-1	0	0
Duerrfutter beluefte t	kg	3.30E-1	1.30E-1	0	9.76E-1	0	0	2.95E-1	1.05E-1	0	9.22E-1	0	0
Grassilage	kg	0	9.54E-1	0	0	0	0	0	7.72E-1	0	0	0	0
Maissilage IP	kg	1.83E-1	0	0	0	0	0	1.64E-1	0	0	0	0	0
Infra Stall	m2*a	4.03E-4	1.55E-3	6.61E-5	4.88E-3	5.08E-4	4.52E-4	7.38E-4	1.98E-3	1.04E-4	4.61E-3	6.25E-4	5.22E-4
CH4 Methan p	kg	1.83E-2	3.76E-2	1.15E-2	3.74E-2	1.17E-3	1.29E-3	1.64E-2	3.04E-2	1.02E-2	3.53E-2	1.17E-3	1.29E-3
NH3 Ammoniak p	kg	1.83E-3	5.02E-3	2.30E-4	4.39E-3	3.91E-3	4.32E-3	1.64E-3	4.06E-3	2.03E-4	4.15E-3	3.91E-3	4.32E-3
Anfall Hofduenger	kg	3.30E+0	4.18E+0	4.14E-1	6.22E+0	1.33E+0	1.60E+0	2.95E+0	3.38E+0	3.66E-1	5.88E+0	1.33E+0	1.60E+0
Vollmilch	kg	0	0	6.71E-1	0	0	0	0	0	5.93E-1	0	0	0
Abwaerme in Luft p	TJ	2.00E-8	2.53E-8	2.50E-9	3.76E-8	1.74E-7	3.81E-7	1.79E-8	2.04E-8	2.21E-9	3.56E-8	1.74E-7	3.81E-7
Anfall Gülle	m3/a	8	8	8	0	1	1	8	8	8	0	1	1
Anfall Stapelmist	kg/a	10000	10000	10000	15000	700	700	10000	10000	10000	15000	700	700
GVE - MSP - 100 LHP		1.00	0.37	0.10	0.17	1.00	2.70	1.00	0.37	0.10	0.17	1	2.70
Anteil Stallhaltung	%	75%	75%	75%	75%	100%	100%	75%	75%	75%	75%	100%	100%
Anfall Hofdünger	kg/kg VG	19	126	83	287	7	4	24	126	84	313	7.2	3.5
Zuchtdauer	a	1.00	1.30	0.34	1.00	0.30	1.00	1.00	1.30	0.34	1.00	0.30	1.00
Stallplatz	m2	2.20	2.47	0.29	2.00	0.65	1.30	4.50	3.90	0.51	2.00	0.80	1.50
Verkaufsgewicht/ Schlachtgewicht	%	68%	68%	67%	73%	89%	89%	68%	68%	67%	73%	89%	89%

5.7. Sachbilanz für das Modul Fleisch-Konservierung

Im Folgenden wird die Sachbilanz für das Modul „Fleisch-Konservierung", gestützt auf Öko-Audits von einzelnen Verarbeitern, erstellt.

In der Abfrage der Tagebuchstudie wurden die in Tab. 5-53 dargestellten Konservierungsarten unterschieden. Im Inventar werden „geräuchert", „gepökelt", „getrocknet" und „anders konserviert" zusammen unter dem Oberbegriff „konserviert" bilanziert. Diese Inventare werden im Folgenden ausgearbeitet.

Tab. 5-53 Beschreibung der Unterscheidungskriterien für die Konservierungsart.

Konservierung	Beispiel
gekühlt	Frisches Fleisch, Fisch, Fleisch von der Fleischtheke.
tiefgekühlt	Tiefgekühltes Fleisch oder Fisch.
geräuchert	Z.B. Räucherschinken, Fisch, teilw. Wurst.
getrocknet	Wurst, Bündnerfleisch.
gepökelt	Haltbarmachen durch Zugabe von Nitritpökelsalz z.B. Knochen-, Nuss-, Lachs-, Kochschinken, Zunge, Kasseler.
andere, nicht klar	-

Unter den gewählten Oberbegriff „konservierte Fleischprodukte" fallen eine Vielzahl von Waren. Die grosse Vielfalt der Fleischwaren lässt sich in vier Erzeugnisgruppen einteilen (Heiss 1996): Rohwurst, Kochwurst, Brühwurst und Pökelwaren. Die Herstellung von Fleischwaren wird in einer Kombination verschiedener Verfahrensschritte durchgeführt (Heiss 1996):

- Fleischgewinnung, Separierung von anderen Bestandteilen.
- Zerkleinerung des Fleisches.
- Füllen der Bräte in den Darm.
- Reifen und Räuchern zur pH-Wert Absenkung, zum Wasserentzug und zur Entwicklung des Geschmacks.
- Pökeln.

In der ökologischen Bilanzierung wird auf Grund der Vielfalt unterschiedlicher Produkte darauf verzichtet eine Differenzierung zwischen verschiedenen Produkten vorzunehmen. Für das Inventar der Fleischverarbeitung zu konservierten Produkten wird auf Öko-Audits von verschiedenen Betrieben zurückgegriffen. Die Informationen dieser Erhebungen werden in Tab. 5-54 gezeigt. Die Öko-Audits enthalten in der Regel Informationen zum In- und Output, zum Energie- und Wasserverbrauch sowie zum Abfallanfall. Aus mehreren dieser Öko-Audits wurde der Berechnungswert für das gemittelte Inventar für "Fleisch konserviert" errechnet. Abfälle werden ähnlich denen aus dem Schlachthof entsorgt bzw. verwertet (Heiss 1996).

Für Fleisch wird berücksichtigt, dass mehr als ein Kg Frischfleisch notwendig ist, um ein Kg konserviertes Fleisch herzustellen. Bei diesem Modul gibt es eine Kopplung zwischen Landwirtschaft und Verarbeitung. Die zusätzliche Produktion beläuft sich auf 0.21 kg. Hierdurch sind die Umweltbelastungen für konserviertes Fleisch höher

als für frisches. Allerdings ist der Nutzen eines Kilogramms höher, da der Wassergehalt von Wurstwaren in der Regel geringer ist.

Tab. 5-54 Öko-Audits verschiedener fleischverarbeitender Betriebe und Inventardaten für die Untersuchung.

Betrieb:		Reinert	Reinert	Viersen	Viersen	Heiss 1996	Schmid	Schmid	Ribbenstedt	Ribbenstedt	*Mittelwert*
		Ges t	*pro kg*	*Ges t*	*pro kg*	*kg*	*kg*	*pro kg*	*kg*	*pro kg*	***kg***
Schwein		1.11E+3	1.11E+0	1.28E+4	7.29E-1	-	-	-	-	-	9.21E-1
Rind		1.34E+2	1.34E-1	3.14E+3	1.78E-1	-	-	-	-	-	1.56E-1
Gefluegel		6.90E+1	6.90E-2	2.16E+3	1.23E-1	-	-	-	-	-	9.59E-2
Obst und Gemüse		4.30E+1	4.30E-2	-	-	-	-	-	-	-	4.30E-2
Käse		1.00E+1	1.00E-2	-	-	-	-	-	-	-	1.00E-2
sonst.		9.50E+1	9.50E-2	6.10E+2	3.46E-2	-	-	-	-	-	6.48E-2
Gesamt in		1.47E+3	1.47E+0	1.87E+4	1.06E+0	1.43E+0	2.80E+5	1.26E+0	6.47E+5	1.04E+0	1.21E+0
Gesamt out		1.00E+3	1.00E+0	1.76E+4	1.00E+0	-	2.22E+5	1.00E+0	6.25E+5	1.00E+0	1.00E+0
Hackspaene	kg	1.07E+5	1.12E-2	5.66E+1	3.21E-3	-	-	-	-	-	7.21E-3
Konditioniermittel	kg	7.12E+3	7.46E-4	-	-	-	-	-	-	-	7.46E-4
Fette und Oele	kg	9.68E+3	1.01E-3	7.00E-1	3.97E-5	-	-	-	-	-	5.27E-4
Karton	kg	1.86E+3	1.94E-4	-	-	-	-	-	-	-	1.94E-4
Wasser	kg	3.13E+8	3.28E+1	6.22E+4	3.53E+0	1.53E+0	3.76E+6	1.69E+1	4.62E+6	7.38E+0	1.52E+1
Oel	TJ	5.83E-2	6.11E-9	1.13E+1	6.41E-7	-	4.65E-1	2.09E-6	3.27E+0	5.23E-6	1.99E-6
Gas	TJ	5.83E-2	6.11E-9	2.97E+1	1.69E-6	-	1.39E+0	6.27E-6	0	0	1.99E-6
Strom	TJ	4.93E-2	5.17E-9	1.30E+1	7.39E-7	4.47E-6	1.29E+0	5.79E-6	7.55E-1	1.21E-6	1.93E-6
Abfall	kg	8.25E+5	8.65E-2	1.08E+2	6.13E-3	-	2.04E+4	9.18E-2	1.50E+4	2.40E-2	5.21E-2
Abwasser in ARA	m3	2.18E+5	2.29E-2	6.35E+1	3.61E-3	-	2.98E+3	1.34E-2	4.62E+3	7.38E-3	1.18E-2
Flaeche	m2	6.17E+4	6.46E-3	-	-	-	1.20E+3	5.40E-3	-	-	5.93E-3
Reinigungsmittel	kg	1.75E+5	1.83E-2	3.33E+4	1.89E-3	-	2.06E+3	9.28E-3	-	-	9.84E-3
Produktion gesamt	kg	9.54E+6	-	1.76E+4	-	-	-	-	-	-	-
Dampf	kg	-	-	-	-	1.14E-1	-	-	-	-	-

Betriebe: H. & E. Reinert KG, Westfälische Fleischwarenfabrik, Mittel-Loxten 37, 33775 Versmold
Kaiser's Kaffee-Geschäft AG, Fleischwerk Viersen, Ernst-Moritz-Arndt-Str. 10, 41747 Viersen
Michael Schmid GmbH Feinkost-Metzgerei, Theodor-Storm-Str. 7, 93051 Regensburg, LEG Schölecketal GmbH u. Co,
Landfleischerei Ribbenstedt KG, Mainbergstr. 15, 39356 Behnsdorf.
Angaben von Heiss (1996).

Für gekühltes bzw. tiefgefrorenes Fleisch wird angenommen, dass die Verarbeitung[96] nicht weiter ins Gewicht fällt. Somit bestimmt vor allem der Aufwand für die Kühlung die Umweltbelastungen.[97] Die Aufwendung für den Energieverbrauch zur Kühlung bzw. Tiefkühlung wurden der Studie von Kjer *et al.* (1994) entnommen. Für Fleischprodukte wird von einer 10-tägigen Kühlung ausgegangen. Die Aufwendungen für die Kühlung während des Transportes betragen nur etwa 3.3 J/tkm (Kjer *et al.* 1994:16). Sie werden nicht berücksichtigt, da eine Abschätzung auf Grund der Kopplung zum Modul Transport problematisch ist und die Kühlung den Energieverbrauch des Transportes nur geringfügig erhöht.

Das Inventar für den Handel in Bezug zum Verkaufspreis wurde bereits für Gemüse beschrieben und wird hier verwendet. Das Inventar für die Fleischverarbeitung und den Handel wird in Tab. 5-55 wiedergeben.

[96] Die Schlachtung wurde bereits bei der Tierproduktion berücksichtigt.

[97] Die Aufwendungen des Handels werden zu einem grossen Teil durch den Aufwandes für die Kühlung bestimmt. In einem Öko-Audit eines Detaillisten wurden über 50% des Stromverbrauchs im Laden von den Kälteanlagen verursacht (Volg Konsumwaren AG 1994).

Tab. 5-55 Inventardaten für die Fleischverarbeitung, für gemischtes Fleisch und Fisch und für Trinkwasser.

MName		Fleisch gekuehlt	Fleisch konserviert	Fleisch tiefgekuehlt	Trinkwasser	Fleisch gemischt	Fleisch gemischt Bio	Fleisch Fertiggericht	Fisch	Fisch Bio
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Entsorgung Tierkoerper	kg	0	5.21E-2	0	0	0	0	0	0	0
Abwasser Lebensmittelindustrie ARA III	m3	0	1.18E-2	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung Kartonschachtel (Tiefdruck)	kg	0	1.94E-4	0	0	0	0	0	0	0
Erdgas in Industriefeuerung >100kW Euro	TJ	0	1.99E-6	0	0	0	0	0	0	0
Flaeche II-IV	m2a	0	5.93E-3	0	0	0	0	0	0	0
Heizoel EL in Heizung 100 kW Brennwert	TJ	0	1.99E-6	0	0	0	0	0	0	0
Holzwolle	kg	0	7.21E-3	0	0	0	0	0	0	0
Strom Mittelspannung - Bezug in CH	TJ	2.40E-8	1.93E-6	0	0	0	0	0	0	0
Abwaerme in Luft p	TJ	2.40E-8	1.93E-6	0	0	0	0	0	0	0
Wasser entkarbonisiert	kg	0	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0
Schweinefleisch	kg	0	0	0	0	3.79E-1	0	7.85E-1	0	0
Rindfleisch	kg	0	0	0	0	2.55E-1	0	1.33E-1	0	0
Kalbsfleisch	kg	0	0	0	0	9.14E-2	0	0	0	0
Lammfleisch	kg	0	0	0	0	2.75E-2	0	0	0	0
Gefluegelfleisch	kg	0	0	0	0	2.47E-1	0	8.17E-2	0	0
Schweinefleisch Bio	kg	0	0	0	0	0	3.79E-1	0	0	0
Rindfleisch Bio	kg	0	0	0	0	0	2.55E-1	0	0	0
Kalbsfleisch Bio	kg	0	0	0	0	0	9.14E-2	0	0	0
Lammfleisch Bio	kg	0	0	0	0	0	2.75E-2	0	0	0
Gefluegelfleisch Bio	kg	0	0	0	0	0	2.47E-1	0	0	0
Trinkwasser	kg	0	1.52E+1	0	0	0	0	0	0	0
Tieffrieren	kg	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0
Grosslager TK	CHF	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0
Ladenlager TK	kg	0	0	1.00E+0	0	0	0	0	0	0
Fleisch Fertiggericht	kg	0	2.06E-1	0	0	0	0	0	0	0
Fleisch gemischt	kg	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0	0
Fleisch gemischt Bio	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00E+0
Infra Handel	CHF	22.06	22.06	22.06	0	0	0	0	0	0

5.8. Sachbilanz für das Modul Verpackung

Die Sachbilanz für das Modul Verpackung wurde für diese Studie im Rahmen einer Semesterarbeit von Bättig & Beeler (1998) erstellt. Die Ziele der Bilanzierung von Verpackungen waren:

- die Bestimmung des verwendeten Verpackungsmaterials und der notwendigen Verarbeitungsschritte entsprechend der Abfragekriterien in Tab. 5-56,
- die Ökobilanzierung der Verpackungen auf Grundlage eines BUWAL-Inventars (Habersatter *et al.* 1996) und die Eingabe der Daten in ECOINVENT,
- die Ökobilanzierung der Entsorgung (Habersatter *et al.* 1996, Zimmermann *et al.* 1996),
- die Berechnung der Ökobilanz pro verpackter Einheit bzw. pro verpackter Menge,
- und die Auswertung der Umweltfolgen verschiedener Verpackungssysteme für Fleisch und Gemüse mit der Methode Eco-indicator 95+.

In der folgenden Abb. 5-9 werden die Systemgrenzen für die Bilanzierung des Moduls Verpackungen dargestellt. Betrachtet wird die Herstellung der Verpackung und die Entsorgung derselben. Nicht berücksichtigt wird die Gebrauchsphase. So kann z.B. der zusätzliche Aufwand für den Transport der Verpackung mit dem Lebensmittel nicht berücksichtigt werden.

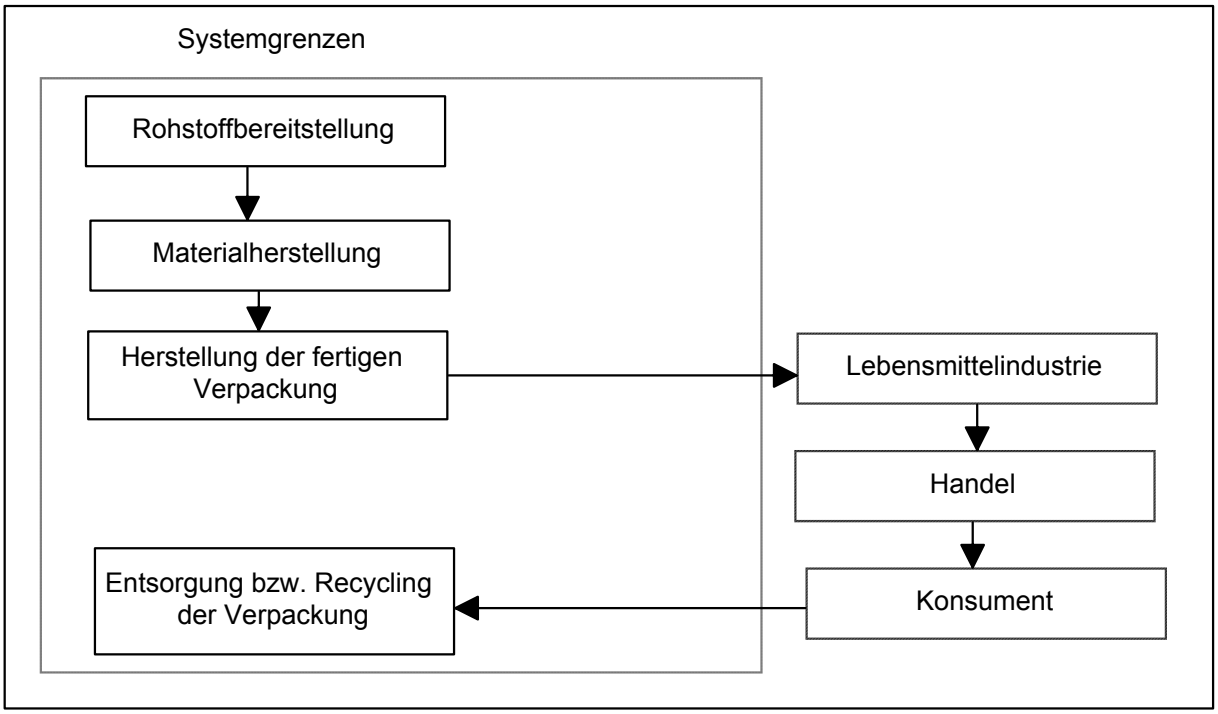


Abb. 5-9 Systemgrenzen der Untersuchung von Verpackungen.

Die Verpackung wurde in der Tagebuchstudie mit einer umgangssprachlichen Bezeichnung abgefragt. Diese Abfragebezeichnung und die zugehörige Beschreibung werden in Tab. 5-56 wiedergegeben. In einem ersten Schritt mussten die für verschiedene Verpackungsarten verwendeten Verpackungsmaterialien bestimmt werden. Diese werden ebenfalls in Tab. 5-56 gezeigt.

Tab. 5-56 Unterscheidungskriterien für Fleisch- und Gemüseverpackungen und Verpackungsmaterialen für die Bilanzierung.

	Verpackungsart und Material	**Beschreibung**
Fleisch	Papier	
	Plastikfolie - LDPE	Verpackung an der Frischtheke, Kombination von Plastik und Papier.
	Plastik-Vakuumverpackung - LDPE	Vorverpackt.
	Plastikdose - PVC	
	Styropor - Polystyrol	
	Karton	Evtl. auch mit Alufolie.
	Glas	
	Metall - Weissblech	Aluminiumfolie, Konservendosen, Tuben, etc.
Gemüse	keine / eigene	
	Papier	Sack, Eingewickelt in Papier.
	Karton	
	Plastikfolie, Plastikbeutel - LDPE	Beutel, Becher, Folie, Tüte.
	Plastikdose - PVC	
	Glas	Einmachglas.
	Metall - Weissblech	Aluminiumfolie, Konservendosen, etc.

LDPE - Low-density-poly-ethylen
PVC - Polyvinylchlorid.

Im Folgenden musste das durchschnittliche Verpackungsgewicht für ein gekauftes Produkt bestimmt werden. Zur Berechnung in der modularen Ökobilanz gab es zwei Möglichkeiten:

- Es wird eine durchschnittliche Bilanz in Relation zum erhobenen Produktgewicht berechnet. D. h., wenn eine Konservendose mit 800 ml Inhalt bilanziert wird, wird davon ausgegangen, dass diese doppelt soviel wiegt wie eine mit 400 ml Inhalt. Aber es bedeutet auch, dass für den Einkauf von 6 Tomaten in einer Plastiktüte doppelt soviel Plastik verbraucht wird wie für den Einkauf von 3 Tomaten.
- Es wird eine durchschnittliche Bilanz in Relation zu einer Verkaufseinheit berechnet. Hier ist es also egal, ob 3 oder 6 Tomaten gekauft wurden. Das Gewicht der bilanzierten Verpackung ist das gleiche.

Beide Möglichkeiten spiegeln die Realität nicht genau wieder. Für die modulare Bilanzierung musste aber vereinfacht werden. Für die Bilanzierung wurden beide Möglichkeiten diskutiert und die zweite Variante für das weitere Vorgehen ausgewählt (Bättig & Beeler 1998).

5.8.1. Schwierigkeiten bei der Datenübernahme

Für die Bilanzierung wurde auf das Inventar von Habersatter *et al.* (1996) zurückgegriffen. Die Studie gibt allerdings nur die berechneten Daten wieder. Das eigentliche Ökobilanz Inventar wird aus Geheimhaltungsgründen nicht gezeigt. Zur Übernahme der Daten in ECOINVENT musste deshalb die Systematik der erfassten Emissionen angeglichen werden. Dies war nicht vollständig möglich. So werden dort z.B. radioaktive Emissionen nicht differenziert ausgewiesen. Durch diese Anpassungsschwierigkeiten werden einige Emissionen vernachlässigt. Dies sind Metalle, andere organische Verbindungen und einige Ressourcen.

5.8.2. Sachbilanz für Verpackungen

In der Tagebuchstudie waren Mehrfachnennungen von Verpackungsmaterialien möglich. Die an der Studie teilnehmenden KonsumentInnen können beispielsweise für eine Glasverpackung entweder nur Glas oder Kombinationen wie Glas/Metall bzw. Glas/Metall/Papier auswählen. Im von Bättig & Beeler (1998) berechneten Modul Verpackung werden bereits die Kombination von Materialien in einer Verpackung berücksichtigt. Im Inventar von Glas sind beispielsweise auch die Anteile des Metalldeckels, sowie der Papierettikette, integriert. Aus diesem Grund wird den möglichen Mehrfachnennungen jeweils nur eine einzige zu berücksichtigende Verpackung zugeteilt. Die wahrscheinlichsten Mehrfachnennungen sowie die Zuteilung zu einer einzelnen Verpackung sind in Tab. 5-57 zusammengefasst (Bättig & Beeler 1998).

Tab. 5-57 Vereinfachung bei Mehrfachnennungen für Verpackungsmaterialien in der Tagebuchstudie (Bättig & Beeler 1998).

Mehrfachnennung: Nennung 1	Nennung 2	Nennung 3	Zu berücksichtigende Verpackung
Fleisch			
Papier			Papier
Plastikfolie			Plastikfolie

Mehrfachnennung: Nennung 1	Nennung 2	Nennung 3	Zu berücksichtigende Verpackung
Plastik-Vakuumverpackung			Plastik-Vakuumverpackung
Plastik-Vakuumverpackung	Styropor		Plastik-Vakuumverpackung
Plastik-Vakuumverpackung	Karton		Plastik-Vakuumverpackung
Plastikfolie	Styropor		Plastik-Vakuumverpackung
Plastikdose			Plastikdose
Plastikdose	Papier		Plastikdose
Styropor			Styropor
Karton			Karton
Karton	Plastikfolie		Karton
Glas			Glas
Glas	Metall		Glas
Glas	Metall	Papier	Glas
Metall			Metall
Metall	Papier		Metall
Gemüse			
keine/eigene			keine/eigene
Papier			Papier
Karton			Karton
Plastikfolie/-beutel			Plastikfolie/-beutel
Plastikdose			Plastikdose
Plastikdose	Papier		Plastikdose
Glas			Glas
Glas	Metall		Glas
Glas	Metall	Papier	Glas
Metall			Metall
Metall	Papier		Metall

In Tab. 5-59 werden die Annahmen und Ergebnisse für die Berechnung der Eco-indicator 95+ Punkte verschiedener Verpackungen entsprechend der Abfrage in der Tagebuchstudie dargestellt (Bättig & Beeler 1998). Relativ hohe Umweltbelastungen verursachen die Glasverpackungen. Weitere Resultate werden von Bättig & Beeler (1998) diskutiert. Tab. 5-58 zeigt die ECOINVENT-Modulnamen für Verpackungen.

Tab. 5-58 ECOINVENT-Modulnamen für Verpackung und Herkunft.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	TechnT	Tech	Geo	Marl	Reference
34	Herkunft Region Bern	kg	pro kg gekauftes Produkt	Transport	1999		CH		NJ Dissertation
34	Herkunft Schweiz	kg	pro kg gekauftes Produkt	Transport	1999		CH		NJ Dissertation
34	Herkunft Europa	kg	pro kg gekauftes Produkt	Transport	1999		CH		NJ Dissertation
34	Herkunft ausserhalb Europa	kg	pro kg gekauftes Produkt	Transport	1999		CH		NJ Dissertation
34	Herkunft ausserhalb Europa frisch	kg	pro kg gekauftes Produkt	Transport	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-G Papier	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-G Plastikfolie	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-G Plastikdose	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-G Karton	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-G Glas	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-G Metall	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Papier	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Plastikfolie	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Plastikvakuum	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Plastikdose	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Styropor	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Karton	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Glas	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Verpackung-F Metall	kg	pro kg gekauftes Produkt	Verpackung	1999		CH		NJ Dissertation
34	Einkauf Gemuese	1	pro Einkauf	Einkauf	1999		CH		NJ Dissertation
34	Einkauf Fleisch	1	pro Einkauf	Einkauf	1999		CH		NJ Dissertation

Tab. 5-59 Gewicht der Materialien von Verpackungen für verschiedene Verpackungsvarianten von Gemüse (G) und Fleisch (F) pro Produkteinkauf.

MName		Verpackung-G Papier	Verpackung-G Plastikfolie	Verpackung-G Plastikdose	Verpackung-G Karton	Verpackung-G Glas	Verpackung-G Metall	Verpackung-F Papier	Verpackung-F Plastikfolie	Verpackung-F Plastikvakuum	Verpackung-F Plastikdose	Verpackung-F Styropor	Verpackung-F Karton	Verpackung-F Glas	Verpackung-F Metall
		kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Anwendung Aluminiumfolie	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0028
Anwendung Alutuben	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung EPS-Formteile	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0042	0	0.0042	0	0	0
Anwendung HDPE-Folie	kg	0	0.0011	0	0	0	0	0	0.0028	0.0045	0	0	0.0035	0	0
Anwendung HDPE-Schlauchfolie	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung Kartonschachtel (Tiefdruck)	kg	0	0	0	0.025	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0	0
Anwendung Konservendose 0.5 l inkl. De	kg	0	0	0	0	0.015	0.059	0	0	0	0	0	0	0.015	0.0304
Anwendung LDPE-Folie	kg	0	0.0025	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung LDPE-Schlauchfolie	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung Papiersack	kg	0.018	0	0	0	0.0014	0.0021	0.018	0	0	0	0	0	0.0014	0.0014
Anwendung PET-Vorfoermlinge	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung PP-Folie	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0047	0	0	0	0	0
Anwendung PP-Schlauchfolie	kg	0	0	0.0074	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung PP-Vorfoermlinge	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anwendung PS-Vorfoermlinge	kg	0	0	0.00465	0	0	0	0	0	0	0.0093	0	0	0	0
Anwendung Weissglas	kg	0	0	0	0	0.355	0	0	0	0	0	0	0	0.355	0

5.9. Sachbilanz für das Modul Herkunft

Die Transporte werden für die vier abgefragten Herkunftsregionen bilanziert. Datengrundlage für das Inventar ist eine INFRAS-Studie (Maibach et al. 1995). Die Daten wurden bereits in die Datenbank ECOINVENT eingefügt. Für die Sachbilanz des Moduls „Herkunft" ist es somit nur noch notwendig die Transportdistanzen und den Transportmix zu berücksichtigen. In der Sachbilanz werden alle Transporte des Nahrungsmittels ab der Schlachtung bzw. ab Gemüseproduktion bis zum Verkaufsort berücksichtigt.

Bisher gibt es keine Datengrundlage zu den Transportprozessen für verschiedene Produkte. Statistiken für die Schweiz werden getrennt nach verschiedenen Verkehrsträgern von verschiedenen Stellen geführt und sind nicht in einheitlicher Systematik erstellt. In der Aussenhandelsstatistik (Eidg. Oberzolldirektion 1996) wird zwar der Import nach Verkehrsträgern, Ländern und Waren aufgegliedert, erfasst wird aber nur die letzte Warenbewegung. Der Import per Schiff spielt dadurch z.B. eine relativ geringe Rolle, da die Waren noch im Ausland umgeschlagen werden. Die Statistik zeigt nicht die Herkunft unterteilt nach Warengruppen. Einen ersten Anhaltspunkt zur Abschätzung der Transportmittel gibt die Zusammenstellung der Anteile verschiedener Verkehrsarten an den Transporten in Tab. 5-60.

Deutlich wird die geringe Bedeutung des Imports über den Wasserweg. Der Import mit dem Flugzeug erfolgt hauptsächlich aus Ländern ausserhalb Europas.[98] Heute beträgt die durchschnittliche Entfernung für Frachttransporte in die Schweiz 4700 km (Bundesamt f. Zivilluftfahrt 1996).

Tab. 5-60 Anteile verschiedener Transportmittel für die Importe in die Schweiz und totale Menge in Tonnen (Eidg. Oberzolldirektion 1996).

	Schiene	Strasse	Wasser	Luft	Total (t)
Tiere	0.3%	95.3%	0.0%	4.4%	5
Gemüse	12.2%	84.7%	0.8%	2.2%	637
Total Importe	22.2%	58.0%	19.5%	0.2%	31'025
Total Europa	21.7%	60.4%	17.9%	0.0%	29'244
Rest Welt	30.9%	19.7%	46.0%	3.4%	1'781

[98] Teilweise werden nach Auskunft des Bundesamtes für Statistik unter der Rubrik Luft auch Importe via LKW, die auf Flughäfen verzollt wurden, erfasst.

Die wichtigsten Importländer für Fleisch und Gemüse wurden in Tab. 5-7 gezeigt. Für diese Länder wurde mit dem Programm WELTKARTE (Betriebssystem Apple) die Entfernung von Bern abgeschätzt. Diese Angaben werden in Tab. 5-61 gezeigt. Die wirklichen Transportentfernungen werden auf Grund von Umwegen noch höher liegen.

Tab. 5-61 Luftlinien-Entfernung der wichtigsten Produktionsländer von Bern.

Produktionsland	Ort	Entfernung (km)
Argentinien	Buenos Aires	ca. 12000
Australien	Sydney	14890
Brasilien	Rio de Janeiro	10130
Dänemark	Kopenhagen	1020
Frankreich	Paris	430
Grossbritannien	London	750
Italien	Rom	690
Kanada	Vancouver	7180
Niederlande	Amsterdam	630
Norwegen	Oslo	1460
Spanien	Madrid	1160
Ungarn	Budapest	880
USA	Los Angeles	8750

Die verursachte Umweltbelastung hängt neben der Transportentfernung auch entscheidend von dem Transportmittel ab. Je wichtiger es ist, dass die Waren möglichst schnell am Bestimmungsort ankommen, desto mehr muss auf Flugzeug bzw. Strassengüterverkehr für den Transport zurückgegriffen werden. Frachttransporte mit dem Flugzeug verursachen besonders hohe spezifische Umweltbelastungen. Für Transporte von ausserhalb Europa ist wurde deshalb noch eine Unterscheidung zwischen frischen und konservierten Produkten eingeführt. Für die Auswertung der Tagebuchstudie wird angenommen, dass frische Waren aus Übersee mit dem Flugzeug transportiert werden.

Die Abschätzungen für die Studie werden in Tab. 5-62 wiedergegeben. Tab. 5-58 zeigt die ECOINVENT-Modulnamen für die Herkunftsregionen. Die Transportentfernungen wurden auf Grund einer Grobabschätzung angenommen. Berücksichtigt wurde hierbei das die Waren in der Regel nicht auf kürzestem Wege zum Bestimmungsort gelangen, sondern mehrmals umgeladen werden. Die verwendeten Inventardaten berücksichtigen bereits die durchschnittliche Auslastung der Verkehrsmittel, die somit in der Abschätzung nicht mehr berücksichtigt werden muss.

Tab. 5-62 Inventardaten der Transportentfernungen, Umladevorgänge und Mix für die vier Module der Herkunft plus ein zusätzliches Modul für Transporte von Frischprodukten aus Übersee.

MName		Herkunft Region Bern	Herkunft Schweiz	Herkunft Europa	Herkunft ausserhalb Europa	Herkunft ausserhalb Europa frisch
		kg	kg	kg	kg	kg
Transport Lieferwagen CH tkm	tkm	3.00E-2	3.00E-2	1.00E-2	1.20E-2	1.20E-2
Transport LKW 16t CH tkm	tkm	2.00E-2	1.20E-1	2.10E-1	1.08E-1	1.08E-1
Transport LKW 28t EU tkm	tkm	0	1.20E-1	6.60E-1	4.80E-1	3.60E-1
Transport Bahn WLV tkm	tkm	0	3.00E-2	1.19E-1	3.60E-1	2.40E-1
Transport Hochseefrachter Container tkm	tkm	0	0	0	1.10E+1	0
Transport Frachtflugzeug tkm	tkm	0	0	1.00E-3	0	1.13E+1
Transport Umladen Container Hafen	1	0	0	0	2.00E-3	0
Transport Umladen Container Kombiverkehr	1	0	1.00E-3	2.00E-3	1.00E-3	3.00E-3

5.10. Sachbilanz für das Modul Konsum

Als fünftes Modul in der Sachbilanz werden die Umweltbelastungen der Konsumphase ermittelt. Informationen zum VerbraucherInnenverhalten wurden im Tagebuch nicht abgefragt und können hier nur indirekt abgeschätzt werden. Auf Grund der grossen Variationsbreite im Verhalten kann dieses Inventar nur zur Abschätzung der mittleren Grössenordnung der Umweltbelastungen dienen.

Die Umweltbelastungen des Konsums sind dem Einkaufsverhalten nicht direkt zuzuschreiben. Allerdings beeinflusst das Einkaufsverhalten durchaus diese Umweltbelastungen. So wird z.B. eine tiefgekühlte Ware in der Regel noch einige Zeit im Kühlschrank aufbewahrt. Ein vorgefertigtes Produkt kann in kürzerer Zeit gekocht werden und benötigt somit weniger Energie zur Zubereitung. Somit wäre es nicht gerechtfertigt, diese Umweltbelastungen bei der Beurteilung des Einkaufsverhaltens ausser Acht zu lassen. Hierdurch würden sich systematisch Verschiebungen ergeben, da der Einkauf von höher verarbeiteten Nahrungsmitteln negativer bewertet wird.

Wie die Beispiele zeigen, hängen Umweltbelastungen beim Konsum am ehesten vom Merkmal Konservierung ab. Die Merkmale Verpackung bzw. Transport haben keine erkennbaren Auswirkungen.[99] Auch die Produktkategorie hat einen Einfluss auf den Konsum. So werden unterschiedliche Gemüsearten sicherlich unterschiedlich lange gekocht bzw. im Einzelfall, z.B. als Salat, sogar roh gegessen. Für diese Untersuchung wurde entschieden die Bilanz des Konsums am Merkmal Konservierung auszurichten. Dies ist auch damit begründet einen möglichen Trade-off zwischen Art der Konservierung und Aufwendungen der Zubereitung abzubilden. Da im Tagebuch keine Fragen zum Konsumverhalten gestellt wurden, kann dieses Inventar nur eine grobe Einschätzung für die verursachten Umweltbelastungen liefern.

Eine Grösse, die relativ unabhängig von den Produktmerkmalen ist, ist der Wasserkonsum und der Abwasseranfall im Bedürfnisfeld Ernährung während des Konsums. Tab. 5-63 zeigt die Verbrauchsgrössen verschiedener Aktivitäten pro Tag (Baccini *et*

[99] Die Entsorgung der Verpackungen wird bereits diesem Modul zugerechnet.

al. 1993).[100] Hauptverbrauch ist die Toilettenspülung. Nach Angaben der Studie werden pro Jahr etwa 660 kg Nahrungsmittel von einer Person konsumiert. Pro kg konsumiertem Nahrungsmittel ergibt sich ein Wasserverbrauch von etwa 51 Litern, der hier als Verbrauch und Abwasseranfall bilanziert wird.

Tab. 5-63 Bilanz des Wasserverbrauchs und des Abwasseranfalls auf Grund des Konsums von Nahrungsmitteln (Baccini et al. 1993).

	Zubereitung	WC-Spülung	Geschirr waschen	Summe Wasser-verbrauch	Nahrungsmittel Gesamt	Wasser pro kg Nahrungsmittel
Menge (kg/EW/d)	6.0	73.2	13.2	**92.3**	1.8	51.1

Im Inventar werden vier Arten der Zubereitung in Abhängigkeit von der Konservierung unterschieden. In Tab. 5-64 werden die hierfür bilanzierten Prozesse und weitere getroffene Annahmen gezeigt. Berücksichtigt wurde die Aufbewahrung im Kühlschrank (Uitdenbogerd *et al.* 1998:97), der Verbrauch an Wasser für Zubereitung und Entsorgung (Toilette), der angenommene Zeitaufwand zum Kochen einschliesslich der Erhitzung des Abwaschwassers und der Anteil der Grünabfälle pro kg eingekauftem Gemüse. Für die Kühlung wurde das in Kapitel 5.3.4 erarbeitete Inventar zu Grunde gelegt. Da dieses Inventar bereits 5 Jahre alt ist, wird davon ausgegangen, dass vom damaligen Kühlschrank-Mix inzwischen 33% durch neue Kühlschränke ersetzt wurden.

Für den Anteil verdorbener bzw. nicht konsumierter Waren im Haushalt waren nur wenige Angaben vorhanden. Der Verlust von Nahrungsmitteln im Haushalt wird in Studien mit bis zu 25% abgeschätzt (Bundesamt für Gesundheit 1998:31, Kahlmeier 1998:43). In der Untersuchung von Weidema (1993) wird ein Anteil von 2.5% bis 10% angegeben. Hier wird ein Anteil nicht konsumierter Nahrungsmittel mit 10% an der gekauften Menge abgeschätzt. Der Grünabfall-Anteil für frisches Gemüse wird mit zusätzlichen 0.1 kg/kg abgeschätzt. In Haushalten werden hiervon geschätzte 20% kompostiert.

Tab. 5-64 Durch den Einkauf induzierte Umwelteffekte während des Nahrungsmittelkonsums im Haushalt.

Konservierungsart	Kühlschrank Fleisch (d)	Kühlschrank Gemüse (d)	Wasser und Abwasser (l)	Kochen (min)	Grünabfall
Frisch	-	1.9	51.1	20	20%
Gekühlt	1.0	1.9	51.1	20	10%
Tiefgekühlt	15.6	6.1	51.1	15	10%
Erhitzt	0.7	3.6	51.1	10	10%
Quelle:	Uitenbogerd *et al.* 1998		Baccini *et al.* 1993	Schätzung	Schätzung

Die oben gezeigten Annahmen wurden als Inventar berechnet. Dieses wird in Tab. 5-65 gezeigt. Die Abschätzung für eine durchschnittliche Kochmöglichkeit in der Schweiz basiert auf dem Inventar verschiedener Kochmöglichkeiten (Jungbluth 1997a) und den Angaben zum Anteil verschiedener Kochmöglichkeiten von Hofer

[100] Baccini *et al.* (1993) unterscheiden die Aktivitäten Ernähren und Reinigen. Hier werden die reinigungsbezogen Aufwendungen (Toilette und Geschirrspülen) dem Bedürfnisfeld Ernährung zugerechnet.

(1994). Der Energieverbrauch für das Kochen beträgt etwa 800 Wh/h oder 0.048 MJ/min. Eine Ungenauigkeit ergibt sich dadurch für Gemüse, das nicht gekocht wird, z.B. Salat.

Im Fragebogen wurde auch das Transportmittel zur Einkaufsstätte erfragt. In der Tagebuchstudie gab es zu diesem Thema keine Erhebung mehr. Die durchschnittliche täglich (meist zu Fuss) zurückgelegte Strecke zum Einkaufen beträgt 4.3 km (Epp & Reichenbach 1999, Maibach *et al.* 1995). Im Fragebogen gaben 22% der Personen an, diese Wege mit dem PKW zurückzulegen. Der Anteil von Bus und Bahn beträgt 8% bzw. 1% respektive (Tanner *et al.* 1998:39). Die Einkaufsmenge wird mit 10 kg abgeschätzt.

Tab. 5-65 Inventardaten für die durch den Einkauf induzierten Effekte während des Konsums.

MName		Konsum Fl. gekuehlt	Konsum Fl. konserviert	Konsum Fl. tiefgefroren	Konsum Gem. erhitzt	Konsum Gem. frisch	Konsum Gem. gekuehlt	Konsum Gem. tiefgekuehlt	Kochen Schweiz
	Unit	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	TJ
Kochen Schweiz	TJ	7.20E-7		7.20E-7	4.80E-7	9.60E-7	9.60E-7	7.20E-7	0
Erdgas in Gasherd	TJ	0		0	0	0	0	0	1.42E-1
Strom in Elektroherd CH	TJ	0		0	0	0	0	0	7.86E-1
Stueckholz in Holzherd	TJ	0		0	0	0	0	0	7.20E-2
Entsorgung Gemueseabfall	kg	2.00E-2	2.00E-2	2.00E-2	2.00E-2	4.00E-2	2.00E-2	2.00E-2	0
KompostWRRuSCRhd: in KVA	kg	8.00E-2	8.00E-2	8.00E-2	8.00E-2	1.60E-1	8.00E-2	8.00E-2	0
Kuehlschrank Mix	kg*d	6.70E-1	4.69E-1	1.05E+1	2.41E+0	1.27E+0	1.27E+0	4.09E+0	0
Kuehlschrank neu	kg*d	3.30E-1	2.31E-1	5.15E+0	1.19E+0	6.27E-1	6.27E-1	2.01E+0	0
Abwasser Haushalt ARA III	m3	5.11E-2	5.11E-2	5.11E-2	5.11E-2	5.11E-2	5.11E-2	5.11E-2	0
Trinkwasser	kg	5.11E+1	5.11E+1	5.11E+1	5.11E+1	5.11E+1	5.11E+1	5.11E+1	0
Transport Regionalbus CH Pkm	Pkm	3.23E-2	3.23E-2	3.23E-2	3.23E-2	3.23E-2	3.23E-2	3.23E-2	0
Transport Tram Pkm	Pkm	4.30E-3	4.30E-3	4.30E-3	4.30E-3	4.30E-3	4.30E-3	4.30E-3	0
Transport PKW CH Fzkm	Fzkm	9.43E-2	9.43E-2	9.43E-2	9.43E-2	9.43E-2	9.43E-2	9.43E-2	0

6. Ergebnisse und Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Arbeit diskutiert. Der erste Teil orientiert sich am standardisierten Vorgehen zur Wirkungsabschätzung und Auswertung von Ökobilanzen. Diskutiert werden in diesem Teil Ergebnisse, Unsicherheiten und Fehlerquellen der modularen Ökobilanz. Im zweiten Teil werden die Ergebnisse der modularen Ökobilanz mit den Erhebungen der Tagebuchstudie verknüpft. Ziel dieses Teils ist es, für das gezeigte Verhalten angepasste Handlungshinweise zu erarbeiten. Im dritten Abschnitt werden die Ergebnisse der Energiebilanz diskutiert, die auf Grundlage der Daten zu den Ausgaben von Lebensmitteln durchgeführt wurde.

6.1. Ergebnisse der Modularen Ökobilanz

6.1.1. Einschränkungen für die Interpretation der Ökobilanz Ergebnisse

Die Ergebnisse der modularen Ökobilanz eröffnen eine Bandbreite von Interpretationsmöglichkeiten zu Fragestellungen, die auch ausserhalb der Tagebuchstudie von Interesse sein können. Hier wird zunächst noch einmal auf das Ziel der Bilanzierung und die sich hieraus ergebenden Einschränkungen bei der Interpretation der Ergebnisse eingegangen. Ausserdem werden verschiedene kritische Punkte und mögliche Unsicherheiten der Ökobilanz angesprochen.

Hauptziel der Bilanzierung war es, die Grössenordnung der Umweltbelastungen auf Grund verschiedener, für die KonsumentInnen erkennbarer Produktmerkmale abzubilden. Auf Grund der vereinfachten Vorgehensweise kann diese Untersuchung allerdings nicht Ökobilanzen zu spezifischen Fragestellungen ersetzen. Fragestellungen, die nur mit tiefergehenden Untersuchungen beantwortet werden können, sind z.B. der Vergleich von Produkten aus Bio- bzw. IP-Produktion oder der Vergleich regionaler mit importierten Produkten. Für die Interpretation der im Folgenden gezeigten Auswertungen sind folgende Einschränkungen[101] auf Grund der Zieldefinition und durch Vereinfachungen der Sachbilanz zu berücksichtigen:

- Der Vergleich Bio- zu IP-Produktion hängt massgeblich von der Bilanzierung des Düngemitteleinsatzes und von der Bewertung des Pestizideinsatzes ab. Die Daten bzw. Bewertungsmethoden hierzu weisen einige Unsicherheiten auf. Auch detaillierte Ökobilanzen zeigen hierzu kein eindeutiges Ergebnis (vgl. hierzu die Auswertung in Kapitel 2.2.2.2 und die detaillierte Diskussion in 6.1.4.4)
- Auch für importierte Waren wurde eine Produktion “wie in der Schweiz” angenommen. Unterschiede, die sich auf Grund regionaler Gegebenheiten beim Anbau ergeben, werden somit nicht abgebildet. Dies ist insbesondere bei Vergleichen unter dem Gesichtspunkt “Regionale Produkte” von Bedeutung. Geringere Aufwendungen der Produktion im Ausland, z.B. in Folge besserer klimatischer Anbaubedingungen,

[101] Zur Behandlung und Abgrenzung von verschiedenen Unsicherheiten in Ökobilanzen haben Ros (1998) und Pohl (1999) Vorschläge erarbeitet.

können unter Umständen die Nachteile durch Transportvorgänge aufwiegen (Probst 1998).

- Die konventionelle Landwirtschaft wurde nicht betrachtet. Für Gemüse und Fleisch aus der Schweiz, mit einem hohen Anteil von IP-Produkten, stellt dies eine vertretbare Vereinfachung dar. Für importierte Produkte muss dagegen oft von einer konventionellen Produktion ausgegangen werden (Faist *et al.* 1999a), die höhere Umweltbelastungen zur Folge hat (vgl. hierzu Kapitel 6.1.4.4 und 2.2.2.2).
- Die Umweltfolgen der Düngemittelanwendung wurden nicht entsprechend der Fruchtfolgen alloziert. Einige Pflanzenarten verbrauchen nicht die gesamten Nährstoffe, die während ihrer Kultivierung auf dem Feld ausgebracht werden. Diese Nährstoffe stehen nachfolgenden Kulturen zur Verfügung, die entsprechend weniger gedüngt werden müssen. Die Aufwendungen für die Düngung müssten entsprechend der Nährstoffaufnahme auf mehrere Kulturen verteilt werden.
- Die Mittelwertbildung für die Gemüsekategorien erfolgte für Biogemüse mit weniger bilanzierten Produkten als für IP-Produktion. Verzerrungen, die sich hieraus ergeben, sind schwer einzuschätzen.
- Auf Grund der Kopplung zwischen den Modulen Landwirtschaft und Konservierung bei der Herstellung ist die Umweltbelastung von Produkten mit der Ausprägung „Gemüse erhitzt/tiefgefroren“ oder „Fleisch konserviert“ für das Merkmal Konservierung besonders hoch. Allerdings hat die gleiche Menge eines vorverarbeiteten Produktes, auf Grund geringerer Rüstabfälle bzw. des geringeren Wassergehalts (Wurstwaren), in der Regel auch einen höheren Nutzen für die KonsumentInnen.
- Auf Grund der vereinfachten modularen Vorgehensweise bei der Bilanzierung, werden einige der möglichen Kombinationen von Produktmerkmalen nicht richtig bilanziert. So wird z.B. im Modul Konsum der Vorgang „Kochen“ auch für ungekocht konsumierte Produkte wie Salat bilanziert, da verschiedene Produkte für dieses Modul nicht getrennt bilanziert wurden.
- In der Sachbilanz und der Bewertung können nur Umweltfolgen nach dem Stand der Ökobilanzmethodik erfasst werden. Einschränkungen, die sich hieraus ergeben wurden im Kapitel 2.2.4 diskutiert.
- Der Vergleich für die funktionelle Einheit „Ein Kilogramm Produkt“ berücksichtigt bestehende Unterschiede in der Wertigkeit oder Qualität von Lebensmitteln nicht. Die Berücksichtigung von weiteren Eigenschaften in der funktionellen Einheit könnte zu Verschiebungen beim Vergleich unterschiedlicher Gemüse- bzw. Fleischprodukte führen.

Die genannten Punkte führen zu verschiedenen Unsicherheiten bei der Interpretation der Ergebnisse. In Kapitel 6.1.6 werden die erarbeiteten Resultate deshalb mit anderen Untersuchungen verglichen und eine Fehlerabschätzung durchgeführt. Für die folgende Erarbeitung von Handlungshinweisen in Kapitel 6.2.3 und 7.4 wurden die verschiedenen Einschränkungen beachtet.

6.1.2. Anpassung der Methoden für die Wirkungsabschätzung für die Datenbank ECOINVENT

Im Kapitel 4.3.5.1 wurden die Methoden zur Wirkungsabschätzung ausgewählt. Dort wurde bereits darauf hingewiesen, dass eine (hier als sinnvoll erachtete) Vollaggregation nicht den Anforderungen der International Organization for Standardization (1998:ISO 14042:10) an veröffentlichte, vergleichende Ökobilanzen entspricht. Eine Beschreibung dieser Methoden und eine Diskussion zu den Möglichkeiten und Grenzen von One-Score Bewertungsmethoden in Ökobilanzen wurde im Kapitel 2.2.4 durchgeführt.

Die Charakterisierung, Wirkungsabschätzung und Gewichtung für die Sachbilanzergebnisse erfolgt mit der Methode **Eco-indicator 95+**. Der Exkurs im Kapitel 6.1.3 veranschaulicht diese Bewertung. Im Anhang 6.A.1 ab Seite 238 werden die Veränderungen dieser Methode im Vergleich zum Original Eco-indicator 95 beschrieben. Um einzuschätzen, inwieweit die Bewertung mit einer anderen Methode zu tendenziell anderen Ergebnissen führt, wurde auch eine Bewertung mit Umweltbelastungspunkten durchgeführt (Brand *et al.* 1998). Die Anpassung dieser Methode für die Datenbank ECOINVENT wird im Anhang 6.A.2 ab Seite 244 erläutert.

6.1.3. Exkurs: Bedeutung des Nahrungsmitteleinkaufs im Konsumhandeln

Eco-indicator 95+ Punkte als Mass für die verursachten Umweltbelastungen sind eine abstrakte Grösse. In diesem Exkurs werden deshalb die Umweltbelastungen des Nahrungsmitteleinkaufs in Relation zu anderen Tätigkeiten von KonsumentInnen dargestellt. Dieser Abschnitt soll ein Gefühl für die in der Einheit Eco-indicator 95+ Punkte ausgedrückten Umweltbelastungen vermitteln.

Tab. 6-1 zeigt einen Vergleich der Umweltbelastungen durch verschiedene Tätigkeiten. Die zweite Spalte zeigt die Eco-indicator 95+ Punkte, die mit ECOINVENT für die funktionelle Einheit berechnet wurden. Für Fleisch und Gemüse wurde der Durchschnitt der Tagebuchstudie zu Grunde gelegt. In den Spalten vier und fünf werden die Umweltbelastungen pro Person und Jahr grob abgeschätzt.

Tab. 6-1 Umweltbelastungen verschiedener Tätigkeiten pro funktionelle Einheit, pro Jahr und Anzahl der Einheiten die eine Umweltbelastung von 10^{-9} Eco-indicator 95+ Punkten verursachen.

Tätigkeit und funktionelle Einheit	Eco-indicator 95+ 10^{-9} Pkt. pro Einheit	Einheiten pro 10^{-9} Eco-indicator 95+ Pkt.	Ca. Einheiten pro Jahr und Person	Eco-indicator 95+ 10^{-9} Pkt. pro Jahr
PKW Pkm	8.78E-4	1'139	15'000	13.17
Flugzeug kurz Pkm	1.81E-3	552	5'000	9.05
Flugzeug fern Pkm	5.71E-4	1'751	10'000	5.71
Bahn Pkm	3.49E-4	2'865	15'000	5.24
Kochen min	1.92E-5	52'083	21'900	0.42
Kuehlschrank Mix d	1.56E-2	64	365	5.69
Kuehlschrank neu d	2.41E-3	415	365	0.88
Plastikverp. Gemüse Stk.	4.10E-5	24'390	100	0.00
Gemüse Einkauf kg	1.27E-2	78	89	1.14
Fleisch Einkauf kg	9.36E-2	11	65	6.09

Abkürzungen: Pkm - Personenkilometer, min - Minute, d - Tag, Stk. - Stück, kg - Kilogramm

In der dritten Spalte werden jeweils die Anzahl der Einheiten ausgewiesen, die eine Umweltbelastung von 10^{-9} Eco-indicator 95+ Punkten verursachen. Der Konsum von 78 kg Gemüse verursacht etwa ebensoviel Umweltbelastungen wie 552 Flugkilometer mit dem Kurzstreckenflugzeug, der Gebrauch von 24 tsd. Plastiktüten in denen Gemüse verpackt wurde oder der Konsum von 11 kg Fleisch.

6.1.4. Wirkungsabschätzung für die Modulare Ökobilanz

In diesem Kapitel wird eine Wirkungsabschätzung für die verschiedenen Module durchgeführt. Ausserdem wird die Relevanz verschiedener Einzelstoffe für das Gesamtergebnis dargestellt. Die Wirkungsabschätzung ist ein fester Bestandteil der Ökobilanz und dient u.a. der Diskussion der Resultate und der Erkennung von möglichen Unsicherheiten.

6.1.4.1. Wirkungsabschätzung für das Modul Gemüse-Produkt

Abb. 6-1 zeigt die Wirkungsabschätzung und vergleicht die Eco-indicator 95+ Punkte für alle untersuchten Gemüseprodukte. Für verschiedene Kulturen ergeben sich Unterschiede vor allem auf Grund unterschiedlicher Erträge. Besonders hohe Werte treten für Kresse, Schnittsalat, Rosenkohl und Spargel auf. Alle diese Produkte werden mit einem relativ geringen Ertrag pro ha produziert. Deutlich werden grosse Unterschiede beim Vergleich der Eco-indicator 95+ Punkte einzelner Gemüseprodukte pro kg. Berücksichtigt werden muss bei diesem Vergleich allerdings, dass verschiedene Gemüseprodukte nicht beliebig gegeneinander austauschbar sind. Auf Grund unterschiedlicher Einflussfaktoren, z.B. Geschmack oder Nährwert, entspricht ein kg des einen Produktes nicht ohne weiteres einem kg eines anderen Produktes.

Gewächshausprodukte verursachen in allen Fällen höher Umweltbelastungen als Freilandprodukte. Der hohe Wert für Gewächshausgemüse ist durch die Aufwendungen für die Beheizung begründet. Beim direkten Vergleich einzelner Bio- und IP-Produkte schneiden die Bioprodukte zumeist besser ab. Die Bewertung des Pestizideinsatzes hat hierauf einen grossen Einfluss. Werden Pestizide bei der Bewertung nicht berücksichtigt, d.h. wird der rechte Anteil des Balkens in Abb. 6-1 ausser Acht gelassen, so unterscheiden sich Bio- und IP-Produkte nicht mehr deutlich. Eine detaillierte Auswertung erfolgt in Kapitel 6.1.4.4. Bei einem Vergleich der Umweltbelastungspunkte einzelner Produkte schneiden Bioprodukte in der Regel besser ab. Der Unterschied zwischen Bio- und IP-Produktion fällt aber bei den Umweltbelastungspunkten aber weniger deutlich aus.

Unter den Einzelschadstoffen können einige wichtige Substanzen identifiziert werden. Der ozonabbauenden Verbindung Halon 1301 (aus der Vorkette der Heizölherstellung) kommt mit etwa 17% an der Gesamtbewertung der Gewächshausproduktion eine überraschend hohe Bedeutung zu. Bei Bio- und Freilandgemüse werden 98% der Eco-indicator 95+ Punkte in der Wirkungskategorie „Schwermetalle“ durch Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden verursacht. Für die Gewächshausproduktion beträgt dieser Anteil etwa 62%. Die Schwermetallemissionen für Biogemüse sind im Mittel fast gleich hoch wie für die IP-Produkte, da die im Biolandbau verwendete Kupferpräparate 73% zur Bewertung beitragen.

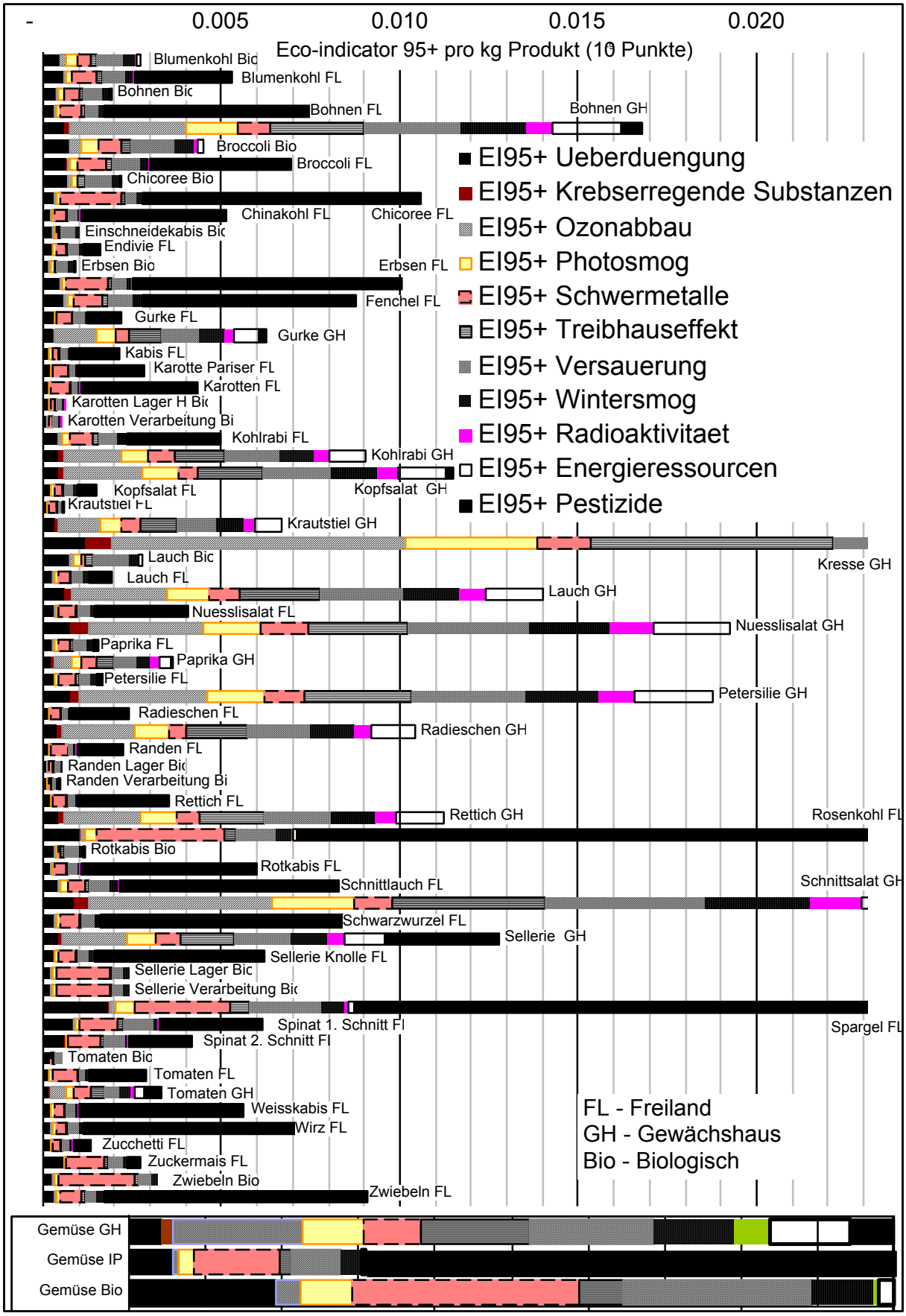


Abb. 6-1 Bewertung des landwirtschaftlichen Anbaus einzelner Gemüseprodukte (pro kg) mit dem Eco-indicator 95 und Aufteilung nach Wirkungskategorien. Anteile einzelner Wirkungskategorien für die Mittelwerte verschiedener Produktionsweisen.

Im unteren Teil der Abb. 6-1 wird die Verteilung der verschiedenen Wirkungskategorien bei einer Gewichtung mit dem Eco-indicator 95+ gezeigt. Für Gemüse aus dem Freiland, aus dem Gewächshaus oder aus biologischer Produktion setzt sich das Gesamtergebnis unterschiedlich zusammen. Für Freilandgemüse haben Pestizide einen bedeutenden Anteil. Das Ergebnis für Gewächshausgemüse wird durch den direkten Energieeinsatz beeinflusst. Für biologisch produziertes Gemüse wiederum spielten Schwermetalle, Überdüngung und Versauerung eine grosse Rolle.

Der Anteil des EI Energieressourcen an den Gesamtbelastungen schwankt für verschiedene Gemüseprodukte von etwa 1% bis zu 10%. Der Anteil des Treibhauseffekts für Gemüseproduktion schwankt zwischen 1% bis zu 14%. Aus der Untergliederung des Eco-indicator 95+ in einzelne Wirkungskategorien wird deutlich, dass Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch für die Bewertung der landwirtschaftlichen Produktion mit dem Eco-indicator 95+ nur ein relativ geringer Stellenwert zukommt.

Der Vergleich der verschiedenen Gemüseprodukte untereinander zeigt ein hohes Potential für die Verringerung von Umweltfolgen durch den bewussten Einkauf von im Anbau weniger belastenden Produkten auf. Sichere Hinweise zur Auswahl von weniger umweltbelastenden Gemüseprodukten können aber nur auf Grundlage von detaillierteren Ökobilanzen gegeben werden, die insbesondere die Umweltbelastung durch Pflanzenschutzmittel genauer modellieren und unterschiedliche Qualitätseigenschaften berücksichtigen.

Die Auswertung der Umweltbelastungen für einzelne Gemüseprodukte zeigt, dass die der Einteilung in Gemüsekategorien (Salat, Kohl, etc., vgl. hierzu Kapitel 4.3.2.4) nicht mit vergleichbaren Umweltbelastungen der Produkte aus einer Kategorie begründet werden kann. Die Abb. 6-8 und Abb. 6-9 zeigen die Unterschiede zwischen den Produktkategorien bei den Umweltbelastungen. Die Hypothese, dass die Umweltbelastungen für Produkte einer Kategorie ähnlich sind, hat sich nicht bestätigt. Somit ist es sinnvoll für die Auswertung der Tagebuchstudie auf die Berücksichtigung der Differenzen zwischen verschiedenen Produktkategorien zu verzichten. Stattdessen wird für einige der folgenden Auswertungen nur zwischen IP-, Bio- und Gewächshausproduktion unterschieden.

6.1.4.2. Wirkungsabschätzung für das Modul Fleisch-Produkt

Im folgenden Abschnitt wird eine Wirkungsabschätzung für die Fleischproduktion durchgeführt. Die Umweltfolgen verschiedener Fleischprodukte werden verglichen. Ausserdem werden die Ergebnisse der Ökobilanz im Kontext zu anderen Betrachtungsweisen des Fleischkonsums diskutiert.

In Abb. 6-2 wird für das Modul Fleisch-Produkt der Anteil verschiedener Wirkungskategorien für die Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ untersucht. Für die Fleischproduktion werden die Auswirkungen auf Überdüngung und Versauerung hoch bewertet. Emissionen von NH_3 (im Mittel 37% bzw. 62% der Eco-indicator 95+ Punkte für IP- bzw. Biofleisch), Nitrat, Stickoxiden und Phosphat tragen hierzu massgeblich bei. Bei einer Bewertung mit UBP kommt dem Phosphat eine höhere, und dem NH_3 eine geringere Bedeutung zu, als bei der Bewertung mit dem Eco-indicator 95+. Für IP-Produkte ist zusätzlich die Anwendung von Pestiziden wichtig.

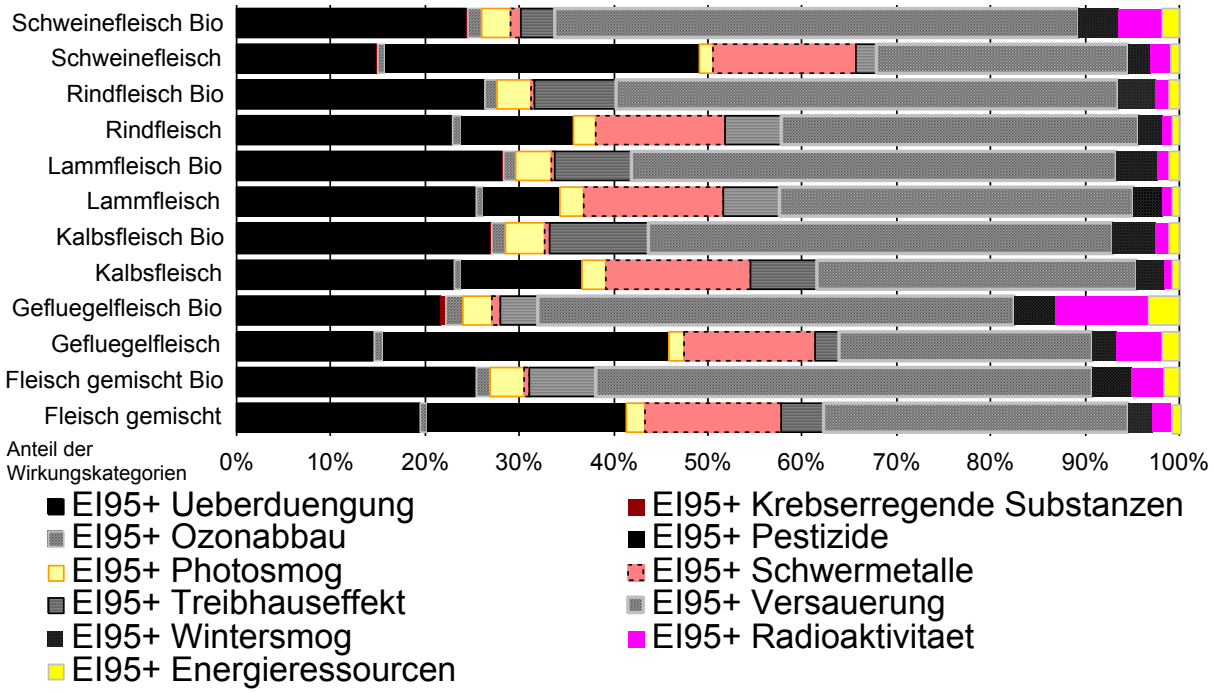
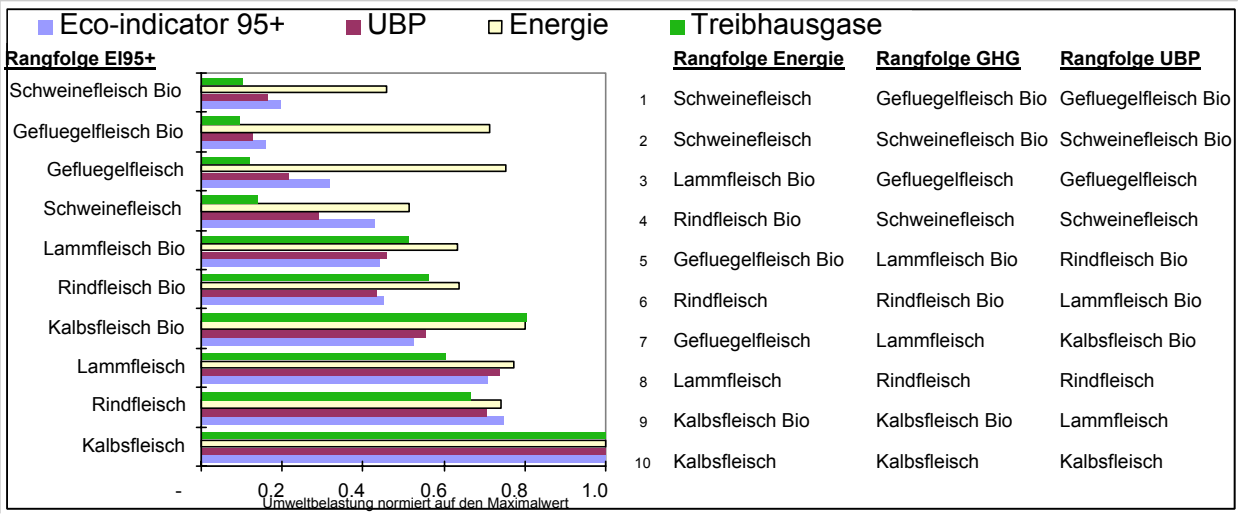


Abb. 6-2 Anteil einzelner Wirkungskategorien an der Bewertung von Fleischprodukten mit dem Eco-indicator 95+.

Verschiedene Fleischprodukte unterscheiden sich deutlich bei den pro kg verursachten Umweltbelastungen. Abb. 6-3 zeigt die Rangfolge in der ökologischen Bewertung für verschiedene Fleischprodukte bei der Wahl unterschiedlicher Vergleichsindikatoren. Hierzu wurden die Ergebnisse für die landwirtschaftliche Produktion jeweils auf das Maximum beim entsprechenden Indikator normiert.



	Rangfolge Energie	Rangfolge GHG	Rangfolge UBP
1	Schweinefleisch	Gefluegelfleisch Bio	Gefluegelfleisch Bio
2	Schweinefleisch	Schweinefleisch Bio	Schweinefleisch Bio
3	Lammfleisch Bio	Gefluegelfleisch	Gefluegelfleisch
4	Rindfleisch Bio	Schweinefleisch	Schweinefleisch
5	Gefluegelfleisch Bio	Lammfleisch Bio	Rindfleisch Bio
6	Rindfleisch	Rindfleisch Bio	Lammfleisch Bio
7	Gefluegelfleisch	Lammfleisch	Kalbsfleisch Bio
8	Lammfleisch	Rindfleisch	Rindfleisch
9	Kalbsfleisch Bio	Kalbsfleisch Bio	Lammfleisch
10	Kalbsfleisch	Kalbsfleisch	Kalbsfleisch

Abb. 6-3 Rangfolge der Fleischproduktion bei unterschiedlichen Vergleichsindikatoren. Umweltbelastungen normiert auf den Maximalwert des Vergleichsindikators.

Bei der Auswertung mit dem Eco-indicator 95+ ist Schweine- und Geflügelfleisch unter ökologischen Gesichtspunkten am günstigsten, während Kalbfleisch am schlechtesten abschneidet. Bei der Bewertung mit Umweltbelastungspunkten ergibt sich eine ähnliche Reihenfolge. Die Rangfolge nach dem Energieverbrauch würde etwas anders aussehen. Hier rücken Fleischprodukte aus extensiver Produktion, wie Lamm und

Rind etwas nach vorne. Die Unterschiede beim Energieverbrauch sind nicht so signifikant wie bei den anderen Indikatoren. Die Rangfolge beim Vergleich der Treibhausgasemissionen stuft Lammfleisch etwas schlechter ein.

Um die Hintergründe für den Vergleich verschiedener Fleischprodukte zu untersuchen, werden in Tab. 6-2 verschiedene Kennziffern der Fleischproduktion gezeigt. Unter "Zus. Futter" wurden die verfütterten Mengen kumuliert. "Zus. Futteranbau" zeigt die hierzu angebauten Futtermittel. Die beiden Zahlen unterscheiden sich etwas, da bei letzterem Nebenprodukte der Nahrungsmittelindustrie nicht erfasst sind (da deren Produktion nicht berücksichtigt wurde). Die Spalte "Zus. Hofduenger" gibt die Menge des für die Produktion der Futtermittel verbrauchten Hofdünger an. "Zus. Anfall Hofduenger" hingegen berechnet den bei der Tierzucht anfallenden Hofdünger. Das Verhältnis zwischen den beiden Grössen wird in der Spalte „Gebrauch zu Anfall“ angegeben. "Zus. N-Duenger“ gibt die insgesamt ausgebrachte Stickstoffmenge an.

Aus den beiden Spalten zum Futterverbrauch wird deutlich, dass die Wiederkäuer deutlich mehr fressen um ein Kilogramm Fleischgewicht zuzunehmen. Hieraus erklären sich auch die höheren Umweltbelastungen für Fleisch dieser Tierarten. Bei der Betrachtung des Hofdüngers ergibt sich ein entsprechendes Bild. Die Wiederkäuer verursachen mehr Hofdüngeranfall pro kg verkaufsfertiges Fleisch. Über die Futteraufnahme werden ihnen die entsprechenden Umweltbelastungen angelastet. Aber auch wenn die Umweltfolgen des Hofdüngeranfalls der Tierproduktion direkt belastet würden, würden die Wiederkäuer in der Umweltbilanz deutlich schlechter abschneiden.[102]

Der Vorteil für Geflügel- und Schweinefleisch beruht auf dem schnelleren Gewichtszuwachs dieser Tierarten auf Grund der höheren Wertigkeit des Futters und damit einem günstigeren Futterquotienten. Das heisst es wird eine geringere Futtermenge eingesetzt und damit fällt auch weniger Hofdünger an. Ein für das Ergebnis wichtiger Faktor ist die Emission von NH_3. Diese Emission trägt für Rinder über 50% zur gesamten Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ bei und hängt wesentlich vom Hofdüngeranfall und dessen Verwendung ab. Das Ergebnis für die Umweltbelastungen verschiedener Fleischprodukte kann somit plausibel erklärt werden.

Die letzten drei Spalten zeigen eine Auswertung der Flächenbelastung mit Düngeeinheiten. In der Schweiz darf die Flächenbelastung höchsten 3 DGVE (Düngegrossvieheinheiten) pro ha betragen. Der Durchschnitt beträgt 1.2 DGVE/ha (Hausheer *et al.* 1998:75). Die Berechnungen im Inventar ergeben für den Durchschnitt Fleisch eine Belastung von 1.3 bzw. 1.0 DGVE/ha für Biofleisch respektive. Die letzte Spalte gibt die Belastung an, wenn alle Stickstoffgaben in DGVE umgerechnet werden. Die Grössenordnung der Hofdüngerbilanz liegt also in einem realistischen Bereich.

[102] Der deutlich geringere Anfall von Hofdünger bei der Geflügelproduktion im Vergleich zur Hofdüngeranwendung kann durch den hohen Nährstoffgehalt des Geflügelmistes erklärt werden (Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau 1997:26). Eine Bilanz, in der Geflügelmist als Dünger bei der Futterproduktion eingesetzt wird, würde eine deutlich geringere Anwendung von Hofdünger für das Geflügelfleisch ausweisen.

Tab. 6-2 Berechnete Kennziffern zum Nährstoffhaushalt in der landwirtschaftlichen Produktion für verschiedene Fleischprodukte.

		Zus. Futter	Zus. Futteranbau	Zus. Hofduenger	Zus. Anfall Hofduenger	Zus. N-Duenger	Gebrauch zu Anfall HD	Zus. Flaecheinanspruchnahme III	Flächen-belastung Hofdünger	Flächen-belastung Stickstoff
		kg	kg	kg	kg	kg-N		m2a	DGVE/ha	DGVE/ha
Fleisch gemischt	kg	9.7	9.1	21.6	26.0	0.162	83%	12.0	1.3	1.3
Fleisch gemischt Bio	kg	9.5	9.0	19.3	25.6	0.094	75%	13.7	1.0	0.7
Gefluegelfleisch	kg	3.4	2.6	4.2	2.9	0.060	148%	6.0	0.5	1.0
Gefluegelfleisch Bio	kg	3.4	2.6	6.6	2.8	0.034	231%	7.2	0.7	0.4
Kalbsfleisch	kg	24.6	25.7	63.6	76.3	0.397	83%	25.6	1.8	1.5
Kalbsfleisch Bio	kg	22.9	23.9	46.7	71.1	0.223	66%	27.0	1.2	0.8
Lammfleisch	kg	17.6	19.3	52.9	49.2	0.314	108%	18.7	2.0	1.6
Lammfleisch Bio	kg	18.1	20.2	42.0	53.5	0.197	79%	21.2	1.4	0.9
Rindfleisch	kg	16.5	16.4	42.7	50.0	0.270	85%	16.9	1.8	1.5
Rindfleisch Bio	kg	16.4	16.4	33.6	49.8	0.160	67%	19.2	1.3	0.8
Schweinefleisch	kg	4.9	3.8	6.2	11.2	0.089	56%	8.8	0.5	1.0
Schweinefleisch Bio	kg	4.9	3.8	9.7	11.1	0.050	87%	10.5	0.7	0.4

Zus. - Zusammen (=Summe verschiedener Prozesse).

Das Resultat des Vergleichs, also der ökologische Vorteil von Geflügel- und Schweinefleisch gegenüber eher extensiver Tierhaltung, hat in verschiedenen Diskussionen Widerspruch hervorgerufen (Jungbluth 1999b, 1999c). Diese Tiere werden oftmals in Intensivhaltung gemästet. Ökologische Probleme durch die “Entsorgung” von Gülle und Mist werden vor allem durch solche Intensivhaltungen verursacht. Die Sachbilanz in dieser Studie geht jedoch von einer angepassten Düngung aus und beurteilt die regional existierenden Probleme durch eine Intensivhaltung und Unterschiede in der Flächenbelastung nicht.

Ein Ersatz des Widerkäuerfleisches durch Geflügel oder Schwein in grossem Ausmass ist aus Umweltsicht trotzdem nicht sinnvoll. In der Schweiz ist die Nutzung als Weideland für viele Gebiete die einzig mögliche und unter landschaftspflegerischen Gesichtspunkten sogar wünschenswerte Bewirtschaftungsform. In diesen Gebieten kann keine Futtermittelproduktion erfolgen und die Zucht von Schwein bzw. Geflügel ist auf diesen Flächen nicht möglich.

Berechnungen für einen unter ökologischen Gesichtspunkten tragbaren Fleischkonsum zeigen, dass der Verbrauch von Schweine- und Geflügelfleisch überproportional reduziert werden müsste, da die Flächenbelastung in den Gebieten, in denen intensive Schweine und Geflügelproduktion stattfindet, oftmals zu hoch ist (Aeberhard 1996). Die Ökobilanz vermittelt somit ein irreführendes Bild wenn Schweine- und Geflügelfleisch als Optionen für einen ökologischen Konsum herausgestellt werden, da regionale Unterschiede nicht detailliert genug betrachtet werden und nicht berücksichtigt wird, welche Folgen eine zusätzliche Produktion von Schweine- und Geflügelfleisch in der Schweiz hätte.

Wichtigster Hinweis für ein ökologisches Konsumverhalten ist die Forderung nach einer Reduktion des Fleischkonsums um die Umweltprobleme auf Grund der Hofdüngeranwendung zu reduzieren. Zu diskutieren wäre, ob es sinnvoll ist auf landwirtschaftlichen Flächen auf denen sowohl Weidewirtschaft als auch Futteranbau möglich sind, eventuell einer an ökologische Erfordernisse angepassten Produktion von Schweine- und Geflügelfleisch den Vorzug zu geben, um die produzierte Fleischmenge zu maximieren.

Der Vergleich verschiedener Tierarten wäre sicherlich ein interessanter Punkt für eine vertiefende Ökobilanzierung, in der dann auch unterschiedliche Nährstoffgehalte in Gülle und Mist sowie Emissionsfaktoren bei deren Ausbringung für unterschiedliche Tierhaltungssysteme besser berücksichtigt werden könnten.

Für die Auswertung der Tagebuchstudie wurde nur der Mittelwert der Umweltbelastungen über alle Produkte für Bio- bzw. IP-Fleisch herangezogen. Auf eine Auswertung der Entscheidungen zwischen verschiedenen Fleischprodukten (Rind, Schwein, etc.) und auf eine Allokation der Umweltfolgen an Hand der Ausgaben für ein Fleischprodukt (vgl. hierzu 5.6.3.5) wurde hingegen auf Grund der hier durchgeführten Diskussion verzichtet. Handlungshinweise, die sich bei diesen Entscheidungen aus der Ökobilanz ergeben, stehen im Widerspruch zu den real existierenden Auswirkungen auf die verursachten Umweltbelastungen bei einer veränderten Nachfrage.

6.1.4.3. Wirkungsabschätzung für die Module Konservierung, Verpackung, Herkunft und Konsum

Im Folgenden wird der Beitrag unterschiedlicher Wirkungskategorien bzw. Einzelschadstoffe zum Gesamtergebnis für die Module Konservierung, Verpackung, Herkunft und Konsum diskutiert.

In Abb. 6-4 wird der Anteil der Wirkungskategorien an der gesamten Eco-indicator 95+ Punktzahl für die weiteren Module gezeigt, deren Ökobilanz im Rahmen dieser Arbeit berechnet wurde. Die Wirkungsabschätzung macht deutlich, dass sich die Eco-indicator 95+ Punkte für die Module unterschiedlich zusammensetzen.

In der Wirkungskategorie „Radioaktivität“, die für die verschiedenen Ausprägungen des Moduls Konservierung eine hohe Bedeutung hat, wird die Bewertung durch das Element „LT Radio. Rn222“ bestimmt, das bei der Elektrizitätserzeugung emittiert wird. Für den „Kühlschrank Mix“ haben die ozonabbauenden Substanzen einen Anteil von 70% an der Gesamtbelastung. Dies erklärt die hohe Bedeutung dieser Wirkungskategorie für die Konsum-Module. Für die Bewertung der Module Transport und Verpackung haben unterschiedliche Wirkungskateogorien, durch unterschiedliche Emissionen der Nutzung von Treibstoffen und Elektrizität, eine Bedeutung.

Der EI Energieressourcen auf der rechten Seite der Grafik ist direkt proportional zum Energieverbrauch (nicht erneuerbare Energie plus Wasserkraft). Der EI Treibhauseffekt auf der linken Seite entspricht einer Wirkungsbilanzierung unterschiedlicher Treibhausgase. Der Anteil des EI Energieressourcen an den Gesamtbelastungen schwankt zwischen etwa 1% für den Fleischkonsum und etwa 14% für eine Plastikverpackung. Würden die Umweltfolgen an Hand der Treibhausgasemissionen oder des Energieverbrauchs bewertet werden, so würden Module mit einem geringen Anteil bei diesen Indikatoren deutlich besser abschneiden, als wenn die Bewertung verschiedene Wirkungskategorien berücksichtigt. Auch für die Module Herkunft, Verpackung, Konservierung und Konsum ist es somit sinnvoll eine detaillierte Ökobilanz zu erstellen.

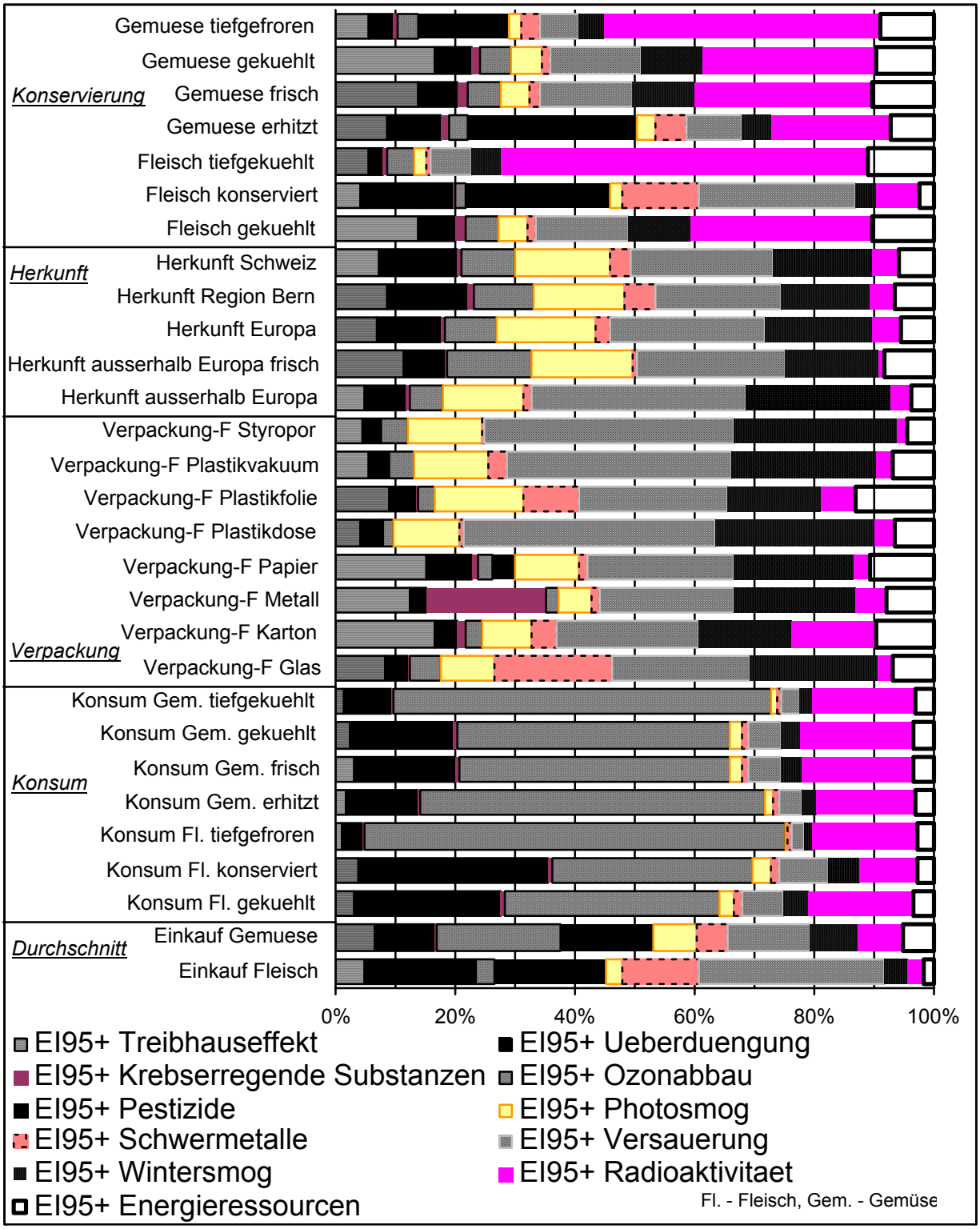


Abb. 6-4 Anteil einzelner Wirkungskategorien an der Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ für verschiedene Module und für die Durchschnittseinkäufe.

6.1.4.4. Vergleich von Bio- und IP-Produkten in der Wirkungsabschätzung

Der Kauf von Bio- anstatt von IP-Produkten ist eine mögliche Option zur Reduktion der Umweltfolgen. Hier wird dieser Vergleich detailliert für die untersuchten Produkte diskutiert.

Abb. 6-5 zeigt einen direkten Vergleich von IP- und Bioprodukten für verschiedene mit dem Eco-indicator 95+ unterschiedene Wirkungsklassen, für Umweltbelastungspunkte und für die Bewertung der Landnutzung (Köllner 1999). Eine positive Prozentzahl bedeutet, dass das IP-Produkt besser abschneidet. Zeigt der Balken nach unten, so verursacht das Bioprodukt in der entsprechenden Wirkungskategorie geringere Umweltbelastungen. Nicht gezeigt wird die Wirkungskategorie Pestizide, da der entsprechende Wert für Bioprodukte gleich Null ist.

Für die Fleischproduktion schneidet Bio fast in allen Wirkungsklassen deutlich besser ab. Dies gilt auch für die nicht gezeigten Produkte. Der Vergleich hängt allerdings im wesentlichen von den unsicheren, für alle Produkte einheitlichen Annahmen zum Hofdüngereinsatz ab. Leichte Veränderungen dieser Annahmen (vgl. Kapitel 5.6.2.2) könnten auch zu einer Veränderung dieses Ergebnisses führen.

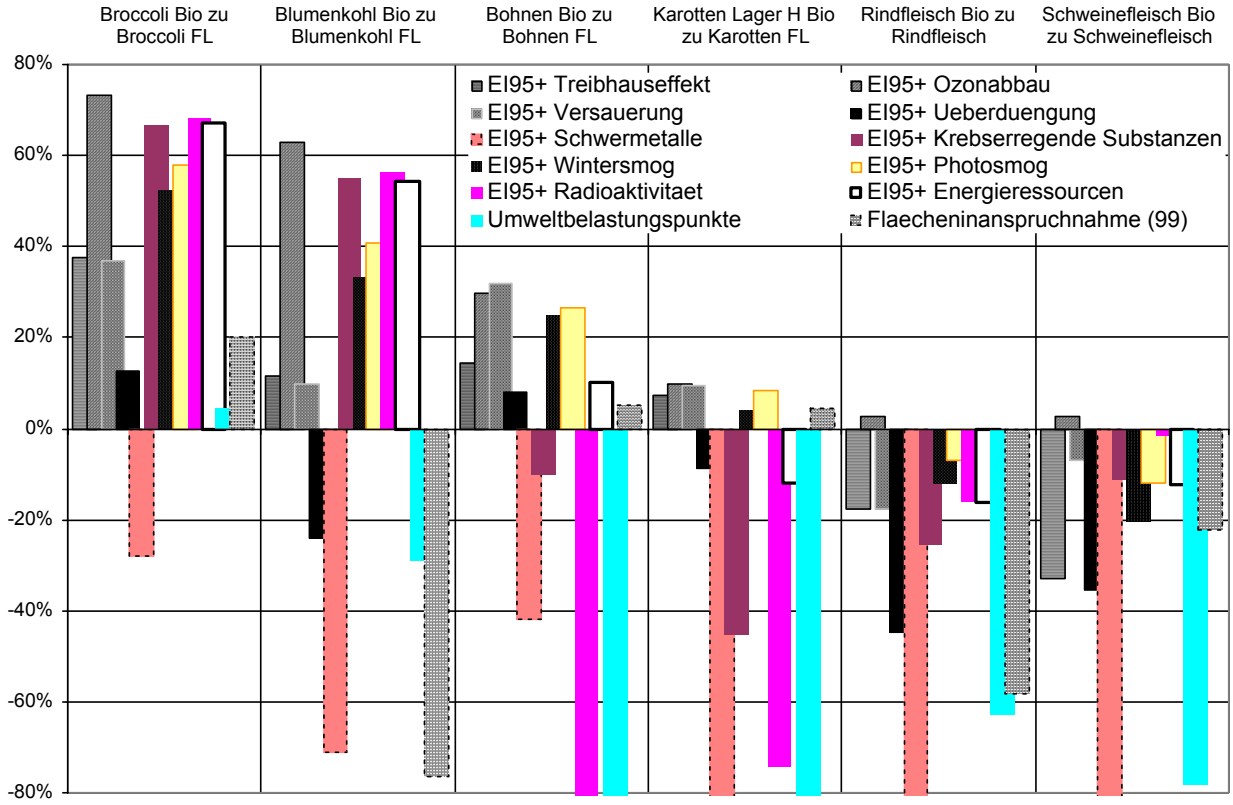


Abb. 6-5 Relativer Vergleich der landwirtschaftlichen Produktion von Bio- und IP-Produkten in einzelnen Wirkungskategorien.

Bei der Gemüseproduktion schneidet je nach Wirkungskategorie und Produkt mal die IP- und mal die Biovariante besser ab. Es ergibt sich kein eindeutiges Ergebnis aus dem direkten Vergleich von etwa 10 unterschiedlichen Gemüseprodukten. Auch bei der Bewertung mit Umweltbelastungspunkten gibt es einzelne Bioprodukte die etwas schlechter abschneiden. Die Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ gibt den Pestiziden

aber ein so hohes Gewicht, dass bei der vollaggregierenden Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ die Biovariante immer besser abschneidet.

Auch für den Vergleich der Wirkungskategorie Landnutzung gibt es bei der Gemüseproduktion kein einheitliches Ergebnis. Diese Wirkungskategorie modelliert den Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die auf der Fläche vorgefundene Biodiversität bei Gefässpflanzen. Pro Hektar wird der Umweltschaden der Bioproduktion im Vergleich zur IP-Produktion niedriger bewertet. Beim Vergleich von Produkten führt aber der höhere Landverbrauch der Biovarianten in einigen Fällen zu einer schlechteren Bewertung.

Der detaillierte Vergleich einzelner Wirkungskategorien macht deutlich, dass das Ergebnis beim Vergleich von Bio- und IP-Produkten nicht eindeutig ist. Aus dieser Untersuchung kann hierzu also kein abschliessendes Urteil abgeleitet werden. Es bedarf weiterer methodischer Verbesserungen der Sachbilanzierung und Wirkungsabschätzung um diesen Vergleich durchführen zu können. Im Kapitel 6.1.6 wird dieser Punkt noch einmal aufgegriffen.

6.1.4.5. Wirkungsabschätzung für Durchschnittseinkäufe von Gemüse und Fleisch

Im Folgenden wird eine Wirkungsabschätzung für die durchschnittliche Gemüse- bzw. Fleischeinkäufe durchgeführt. In den Durchschnitt gehen dabei sämtliche Ausprägungen eines Merkmals entsprechend ihres Anteils bei den Durchschnittseinkäufen der Tagebuchstudie ein. Die Umweltbelastungen für die durchschnittlichen Einkäufe von Fleisch oder Gemüse (unten in Abb. 6-4) stammen aus unterschiedlichen Wirkungskategorien. Bei den Fleischeinkäufen sind Überdüngung, Versauerung und Pestizide wichtig. Bei den Gemüseeinkäufen fällt zusätzlich der Ozonabbau auf Grund der Kühlung und Gewächshausproduktion stärker ins Gewicht.

Welche Einzelemissionen fallen bei der Bewertung der Durchschnittseinkäufe mit dem Eco-indicator 95+ oder mit Umweltbelastungspunkten besonders ins Gewicht? Tab. 6-3 zeigt hierzu eine Aufstellung des Anteils verschiedener Einzelschadstoffe an der Gesamtbewertung mit den beiden Methoden. Diese Aufstellung zeigt, dass einzelne umweltbelastende Emissionen von den beiden Methoden sehr unterschiedlich gewichtet werden. Die Methode UBP bewertet z.B. Phosphat deutlich höher und NH_3 deutlich niedriger als der Eco-indicator 95+.

Tab. 6-3 Anteil der wichtigsten Einzelschadstoffe für die Bewertung mit Umweltbelastungspunkten und dem Eco-indicator 95+.

Einzelschadstoff	Einkauf Gemuese		Einkauf Fleisch	
Anteil	EI95+	UBP	EI95+	UBP
NOx Stickoxide als NO2 m	14%	13%	3%	3%
R11 FCKW p	8%	0%	1%	0%
Fungizid in Wasser	8%	2%	10%	2%
Phosphor Verb. f	1%	14%	0%	2%
NH3 Ammoniak p	2%	1%	34%	20%
Phosphate f	1%	9%	4%	35%
Nitrate f	2%	6%	5%	11%

Wie die Auswertung zeigt, wird das Gesamtergebnis stark durch einige wenige Einzelschadstoffe geprägt obwohl im ECOINVENT Inventar viele hundert unterschiedlicher

Umweltschadstoffe inventarisiert wurden. Welche Emissionen besonders wichtig sind unterscheidet sich aber von Fall zu Fall.

6.1.4.6. Wirkungsabschätzung und Vergleich verschiedener Düngemittel

Düngemittel und die Auswirkungen auf die Umwelt während ihrer Ausbringung, haben eine hohe Bedeutung für die Bewertung der Umweltfolgen im Modul Gemüse- bzw. Fleisch-Produkt. Deshalb werden im Folgenden die Umweltauswirkungen, der verschiedenen für diese Studie betrachteten Düngungsmethoden, verglichen.

Abb. 6-6 zeigt die Eco-indicator 95+ Punkte für den Einsatz verschiedener Dünger. Die ersten beiden Balken vergleichen organischen und mineralischen N-Dünger jeweils für die funktionelle Einheit von einem Kilogramm pflanzenverfügbarem Stickstoff. Organischer N-Dünger schneidet auf Grund der höheren Schwermetallbelastung etwas schlechter ab, wobei zu berücksichtigen ist, dass die Aufwendungen zur Herstellung nur grob abgeschätzt wurden. Bei einem Vergleich mit UBP schneidet der Organische N-Dünger dagegen besser ab als der Kunstdünger.

Der dritte Balken zeigt die Umweltbelastungen bei der Anwendung von Vollgülle mit einem kg verfügbaren N. Darunter werden die Auswirkungen gezeigt, wenn die in der Gülle enthaltenen Nährstoffe (N, P, K und Mg) durch Kunstdünger bereitgestellt werden. Balken 5 und 6 zeigen eine vergleichbare Auswertung für Stapelmist. Dieser Vergleich zeigt, dass die Umweltauswirkungen des Einsatzes von Kunstdüngern etwas höher bewertet werden als die von Hofdüngern.

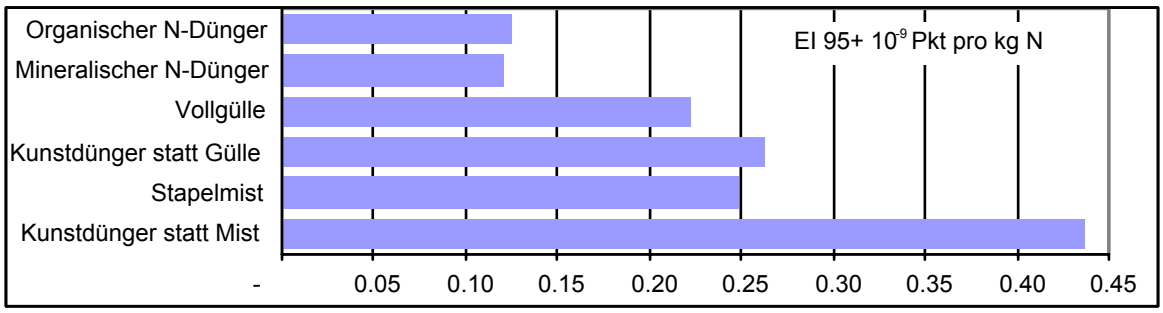


Abb. 6-6 Bewertung für verschiedene Düngemöglichkeiten bezogen auf 1 kg N-Düngung mit dem Eco-indicator 95.

Abb. 6-7 zeigt die Eco-indicator 95+ Anteile für die Anwendung verschiedener Düngemittel. Hauptumweltaspekt bei den Hofdüngern ist die Überdüngung und Versauerung. Für fast alle Handelsdünger sind Schwermetallemissionen, insbesondere von Chrom, von besonderer Bedeutung. Ausser beim Mg-Dünger, kommt den Umweltbelastungen durch den Energieverbrauch zur Herstellung, und daraus resultierenden Umweltfolgen in verschiedenen Wirkungskategorien, eine geringe Bedeutung zu. Im praktischen Vergleich müssten die realen Ausbringemengen berücksichtigt werden.

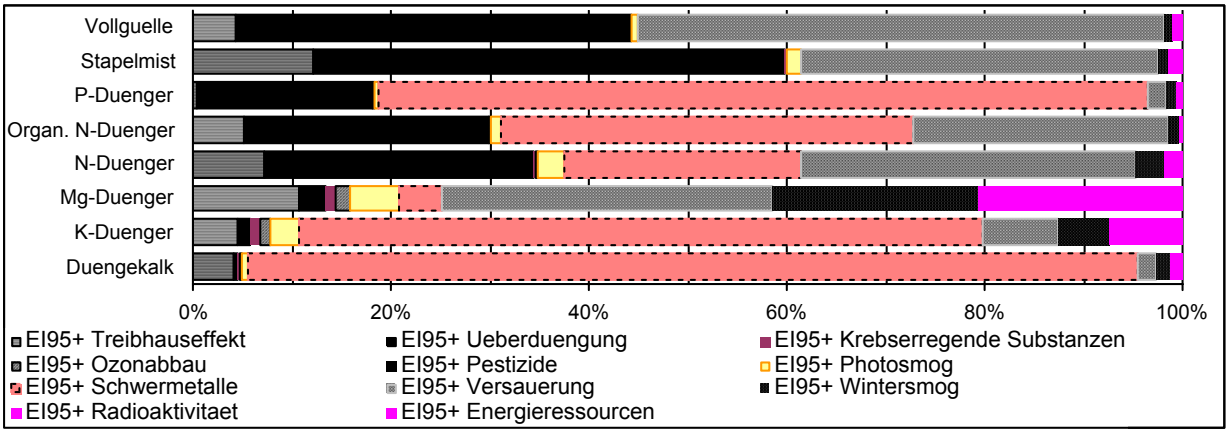


Abb. 6-7 Anteil einzelner Wirkungskategorien an der Bewertung für die Anwendung verschiedener Düngemitte mit dem Eco-indicator 95+.

Die Auswertung zeigt, dass Kunstdünger mit dem Eco-indicator 95+ nur als etwas umweltbelastender bewertet wird als Hofdünger. Der Energieverbrauch für die Herstellung der Dünger spielt für die Bewertung der Umweltfolgen auf Grund der Anwendung nur eine relativ geringe Rolle. Interessant wäre es weitere Düngungsmethoden (Gründüngung, Untersaat, Zwischenfrucht) in einen solchen Vergleich mit einzubeziehen.

6.1.4.7. Vollaggregierenden Wirkungsabschätzung für die untersuchten Module

Nach der Diskussion der Einzelergebnisse für die verschiedenen Module werden nun die gewichteten Umweltbelastungen für Fleisch- und Gemüseeinkäufe verglichen.

Tab. 6-4 zeigt Eco-indicator 95+ Punkte, Umweltbelastungspunkte und den Energieverbrauch für alle untersuchten Ausprägungen der verschiedenen Merkmale. Für die Berechnung des Energieverbrauchs wurde der Verbrauch „erneuerbarer“ und „nicht erneuerbarer“ Energieressourcen summiert. An Hand des Energieverbrauchs können die Ergebnisse dieser Studie mit anderen Studien verglichen werden. In Tab. 6-4 werden die Ergebnisse der modularen Ökobilanz so gezeigt, wie sie für die Auswertung der Tagebuchstudie benötigt wurden.[103]

[103] In den Ergebnisberichten des psychologischen Teilprojekts wurde mit Zwischenergebnissen gearbeitet, so dass die hier gezeigten Werte nicht mit den für die Auswertung der Tagebuchstudie genutzten Werten übereinstimmen (Arnold *et al.* 1999). Für die wesentlichen Aussagen der modularen Ökobilanz haben sich hierdurch keine Veränderungen ergeben. Für die Auswertung von Arnold *et al.* (1999) wurden IP-Gemüseprodukte zu zwei Kategorien zusammengefasst. Die Trennlinie zwischen Freilandgemüse niedrig und hoch (IP A und IP B) stellte dabei der Mittelwert aller Freilandgemüse dar. Diese Vereinfachung ist im Anhang ab Seite 238 dokumentiert.

Tab. 6-4 Eco-indicator 95+ Werte, Umweltbelastungspunkte und Energieverbrauch für alle bilanzierten Module der Abfrage in der Tagebuchstudie.

Modul	Ausprägung	EI 95+ E-9 Pkt./kg	UBP/ kg	Energie MJ/kg	Energie MJ/kg (Kramer 95)
Herkunft (F+G)	Region Bern	2.8E-4	91.1	0.9	-
	Schweiz	6.4E-4	201	1.9	-
	Europa	1.4E-3	389	3.9	0.37 - 4.59
	Ausserhalb Europa	3.0E-3	682	5.8	12.00
	Ausserhalb Europa frisch	4.3E-2	9220	174.6	154.44
Verpackung (G)	Papier-G	1.2E-4	33	1.2	
	Plastikfolie-G	5.3E-5	17	0.3	0.04
	Plastikdose-G	2.6E-4	63	1.2	
	Karton-G	1.3E-4	33	0.6	
	Glas-G	1.8E-3	565	6.1	
	Metall-G	4.6E-4	136	2.5	
Verpackung (F)	Papier-F	1.2E-4	33	1.2	3.43
	Plastikfolie-F	4.1E-5	13	0.3	
	Plastikvakuumverpackung-F	4.9E-4	117	1.7	0.15
	Plastikdose-F	3.1E-4	63	1.0	0.04
	Styropor-F	3.6E-4	75	0.8	
	Karton-F	1.9E-4	50	0.9	
	Glas-F	1.8E-3	565	6.1	
	Metall-F	4.6E-4	101	1.9	
Konservierung (G)	Gemuese erhitzt	1.5E-3	325	5.3	
	Gemuese frisch	2.4E-4	58	1.3	0.3 - 5.0
	Gemuese gekuehlt	4.2E-4	127	2.1	
	Gemuese tiefgefroren	2.7E-3	504	12.3	11.00
Konservierung (F)	Fleisch gekühlt	7.2E-4	170	3.9	12.0 - 35.0
	Fleisch konserviert	1.7E-2	3380	20.7	22.00
	Fleisch tiefgekühlt	2.0E-3	353	11.1	19.00
Gemüseprodukt (G)	*Gemüse IP A*	*3.1E-3*	*441*	*1.2*	
	Gemüse IP B	*8.9E-3*	*956*	*2.2*	
	Gemüse IP	5.4E-3	626	1.5	2.00
	Gemüse GH	7.5E-3	1550	39.4	39.2 - 63.69
	Gemüse bio	1.5E-3	420	1.5	1.85
Fleischprodukt (F)	Fleisch gemischt	8.0E-2	18000	37.0	77.00
	Fleisch gemischt Bio	4.2E-2	10600	32.7	
	Fleisch Fertiggericht	6.8E-2	13400	30.6	
	Fisch	8.0E-2	18000	37.0	59.69
	Fisch Bio	4.2E-2	10600	32.7	
	Gefluegelfleisch	4.7E-2	8520	40.8	52.23
	Gefluegelfleisch Bio	2.4E-2	5120	38.7	39.17
	Kalbsfleisch	1.5E-1	39600	54.2	177.68
	Kalbsfleisch Bio	7.7E-2	22000	43.4	133.26
	Lammfleisch	1.0E-1	29200	42.0	91.43
	Lammfleisch Bio	6.5E-2	18100	34.3	
	Rindfleisch	1.1E-1	28000	40.2	91.43
	Rindfleisch Bio	6.6E-2	17200	34.5	68.57
	Schweinefleisch	6.3E-2	11500	27.9	62.79
	Schweinefleisch Bio	2.9E-2	6450	24.9	47.09
Konsum (F)	Konsum Fl. gekuehlt	2.6E-3	927	4.8	
	Konsum Fl. konserviert	2.0E-3	868	2.6	
	Konsum Fl. tiefgefroren	1.9E-2	1630	27.9	
Konsum (G)	Konsum Gem. erhitzt	5.5E-3	1040	8.3	
	Konsum Gem. frisch	3.8E-3	1010	6.8	
	Konsum Gem. gekuehlt	3.7E-3	984	6.8	
	Konsum Gem. tiefgekuehlt	8.4E-3	1170	12.9	
Durchschnitt	Einkauf Fleisch (kg)	9.3E-2	21099	74.0	
Tagebuch	Einkauf Gemuese (kg)	1.3E-2	2719	32.5	

Abk.: F, Fl. - Fleisch, G, Gem. - Gemüse, Bio - Bioprodukt, A - tiefe Umweltbelastung, B - hohe Umweltbelastung

Abb. 6-8 zeigt die Eco-indicator 95+ Punkte für die verschiedenen Module der Bilanz für den Gemüseeinkauf. Alle Module verursachen Umweltbelastungen in vergleichbaren Grössenordnungen. Für die verschiedenen Ausprägungen eines Merkmals können

sich die Umweltbelastungen beträchtlich unterscheiden. Der hohe Wert für sonstiges Gemüse ist durch die hohe Belastung von Spargel begründet. Besonders umweltrelevant ist ein Import von frischem Gemüse von ausserhalb Europas für den ein Flugtransport angenommen wird.

Verpackungen können sich hinsichtlich der Umweltbelastungen deutlich unterscheiden. So verursacht z.B. eine Glasverpackung etwa 7 mal höhere Umweltbelastungen als eine Plastikdose und diese wiederum 5 mal höhere Belastungen als eine Plastikfolie. Die Verpackung hat aber im Vergleich zu den weiteren Merkmalen eine relativ geringe Bedeutung. Eine weitere mögliche Ausprägung des Merkmals Verpackung ist „keine Verpackung“ für das keine Umweltbelastungen anfallen.

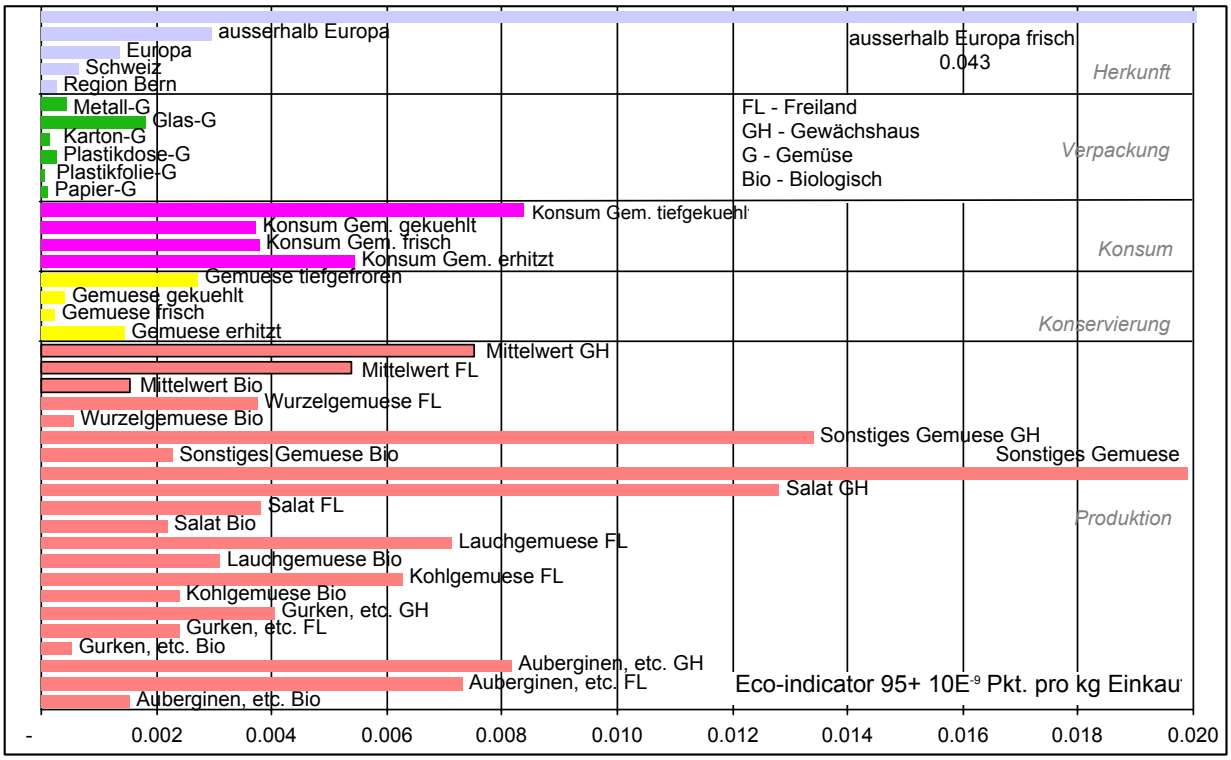


Abb. 6-8 Eco-indicator 95+ Punkte für alle Ausprägungen der für Gemüseeinkäufe untersuchten Module.

Abb. 6-9 zeigt die Umweltbelastungspunkte für die verschiedenen Module zur Bilanzierung des Gemüseeinkaufs. Für Konservierung, Transport und Verpackung kommt diese Bewertungsmethode zu etwa gleichen Ergebnissen in der Rangfolge wie die Bewertung mit dem Eco-indicator 95+. Unterschiede gibt es bei der Bewertung des Konsums von tiefgekühlten Produkten. Hier haben ozonabbauende Substanzen bei der Bewertung mit dem Eco-indicator 95+ ein besonders hohes Gewicht. Die Unterschiede zwischen verschiedenen Konservierungsarten sind deshalb bei einer Bewertung mit UBP geringer.

Biosalat ist bei der Bewertung mit UBP schlechter als die entsprechende IP-Kategorie. Für die Kategorie Biosalat wurde nur die Produktion von Chicorée berücksichtigt, die besonders umweltbelastend ist, während mehrere Salatprodukte in der entsprechenden IP-Kategorie berücksichtigt werden konnten. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen verschiedenen Ausprägungen für ein Merkmal bei einer Bewertung mit Um-

weltbelastungspunkten weniger extrem als bei der Bewertung mit dem Eco-indicator 95+.

Es zeigt sich eine grosse Variationsbreite der Eco-indicator 95+ Punkte und UBP zwischen einzelnen Gemüsekategorien. Diese Unterschiede werden bei der Bewertung stark durch Unterschiede zwischen einzelnen Produkten beeinflusst die in die jeweilige Kategorie fallen. Der Einzelvergleich der Gemüseprodukte in Kapitel 6.1.4.1 hat gezeigt, dass es keinen Zusammenhang zwischen verschieden Produkten einer Kategorie gibt. Für einige der weiteren Auswertungen wird deshalb auf eine Unterscheidung zwischen den Gemüsekategorien verzichtet.

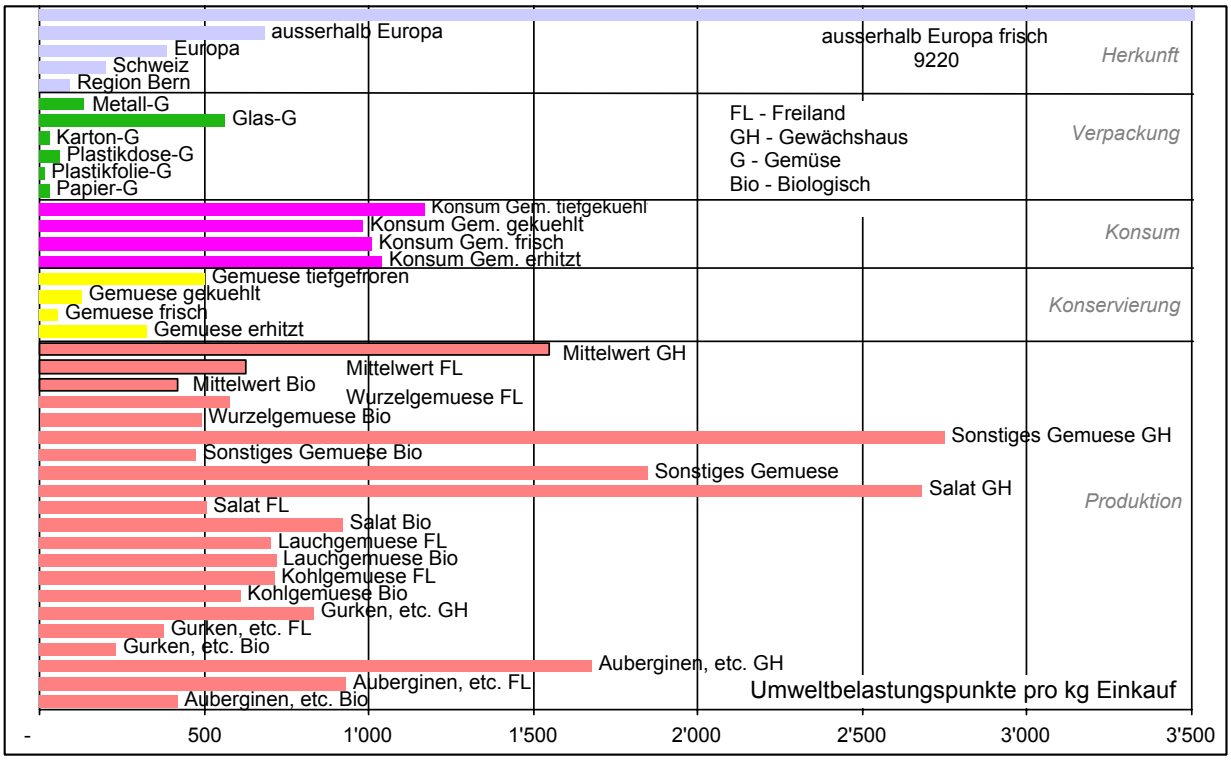


Abb. 6-9 Umweltbelastungspunkte für alle Ausprägungen der für Gemüseeinkäufe untersuchten Module.

Abb. 6-10 zeigt die Eco-indicator 95+ Punkte für die verschiedenen Module zur Bilanzierung der Fleischeinkäufe. Im Vergleich zu Gemüse verursacht die Produktion von Fleisch sehr viel höhere Umweltbelastungen. Das Modul Fleischproduktion dominiert deshalb die Umweltauswirkungen. Die weiteren Produktmerkmale sind für die Bewertung der Fleischeinkäufe weniger relevant. Lediglich im Falle eines Flugtransports werden die Umweltfolgen des Gesamtproduktes deutlich erhöht. Besonders umweltbelastend ist die Ausprägung „tiefgefroren“ für das Merkmal Konsum.

Die hohen Umweltbelastungen für konservierte Produkte ergeben sich durch den Gewichtsverlust bei der Konservierung. Um diesen in der Bilanz zu berücksichtigen, wurde die zusätzlich produzierte Menge Fleisch im Inventar für die Konservierung berücksichtigt. Die Konservierung kann deshalb auf Grund dieser Ergebnisse nicht als per se umweltbelastend eingestuft werden.

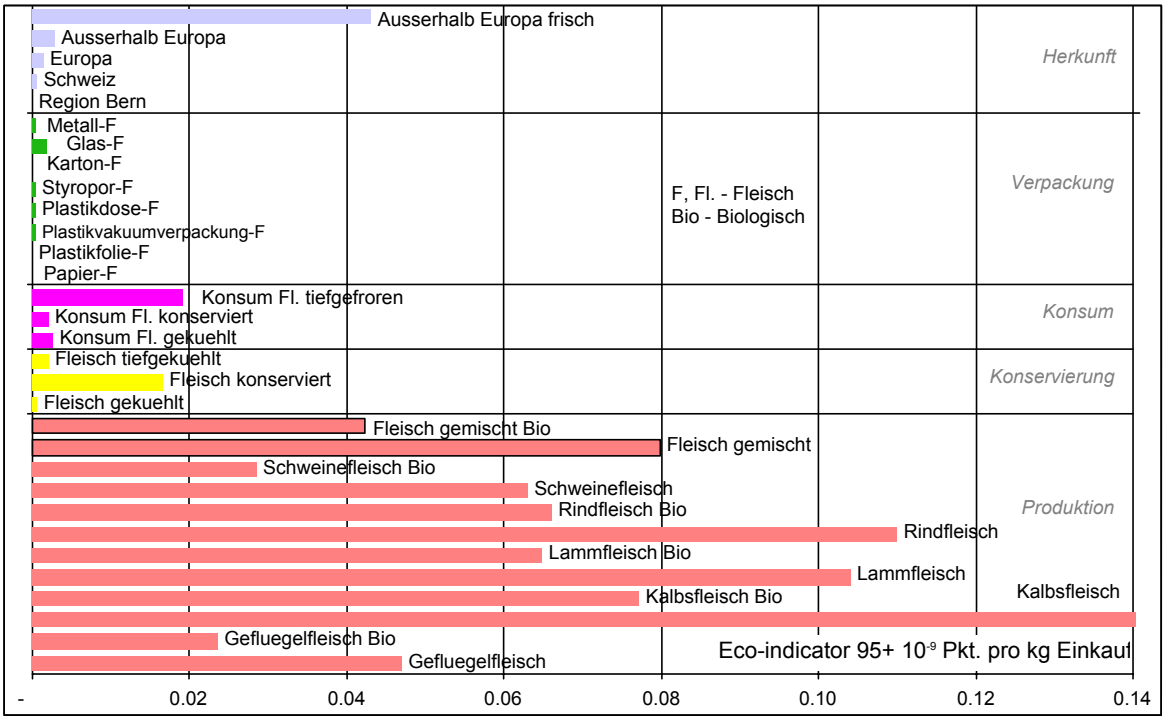


Abb. 6-10 Eco-indicator 95+ Punkte für alle Ausprägungen der für Fleischeinkäufe untersuchten Module.

Abb. 6-11 zeigt die Umweltbelastungspunkte für die verschiedenen Module der Fleischbilanzierung. Die Bewertungsmethode führt zu ähnlichen Ergebnissen wie die Bewertung mit dem Eco-indicator 95+. Auch hier wird der Konsum tiefgekühlter Produkte weniger stark negativ bewertet.

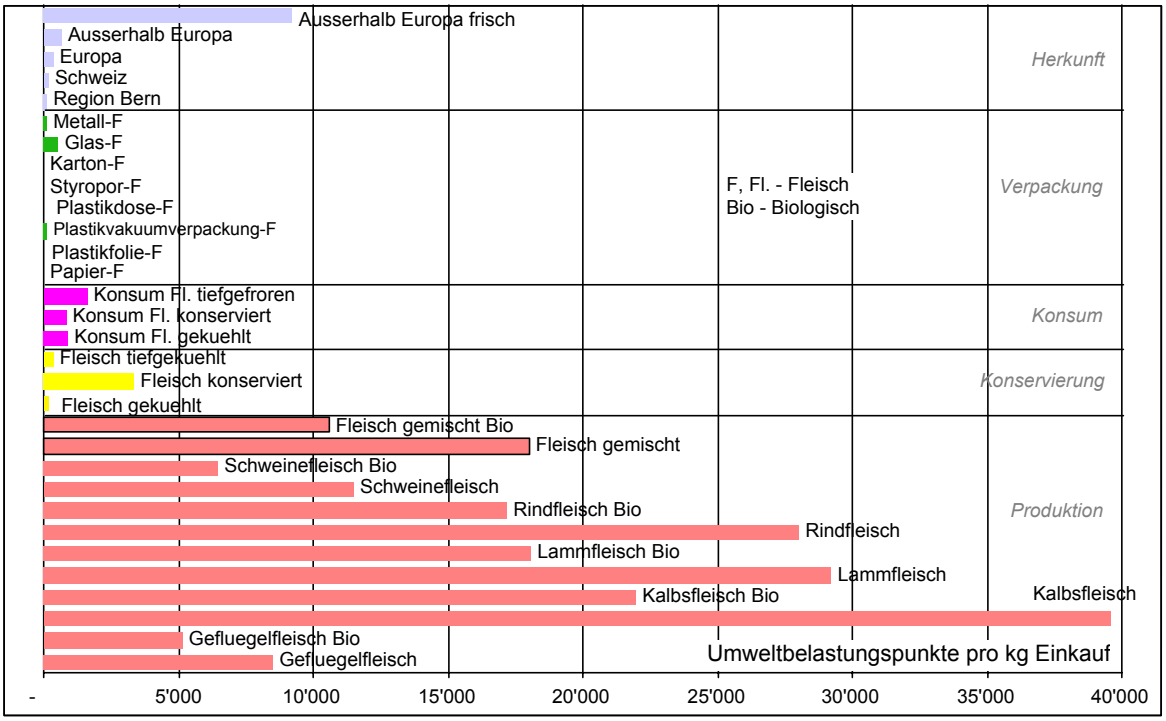


Abb. 6-11 Umweltbelastungspunkte für alle Ausprägungen der für Fleischeinkäufe untersuchten Module.

Für Fleischeinkäufe wird in der Auswertung zur Tagebuchstudie ebenfalls auf die Unterscheidung verschiedener Produkte verzichtet (vgl. Kapitel 6.1.4.2) und lediglich eine Unterscheidung zwischen IP- und Biofleisch vorgenommen.

6.1.5. Auswertung für die Kombinationsmöglichkeiten der Modularen Ökobilanz

Die Ergebnisse für die einzelnen Module der Ökobilanz können mit dem Gewicht des Einkaufs multipliziert und dann addiert werden, um die Gesamtbelastung eines eingekauften Produktes zu bestimmen. In diesem Kapitel wird die theoretische Bandbreite der Umweltbelastungen durch Fleisch- und Gemüseeinkäufe diskutiert.

6.1.5.1. Auswertung für Gemüseeinkäufe

Abb. 6-12 zeigt die Auswertung für frei ausgewählte, mögliche Kombinationen von Merkmalsausprägungen für Gemüseeinkäufe. In der letzten Spalte werden die durchschnittlichen Einkäufe der Tagebuchstudie dargestellt (Konsum & Konservierung sind zusammengefasst). Berechnet wurde der Vergleich für das in der Tagebuchstudie erhobene Durchschnittsgewicht der Einkäufe. Es wird deutlich, dass alle Produktmerkmale im Extremfall das Ergebnis eines Vergleichs mitentscheiden können. Auffallend umweltbelastend sind der Transport mit dem Flugzeug, eine Verpackung aus Glas und tiefgekühlte Produkte.

Ware	kg	Herkunft	Konser-vierung	Verpackung	Anbau	Herkunft	Konservierung	Konsum	Verpackung	El Wert
GH, Bern, frisch	0.50	Region Bern	frisch	keine	0.00378	0.00014	0.00012	0.00190	0	0.0059
GH, EU, frisch, Karton	0.50	Europa	frisch	Karton	0.00378	0.00069	0.00012	0.00190	0.00013	0.0066
IP, Bern, frisch, Papier	0.50	Region Bern	frisch	Papier	0.00272	0.00014	0.00012	0.00190	0.00012	0.0050
IP, EU, TK, Karton	0.50	Europa	tiefgekuehlt	Karton	0.00272	0.00069	0.00138	0.00422	0.00013	0.0091
IP, CH, erhitzt, Glas	0.50	Schweiz	erhitzt	Glas	0.00272	0.00032	0.00073	0.00275	0.00180	0.0083
IP, CH, erhitzt, Metall	0.50	Schweiz	erhitzt	Metall	0.00272	0.00032	0.00073	0.00275	0.00046	0.0070
IP, Welt, frisch, Karton	0.50	Ausserhalb Europa	frisch	Karton	0.00272	0.02171	0.00012	0.00190	0.00013	0.0266
Bio, Bern, frisch	0.50	Region Bern	frisch	keine	0.00078	0.00014	0.00012	0.00190	0	0.0029
Bio, EU, gekühlt, Plastik	0.50	Europa	gekuehlt	Plastikdose	0.00078	0.00069	0.00021	0.00188	0.00026	0.0038
Durchschnitt Tagebuch	0.50	-	-	-	0.00233	0.00183	0.00219	s. Konserv.	0.00008	0.0064

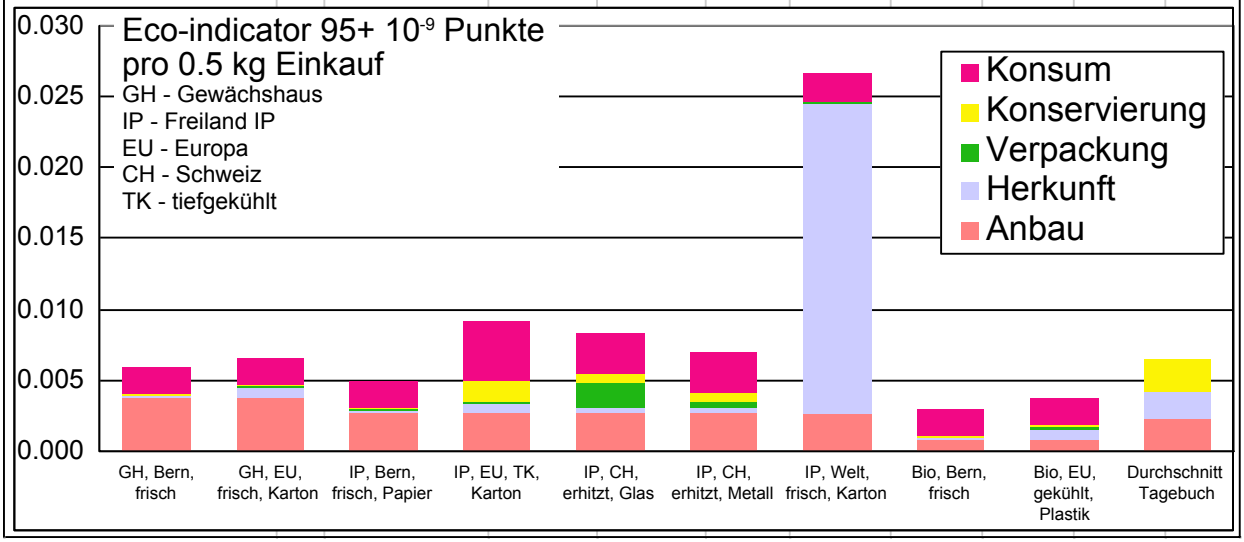


Abb. 6-12 Eco-indicator 95+ Punkte für die Kombination von frei gewählten Produktmerkmalen für Gemüseeinkäufe.

Es wird deutlich, dass es ein Mittelfeld von ungefähr gleich umweltbelastenden Produkten gibt. Einzelne Vorteile, z.B. Bioprodukt oder regionales Produkt, werden durch andere umweltbelastende Merkmale ausgeglichen. Das frische Bioprodukt aus der

Region schneidet erwartungsgemäss am besten ab (vgl. hierzu die Einschränkungen auf Seite 199). Deutlich wird, dass sich die Umweltbelastungen zwischen verschiedenen Einkäufen deutlich unterscheiden können. Für die am höchsten belastenden Produkte können die Umweltbelastungen etwa 9 mal grösser sein als für die am geringsten belastenden Produkte. Die durchschnittlichen Belastungen aus der Tagebuchstudie sind etwa doppelt so hoch wie der Minimalwert, sie liegen aber noch deutlich unter den maximal möglichen Umweltbelastungen.

6.1.5.2. Auswertung für Fleischeinkäufe

Abb. 6-13 zeigt die Auswertung für frei ausgewählte, mögliche Kombinationen von Produktmerkmalen für Fleischeinkäufe. Der rechte Balken stellt die durchschnittlichen Einkäufe der Tagebuchstudie dar (Konsum & Konservierung sind zusammengefasst). Berechnet wurde der Vergleich für das in der Tagebuchstudie erhobene Durchschnittsgewicht der Einkäufe. Beim Fleisch werden die gesamten Umweltbelastungen durch die Tierproduktion dominiert. Selbst ein Import mit dem Flugzeug führt nicht zu einer herausragend höheren Umweltbelastung im Vergleich zu den anderen Kombinationen.

Die grössten Unterschiede ergeben sich hier im Vergleich vor allem auf Grund der Produktionsart (Bio-IP) und der Tierart. Besonders interessant erscheint aus Sicht der VerbraucherInnen eine Optimierung durch den bevorzugten Verzehr von Fleisch bestimmter Tierarten. In Kapitel 6.1.4.2 wurde bereits diskutiert das dieser Punkt einer weiteren Untersuchung bedarf. Die Verpackung bietet bei den Fleischeinkäufen keine Möglichkeiten zur Optimierung, da durch sie nur ein geringer Teil der Umweltbelastungen verursacht wird.

Ware	kg	Herkunft	Konser-vierung	Verpackung	Zucht	Herkunft	Konserv ierung	Konsum	Verpac kung	El-Wert
Gefluegel Bio, CH	0.4	CH	gekuehlt	Plastikfolie	0.0094	0.00026	0.00029	0.00105	0.00004	0.0111
Rind Bio, Bern	0.4	Region Bern	gekuehlt	Plastikvakuumverpackung-F	0.0264	0.00011	0.00029	0.00105	0.00049	0.0284
Gemischt, Konserviert	0.4	CH	konserviert	Glas	0.0320	0.00026	0.00664	0.00080	0.00180	0.0415
Gemischt Bio, TK	0.4	CH	tiefgekuehlt	Karton	0.0169	0.00026	0.00078	0.00764	0.00019	0.0258
Gemischt, Welt	0.4	Ausserhalb Europa	gekuehlt	Styropor-F	0.0320	0.01724	0.00029	0.00105	0.00036	0.0509
Kalb, Welt	0.4	Ausserhalb Europa	gekuehlt	Karton-F	0.0588	0.01724	0.00029	0.00105	0.00019	0.0776
Schwein, EU	0.4	Europa	konserviert	Metall-F	0.0252	0.00055	0.00664	0.00105	0.00046	0.0339
Durchschnitt Tagebuch	0.4	-	-	-	0.0311	0.00189	0.00412	s. Konservierung	0.00032	0.0374

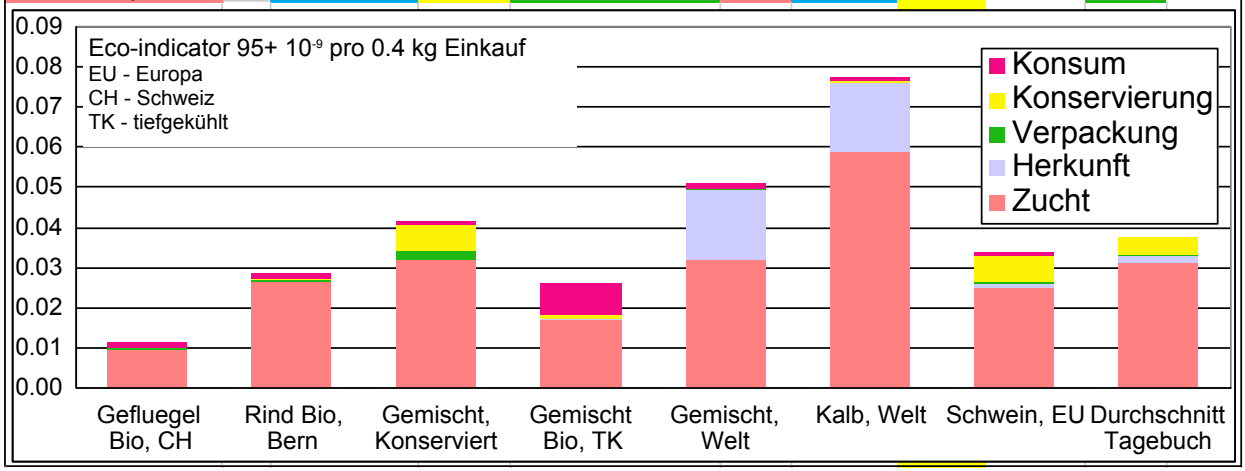


Abb. 6-13 Eco-indicator 95+ Punkte für die frei gewählte Kombination verschiedener Produktmerkmale für Fleischeinkäufe.

6.1.6. Kontrolle der Ergebnisse im Vergleich mit anderen Untersuchungen und Fehlerabschätzung

Auf Grund der Vielzahl von zu verarbeitenden Daten und der Unterschiedlichkeit der verwendeten Quellen sind die Resultate nur in einem begrenzten Rahmen vertrauenswürdig. In Kapitel 6.1.1 wurde bereits auf Unsicherheiten bei der Erstellung des Inventars hingewiesen. Im Folgenden wird eine qualitative Einschätzung zur Robustheit der Befunde gegeben. Die Ergebnisse der modularen Ökobilanz werden hierzu mit einer anderen Untersuchung verglichen, um abzuschätzen inwieweit sie konsistent sind. Da in ähnlichen Untersuchungen nur der Energieverbrauch ausgewiesen wurde, wird der Vergleich an Hand dieses Indikators durchgeführt. Ein Vergleich mit detaillierten Ökobilanzen für einzelne Produkte ist dagegen kaum möglich, da die Ergebnisse oft von einer Reihe von Annahmen beeinflusst werden und durch unterschiedliche Systemgrenzen voneinander abweichen.

Ziel der Fehlerabschätzung ist es, eine Aussage über die Vertrauenswürdigkeit der Differenzierung zwischen verschiedenen Produktmerkmalen und über die Verlässlichkeit der absoluten Höhe der ermittelten Einwirkungen zu treffen. Die Fehlerabschätzung geht vom Endergebnis aus.

Die Ergebnisse zum Energieverbrauch verschiedener Module aus dieser Studie werden in Tab. 6-4 mit einer niederländischen Studie verglichen. Kramer & Moll (1995) untersuchten den Energieverbrauch verschiedener Lebensmittel mit Hilfe der Hybrid-Methode (vgl. hierzu Kap. 2.3.1.3). Bei der Berechnung des Energieverbrauchs in der Gemüseproduktion wurden Bio-, Freiland- oder Treibhausprodukte unterschieden. Zur Berechnung wurden drei Arten von Basisgütern mit den Energieintensitäten 1.85 MJ/kg, 2 MJ/kg bzw. 39-63 MJ/kg, respektive, definiert. Verschiedene Gemüsesorten aus dem Treibhaus können sich beträchtlich hinsichtlich ihrer Energieintensität unterscheiden. Die in meiner Studie berechneten Energieverbräuche liegen mit 1.2 bis 2.2 MJ/kg für Freilandgemüse und etwa 40 MJ/kg für Gewächshausgemüse etwas darunter.

Die Untersuchung von Kramer & Moll (1995) zeigt, dass die Energieintensität verschiedener Fleischprodukte vor allem von der Tierart abhängt. Dabei fanden sie folgende Reihenfolge zunehmender Energieintensitäten, die in dieser Untersuchung bestätigt wird: Geflügel, Schwein, Rind, Kalb. Fleisch aus biologischer Produktion verbraucht etwa 15% weniger Energie als konventionell produziertes Fleisch. Die von Kramer & Moll (1995) für die Produktion des Fleisches angegebenen Werte stimmen nur für Geflügel in etwa mit den hier gefundenen Werten überein. Für die anderen Fleischprodukte sind die von Kramer & Moll (1995) berechneten Energieverbräuche teilweise mehr als doppelt so hoch, wie die Werte in dieser Untersuchung (z.B. Schweinefleisch 62 MJ/kg, Kalbfleisch 177 MJ/kg). Eventuell kommt dieser Unterschied dadurch zustande, dass in der Schweiz insbesondere die Zucht von Wiederkäuern tendenziell extensiver durchgeführt wird. Andere Untersuchungen von Fleischprodukten kommen ebenfalls zu recht unterschiedlichen Ergebnissen. So sind z.B. die von Møller & Høgaas (1997) und Vold & Møller (1995) für Rinder-, Schweine- bzw. Lammfleisch berechneten Werte mit 33, 25 bzw. 20 MJ/kg respektive deutlich niedriger als in dieser Studie.

Für die Import-Szenarien in dieser Untersuchung, wurden ähnliche Energieverbräuche berechnet, wie von Kramer & Moll (1995). Lediglich für Schiffsimporte aus Übersee wurde in dieser Arbeit ein deutlich niedriger Wert gefunden (5.8 im Vergleich zu 12 MJ/kg).

Die Abgrenzungen zur Berechnung des Energiebedarf für die Verarbeitung und Verpackung unterscheiden sich zwischen den beiden Untersuchungen. Unterschiede gibt es vor allem bei gekühlten Fleischprodukten. Kramer & Moll (1995) errechneten für diese Produkte tendenziell höhere Werte als in dieser Untersuchung.

Eine vollständige quantitative Fehlerabschätzung für diese Untersuchung erscheint bei der Vielzahl von Fehlerquellen unmöglich. Eine Abschätzung über die Ungenauigkeit der verwendeten Primär- bzw. in den meisten Fällen Sekundärdaten ist nicht möglich. Auch in die Bewertung fliessen auf unterschiedlichen Ebenen Daten und Abschätzungen ein. Deren Ungenauigkeit kann im nachhinein nur schwer beurteilt werden.

An Hand des Beispiels der Gemüseproduktion kann aber aufgezeigt werden in welcher Grössenordnungen Fehler auf Grund der Datenungenauigkeit liegen. Eine entscheidende Einflussgrösse für die Bilanzierung ist der Ertrag pro Hektar. Dieser wird in den verwendeten Datengrundlagen nur auf zwei Stellen genau angegeben. Die Abstufung (z.B. 100 dt/ha, 110 dt/ha, 120 dt/ha) führt zu einer Unsicherheit von bis zu ± 5%. Für den Vergleich von Bio- zu IP-Produkten bedeutet dies, dass auch ein Unterschied von 10% bei den Umweltbelastungen im Bereich der Datenungenauigkeiten liegt. Für den Vergleich der Umweltbelastungen sollten deshalb nur zwei zählende Stellen betrachtet werden.

Schwierig zu bewerten ist die Unterscheidung zwischen Bio- und IP-Produkten. Sowohl in der Sachbilanz als auch in der Bewertung gibt es viele Unsicherheiten, so dass die hier berechneten Vorteile für Bioprodukte nicht sicher belegt werden können. Zur gesicherten Quantifizierung des Unterschiedes bei der Produktionsweise bedarf es weiterer Entwicklungen bei der Sachbilanzierung und bei der Wirkungsabschätzung. Da aber auch Argumente für Bioprodukte sprechen, die in der Ökobilanz nicht berücksichtigt werden können, wird für die weitere Auswertung davon ausgegangen, dass Bioprodukte eine Option zu ökologischerem Einkaufsverhalten sind.

Zur Sensitivitätsanalyse wurde in den vorangegangenen Kapiteln eine Wirkungsabschätzung durchgeführt. Diese kam, hinsichtlich der als wichtig eingestuften Umweltbelastungen, zu ähnlichen Ergebnissen wie detaillierte Ökobilanzen. Die beiden Bewertungsmethoden ergaben dabei ähnliche Aussagen. Allerdings unterschied sich die Höhe der Unterschiede zwischen den verschiedenen untersuchten Ausprägungen eines Merkmals. Somit ist die Abstufung bei den errechneten Umweltbelastungen zwischen den verschiedenen Modulen nicht gesichert. Zu diesem Punkt fehlen auch Vergleichsmöglichkeiten.

Insgesamt erscheinen die in dieser Untersuchung berechneten Werte im Vergleich zu anderen Untersuchungen realistisch. Im Detail können sich allerdings auf Grund unterschiedlicher Systemabgrenzungen deutliche Unterschiede in den berechneten Werten ergeben. Die weiteren wesentlichen Aussagen der modularen Ökobilanz erschei-

nen auf Grund dieser Diskussionen, zur Beantwortung der definierten Fragestellungen, und unter Berücksichtigung der in Kapitel 6.1.1 dargestellten Einschränkungen, geeignet.

6.2. Auswertung der Umweltbelastungen durch die Einkäufe verschiedener KonsumentInnentypen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Ökobilanz mit Erhebungen aus der Tagebuchstudie verknüpft. Aus den Ergebnissen der Ökobilanz und der Auswertung der Tagebuchstudie werden Handlungsmöglichkeiten für ein umweltfreundliches Konsumverhalten abgeschätzt.

6.2.1. Auswertung der Umweltbelastungen für die Einkäufe verschiedener KonsumentInnentypen

Für die Auswertung der Tagebuchstudie, wurden die Daten zur Umweltbelastung aus der modularen Ökobilanz, mit den im Tagebuch erhobenen Informationen verknüpft (Arnold *et al.* 1999). Diese Auswertung berücksichtigt Entscheidungsebenen „Mehrere Produktgruppen“ bis „Produktvarianten“ (vgl. Tab. 4-4).

Abb. 6-14 zeigt die mittlere Umweltbelastung pro Einkauf im Erhebungszeitraum für die KonsumentInnentypen, die auf Grund der Fragebogenstudie unterschieden wurden (vgl. hierzu Kapitel 4.2.2). Die Auswertung für Gemüseeinkäufe bestätigt in etwa die Rangfolge der vorhergesagten “ökologischen Handlungsfolgen”. Für den durchschnittlichen Wert aller Fleisch und Gemüseeinkäufe zeigen sich leicht ansteigende Werte für die Einkäufe der “Musterökologen”. Dieser Typ kaufte Fleisch aus artgerechter Tierhaltung. Auf Grund einer höheren Einkaufsmenge von Fleisch verursacht er trotzdem etwas höhere Umweltbelastungen. Die Umweltrelevanz des Fleischkonsums wird also nicht hinreichend berücksichtigt. Unklar ist, ob

- dieser Typ dafür in anderen Bereichen, z.B. ausser Haus, oder in anderen Produktkategorien weniger konsumiert,
- es eine zufällige Abweichung im Rahmen der Stichprobe ist, oder
- durch die Einkäufe unterschiedlich viele Personen versorgt werden.

Ein Fehlerfaktor im psychologischen Teil der Untersuchung ist die Reflexivität des untersuchten Verhaltens. Beim Ausfüllen des Tagebuchs wird über den Einkauf und mögliche Intentionen der Untersuchenden nachgedacht. Dies kann dazu führen, das Verhalten zu überdenken und zu ändern. Dieser Effekt ist nicht erwünscht. Er kann nicht völlig ausgeschlossen werden, obwohl bei der Planung des Tagebuchs Wert auf eine möglichst neutrale Formulierung gelegt wurde. In den Auswertungen des psychologischen Teilprojektes wurden Tests zur Reflexivität durchgeführt und keine Effekte gefunden (Arnold *et al.* 1999, Tanner *et al.* 1999, Wölfing-Kast *et al.* 1999).

Das vorgestellte Beispiel zeigt die Anwendungsmöglichkeiten der modularen Ökobilanz in den Auswertungen der Tagebuchstudie. Von Arnold *et al.* (1999) wurden weitere Analysen durchgeführt.

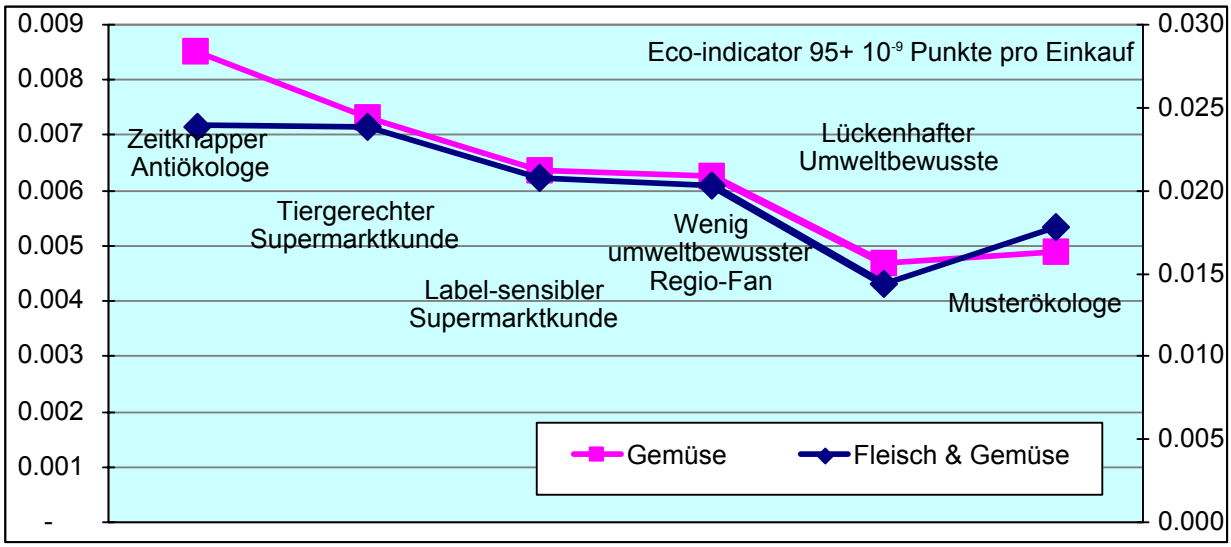


Abb. 6-14 Mittlere Umweltbelastung für den durchschnittlichen Einkauf eines Fleisch- oder Gemüseproduktes verschiedener KonsumentInnentypen im Erhebungszeitraum.

6.2.2. Auswertung des Anteils verschiedener Produktmerkmale an den Umweltbelastungen

Von Arnold et al. (1999) wurden bereits einige Analysen zum Einkaufsverhalten, das in der Tagebuchstudie protokolliert wurde, durchgeführt. Diese Analyse wird im Folgenden vertieft. Ziel dabei ist es, die Relevanz von KonsumentInnenentscheidungen zu unterschiedlichen Produktmerkmale aufzuzeigen.

Tab. 6-5 zeigt die durchschnittlichen Umweltbelastungen auf Grund der Einkäufe in der Tagebuchstudie. Die Merkmale Konsum und Konservierung wurden hierfür zusammengefasst. Bei den Gemüseeinkäufen verteilen sich die Umweltbelastungen fast gleichmässig auf die Merkmale Produktion, Konservierung & Konsum und Herkunft. Das Merkmal Verpackung trägt dagegen nur 1% zu den gesamten Belastungen bei. Bei den Fleischeinkäufen dominiert das Merkmal Produktion mit über 80%. Etwa 5% bzw. 10% der Umweltbelastungen können den Merkmalen Herkunft und Konservierung + Konsum, respektive, zugeordnet werden.

Tab. 6-5 Umweltbelastung in Eco-indicator 95+ Punkten auf Grund eines Durchschnittseinkaufs in der Tagebuchstudie und Anteil verschiedener Merkmale an den Gesamtbelastungen.

Merkmal	Gemüse	Fleisch	Fleisch und Gemüse	Gemüse	Fleisch	Fleisch und Gemüse
	EI 95+ 10^{-9} Pkt/ø Einkauf			Anteil Merkmal an der Umweltbelastung		
Produktion	2.3E-3	3.1E-2	1.5E-2	36.3%	83.1%	74.7%
Herkunft	1.8E-3	1.9E-3	1.9E-3	28.5%	5.1%	9.2%
Konservierung + Konsum	2.2E-3	4.1E-3	3.0E-3	34.0%	11.0%	15.1%
Verpackung	7.9E-5	3.2E-4	1.9E-4	1.2%	0.9%	0.9%
Summe	**6.4E-3**	**3.7E-2**	**2.0E-2**	**100%**	**100%**	**100%**

Interessant ist die Detailanalyse: Obwohl für jeweils weniger als 10% der Produkte das Herkunfts-Merkmal „ausserhalb Europa frisch“ angegeben wurde, tragen die Umweltbelastungen durch den Flugtransport über 80% zu den transportbedingten Belastungen bei. Ein weiteres besonders umweltbelastendes Merkmal ist „tiefgekühlt“.

Für Fleisch betrug der Anteil an den Einkäufen 3.9%. Bei den Umweltbelastungen durch Verarbeitung und Konsum beträgt der Anteil 8%. Gewächshausgemüse hat bei den Einkäufen einen Anteil von 19%, zu den Umweltbelastungen trägt die Produktion 32% für dieses Merkmal bei.

Für den Durchschnitt aller in der Tagebuchstudie protokollierten Einkäufe dominiert ebenfalls das Merkmal Produktion mit 75%. Die Fleischproduktion alleine ist für 31% der Umweltbelastungen aller Fleisch- und Gemüseeinkäufe verantwortlich. Herkunft und Konsum sind weitere wichtige Merkmale die etwa 9% respektive 15% zu den Gesamtbelastungen beitragen. Diese Auswertung zeigt, dass die Nachfrage nach bestimmten Merkmalsausprägungen, trotz einem geringen Anteil bei den Einkäufen, umweltrelevant sein kann.

6.2.3. Gewichtung von Handlungshinweisen für ein ökologisches Einkaufsverhalten

Zur Gewichtung und Ausarbeitung von Handlungshinweisen wurde folgender Frage nachgegangen: Welche Änderungen im Konsumverhalten würden zu den bedeutendsten Änderungen bei den durchschnittlich verursachten Umweltbelastungen führen? Eine weitere Betrachtung untersucht die Verschiebungen, die sich bei kleinen Abweichungen im Einkaufsverhalten ergeben und gewichtet verschiedene Handlungshinweise an Hand dieser marginalen Veränderungen.

Zunächst wird das Ergebnis betrachtet, welches sich ergibt, wenn nur noch Produkte mit einem bestimmten Ausprägung für ein Merkmal gekauft würden. Die Verteilung der anderen Merkmale wird hingegen als unverändert angenommen. Die höchsten Veränderungen ergäben sich, wenn nur noch eingeflogene Produkte konsumiert würden. Die Gesamtbelastungen würden um 314% respektive 44% für die Gemüse- bzw. Fleischeinkäufe ansteigen. Ausschliesslicher Einkauf von Biogemüse respektive -fleisch könnte zu einer Reduktion um 24% bzw. 33%[104] führen, unter der Annahme, dass es bei den übrigen Merkmalen keine Verschiebungen gibt. Würde nur noch Gemüse respektive Fleisch aus der Schweiz eingekauft so könnten die Belastungen um 24% bzw. 4% reduziert werden. Der Anteil der Verpackungen an den Gesamtbelastungen ist so gering, dass sich hier Veränderungen im Verhalten kaum spürbar auswirken. Selbst der Verzicht auf alle Gemüseverpackungen würde die Umweltbelastungen durch den Einkauf dieser Produktgruppe nur um etwa 1% reduzieren.

Abb. 6-15 zeigt eine grafische Auswertung der Umweltbelastungen beim Fleischeinkauf, die sich ergeben wenn eine bestimmte Ausprägung eines Merkmal zu hundert bzw. zu null Prozent nachgefragt wird. Diese Auswertung macht deutlich, dass die Umweltauswirkungen vor allem dann reduziert werden, wenn keine frischen Produkte aus Übersee mehr gekauft werden und wenn der Anteil des Biofleisches erhöht wird. Eine Auswertung in dieser Grafik zeigt auch die minimalen bzw. maximalen Umweltauswirkungen, die sich ergeben können, wenn alle Produktmerkmale entsprechend ausgewählt werden.

[104] Zu den Einschränkungen bei dieser Aussage vgl. Kapitel 6.1.4.4 und 6.1.6.

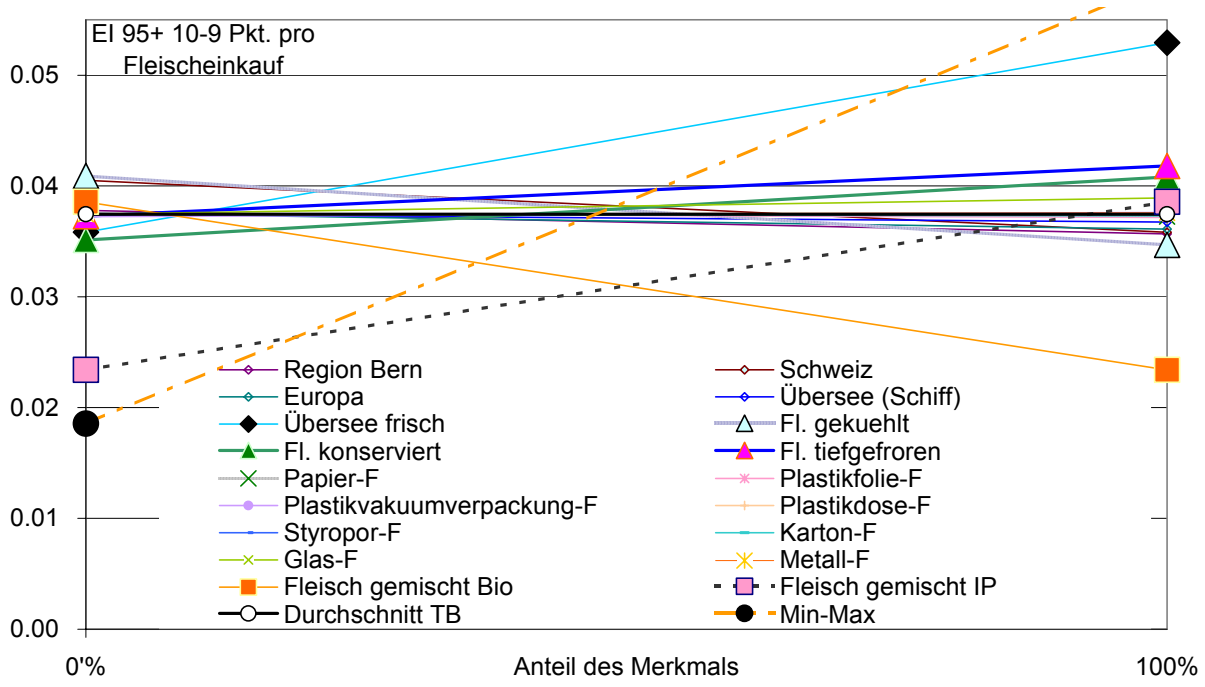


Abb. 6-15 Veränderung der durchschnittlichen Umweltbelastungen pro Fleischeinkauf bei hundertprozentiger Nachfrage nach einer Merkmalsausprägung.

In der Regel werden VerbraucherInnen aber einen Handlungshinweis nicht zu 100% befolgen. Hinweise für VerbraucherInnen verfolgen eher das Ziel, entweder weniger umweltbelastende Produkte, oder mehr umweltfreundliche Produkte, zu kaufen. Der Einfluss marginaler Änderungen im Konsumverhalten auf die durchschnittlichen Umweltbelastungen beim Einkauf wird in Abb. 6-16 untersucht.

Berechnet wurden jeweils die Umweltbelastungen, die sich für den durchschnittlichen Einkauf aus einer Produktgruppe ergeben, wenn eine bestimmte Ausprägung für ein Merkmal zu einem Prozentpunkt mehr nachgefragt wird. Der Anteil der anderen Ausprägungen dieses Merkmals wurde dabei, ausgehend von den Durchschnittswerten der Tagebuchstudie, linear reduziert. Ein nach links laufender Balken bedeutet, dass bei vermehrter Nachfrage nach dieser Ausprägung die Umweltbelastungen sinken.

Die grössten Veränderungen bei den verursachten Umweltbelastungen ergeben sich bei einer Veränderung der Nachfrage nach frischen Produkten aus Übersee. Ein Verzicht auf Produkte mit dieser Merkmalsausprägung ist somit der wichtigste Hinweis. Weitere Hinweise für Gemüse oder Fleischeinkäufe wurden an Hand des Einflusses einer marginalen Veränderung gewichtet und werden in Abb. 6-16 gezeigt.[105]

[105] Der Hinweis auf weniger konservierte Produkte ist auf Grund der Diskussion der Ökobilanzergebnisse u.U. nicht immer sinnvoll.

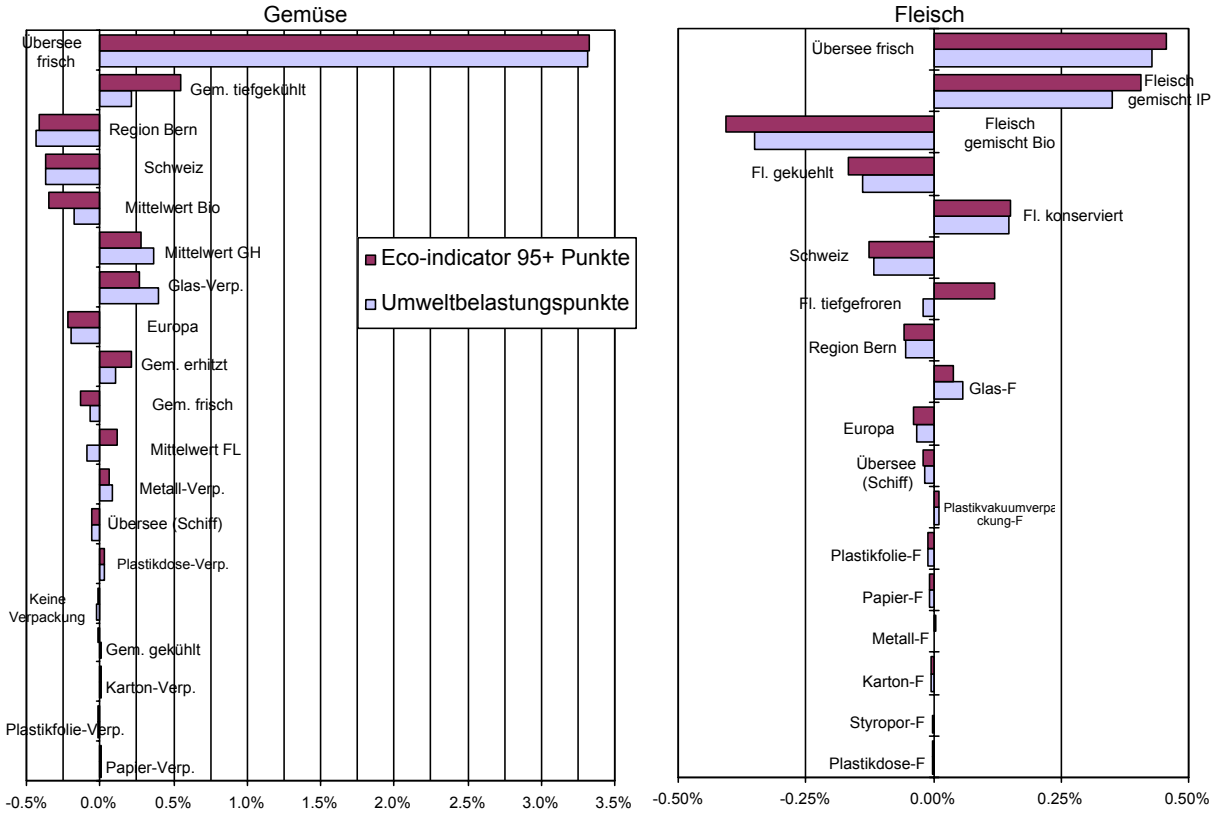


Abb. 6-16 Marginale Verhaltensänderungen: Einfluss einer Erhöhung der Nachfrage für eine Merkmalsausprägung um 1% auf die durchschnittlichen Umweltbelastungen beim Einkauf von Gemüse oder Fleisch. Eco-indicator 95+ (oben) und Umweltbelastungspunkte (unten).

Bei einer Bewertung mit Umweltbelastungspunkten können sich die Gewichte bei den Auswirkungen der Handlungshinweise verändern. Dies verdeutlicht der hellere Balken in Abb. 6-16. Der Hinweis auf Biogemüse wird z.B. bei dieser Bewertungsmethode weniger wichtig, da der Unterschied zwischen IP- und Bioproduktion weniger signifikant ist.[104]

Mit der hier entwickelten Methodik zur **Gewichtung der Handlungshinweise auf Grund marginaler Verhaltensänderungen** ist es möglich, aufbauend auf Informationen zum aktuellen Einkaufsverhalten, individuelle Hinweise zum ökologischem Einkauf zu geben, die hinsichtlich ihres Effektes gewichtet werden. Beispielhaft wurden die Handlungshinweise für „Zeitknappe AntiökologInnen“ und "MusterökologInnen“ aus der Tagebuchstudie ermittelt und mit den durchschnittlichen Hinweisen verglichen. Für „Zeitknappe AntiökologInnen“ rückt der Hinweise auf vermehrte Einkäufe aus der Schweiz an 2 bzw. 4 Stelle für Gemüse respektive Fleisch, da bisher überdurchschnittlich viele Produkte aus Übersee eingekauft wurden. Für "MusterökologInnen“ rückt der Hinweis auf weniger Gewächshausgemüse an 3 Stelle vor, da bei den anderen Merkmalen schon relativ optimal eingekauft wurde.

Auch für die weiteren Typen ergeben sich leichte Veränderungen bei der Gewichtung der Handlungshinweise. Mit der vorgeschlagen Vorgehensweise, bei der von vorhandenen Informationen zu den Einkäufen ausgegangen wird, ist es möglich Handlungs-

hinweise mit maximalem ökologischen Nutzen zu entwickeln. Diese Gewichtung erfolgt über die umweltrelevante Entscheidungsebenen „Mehrere Produktgruppen“ bis „Produktvarianten“ hinweg.

6.3. Ergebnisse der Energiebilanz

In diesem Kapitel wird der Energieverbrauch für die Entscheidungsebene “Mehrere Produktgruppen im Bedürfnisfeld Ernährung” analysiert. Zunächst erfolgt eine Betrachtung zu den generellen Optionen für ein energiesparendes Verhalten an Hand der Schweizer Durchschnittsdaten. Im Folgenden werden die Erhebungen der Tagebuchstudie ausgewertet. Ziel dieses Abschnitts ist es aufzuzeigen, inwieweit die theoretischen Potentiale zu Energieeinsparungen auf dieser Entscheidungsebene durch die in der Tagebuchstudie befragten KonsumentInnen genutzt wurden.

6.3.1. Interpretation der Energiebilanz

Energiesparen wird oftmals gleichgesetzt mit ökologischem Verhalten. Dies hat insofern eine Berechtigung, als eine Reihe von Umweltbelastungen (z.B. der Treibhauseffekt) unmittelbar mit dem Energieverbrauch zusammenhängen. Der Zusammenhang zwischen Energieverbrauch und Umweltbelastungen ist allerdings nicht linear und unter Umständen kann eine Handlung, die mehr Energie verbraucht und dafür andere Umweltbelastungen verringert, auch ökologisch sinnvoll sein. Ein Beispiel dafür ist die Abwasserreinigung in Kläranlagen.

Trotz dieser Unzulänglichkeiten in der Aussagekraft wird der Energieverbrauch durch den Einkauf von Nahrungsmittelprodukten im Folgenden als Indikator für ein ökologisches Verhalten herangezogen, da bessere Indikatoren für das gesamte Bedürfnisfeld in dieser Arbeit nicht zur Verfügung standen. Es ist durchaus möglich, dass die Untersuchung der selben Fragestellung mit detaillierteren Indikatoren zu anderen Ergebnissen führen könnte.

6.3.2. Auswertung für Schweizer Durchschnittseinkäufe

Die Verknüpfung der in Kapitel 4.4 berechneten Energieintensitäten mit statistischen Informationen zum durchschnittlichen Einkaufsverhalten in der Schweiz ermöglicht interessante Rückschlüsse.

Der Energieverbrauch für verschiedene Nahrungsmittel wird auf Grundlage der auf die Schweiz umgerechneten Niederländischen Energieintensitäten und der Schweizer Verbrauchserhebung für 1990 bestimmt. Die Ergebnisse werden in Abb. 6-17 ausgewertet.

In der ersten Säule der Abb. 6-17 wird der Anteil verschiedener Produktgruppen am pro Kopf-Verbrauch gezeigt.[106] Die zweite Säule zeigt die Aufteilung der Ausgaben auf

[106] Angaben des Bundesamtes für Statistik zum Jahr 1990. Bei der folgenden Berechnung wurde der pro-Kopf-Verbrauch (www.agri.ch/ldw/markt/) bzw. die Ausgaben

verschiedene Produktgruppen ohne die Ausser-Haus Verpflegung. Pro Person und Monat wurden 1990 etwa 294 CHF für Nahrungsmittel und Getränke ausgegeben (Bundesamt für Statistik 1992). Unter Berücksichtigung der Preissteigerung bis November 1997 entspricht dies etwa 307 CHF zum Zeitpunkt der Tagebuchstudie.

Zur Berechnung des Energieverbrauchs wurden die Ausgaben gemäss der Verbrauchserhebung mit den für die Schweiz (1990) im Kapitel 4.4 errechneten Energieintensitäten multipliziert. Gemüse hat einen Anteil von 15% am Energieverbrauch für alle Nahrungsmittel. Für Fleisch und Fleischwaren beträgt dieser Wert 25%. Für beide Produktgruppen ist ihr Anteil am Energieverbrauch höher als der Anteil an den Verbrauchsausgaben und am pro-Kopf Verbrauch.

Interessant ist ein Vergleich mit den Anteilen verschiedener Nahrungsmittelgruppen an der durch die KonsumentInnen aufgenommenen Nahrungsenergie.[107] Angaben zur Nahrungsenergie wurden mit den Angaben zum pro-Kopf-Verbrauch verknüpft. Diese Aufteilung wird in der letzten Säule gezeigt. Deutlich wird die eher geringere Bedeutung der Produktgruppen Fleisch und Gemüse für die Versorgung mit Nahrungsenergie.

(www.admin.ch/bfs/) zwei unterschiedlichen Quellen entnommen, um Energieverbrauch bzw. Energieaufnahme zu berechnen. Deshalb stellen die folgenden Berechnungen nur eine grobe Abschätzung dar. Die Lebensmittel für Ausser-Haus Konsum sind wahrscheinlich in den Daten für den pro-Kopf-Verbrauch enthalten, während sie bei den Ausgaben separat ausgewiesen werden.

[107] Als Nahrungsenergie wird die Energie bezeichnet, welche mit der Nahrung aufgenommen wird und vom menschlichen Körper genutzt werden kann. Sie wird auf den Produkten in der Regel in Kalorien angegeben.

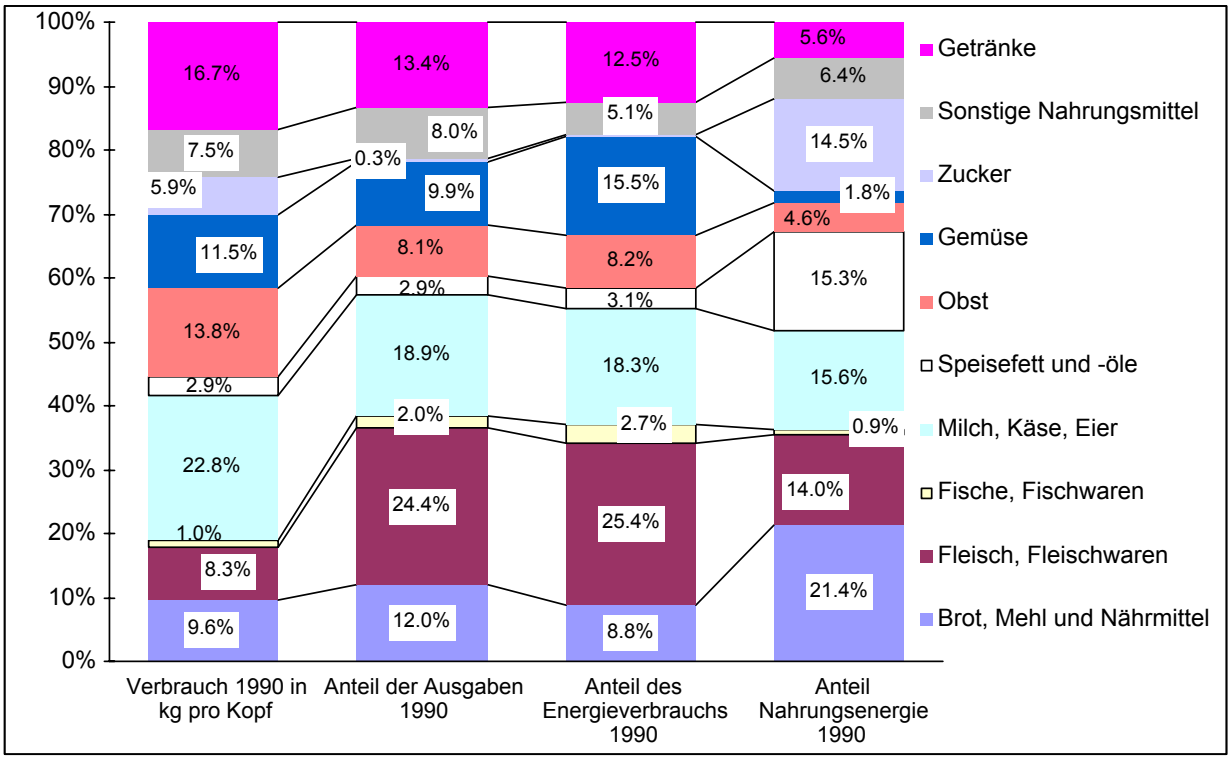


Abb. 6-17 Anteile des pro-Kopf Verbrauchs, der Ausgaben, des Energieverbrauchs und der Nahrungsenergieaufnahme durch verschiedene Nahrungsmittelgruppen am Nahrungsmittelkonsum im Haushalt.

In Tab. 6-6 werden die berechneten Zahlenwerte dargestellt. Die SchweizerInnen nahmen im Durchschnitt pro Person und Jahr etwa 5100 MJ als Energie mit der Nahrung auf (ohne Ausser Haus Konsum). Zur Erzeugung dieser Lebensmittel wurden etwa 21000 MJ verschiedener Energieträger benötigt.

Der Energiequotient gibt das Verhältnis zwischen der während der Produktion verbrauchten und der dem Körper zugeführten Energie an. Im Durchschnitt wird 4.1 mal mehr Energie in der Produktion der Nahrungsmittel verwendet als hinterher mit der Nahrung aufgenommen wird. Für Fleisch bzw. Gemüse ergibt sich sogar ein 7- bzw. 33-fach höherer Energieverbrauch im Vergleich zur Nahrungsenergieaufnahme.[108] Interessant ist hierbei, dass die Gemüseproduktion (nach den hier genutzten Datenquellen) sogar einen schlechteren Energiewirkungsgrad als die Produktion von Fleisch hat. In einem ähnlichen Vorgehen wurde dies auch in einer Untersuchung für Grossbritannien festgestellt (Coley *et al.* 1997). Begründet ist dies durch die höhere Nahrungsenergie des Fleisches, aber auch durch die relativ hohe Energieintensität für Gemüseprodukte auf Grund des hohen Anteils der energieintensiven Gewächshausproduktion in den Niederlanden.[109]

[108] Der niedrige Wert für den Energieverbrauch für Zucker trotz des relativ hohen Konsums ist wahrscheinlich durch unterschiedliche Abgrenzung der Statistiken begründet. Unter Konsum wird wahrscheinlich aller Konsum von Zucker (inkl. Verarbeitung in anderen Lebensmitteln erfasst). Der Energieverbrauch wurde aber auf Grund der Ausgaben für reinen Zucker berechnet.

[109] Beide Berechnungen basieren auf einer Erhebung aus den Niederlanden.

Tab. 6-6 Verbrauch von Nahrungsmitteln, Nahrungsenergiegehalt und -aufnahme auf Grund des Konsums und Energieverbrauch durch die Herstellung für verschiedene Produktgruppen.

Warengruppe	Nahrungs-verbrauch (kg/Person /Jahr)	Nahrungs-energie Gehalt (MJ/kg)	Nahrungener-gie Aufnahme (MJ/Person/a)	Energiever-brauch (MJ/Person/a)	Energie-quotient ($MJ_{Verbrauch}$/ $MJ_{Aufnahme}$)	Nahrungs-energie (MJ) pro CHF 1997
Brot, Mehl und Nährmittel	72.3	15.1	1090	1734	1.6	2.4
Fleisch, Fleischwaren	62.1	11.5	714	4983	7.0	0.8
Fische, Fischwaren	7.7	6.0	46	537	11.6	0.6
Milch, Käse, Eier	171.2	4.6	795	3590	4.5	1.3
Speisefett und -öle	21.6	36.1	780	607	0.8	7.9
Obst	103.7	2.3	235	1601	6.8	0.7
Gemüse	86.8	1.1	92	3033	33.1	0.3
Zucker	44.6	16.5	738	*68*	0.1	57.9
Sonstige Nahrungsmittel	56.3	5.8	327	1007	3.1	1.1
Getränke	125.5	2.3	287	2444	8.5	0.6
Ausser-Haus-Verpflegung	-	-	0	1474	-	-
Nahrungsmittel und Getränke	**751.8**	**9.53**	**5104**	**21076**	**4.1**	**0.9**
Quelle:	*www.agri.ch (für 1990)*		*Verbrauch*Gehalt*	*Eigene Berechnungen*		

In verschiedenen Publikationen[110] wurde aus dem Vergleich der Energiequotienten der Schluss gezogen, dass VegetarierInnen einen höheren Energieverbrauch auf Grund ihrer Ernährungsweise verursachen, als fleischessende Personen. Richtig ist dies allerdings nur, wenn die fehlende Nahrungsenergie aus dem Fleischkonsum wirklich durch die entsprechende Gemüsemenge und nicht durch weniger energieintensive Produktgruppen wie Milch, Brot oder Obst ersetzt wird bzw. weniger konsumiert wird. Coley *et al.* (1997) konnten ein solches Verhalten nicht feststellen.

In der siebten Spalte von Tab. 6-6 wird das Verhältnis der Nahrungsenergie zu den Ausgaben für verschiedene Produktgruppen abgeschätzt. Dieses wird später genutzt um die Aufnahme von Nahrungsenergie aus Angaben zu den Ausgaben auszurechnen.

Die für die Energiebilanz berechneten Energieintensitäten können auch mit den Ergebnissen der modularen Ökobilanz verglichen werden. Aus der modularen Ökobilanz und den in der Tagebuchstudie erhobenen Angaben zu Gewicht und Ausgaben ergibt sich eine durchschnittliche Energieintensität von 2.5 MJ/CHF und 7.6 MJ/CHF für Fleisch und Gemüse, respektive. Die entsprechenden Werte aus der Energiebilanz sind mit 5.3 MJ/CHF und 9.1 MJ/CHF deutlich höher. Die Berechnungen der modularen Ökobilanz ergeben einen Energiequotienten von 6.4 MJ/MJ bzw. 29.6 MJ/MJ für Durchschnittseinkäufe von Fleisch respektive Gemüse (vgl. Tab. 6-4 und Tab. 6-6). Auch für die Durchschnittseinkäufe in der Schweiz sind Gemüseprodukte also relativ energieintensiv.

Nach den Berechnungen des Ernährungsberichtes standen den Durchschnittsverbrauchern in der Schweiz Nahrungsenergie in Höhe von etwas mehr als 12 MJ pro Jahr zur Verfügung. Ernährungsempfehlungen gehen von einem Konsum von 8700 bis 9200 kJ pro Jahr aus. Ein derart überhöhter Konsum würde zu vermehrter Übergewichtigkeit in der Bevölkerung führen. Hieraus ergibt sich, dass weniger von der Bevölkerung konsumiert wird als auf Grund statistischer Angaben zur Verfügung

[110] Niels Boeing, die tageszeitung, Berlin, 17.1.98 und Fred Pearce, New Scientist, 6.12.97.

steht. Die verschiedenen Verluste bis zum Teller der Verbraucherin dürften somit in einer Grössenordnung von etwa 20% bis 25% liegen (Bundesamt für Gesundheit 1998:31).

Die im Ernährungsbericht angegebenen Daten unterscheiden sich beträchtlich von den auf Grund der Verbrauchserhebung berechneten Werten. Ein Erklärungsansatz hierfür ist, dass die oben gezeigte Aufstellung nicht den Konsum von Nahrungsmitteln Ausser-Haus berücksichtigt. Nahrungsaufnahme und somit auch der Energieverbrauch auf Grund der Nahrungsmittelbereitstellung liegen somit höher als in der oben gezeigten Auswertung.

Als Fazit dieser generellen Betrachtung auf der Entscheidungsebene "Produktgruppen im Bedürfnisfeld Ernährung" zeigt sich, dass es möglich erscheint, durch generelle Entscheidungen eine weniger energieintensive Ernährungsweise zu erreichen. Eine Option hierzu ist die Verringerung des Konsums von Nahrungsmitteln aus den Produktgruppen Fleisch, Gemüse und Milchprodukte, die einen relativ hohen Energiequotienten aufweisen. Wie weit dies auch eine genutzte Option darstellt, soll im Folgenden untersucht werden.

6.3.3. Energieverbrauch durch die Einkäufe verschiedener KonsumentInnentypen

In diesem Kapitel wird der Energieverbrauch für die in der Tagebuchstudie erhobenen Gesamteinkäufe analysiert. Ausserdem werden Unterschiede im Einkaufsverhalten auf der Entscheidungsebene "Mehrere Produktgruppen" und beim hierdurch verursachten Energieverbrauch durch die verschiedenen KonsumentInnentypen untersucht.

Der Energieverbrauch für die Einkäufe wurde an Hand der Energieintensität für verschiedene Produktgruppen und den im Tagebuch erhobenen Ausgaben für die Produktgruppen, berechnet (vgl. Kapitel 4.4). Für die Auswertung wird auf die Einteilung der befragten Personen in verschiedene KonsumentInnentypen in Tab. 4-2 zurückgegriffen (Arnold *et al.* 1999, Tanner *et al.* 1999).

Tab. 6-7 zeigt einige Angaben zu den in der Tagebuchstudie unterschiedenen KonsumentInnentypen. Die Haushaltsgrösse unterscheidet sich etwas zwischen den verschiedenen Typen. Es ist davon auszugehen, dass die Personen, die in einem grösseren Haushalt leben, auch mehr einkaufen. Der summierte Energieverbrauch für die protokollierten Einkäufe unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Typen deutlich mit den höchsten Werten bei „wenig umweltbewussten Regio-Fans" aber auch relativ hohen Werten für "Musterökologen".

Wird dieser Wert durch die Anzahl der Personen im Haushalt geteilt, so gleichen sich die Unterschiede etwas aus. Insgesamt wurden im Zeitraum von 4 Wochen durchschnittlich etwa 570 Franken von den befragten Personen für Lebensmitteleinkäufe aufgewendet. Dies entspricht den an Hand der Verbrauchserhebung erwarteten Einkäufen von Nahrungsmitteln und Getränken (ohne Ausser-Haus-Konsum) für fast zwei Personen. Da allerdings im Durchschnitt 2.33 Personen in den Haushalten leben, muss davon ausgegangen werden das ein Teil der Einkäufe durch andere Personen aus dem Haushalt erledigt wurde.

Einen Hinweis darauf, wie umweltbewusst dieses Geld ausgegeben wurde, gibt die Berechnung der durchschnittlichen Energieintensität in der vorletzten Zeile. Besonders günstig schneiden „Zeitknappe Antiökologen“ und „tiergerechte Supermarktkunden“ ab, die einen relativ geringen Energieverbrauch im Verhältnis zu den ausgegebenen Franken verursachten. Den höchsten spezifischen Energieverbrauch verursachten bei dieser Betrachtung „lückenhaft Umweltbewusste“. Im weiteren sollen die Hintergründe hierzu analysiert werden. Im Durchschnitt ist die hier gefundene Energieintensität deutlich höher als der in Tab. 4-15 vorhergesagte Wert von 4.5 MJ/CHF.

Die letzte Zeile zeigt eine Auswertung zum durchschnittlichen Energiequotienten, also dem Verhältnis von für die Produktion verbrauchter Energie zu mit der Nahrung aufgenommener Energie. Vorteil dieses Indikators ist, dass er unabhängig von der konsumierten Menge ist und nur die Zusammensetzung des Warenkorbes analysiert. „Musterökologen“ schneiden bei diesem Vergleichsindikator besser ab während die „lückenhaft Umweltbewussten“ gegenüber dem Durchschnitt abfallen. Begründet ist dieser Unterschied wohl vor allem durch Unterschiede bei den Ausgaben für Zucker. Die „Musterökologen“ gaben relativ Geld für Milch und Zucker aus während die „lückenhaft Umweltbewussten“ eher viel Geld für Obst und Gemüse und wenig für Zucker ausgaben.

Auffällig ist der grosse Unterschied im Vergleich zum durchschnittlichen Energiequotienten der in Tab. 6-6 errechnet wurde. Begründet ist dies dadurch, dass die Einkäufe der Tagebuchstudie von den in der Verbrauchserhebung gezeigten Einkäufen abweichen (vgl. Abb. 6-19). Bei diesem Vergleich gibt es allerdings einige Unsicherheiten im Berechnungsweg, da die aufgenommene Nahrungsenergie aus Angaben zu den Ausgaben errechnet werden musste (vgl. Tab. 6-6).

Tab. 6-7 Verschiedene Angaben zu den in der Tagebuchstudie unterschiedenen KonsumentInnentypen.

	Zeitknappe Anti-ökologin	Tiergerechter Supermarkt-kunde	Label-sensible Supermarkt-kundin	Wenig umwelt-bewusster Regio-Fan	Lückenhaft Umwelt-bewusste	Muster-ökologe	Alle Typen
Befragte Personen	23	16	40	24	14	10	127
Personen pro Haushalt	2.35	2.06	2.23	2.46	2.43	2.70	2.33
Energieverbrauch pro einkaufende Person (MJ)	2652	3023	2853	3737	2703	3082	2994
Energieverbrauch pro Person im Haushalt (MJ)	1129	1465	1282	1520	1113	1142	1285
Summe Ausgaben (CHF)	514	585	539	712	491	575	569
Energieintensität (MJ/CHF)	**5.2**	**5.2**	**5.3**	**5.2**	**5.5**	**5.4**	**5.3**
Energiequotient	**2.0**	**2.1**	**2.0**	**2.2**	**2.7**	**1.4**	**2.0**

In Abb. 6-18 werden die Angaben zum Energieverbrauch pro Person im Haushalt weiter hinsichtlich der verschiedenen Produktgruppen unterteilt. Die wichtigsten Produktgruppen sind Fleisch, Milchprodukte und Gemüse. Aus der Grafik werden Unterschiede in der Zusammensetzung des Energieverbrauchs für die verschiedenen KonsumentInnentypen deutlich.

Auf Grund verschiedener Einflussfaktoren auf den verursachten Energieverbrauch, die ausserhalb der Untersuchung stehen (z.B. Anteil des Einkaufs weiterer Personen aus dem Haushalt oder Anteil von Ausser-Haus Verpflegung und Eigenproduktion) ist ein direkter Vergleich der verschiedenen KonsumentInnentypen allerdings nur von sehr eingeschränkter Aussagekraft.

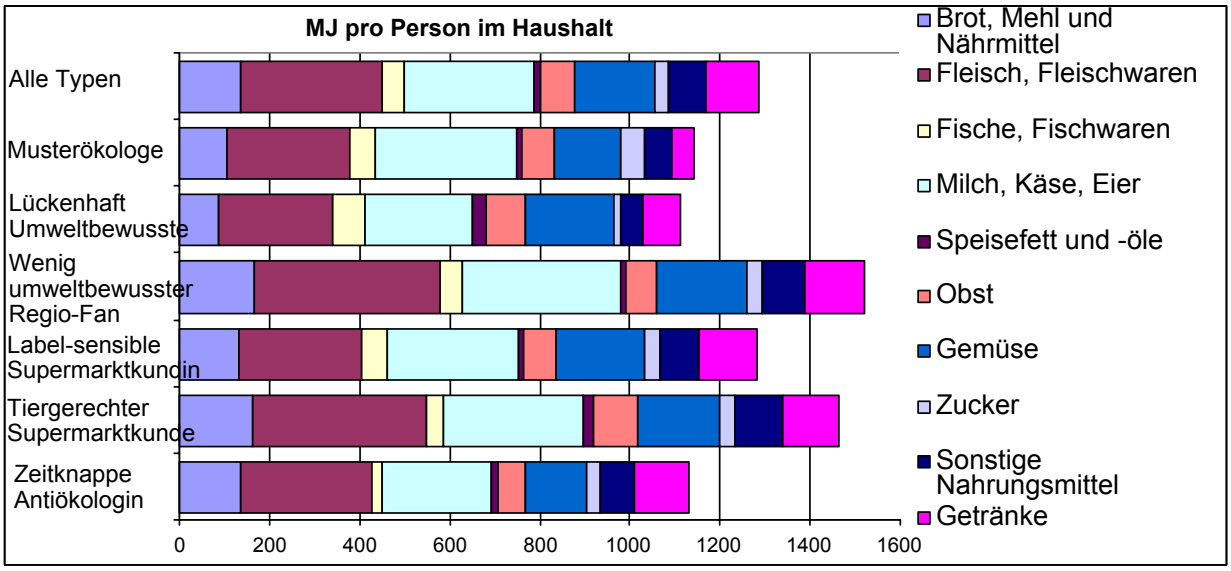


Abb. 6-18 Energieverbrauch (MJ) pro Person im Haushalt der befragten KonsumentInnentypen unterschieden hinsichtlich verschiedener Produktgruppen.

Im Folgenden wird deshalb ein relativer Vergleich des Einkaufsverhaltens durchgeführt. In Abb. 6-19 wurden hierzu die Anteile des Energieverbrauchs für verschiedene Produktgruppen aufgetragen. Die Unterschiede zwischen verschiedenen KonsumentInnentypen entsprechen dabei einer unterschiedlichen Aufteilung des Einkaufsbudgets auf diese Produktgruppen. Auf der rechten Seite werden die Angaben zu den verschiedenen Typen mit dem Durchschnitt der Erhebung und mit Daten zum Schweizer Durchschnitt (vgl. Abb. 6-17, 3. Säule) verglichen. Beim Vergleich der im Tagebuch erhobenen Ausgaben zum Schweizer Durchschnitt fallen die relativ hohen Werte für Milchprodukte und die geringeren Werte für Obst und Gemüse auf.

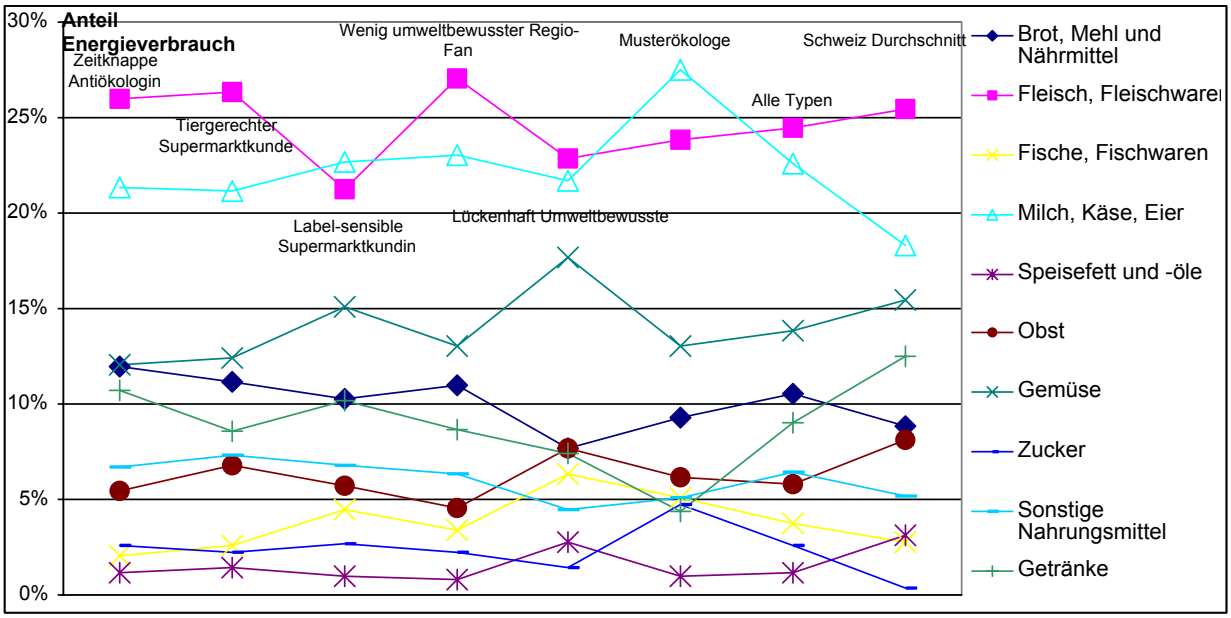


Abb. 6-19 Anteil des Energieverbrauchs für unterschiedliche Produktgruppen am Gesamtverbrauch der KonsumentInnentypen.

Die relativ hohen Werte bei der durchschnittlichen Energieintensität für „lückenhaft Umweltbewusste“ und „Musterökologen“ werden durch den hohen Anteil von Gemüseprodukten respektive Fisch, Obst und Milchprodukten verursacht. Weniger Geld wird hingegen für weniger energieintensive Getränke ausgegeben. Überraschend ist, dass die als ökologisch eingestuften Typen nicht einen deutlich geringeren Anteil Ihres Budgets für Fleisch und sogar überdurchschnittlich viel Geld für Fisch ausgegeben haben.

In Abb. 6-20 wird der Frage der unterschiedlichen Preise nachgegangen. In der Tat zeigt sich, dass die „KonsumentInnentypen 4 bis 6 bei Fisch und Fleischprodukten mehr Geld pro kg ausgeben als die anderen Typen. Auch für Gemüse und Milchprodukte ist ein leichter Anstieg zu beobachten.

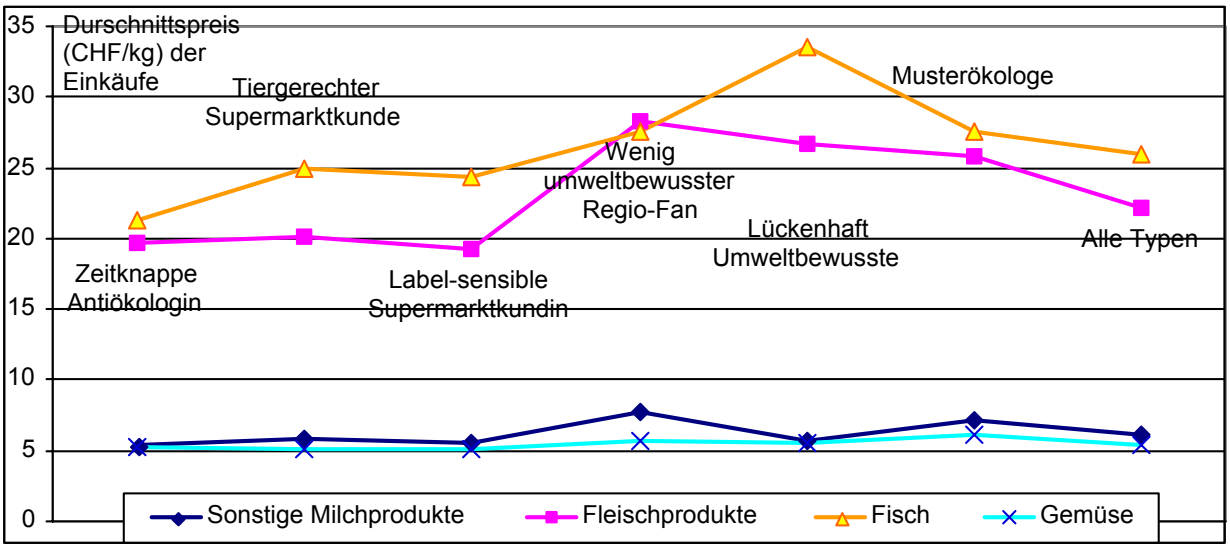


Abb. 6-20 Durchschnittspreise, die von den KonsumentInnentypen für den Einkauf verschiedener Produktgruppen bezahlt wurden.

Die beobachteten höheren Energieverbräuche für die Personengruppen 4 bis 6 können also auch zum Teil dadurch erklärt werden, dass mehr Geld für die gleiche Menge eines Produktes ausgegeben wurde. Es muss davon ausgegangen werden, dass der Energieverbrauch proportional zum eingekauften Gewicht ist bzw. für Bioprodukte sogar geringer ist. Wenn jetzt ein höherer Preis für das gleiche Produkt bezahlt wird, so führt dies zu einer Überbewertung des Energieverbrauchs mit der hier angewendeten Analysemethode.

In Abb. 6-21 wird der Anteil des Einkaufsgewichts verschiedener Produktgruppen für die verschiedenen KonsumentInnentypen aufgetragen. In dieser Auswertung zeigt sich, dass „lückenhaft Umweltbewusste“ und „Musterökologen“ unterdurchschnittlich viel Fleisch, und Letztere auch weniger Gemüse eingekauft haben.

Die verschiedenen KonsumentInnentypen unterscheiden sich also in ihrem Einkaufsverhalten auch auf der Entscheidungsebene „Alle Produktgruppen“. Es können allerdings auf Grund verschiedener Schwierigkeiten bei der Auswertung keine klaren Tendenzen für die verschiedenen Typen unterschieden werden.

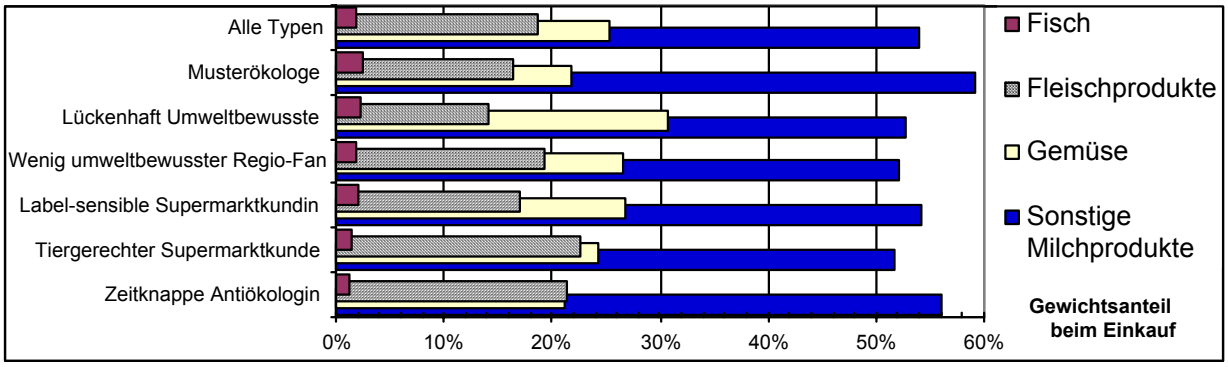


Abb. 6-21 Anteil des Einkaufsgewichts verschiedener Produktgruppen für die KonsumentInnentypen.

6.3.4. Energieverbrauch durch Vegetarier- und Nichtvegetarier in der Tagebuchstudie

Eine wichtige Option auf der Entscheidungsebene „Mehrere Produktgruppen“ zur Reduktion des Energieverbrauchs, ist der Verzicht auf Fleischprodukte und eine vegetarische Ernährungsweise. Im Fragebogen wurde zwischen Vegetariern und Nichtvegetariern unterschieden. Für die Auswertung der Tagebuchstudie konnten die Daten für 7 VegetarierInnen mit den Daten für 124 fleischessende EinkäuferInnen verglichen werden.

Abb. 6-22 zeigt den Energieverbrauch für den durchschnittlichen Einkauf pro Person im Haushalt der beiden Gruppen. Der Energieverbrauch der VegetarierInnen war deutlich niedriger. Überraschenderweise wurde trotz des fast völligen Verzichtes auf Fleisch und Fisch, aus den anderen Produktgruppen nicht wesentlich mehr eingekauft. Die VegetarierInnen kauften sogar weniger Gemüse und Milchprodukte (vielleicht waren einige Veganer in dieser Gruppe), aber dafür etwas mehr Obst. Eventuell deutet die geringere Einkaufsmenge auch auf eine effizientere Nutzung, also wenig Verderb hin. Die Haushaltsgrösse bei den VegetarierInnen war mit 1.3 im Vergleich zu 2.4 z.B. deutlich geringer. Eine weitere Erklärung wäre, dass diese Personen (Singles) mehr ausser Haus essen und deshalb weniger einkaufen.

Auch für diese beiden Gruppen wurde der Energiequotient der Einkäufe verglichen. VegetarierInnen schneiden mit einem Quotienten von 1.6 besser ab als NichtvegetarierInnen mit einem Wert von 2.2.

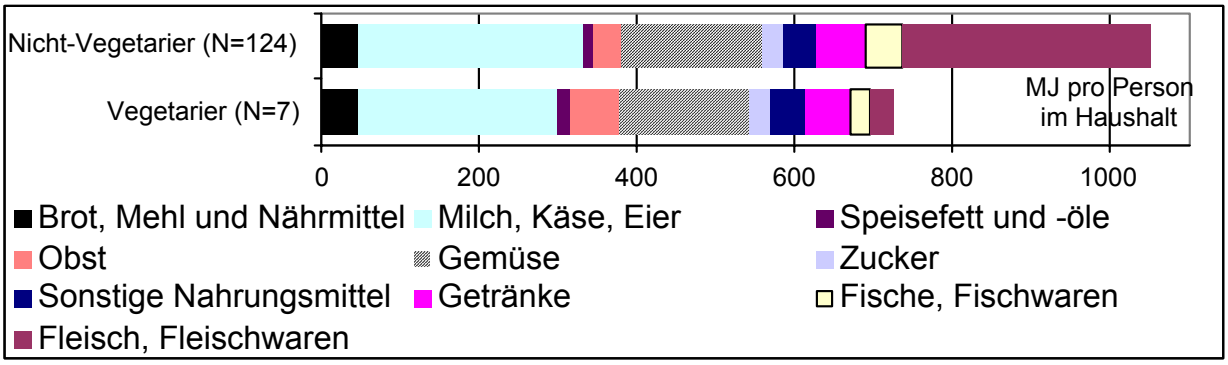


Abb. 6-22 Durchschnittlicher Energieverbrauch durch die Einkäufe von Vegetariern und NichtvegetarierInnen pro Person im Haushalt.

Für diese Aussagen muss auf die geringe Anzahl von VegetarierInnen in der Stichprobe hingewiesen werden. Es ist unklar, welche Auswirkungen die strukturellen Unterschiede der Haushalte auf dieses Ergebnis haben. Deutlich wird, dass der Fleischkonsum scheinbar nicht im gleichen Massenverhältnis durch Gemüseprodukte ersetzt wird, wie dies in der Diskussion verschiedener Untersuchungen in Kapitel 6.3.2 vermutet wurde. Ausserdem scheint sich ein gewisses Potential für eine Verringerung des Energieverbrauchs durch eine vegetarische Lebensweise zu bestätigen.

6.3.5. Fazit zur Analyse des KonsumentInnenverhaltens auf Ebene von Produktgruppen

Die Analyse des Energieverbrauchs auf Grund des Einkaufs von Nahrungsmitteln aus unterschiedlichen Produktgruppen hat einige Unterschiede zwischen den verschiedenen KonsumentInnentypen aufgezeigt. Allerdings konnte bei der Auswertung für diese Entscheidungsebene ein ökologischeres Einkaufsverhalten der als umweltbewusster eingestuften „lückenhaft Umweltbewusste“ und „Musterökologen“ weder bestätigt noch widerlegt werden. Überraschend ist insbesondere der geringe Unterschied beim Fleischkonsum. Obwohl ein theoretischer Handlungsspielraum besteht, wird er nach den vorliegenden Daten, bei der hier gegebenen Einteilung der KonsumentInnentypen, nicht genutzt.

Dass der Verzicht auf Fleisch und Fisch tatsächlich einen geringeren Energieverbrauch zur Folge haben kann, zeigt eine Auswertung für die Vegetarier und Nichtvegetarier. Leider war die Stichprobe der Tagebuchstudie relativ klein, so dass nicht klar, ist inwieweit sich diese Ergebnisse verallgemeinern lassen.

Die Unsicherheit der getroffenen Aussagen erscheint aus verschiedenen Gründen relativ hoch. Zum einen wurden nicht sämtlich Einflussfaktoren auf die Ausgaben der Personen in der Tagebuchstudie erfragt (vgl. 4). Ausserdem zeigt sich, dass KonsumentInnen Detailentscheidungen treffen (z.B. Kauf von teurerem Labelfleisch), die durch die hier angewendete Methode der Berechnung des Energieverbrauchs an Hand von Angaben zum Einkaufspreis und zur Energieintensität verschiedener Produkte, falsch interpretiert werden bzw. nicht erfasst werden können. Und Drittens erfolgte die Umrechnung der Niederländischen Energieintensitäten für 1990 in mehreren

Schritten auf die Verhältnisse in der Schweiz von 1997, wobei einige Ungenauigkeiten in Kauf genommen werden mussten.

Anhang zur Wirkungsabschätzung

6.A.1 Anpassungen und Implementation der Methode Eco-indicator 95+

Für diese Arbeit wurden eine Reihe von Anpassungen und Verbesserungen an der Bewertungsmethode Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) vorgenommen, die im Folgenden dokumentiert werden. Die weiterentwickelte Methodik wird in diesem Bericht als **Eco-indicator 95+** bezeichnet. Diese wurde in die Datenbank ECOINVENT eingefügt.

Anpassung von Charakterisierungsfaktoren

Zur Charakterisierung der Emission von **Treibhausgasen,** wurde die neue Studie von Houghton *et al.* (1996:119-121) herangezogen. Es wurde der geometrische Mittelwert der angegebenen Bandbreite verwendet (Hofstetter 1999).

Zur Charakterisierung von **ozonabbauenden** Substanzen wurden von der US-amerikanischen Umweltbehörde neue Werte veröffentlicht.[111] Diese wurden für diese Studie zur Berechnung der Eco-indicator 95+ herangezogen.

M. Goedkoop hat die NutzerInnen der SimaPro-Software in einem Brief im Mai 1998 auf einige Fehler bei den Charakterisierungswerten für **Photosmog** hingewiesen. Diese Fehler wurden korrigiert.

Zur Charakterisierung wurden die Angaben zur Zuordnung des Eco-indicator 95 zu den ECOINVENT-Inventaren von Förster *et al.* (1998) berücksichtigt. Für Emissionen von Kohlenwasserstoffen ins Wasser wurde eine Charakterisierung für **Überdüngung** mit dem theoretisch berechneten Wert für die Sauerstoffzehrung und dem Charakterisierungswert für CSB vorgenommen (Förster *et al.* 1998). BSB_5 wurde wie CSB bewertet. Organisch gebundener Stickstoff wird wie N_{tot} bewertet. Der Wert Nitrate p wurde aktualisiert. Der Wert für Ptot wurde für Phosphor Verbindungen übernommen.

Charakterisierungswerte für Emissionen die zum **Wintersmog** beitragen, wurden der Arbeit von Frischknecht (1998) entnommen. Prozessbedingte Partikelemissionen (Partikel p) werden nicht bewertet, da diese Partikel grösser als 10 µm sind.

Für die Verwendung von **energetische Ressourcen** wird der Eco-indicator 95+ mit den Angaben von Braunschweig *et al.* (1997) berechnet. Zur Charakterisierung wurden allerdings die Umrechnungen in Energieeinheiten aus ECOINVENT übernommen, da diese besser den dort getroffenen Annahmen, z.B. Brennwert der fossilen Ressourcen, entsprechen.

Für **nicht energetische Ressourcen** wurden keine Eco-indicator 95+ Werte bestimmt. In der Studie von Braunschweig *et al.* (1997) wurden diese bisher nur beispielhaft für einige Substanzen bestimmt. Die Datengrundlage reicht bisher nicht

[111] Siehe www.epa.gov/docs/ozone/odstxt.html.

aus, alle nicht-energetischen Ressourcenverbräuche in gleicher Weise zu berücksichtigen. In einem Ansatz zur Bewertung verschiedener Metallressourcen mit der Methode Eco-indicator 95 hat Müller-Wenk (1998) gezeigt, dass der zunehmende Energieverbrauch durch abnehmende Ressourcenqualität einen relativ geringen Einfluss auf die Bewertung des Metallgebrauchs hat. Der Verbrauch der in der Landwirtschaft mengenmässig bedeutendsten Ressource Phosphor wurde auf Grund sehr hoher zur Verfügung stehender Vorkommen nicht negativ bewertet. Auf die Verwendung der von Müller-Wenk (1998) hergeleiteten Bewertungsfaktoren habe ich auf Grund der schwierigen Anpassung und geringen Bedeutung vorerst verzichtet.[112]

Die Eco-indicators 95+ für **Radioaktivität** wurden neu berechnet. Die Charakterisierung erfolgt nach den Ausbreitungsrechnungen im Band 5, Nuclear, der ExternE-Studie (European Commission 1995). Frischknecht (1998) hat diese Daten soweit ausgewertet, dass durchschnittliche *fate factors* berechnet werden konnten (Einheit: man.Sv/kBq). Die European Commission (1995) gibt an, dass pro man.Sv kollektiver Dosis durchschnittlich 0.05 potentielle Todesfälle auftreten. Gemäss Goedkoop (1995) entspricht ein Eco-indicator 95 Punkt einem Toten pro Million Einwohner pro Jahr in Europa, also 500 Toten pro Jahr in Europa, wenn mensch von 500 Mio. EinwohnerInnen ausgeht. Daraus resultiert für den Bewertungsschritt, dass 1 E-04 Eco-indicator 95 Punkte pro man.Sv eingesetzt werden müssen. Mit den Charakterisierungsfaktoren aus ECOINVENT und der Umrechnung man.Sv/kBq I-129-equiv. = 1.5E-6 wurden die Eco-indicator 95+ Punkte berechnet. Ein Normalisierungswert ist bei diesem Vorgehen nicht notwendig (Braunschweig *et al.* 1997, Frischknecht 1998, Frischknecht *et al.* 1999).

Um **radioaktive Emissionen** zu berücksichtigen, wie sie im Programm Eco-Pro der EMPA berechnet werden, wurden Eco-indicators 95+ für die Summenparameter "Rad. Emissionen Wasser" und "Rad. Emissionen Luft" berechnet, die z.B. im Inventar Habersatter *et al.* (1996) auftauchen. Die Berechnung berücksichtigt die Verteilung verschiedener radioaktiver Stoffe wie sie von Frischknecht *et al.* (1996) für ein Kernkraftwerk UCPTE berechnet wurden. Da die EMPA noch Daten des Inventars von 1994 benutzte, wurde zusätzlich die Steigerung der inventarisierten Gesamtemissionen berücksichtigt und die Daten für Radioaktivität auf den Stand 1996 aktualisiert.

Die Charakterisierung für **Schwermetalle** wurde völlig überarbeitet. In der Originalpublikation wurden Schwermetallemissionen in den Boden nicht bewertet. In der Landwirtschaft spielen diese Emissionen jedoch bei der Anwendung von Kunstdünger und kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln eine wichtige Rolle. Jolliet & Crettaz (1997b) unterscheiden für die Charakterisierung Emissionen in den Boden der zur Nahrungsmittelproduktion genutzt wird und Emissionen in andere Böden. Der Pfad über die Nahrung wird für die Humantoxizität am wichtigsten bewertet. Für die Berechnung des Eco-indicators 95+ werden alle Schwermetallemissionen entsprechend

[112] Die Bewertungsfaktoren werden für den Metallverbrauch ausgewiesen. Zur Anwendung in ECOINVENT müssten diese Werte auf die entsprechenden Ressourcen umgerechnet werden, da im berechneten Inventar für den Metallverbrauch u.U. auch Recyclingmetall ausgewiesen wurde.

der Vorschläge von Jolliet & Crettaz (1997a:13) als kg Pb-Äquivalente charakterisiert. Die Autoren bewerten ausserdem einige andere Luft- und Wasseremissionen (z.B. CO) hinsichtlich ihrer Humantoxizität. Diese Charakterisierungen wurden nicht berücksichtigt.

Anpassung der Normalisierungswerte

Normalisierungsdaten für **Schwermetallemissionen** wurden der Arbeit von Blonk *et al.* (1997:bij.3.9) entnommen. Berechnungen für Emissionen in landwirtschaftliche Böden zeigen eine hohe Schwankungsbreite (BUWAL 1991, Candinas *et al.* 1999, Rossier 1995). Die Schwermetallemissionen auf landwirtschaftlichen Böden wurden aus Daten für den Schwermetallgehalt in Kunstdüngern (eigene Berechnung mit den Schwermetallgehalten aus Tab. 5-15 in Tab. 6-8) und aus weiteren Düngern und Fungiziden (Cd, Cu, Pb, Zn) (Candinas *et al.* 1999, Rossier 1995:18), für die Schweiz extrapoliert. Hierbei wurden die 1996 verwendeten Düngemittelmengen für die Schweiz und Europa zu Grunde gelegt.[113]

Tab. 6-8 Schwermetallemissionen auf Grund der Verwendung von Handelsdüngern in der Schweiz und in Europa und Vergleich mit den Angaben von Candinas et al. (1999).

Verbrauch 1996/97		Anwendung N-Duenger	Anwendung P-Duenger	Anwendung K-Duenger	Anwendung Duengekalk	Summe Europa	Summe Schweiz	Schweiz Kunstdünger
Verbrauch Europa	kg	1.22E+10	4.38E+9	4.90E+9	1.52E+10	3.67E+10		*Candinas 1999*
Verbrauch CH	kg	6.30E+7	2.60E+07	3.80E+7	9.00E+7		2.17E+8	
Anteil CH	%	0.52%	0.59%	0.78%	0.59%			
As in Boden a	kg	7.86E+4	1.05E+5	2.73E+3	1.86E+4	2.05E+5	2.03E+3	
Cd in Boden a	kg	3.39E+4	2.09E+5	8.67E+2	8.23E+3	2.52E+5	3.22E+3	4.40E+2
Co in Boden a	kg	6.58E+4	4.93E+4	8.34E+3	1.58E+4	1.39E+5	1.22E+3	
Cr in Boden a	kg	1.53E+5	2.96E+6	2.92E+4	1.09E+5	3.25E+6	4.43E+4	5.77E+4
Cu in Boden a	kg	2.43E+5	3.19E+5	3.97E+4	9.45E+4	6.96E+5	6.74E+3	4.30E+3
F in Boden a	kg	6.86E+7	1.10E+8	5.71E+4	1.73E+7	1.96E+8	2.01E+6	
Fe in Boden a	kg	1.89E+7	9.69E+7	7.05E+6	0	1.23E+8	1.58E+6	
Hg in Boden a	kg	5.00E+2	3.16E+2	8.16E+1	2.13E+2	1.11E+3	9.06E+0	5.80E+3
Mn in Boden a	kg	2.33E+6	3.45E+6	1.32E+4	5.58E+5	6.35E+6	6.42E+4	
Mo in Boden a	kg	1.61E+4	2.60E+4	2.04E+3	3.80E+3	4.80E+4	5.00E+2	
Ni in Boden a	kg	3.11E+5	3.39E+5	1.96E+4	5.99E+4	7.29E+5	6.99E+3	3.60E+3
Pb in Boden a	kg	2.10E+5	1.43E+5	1.88E+4	1.05E+5	4.76E+5	3.81E+3	1.90E+3
Se in Boden a	kg	1.30E+4	1.42E+4	1.56E+3	3.80E+3	3.25E+4	3.07E+2	
Sn in Boden a	kg	0	0	8.16E+3	0	8.16E+3	1.05E+2	
Zn in Boden a	kg	1.39E+6	3.08E+6	1.16E+5	2.13E+6	6.72E+6	6.18E+4	3.50E+4

Die berechneten Emissionen in landwirtschaftliche Böden wurden für die Normalisierung bei den sonstigen Bodenemissionen abgezogen. Für Arsen und Cadmium waren die für Bodenemissionen berechneten Mengen grösser als die von Blonk *et al.* (1997:bij.3.9) angegebenen Gesamtmengen in den Boden. Deshalb wurden die Emissionen in sonstige Böden für diese beiden Elemente zu null gesetzt.

Die **Normalisierungswerte** für weitere Wirkungskategorien wurden mit den geänderten Charakterisierungswerten und den Angaben zu den europaweiten Emissionen von Braunschweig *et al.* (1997) neu berechnet (vgl. Tab. 6-10). Fluoranthene wird in ECOINVENT bisher nicht inventarisiert, da nur PAHs gesamt erfasst wurden. Für die Berechnung des Normalisierungswertes wurde diese Substanz berücksichtigt. Für

[113] Statistische Daten der *International Fertilizer Industry Association* auf www.fertilizer.org zum Verbrauch in der Schweiz, West- und Zentraleuropa.

Energieressourcen wurde der Normalisierungswert von Braunschweig *et al.* (1997) übernommen.

Anpassung des Reduktionsfaktors für Pestizide

Erste Berechnungen für die landwirtschaftliche Gemüseproduktion ergaben eine absolute Dominanz des Pestizideinsatzes in der Bewertung mit der Methode Eco-indicator 95+. Auch bei anderen Beispielrechnungen mit dem Eco-indicator 95+ wurden die Ergebnisse durch den Pestizideinsatz dominiert (Bernhard & Moos 1998). Dies entspricht nicht unbedingt den auf Grund der öffentlichen Diskussion erwarteten Ergebnissen, in der auch weitere Umweltauswirkungen der Landwirtschaft, wie z.B. Überdüngung, eine wichtige Rolle spielen. Die Bewertungsmethode Eco-indicator 95 erfasst die Umweltauswirkungen des Pestizideinsatzes nur ungenügend. Goedkoop (1995) berechnet die Eco-indicator 95 Punkte auf Grund der ausgebrachten Wirkstoffmengen und berücksichtigt die Verteilungspfade nach der Ausbringung nicht. Die Methode wurde bisher nur wenig für landwirtschaftliche Produkte angewendet. Für die ökologische Bilanzierung von landwirtschaftlichen Produkten würde dies bedeuten, dass nur noch der Pestizideinsatz detailliert zu betrachten wäre.

Nicht erfasst werden von der Bewertungsmethode Eco-indicator 95 die beträchtlichen Unterschiede in der Wirkung verschiedener Pestizide. So umfasst z.B. die Bandbreite der von Jolliet & Crettaz (1997b) ermittelten Humantoxizität verschiedener Wirkstoffe 5 Zehnerpotenzen. Ein direkter Vergleich der in dieser Studie für Humantoxizität ermittelten Werte ergibt für angewendete Pestizid-Wirkstoffmengen Werte, die um 3-5 Grössenordnungen unter den für verschiedene Schwermetallemissionen ins Wasser ermittelten liegen. Die auf Grund Braunschweig *et al.* (1997) ermittelten Eco-indicator 95+ Werte für Schwermetalle und Pestizide liegen dagegen in der selben Grössenordnung. Anders ausgedrückt heisst dies, würde mensch die Eco-indicator 95 Werte für Pestizide aus dieser Studie zurückrechnen auf Pb-Äquivalente, so liegt das Ergebnis um mehrere Grössenordnungen über den von Jolliet & Crettaz (1997b) ermittelten Werten.

Die Methode Eco-indicator 95 betrachtet die Folgen des Pestizideinsatzes nur unter dem Gesichtspunkt "Ecological Health". Jolliet & Crettaz (1997b) zeigten, dass auch die Humantoxizität eine wichtige Rolle spielt, vor allem dann, wenn die direkte Wirkung von über Nahrungsmittel aufgenommenen Pestiziden berücksichtigt wird.

Braunschweig *et al.* (1996:222) verweisen im Kapitel 9 ihres Berichtes auf Grund verschiedener Überlegungen darauf, dass *"it could be advisable to work with a smaller reduction target (for pesticides)"*. Von ihnen wird für Pestizide ein Reduktionsfaktor von 10 statt 25 vorgeschlagen.

In der Studie von Brand *et al.* (1998) werden für die Berechnung von Umweltbelastungspunkten ebenfalls Pestizide betrachtet. Auf Grund politischer Zielvorgaben leiten sie ein Reduktionsziel von 30% ausgehend vom Stand 1990 ab.

Ein weiteres Argument für eine geringere Bedeutung der Pestizide in der Bewertungsmethode, das hier noch nicht berücksichtigt wurde, ist der stetige Wandel in den Eigenschaften der Pestizide. Heute produzierte Wirkstoffe sollten in der Regel we-

niger persistent in der Umwelt sein. Somit ist es nicht sinnvoll, Reduktionsfaktoren auf Grund von Problemen vorzuschlagen, die weit in die Vergangenheit zurückreichen. Die hierfür verantwortlichen Wirkstoffe werden heute in der Regel nicht mehr angewendet. Annahmen zum Eco-indicator 95+ sollten sich auf heute angewendete Wirkstoffe und die hierdurch beobachteten Probleme in der Umwelt stützen.

Gutsche (1997) vergleicht die Umweltverfügbarkeit und das biologische Risiko der 1987 und 1994 angewendeten Pestizide. Er kommt unter Anwendung eines Bewertungsmodells zum Schluss, dass sich das Risikopotential der eingesetzten Pflanzenschutzmittel seit 1986 in Deutschland verringert hat. Begründet ist dies durch die unterschiedliche Rangfolge der eingesetzten Wirkstoffe, als auch im starken Masse durch die Einschränkung der zugelassenen Anwendungsgebiete.

In einer Ökobilanz für verschiedene Beikrautbekämpfungsverfahren im Weinbau werden Emissionen von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt detailliert diskutiert. Schorb *et al.* (1998:111) kommen unter Berücksichtigung der verschiedenen Verteilungs- und Abbauwege dabei für die untersuchten Pflanzenschutzmittel zum Schluss, dass *"... unter den Voraussetzungen einer sachgerechten Anwendung keine Gefahr eines unerwünschten Eintrages in die Umwelt zu erwarten (ist)"*. Deshalb wird von ihnen kein Output von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt inventarisiert.

In der vorliegenden Arbeit wird anstatt des ursprünglichen **Reduktionsfaktors** für **Pestizide** (25) ein Wert von 10 angenommen, um die genannten Argumente zu berücksichtigen. In der Bewertung nach der veränderten Methode Eco-indicator 95+ kommt den Pestiziden in der IP-Gemüseproduktion somit immer noch ein Anteil von 40%-70% an den bewerteten Umweltbelastungen zu. Die getroffene Annahme spiegelt somit zumindestens zum Teil auch die subjektive Einschätzung des Autors wieder. Eine weitere Überarbeitung dieses Punktes erscheint für zukünftige Bewertungsmethoden sinnvoll.

Resultate

Die weiteren **Reduktionsfaktoren** wurden von Braunschweig *et al.* (1997) übernommen (vgl. Tab. 6-10). Die Eco-indicator 95+ Werte wurden auf Grund der geschilderten Anpassungen neu berechnet und in die Datenbank ECOINVENT eingegeben (vgl. Tab. 6-9).

Tab. 6-9 Neuberechnung der Eco-indicator 95+ Punkte für diese Studie.

Stoff:	Indicator 95+ in E-09	Stoff:	EI95+	Stoff:	EI95+	Stoff:	EI95+
Erdoelgas	9.00E-4	Propen p	1.38E-1	BSB5 s	7.09E-3	Rad. Mo99 f	0
Fichte	0	Propen s	1.38E-1	Butyl Benzyl Phtalat f	1.60E-2	Rad. Na24 f	0
Grubengas (Methan)	7.96E-4	Propionaldehyd s	8.07E-2	Chlor. 1,1,1-Trichlorethan f	4.67E-3	Rad. Nb95 f	0
Holz	0	Propionsaeure s	5.57E-2	Chlor. Chlorbenzol f	1.46E-2	Rad. Nb95 s	0
Kiefer	0	R11 FCKW p	4.54E+2	Chlor. Dichlormonofluormethan f	2.76E-3	Rad. Np237 f	0
Potentielle Energie Wasser	2.00E+1	R113 FCKW p	3.64E+2	Chlor. Ethylen Dichlorid f	5.80E-3	Rad. Np237 s	0
Rohbraunkohle vor Foerderung	1.90E-4	R114 FCKW p	4.53E+2	Chlor. Hexachlorethan f	1.91E-3	Rad. Nuklidgemisch f	0
Rohfoerdersteinkohle vor Aufbere	3.80E-4	R115 FCKW p	2.72E+2	Chlor. HOCl f	0	Rad. Pa234m f	0
Rohgas (Erdgas)	7.80E-4	R12 FCKW p	4.56E+2	Chlor. HOCl s	0	Rad. Pb 210 f	0
Rohoel ab Bohrloch	9.12E-1	R13 FCKW p	4.53E+2	Chlor. Loesungsmittel gesamt f	1.32E-2	Rad. Po 210 f	0
Uran ab Erz	9.20E+0	R134a FKW p	5.35E-1	Chlor. Methylenchlorid f	3.96E-3	Rad. Pu alpha f	0
1,1,1-Trichlorethan p	5.43E+1	R141b H-FKW p	4.54E+1	Chlor. Methylenchlorid s	3.96E-3	Rad. Pu alpha s	4.88E-4
Abwaerme in Luft m	0	R142b H-FKW p	2.79E+1	Chlor. OCl f	0	Rad. Pu241 beta f	0
Abwaerme in Luft p	0	R22 FCKW p	2.32E+1	Chlor. OCl s	0	Rad. Pu241 beta s	0
Abwaerme in Luft s	0	Radio. Aerosole p	0	Chlor. Tetrachlorethylen f	2.73E-3	Rad. Ra 224 f	0
Acetaldehyd s	7.05E-2	Radio. Ag110m p	0	Chlor. Tetrachlormethan f	1.47E-3	Rad. Ra 224 s	0
Aceton s	2.38E-2	Radio. Aktinide p	0	Chlor. Trichlorethylen f	3.90E-3	Rad. Ra 226 f	8.42E-6
Aldehyde p	5.94E-2	Radio. Am241 p	0	Chlor. Trichlormethan (Chloroform) f	2.37E-3	Rad. Ra 226 s	0
Alkane p	5.32E-2	Radio. Andere Beta p	0	Chlor. Trichlormethan f	2.37E-3	Rad. Ra 228 f	0
Alkane s	5.32E-2	Radio. Ar41 p	0	Chloride f	0	Rad. Ra 228 s	0
Alkene p	1.21E-1	Radio. Ba140 p	0	Chloride s	0	Rad. Ru103 f	0
Alkene s	1.21E-1	Radio. C14 p	1.41E-2	COD f	7.09E-3	Rad. Ru106 f	0
Aromaten p	1.37E-1	Radio. Ce141 p	0	COD s	7.09E-3	Rad. Ru106 s	9.49E-6
Aromaten s	1.37E-1	Radio. Ce144 p	0	Cyanide f	0	Rad. Sb122 f	0
As Arsen m	1.20E+2	Radio. Cm alpha p	0	Cyanide s	0	Rad. Sb124 f	5.37E-5
As Arsen p	1.20E+2	Radio. Cm242 p	0	Dibutyl p-phthalat f	1.59E-2	Rad. Sb125 f	0
As Arsen s	1.20E+2	Radio. Cm244 p	0	Dimethyl p-phthalat f	1.23E-2	Rad. Sb125 s	9.73E-7
Ba Barium p	0	Radio. Co58 p	2.84E-5	DOC f	1.89E-2	Rad. Spalt- u. Aktiv. prod	0
Ba Barium s	0	Radio. Co60 p	1.09E-3	DOC s	1.89E-2	Rad. Sr89 f	0
BaP Benzo(a)pyren m	8.05E+2	Radio. Cr51 p	0	Ethylbenzol in Wasser f	2.25E-2	Rad. Sr90 f	0
BaP Benzo(a)pyren p	8.05E+2	Radio. Cs134 p	7.84E-4	Ethylbenzol in Wasser s	2.25E-2	Rad. Sr90 s	2.65E-7
BaP Benzo(a)pyren s	8.05E+2	Radio. Cs137 p	8.89E-4	Fette und Oele gesamt f	2.07E-2	Rad. Tc99 f	0
Benzaldehyd s	-4.47E-2	Radio. Edelgase p	0	Fette und Oele gesamt s	2.07E-2	Rad. Tc99 s	0
Benzol m	6.07E-2	Radio. Fe59 p	0	Fettsaeuren als C gesamt f	1.89E-2	Rad. Tc99m f	0
Benzol p	6.07E-2	Radio. H3 p	1.71E-6	Fettsaeuren als C gesamt s	1.89E-2	Rad. Te123m f	0
Benzol s	6.07E-2	Radio. I129 p	1.50E-1	Fluechtige organ. Verbindungen als (	1.89E-2	Rad. Te132 f	0
Br Brom p	0	Radio. I131 p	1.02E-5	Fluechtige organ. Verbindungen als (	1.89E-2	Rad. Th 228 f	0
Br Brom s	0	Radio. I133 p	6.17E-7	Fluoride f	0	Rad. Th 228 s	0
Butan p	4.82E-2	Radio. I135 p	0	Fluoride s	0	Rad. Th 232 f	0
Butan s	4.82E-2	Radio. K40 s	0	Formaldehyd in Wasser f	7.57E-3	Rad. Th230 f	0
Buten p	1.31E-1	Radio. Kr85 p	9.29E-9	geloeste Stoffe f	0	Rad. Th234 f	0
C2F6 p	3.77E+0	Radio. Kr85m p	9.29E-9	geloeste Stoffe s	0	Rad. U 238 f	1.73E-6
Cd Cadmium m	1.80E+2	Radio. Kr87 p	0	Glutaraldehyd in Wasser f	1.36E-2	Rad. U 238 s	1.10E-6
Cd Cadmium p	1.80E+2	Radio. Kr88 p	0	Glutaraldehyd in Wasser s	1.36E-2	Rad. U alpha f	0
Cd Cadmium s	1.80E+2	Radio. Kr89 p	0	Ion Antimon Sb f	0	Rad. U alpha s	0
CF4 p	2.66E+0	Radio. La140 p	0	Ion Arsen f	1.42E-2	Rad. U234 f	1.77E-6
CH3Br p	3.17E+2	Radio. Mn54 p	0	Ion Arsen s	1.42E-2	Rad. U235 f	1.96E-6
CH4 Methan m	9.53E-3	Radio. Nb95 p	0	Ion Barium f	0	Rad. Y90 f	0
CH4 Methan p	9.53E-3	Radio. Np237 p	0	Ion Barium s	0	Rad. Zn65 f	0
CH4 Methan s	9.53E-3	Radio. Pa234m p	0	Ion Blei f	8.13E-3	Rad. Zr95 f	0
CN Cyanide p	0	Radio. Pb210 s	0	Ion Blei s	8.13E-3	Rad. Zr95 s	0
CN Cyanide s	0	Radio. Pm147 p	0	Ion Bor f	0	Styrol in Wasser f	2.18E-2
Co Cobalt m	1.22E+2	Radio. Po 210 s	0	Ion Bor s	0	Sulfate f	0
Co Cobalt p	1.22E+2	Radio. Pu alpha p	5.44E-3	Ion Cadmium f	3.02E-2	Sulfate s	0
Co Cobalt s	1.22E+2	Radio. Pu238 p	4.43E-3	Ion Cadmium s	3.02E-2	Sulfide f	0
CO Kohlenmonoxid m	6.28E-4	Radio. Pu241 Beta p	0	Ion Chrom-III f	5.86E-3	Sulfide s	0
CO Kohlenmonoxid p	6.28E-4	Radio. Ra226 p	0	Ion Chrom-III s	5.86E-3	Sulfite f	0
CO Kohlenmonoxid s	6.28E-4	Radio. Ra226 s	0	Ion Chrom-VI f	5.86E-3	TOC f	1.89E-2
CO2 Kohlendioxid m	4.09E-4	Radio. Ra228 s	0	Ion Chrom-VI s	5.86E-3	TOC s	1.89E-2
CO2 Kohlendioxid p	4.09E-4	Radio. Rn220 s	0	Ion Eisen f	0	Toluol in Wasser f	2.22E-2
CO2 Kohlendioxid s	4.09E-4	Radio. Rn222 p	1.56E-6	Ion Eisen s	0	Toluol in Wasser s	2.22E-2
Cr Chrom m	7.04E+1	Radio. Rn222 s	1.56E-6	Ion Kobalt f	2.08E-2	Tributylzinn TBT f	0
Cr Chrom p	7.04E+1	Radio. Ru103 p	0	Ion Kupfer f	2.08E-4	Triethylen-Glykol f	1.13E-2
Cr Chrom s	7.04E+1	Radio. Ru106 p	0	Ion Kupfer s	2.08E-4	Triethylen-Glykol s	1.13E-2
Cu Kupfer m	1.37E+0	Radio. Sb124 p	0	Ion Mangan f	0	Ungeloeste Stoffe f	0
Cu Kupfer p	1.37E+0	Radio. Sb125 p	0	Ion Mangan s	0	Ungeloeste Stoffe s	0
Cu Kupfer s	1.37E+0	Radio. Sr89 p	0	Ion Molybdaen f	0	Vinyl Chlorid in Wasser f	1.28E-2
Dichlormethan p	6.49E-3	Radio. Sr90 p	0	Ion Molybdaen s	0	Xylol in Wasser f	2.25E-2
Dichlormonofluormethan p	2.81E-3	Radio. Tc99 p	0	Ion Nickel f	5.86E-4	Xylol in Wasser s	2.25E-2
Essigsaeure s	5.57E-2	Radio. Te123m p	0	Ion Nickel s	5.86E-4	Abwaerme in Boden p	0
Ethan p	1.10E-2	Radio. Th228 s	0	Ion Quecksilber f	7.37E-2	Al in Boden	0
Ethan s	1.10E-2	Radio. Th230 p	0	Ion Quecksilber s	7.37E-2	Al in Boden a	0
Ethanol p	3.59E-2	Radio. Th232 s	0	Ion Rubidium f	0	As in Boden	6.61E-3
Ethanol s	3.59E-2	Radio. Th234 p	0	Ion Rubidium s	0	As in Boden a	7.46E+2
Ethen p	1.21E-1	Radio. U alpha p	0	Ion Selen f	1.03E-1	C in Boden	0
Ethen s	1.21E-1	Radio. U234 p	6.38E-3	Ion Selen s	1.03E-1	C in Boden a	0
Ethylbenzol p	1.15E-1	Radio. U235 p	1.35E-3	Ion Silber f	0	Ca in Boden	0
Ethylbenzol s	1.15E-1	Radio. U238 p	5.37E-4	Ion Silber s	0	Ca in Boden a	0
Ethylen Dichlorid	0	Radio. U238 s	5.37E-4	Ion Silizium f	0	Cd in Boden	1.38E-2
Fe Eisen m	0	Radio. Xe131m p	0	Ion Silizium s	0	Cd in Boden a	1.53E+3
Fe Eisen p	0	Radio. Xe133 p	9.36E-9	Ion Strontium f	0	Co in Boden	9.45E-3
Fe Eisen s	0	Radio. Xe133m p	9.36E-9	Ion Strontium s	0	Co in Boden a	1.06E+3
Formaldehyd p	5.63E-2	Radio. Xe135 p	0	Ion Titan f	0	Cr in Boden	2.74E-3
Formaldehyd s	5.63E-2	Radio. Xe135m p	0	Ion Vanadium f	0	Cr in Boden a	3.02E+2
H 1211 Halon p	1.36E+3	Radio. Xe137 p	0	Ion Vanadium s	0	Cu in Boden	8.50E-5
H 1301 Halon p	4.52E+3	Radio. Xe138 p	0	Ion Wolfram f	0	Cu in Boden a	1.19E+1
H2S Schwefelwasserstoff p	3.59E-1	Radio. Zn65 p	0	Ion Zink f	3.02E-5	F in Boden	0
H2S Schwefelwasserstoff s	3.59E-1	Radio. Zr95 p	0	Ion Zink s	3.02E-5	F in Boden a	0
HCl Salzsaeure p	1.68E-1	Sb Antimon p	0	Ion Zinn f	1.42E-5	Fe in Boden	0
HCl Salzsaeure s	1.68E-1	Sb Antimon s	0	Kohlenwasserstoffe gesamt f	2.07E-2	Fe in Boden a	0
Heptan p	7.08E-2	Sc Scandium p	0	Metallionen gesamt f	0	Hg in Boden	3.40E-2
Hexachlorbenzol HCB s	2.81E-3	Sc Scandium s	0	MTBE in Wasser f	1.94E-2	Hg in Boden a	3.78E+3
Hexan p	5.63E-2	Se Selen m	6.05E+2	MTBE in Wasser s	1.94E-2	Mn in Boden	0
HF Fluorwasserstoff p	3.06E-1	Se Selen p	6.05E+2	Nitrate f	3.11E-2	Mn in Boden a	0
HF Fluorwasserstoff s	3.06E-1	Se Selen s	6.05E+2	Nitrate s	3.11E-2	Mo in Boden	0
Hg Quecksilber m	4.35E+2	SF6 p	9.78E+0	Nitrite f	4.19E-2	Mo in Boden a	0
Hg Quecksilber p	4.35E+2	Sn Zinn p	8.50E-2	Nitrite s	4.19E-2	N in Boden	0
Hg Quecksilber s	4.35E+2	Sn Zinn s	8.50E-2	PAH Polycyklische arom. KWe in Wa	2.08E-2	N in Boden a	0

Hg Quecksilber s	4.35E+2	Sn Zinn s	8.50E-2	PAH Polycyklische arom. KWe in Wa	2.08E-2	N in Boden a	0
LT Radio. Rn222	1.56E-6	SOx als SO2 m	3.18E-1	PAH Polycyklische arom. KWe in Wa	2.08E-2	Ni in Boden	2.74E-4
Methanol s	1.65E-2	SOx als SO2 p	3.18E-1	Phenole f	1.78E-2	Ni in Boden a	3.02E+1
Mn Mangan p	0	SOx als SO2 s	3.18E-1	Phenole s	1.78E-2	Oel biol. p	0
Mn Mangan s	0	Styrol p	1.37E-1	Phosphate f	3.22E-1	Oel p	0
Mo Molybdaen m	0	TCDD-Aequivalente	8.05E-10	Phosphate s	3.22E-1	P in Boden	0
Mo Molybdaen p	0	Tetrachlormethan p	4.90E+2	Rad. Ag110m f	3.33E-5	P in Boden a	0
Mo Molybdaen s	0	Toluol p	1.11E-1	Rad. Aktinide f	0	Pb in Boden	5.67E-3
N2O Lachgas m	1.27E-1	Toluol s	1.11E-1	Rad. Aktinide s	0	Pb in Boden a	1.89E+2
N2O Lachgas p	1.27E-1	Trichlormethan (Chloroform) p	4.45E-3	Rad. Alpha-Strahler f	0	S in Boden	0
N2O Lachgas s	1.27E-1	V Vanadium m	0	Rad. Am241 f	0	S in Boden a	0
NH3 Ammoniak p	4.72E-1	V Vanadium p	0	Rad. Am241 s	2.05E-3	Se in Boden	4.72E-2
NH3 Ammoniak s	4.72E-1	V Vanadium s	0	Rad. Ba140 f	0	Se in Boden a	5.29E+3
Ni Nickel m	7.04E+0	Vinyl Chlorid p	1.17E-2	Rad. C14 f	0	Sn in Boden	6.61E-6
Ni Nickel p	7.04E+0	Xylole p	1.49E-1	Rad. C14 s	7.78E-5	Sn in Boden a	7.37E-1
Ni Nickel s	7.04E+0	Xylole s	1.49E-1	Rad. Cd109 f	0	Zn in Boden	6.61E-6
Nitrate p	1.35E-1	Zn Zink m	2.55E-1	Rad. Ce141 f	0	Zn in Boden a	2.17E+0
NMVOC m	5.57E-2	Zn Zink p	2.55E-1	Rad. Ce144 f	0	Ethylenoxid p	5.04E-2
NMVOC p	5.57E-2	Zn Zink s	2.55E-1	Rad. Ce144 s	0	Stickstoff Gesamt f	1.35E-1
NMVOC s	5.57E-2	Abwaerme in Wasser f	0	Rad. Cm alpha f	0	Stickstoff Gesamt s	1.35E-1
NOx Stickoxide als NO2 m	3.38E-1	Abwaerme in Wasser s	0	Rad. Cm alpha s	3.76E-3	Stickstoff organ. gebund.	1.35E-1
NOx Stickoxide als NO2 p	3.38E-1	Acenaphthene f	2.13E-2	Rad. Co57 f	0	Stickstoff organ. gebund.	1.35E-1
NOx Stickoxide als NO2 s	3.38E-1	Acenaphthylene f	2.13E-2	Rad. Co58 f	2.70E-6	Desinfektionsmittel in Wa	1.87E+1
P Phosphor m	9.86E-1	Acrilonitrile f	1.60E-2	Rad. Co60 f	2.92E-3	Fungizid in Wasser	1.87E+1
P Phosphor p	9.86E-1	Aktivchlor f	0	Rad. Co60 s	2.60E-5	Herbizid in Wasser	1.87E+1
P Phosphor s	9.86E-1	Alkane in Wasser f	2.43E-2	Rad. Cs134 f	9.50E-3	Insektizid in Wasser	1.87E+1
PAH Polyzyklische aromatische K	8.05E+2	Alkane in Wasser s	2.43E-2	Rad. Cs134 s	5.17E-6	Phosphor Verb. f	9.86E-1
PAH Polyzyklische aromatische K	8.05E+2	Alkene in Wasser f	2.18E-2	Rad. Cs136 f	0	Phosphor Verb. s	9.86E-1
Partikel m	2.54E-1	Alkene in Wasser s	2.18E-2	Rad. Cs137 f	1.10E-2	Rad. Substanzen Luft	1.06E-6
Partikel p	0	Ammoniak als N f	1.37E-1	Rad. Cs137 s	5.22E-6	Rad. Substanzen Wasse	2.65E-7
Partikel s	2.54E-1	Ammoniak als N s	1.37E-1	Rad. Fe59 f	0	Fluoranthene XXX	8.05E+2
Pb Blei m	2.17E+1	AOX f	0	Rad. H3 f	2.53E-8		
Pb Blei p	2.17E+1	AOX s	0	Rad. H3 s	8.23E-11		
Pb Blei s	2.17E+1	Arom. KWe gesamt f	2.27E-2	Rad. I129 f	0		
Pentachlorbenzol s	2.81E-3	Arom. KWe gesamt s	2.27E-2	Rad. I129 s	2.08E-5		
Pentachlorphenol PCP s	2.81E-3	Barit f	0	Rad. I131 f	3.32E-5		
Pentan p	5.46E-2	Barit s	0	Rad. I133 f	0		
Pentane s	5.46E-2	Basen gesamt f	0	Rad. K 40 f	0		
Phenol p	1.02E-1	Benzol in Wasser f	2.18E-2	Rad. La140 f	0		
Phenol s	1.02E-1	Benzol in Wasser s	2.18E-2	Rad. Mn54 f	2.04E-5		
Propan p	5.62E-2	bis(2-ethylhexyl) Phtalat f	1.78E-2	Rad. Mn54 s	0		
Propan s	5.62E-2	BSB5 f	7.09E-3	Rad. Mn55 s	0		

Tab. 6-10 Neuberechnung der Normalisierungswerte und verwendete Reduktionsfaktoren für den Eco-indicator 95+ in dieser Studie.

	Treibhaus-effekt 100a	**Ozon-abbau**	**Versäuerung**	**Überdüngung**	**Schwer-metalle**	**Krebserre-gende Substanzen**	**Wintersmog**	**Photosmog inkl. NOx**	**Radio-aktivitaet**	**Energie-ressourcen**	**Pestizide**
Quelle:	kg CO2-equiv.	R11-equiv.	kg SOx-equiv.	kg PO4-equiv.	Pb Equiv. kg	PAH Equiv. kg	SO2 Equiv. kg	kg Ethylen-equiv.	Bq	MJ	kg
Goedkoop 1995	6.50E+12	4.60E+8	5.60E+10	1.90E+10	2.70E+7	5.40E+6	4.70E+10	8.90E+9	-	-	4.80E+8
Braunschweig et al. 1997	6.08E+12	2.37E+8	5.23E+10	1.54E+10	5.63E+7	1.48E+7	4.03E+10	1.47E+10	5.00E+4	6.50E+13	5.36E+8
Normalisierungswert in dieser Studie	6.11E+12	2.21E+8	5.23E+10	1.55E+10	5.29E+11	1.24E+7	3.94E+10	1.87E+10	nicht nötig	6.50E+13	5.36E+8
Reduktionsfaktor	2.5	100	10	5	5	10	5	2.5	100000	1.3	10

6.A.2 Implementation der Methode Umweltbelastungspunkte

Um die Ergebnisse der Berechnungen mit dem Eco-indicator 95+ zu verifizieren, wurde als zweite vollaggregierende Bewertungsmethode die Methode der Umweltbelastungspunkte (UBP) in die Datenbank ECOINVENT implementiert (Brand *et al.* 1998). Die Zuordnung der UBP zu den Inventardaten wurde durch Rolf Frischknecht, ESU-Services, Uster vorgenommen und wird von Förster *et al.* (1998) dokumentiert.

Die neu eingegebenen Modulnamen zeigt Tab. 6-11. Zur Berechnung des Abfallanfalls wurden zusätzliche Module implementiert, da Abfälle bisher nicht als Emissionen in die Umwelt betrachtet wurden und dementsprechend auch nicht mit einer Bewertungsmethode in ECOINVENT berücksichtigt werden konnten. Für eine Reihe von verschiedenen Abfalltypen, die in Deponien eingelagert werden, wurde von Stefanie Hellweg, S&U, ETH Zürich zentral eine Eintragung für den Anfall von Abfall in den vier unterschiedenen Kategorien bei den Infrastrukturdaten der Deponien pro Kilogramm vorgenommen.

Tab. 6-11 Modulnamen für die Berechnung von Umweltbelastungspunkten.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	TechnTim	TechnLev	Geograp	MarketShare	Reference
-5	Umweltbelastungspunkte	Pkt.		Bewertungsmethode	1997		CH		rf/nj BUWAL
42	Abfall in Deponie	kg	fuer UBP	Abfallaufkommen	1998		CH		NJ/Buwal 297
42	Abfall in Untertagedeponie	kg	fuer UBP	Abfallaufkommen	1998		CH		NJ/Buwal 297
42	Schwach bis mittelradioaktive Abfaelle	m3	fuer UBP	Abfallaufkommen	1998		CH		NJ/Buwal 297
42	Hochradioaktive Abfaelle	m3	fuer UBP	Abfallaufkommen	1998		CH		NJ/Buwal 297

6.A.3 Flächennutzung in ECOINVENT

Mit dem Eco-indicator 99 wird die Flächennutzung bewertet (Goedkoop *et al.* 1998, Goedkoop & Spriensma 1999). Um eine spätere Bewertung mit dieser Methode zu ermöglichen, wurden neue Kategorien der Flächennutzung in ECOINVENT definiert und im Inventar entsprechend angewendet. Tab. 6-12 zeigt die neu definierten Module.

Tab. 6-12 Modulnamen für neue Kategorien der Flaecheninanspruchnahmen für ECOINVENT.

CatId	MName	Unit	Clarific	Technology	TechnT	TechnL	Geogra	Market	Reference
1	Flaeche Benthos II-III	m2a							
1	Flaeche Benthos II-IV	m2a							
1	Flaeche Benthos III-IV	m2a							
1	Flaeche II-III	m2a							
1	Flaeche II-IV	m2a							
1	Flaeche III-IV	m2a							
1	Flaeche IV-IV	m2a							
1	Flaeche Ackerbau konv III	m2a		Ackerbau, Hackfruechte, Gemueseanbau					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
1	Flaeche Ackerbau IP III	m2a		Ackerbau, Hackfruechte, Gemueseanbau					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
1	Flaeche Ackerbau Bio III	m2a		Ackerbau, Hackfruechte, Gemueseanbau					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
1	Flaeche Wiese intensiv III	m2a		Kunstwiese geduengt					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
1	Flaeche Wiese IP III	m2a		Wiese, Gruenduengung					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
1	Flaeche Wiese Bio III	m2a		Weide, ungeduengte Wiesen					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
1	Flaeche Bebaut IV	m2a		Voll ueberbaute Flaeche					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
-5	Flaecheninanspruchnahme	m2a	Tagungsband "Oekoinventare zur Beurteilung von Energiesystemen" (ENET), 1994, Hofstetter, S. 44						
-5	Flaecheninanspruchnahme (99)	SPEP	Species-pool effect potential	Charakterisierung					TK Eco-indicator 98/NJ Dis
-94	Zus. Flaecheinanspruchnahme III	m2a	Addition aller Landwirtschaftsflaechen						NJ Dis

Von Köllner (1999) werden Bewertungsfaktoren für die Flächeninanspruchnahme vorgeschlagen. Diese wurden in ECOINVENT eingegeben und werden in Tab. 6-13 gezeigt.

Tab. 6-13 Charakterisierungsfaktoren für die Bewertung der Landnutzung pro m²a.

MName	Zus. Flaecheinanspruchnahme	Flaecheninanspruchnahme (99)
Flaeche Ackerbau Bio III	1	9.60E-05
Flaeche Ackerbau IP III	1	1.53E-04
Flaeche Ackerbau konv III	1	1.53E-04
Flaeche Bebaut IV	1	3.44E-04
Flaeche Benthos II-III	1	0
Flaeche Benthos II-IV	1	0
Flaeche Benthos III-IV	1	0
Flaeche II-III	1	9.50E-05
Flaeche II-IV	1	2.52E-04
Flaeche III-IV	1	2.52E-04
Flaeche IV-IV	1	2.52E-04
Flaeche Wiese Bio III	1	5.60E-05
Flaeche Wiese intensiv III	1	1.39E-04
Flaeche Wiese IP III	1	6.20E-05

6.A.4 Eingabe der Tagebuchdaten in SPSS

Die in der Tagebuchstudie erhobenen Daten werden mit dem Statistikprogramm SPSS ausgewertet. Die Zusammenstellung der Eingabenomenklatur in Tab. 6-14 beruht auf Angaben von Stephan Arnold, Universität Bern, Inst. für Psychologie.

Tab. 6-14 Variablennamen und -werte für die Eingabe der Tagebuchdaten in SPSS.

Variablenname	Variableninhalt	Mögliche Werte der Variablen
vpn	Versuchspersonennummer	Vierstellige Zahl
woch	Untersuchungswoche	1 - 5
gruppe	Produktegruppe	Rindfleisch: 01, Kalbfleisch: 02, Schweinefleisch: 03, Geflügel: 04, gemischtes Fleisch: 05, anderes Frischfleisch: 06, Fisch/Meeresfrüchte: 07, fleischhaltige Fertiggerichte: 08 Kohlgemüse: 09, Salat: 10, Wurzelgemüse: 11, Lauchgemüse: 12, Auberginen/Fenchel: 13, Tomaten, etc.:14, Bohnen, etc.: 15 Milch: 16, Butter: 17, Rahm: 18, Joghurt: 19, Schimmelkäse: 20, Hartkäse: 21, Halbhartkäse: 22, Schmelzkäse: 23, sonstige Milchprodukte: 24, gemüsehaltige Fertiggerichte: 25, Frischkäse: 26
tag	Wochentag	Montag: 1, Dienstag: 2, Mittwoch: 3, Donnerstag: 4, Freitag: 5, Samstag: 6
stueck	Anzahl gekaufter identischer Produkte	01-10
kilo/liter	gekaufte Menge des Produktes in gr oder ml	Fünfstellige Zahl
ausg	Ausgaben pro Produkt in Rp.	Fünfstellige Zahl
herk	Herkunft	Region Bern: 1, Schweiz: 2, Europa: 3, ausserhalb Europa: 4, weiss nicht: 5
verp1	Verpackungskomponente, 1. Nennung	Der Reihenfolge nach nummeriert (Achtung: ungleiche Antwortvorgaben/Positionen bei den verschiedenen Produktgruppen -> Rekodierung bei der Datenbereinigung)
verp2	Verpackungskomponente, 2. Nennung	dito
kons1	Konservierungsart, 1. Nennung	dito
kons2	Konservierungsart, 2. Nennung	dito
bio	Einkauf des Produktes im Bioladen, Reformhaus oder beim Biobauer	ja = 1 nein = 2
label	Vorhandensein eines Labels für biologische Produktion	ja -> einstellige Zahl entsprechend der Position des zutreffenden Labels im Tagebuchstudie, nein = missing (d.h. = x), (->bei der Datenbereinigung Rekodierung zu einfacher ja - nein Dichotomie
gewohn	gewohnheitsmässiger Einkauf des entsprechenden Produktes (mindestens 1x pro Woche)	ja = 1 nein = 2
aktion	Produkt im Preis herabgesetzt	ja = 1, nein = 2, weiss nicht = 3
rekl	Aufmerksamkeit durch spezielle Reklame/Präsentation auf das Produkt gelenkt	ja = 1 nein = 2
emot	Produkt aus "Gluscht" gekauft (emotional-intuitive Handlung)	ja = 1 nein = 2
zweck1	vorgesehener Verwendungszweck des Produktes, 1. Nennung	einstellige Zahl entsprechend der Position der Antwortkategorie im TB
Zweck2	2. Nennung	dito

Position der Variablen im Datensatz

Nachfolgendes Programm (Syntax) legt die Position der Variablen innerhalb der Datenzeile fest, die einen Fall (ein eingekauftes Produkt) beschreibt. Die Zahlen jeweils hinter dem Variablennamen geben an, an welcher Stelle in der Datenzeile die zur Variablen gehörigen Werte eingegeben werden bzw. zu finden sind.

vpn 1-4 woch 5 gruppe 6-7 tag 8 stueck 9-10 kilo/liter 11-15 ausg 16-20 herk 21 verp1 22 verp2 23 verp3 24 kons1 25 kons2 26 bio 27 lable 28 gewohn 29 aktion 30 rekl 31 emot 32 zweck1 33 zweck2 34.

Beispiel: Für jedes eingekaufte Produkt (= Grundeinheit) wird eine Datenzeile mit total 34 Stellen eingegeben. Dies sieht z.B. so aus:

1101102501003140100524x1x2x22212x

D.h. die Versuchsperson 1101 hat am Freitag der 1. TB-Woche ein Stück Kalbfleisch eingekauft, das durch folgende Merkmale beschrieben wird: Gewicht: 314 gr, Preis: 10.05 Fr., Herkunft: Schweiz, Verpackung: Plastikdose, Konservierung: gekühlt, nicht im Bioladen o.ä. gekauft, ohne Biolabel, gewohnheitsmässig eingekauft, preislich nicht herabgesetzt, nicht durch spezielle Reklame/Präsentation auf das Produkt aufmerksam gemacht worden, aus "Gluscht" gewählt, für ein geplantes Alltagsgericht vorgesehen

Zusammenfassung von Mehrfachantworten aus der Tagebuchstudie

Zur Vereinfachung der Berechnungen wurden verschiedene Gemüseprodukte zu Produktkategorien zusammengefasst. Die “Produktkategorie ECOINVENT” in Tab. 6-15 stellt die erste Stufe der Vereinfachung dar. Die Bezeichnungen entsprechen den Modulnamen in ECOINVENT.[114] Ersetzt werden hierdurch die Kriterien Anbau und Gemüsegruppe. Für die Auswertungen des psychologischen TP wurde eine weitere Zusammenfassung zu nur noch 4 unterschiedlichen Anbauarten, mit etwas unterschiedlichen verursachten Umweltbelastungen, durchgeführt. Die Unterscheidung in FL tief bzw. hoch wurde entsprechend der in den Berechnungen gefundenen Umweltbelastungen getroffen.

Tab. 6-15 Vereinfachte Zuordnung der Produktkategorien für die Auswertung der modularen Ökobilanz und der Tagebuchstudie.

Anbau	Konservierung	Herkunft	Produkte	Produktkategorie in ECOINVENT	Tagebuch-studie
nicht bio	-	-	Kohlgemüse	Kohlgemuese FL	FL hoch
nicht bio	-	-	Salat	Salat FL	FL tief
nicht bio	-	-	Wurzelgemüse	Wurzelgemuese FL	FL hoch
nicht bio	-	-	Lauchgemüse	Lauchgemuese FL	FL hoch
nicht bio	frisch / gekühlt	RB, CH, Europa	Auberginen, Fenchel	Auberginen, etc. GH	GH
nicht bio	frisch / gekühlt	RB, CH, Euro-	Gurken, Peperoni, Tomaten,	Gurken, etc. GH	GH

[114] Die Verwendung der Berechnungen zu “Salat GH” war nicht mehr nötig, da nach diesen Annahmen aller Salat im Freiland angebaut wurde.

Anbau	Konservierung	Herkunft	Produkte	Produktkategorie in ECOINVENT	Tagebuch-studie
		pa	Zucchetti		
nicht bio	frisch / gekühlt	RB, CH, Europa	Bohnen, Artischocken, Spargel, Spinat, Erbsen, sonstiges Gemüse	Sonstiges Gemüse GH	GH
nicht bio	nicht frisch oder gekühlt	-	Auberginen, Fenchel	Auberginen, etc. FL	FL tief
nicht bio	nicht frisch oder gekühlt	-	Gurken, Peperoni, Tomaten, Zucchetti	Gurken, etc. FL	FL tief
nicht bio	nicht frisch oder gekühlt	-	Bohnen, Artischocken, Spargel, Spinat, Erbsen, sonstiges Gemüse	Sonstiges Gemüse	FL hoch
nicht bio	-	-	Fertiggerichte	Mittelwert FL	FL tief
bio	-	-	Kohlgemüse	Kohlgemüse bio	bio
bio	-	-	Salat	Salat bio	bio
bio	-	-	Wurzelgemüse	Wurzelgemüse bio	bio
bio	-	-	Lauchgemüse	Lauchgemüse bio	bio
bio	-	-	Auberginen, Fenchel	Auberginen etc. bio	bio
bio	-	-	Gurken, Peperoni, Tomaten, Zucchetti	Gurken etc. bio	bio
bio	-	-	Bohnen, Artischocken, Spargel, Spinat, Erbsen, sonstiges Gemüse	Sonstiges Gemüse bio	bio

FL - Freiland, GH- Gewächshaus, bio - biologisch, "-" - Angabe egal

Die Unterscheidung der Konservierungsart wurde gegenüber der Abfrage im Tagebuch, für die Auswertung weiter vereinfacht. Bei zwei angekreuzten Arten wird jeweils die in der Tabelle tiefer stehende zugeordnet. Wurde "Anders konserviert" zusammen mit einer anderen Möglichkeit angekreuzt, so wird diese Möglichkeit zugeordnet. Wurde "Anders konserviert" alleine angekreuzt so entspricht dies "erhitzt". Beim Fleisch wird entsprechend vorgegangen. Die Rangfolge wird in Tab. 6-16 wiedergegeben. "Anders konserviert, weiss nicht" wird zu "Konserviert ..." vereinfacht.

Tab. 6-16 Vereinfachungen bei der Konservierungsart für Gemüse- und Fleischprodukte.

Gemüse	**Fleisch**
Ungekühlt	Gekühlt (frisches Fleisch, Fisch)
Gekühlt	Konserviert, geräuchert (z.B. Schinken), getrocknet, gepökelt
Erhitzt	Tiefgekühlt
Tiefgekühlt	

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

In den folgenden Schlussfolgerungen werden die Ergebnisse der Arbeit zusammengefasst und die aufgeworfenen Fragestellungen beantwortet. Es werden ausserdem Anwendungsmöglichkeiten für die entwickelte Methodik aufgezeigt. Die Vor- und Nachteile der entwickelten modularen Ökobilanz werden diskutiert.

7.1. Die modulare Ökobilanz: Möglichkeiten und Grenzen der entwickelten Methode

Wie können die Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums auf geeignete Weise quantifiziert werden?

Die hier entwickelte Methodik der modularen Ökobilanz hat sich als geeignete Methode erwiesen, um die Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums zu quantifizieren. Die Methodik der Ökobilanzierung wurde zur Anwendung auf eine konkrete transdisziplinäre Fragestellung weiterentwickelt. Die Methode erweitert das Feld der Anwendungsmöglichkeiten für Ökobilanzen. Wesentliche Elemente bei dieser Weiterentwicklung sind:

- Aufteilung des Lebensweges in verschiedene Module, die getrennt von einander bilanziert werden.
- Definition dieser Module an Hand der für KonsumentInnen erkennbaren, umweltrelevanten Produktmerkmale.
- Abbildung der umweltrelevanten Entscheidungen auf Ebene der Produktkategorie und Produktgruppe.
- Die Methodik vereinfacht das Inventar für die landwirtschaftliche Produktion durch einen Rückgriff auf Ideen der Hybrid-Analyse und durch den Rückgriff auf Erkenntnisse aus detaillierten Ökobilanzen.

Im konkreten Anwendungsfall hat die Methode dabei folgende Fortschritte gebracht:

- Mit der Methode war es möglich eine Vielzahl unterschiedlicher Nahrungsmitteleinkäufe mit vertretbarem Aufwand ökologisch zu beurteilen und zu vergleichen.
- Verschiedene Entscheidungsebenen des umweltrelevanten Verhaltens können mit der entwickelten Methodik und den empirischen Ergebnissen parallel analysiert werden.
- Die Methode ist an die Entscheidungssituation der VerbraucherInnen angepasst und liefert somit für diese Akteure umsetzbare Erkenntnisse.
- Mit der Methode konnte die Wichtigkeit verschiedener Handlungshinweise quantitativ abgeschätzt werden, die bisher nur qualitativ nebeneinander standen.
- In der Zusammenarbeit mit PsychologInnen konnten ökologische Handlungskonsequenzen quantitativ beurteilt werden.

Die notwendigen Vereinfachungen und Veränderungen gegenüber der konventionellen Ökobilanzmethodik schafften allerdings auch neue methodische Probleme bei der

Anwendung dieses Instruments. Folgende Schwierigkeiten stehen dabei besonders im Vordergrund:

- Die Zerteilung des Lebensweges auf die erkennbaren Merkmale schafft ein neues Allokationsproblem. Umweltbelastungen aus dem Lebenszyklus sind teilweise an mehrere Produktmerkmale gekoppelt oder sie können nicht direkt einem Merkmal zugeordnet werden. So hängen z.B. die Aufwendungen für Kühlung beim Transport sowohl von der Herkunftsregion, als auch von der Konservierungsart ab. Wenn sie bei der Konservierung berücksichtigt werden, kann der Einfluss unterschiedlich langer Transporte für diesen Teilaspekt nicht mehr modelliert werden.
- Nicht alle theoretisch möglichen Kombinationen von Produktmerkmalen sind auch real existent. So könnte die Module z.B. zu einer Ökobilanz für Tiefkühlgemüse in einer Glasverpackung kombiniert werden, obwohl diese Kombination nicht möglich ist. Dies muss bei der Analyse der Ergebnisse berücksichtigt werden.
- Die „funktionelle Einheit“ kann nicht so definiert werden, dass alle untersuchten Produkte wirklich die gleiche Funktion erfüllen. Im konkreten Anwendungsbeispiel der Nahrungsmittel wäre eine Kooperation mit den Ernährungswissenschaften wünschenswert, in der ein geeigneter Indikator zur Beurteilung der Lebensmittelqualität gefunden wird.

Die Ergebnisse der Arbeit können in den Forschungsarbeiten anderer wissenschaftlicher Gruppen, z.B. aus dem IP Gesellschaft verwendet werden. Zur Förderung eines umweltbewussten Konsumhandelns, können die Ergebnisse aber auch in die Öffentlichkeitsarbeit von staatlichen Stellen oder Interessenverbänden einfliessen. Die entwickelte Methodik und die im Rahmen der Studie erarbeitete Datengrundlage eröffnen folgende Anwendungsmöglichkeiten:

- Auswertung der in einer Tagebuchstudie erfassten Einkäufe hinsichtlich der Umweltfolgen.
- Möglichkeit zur individuellen Rückmeldung der verursachten Umweltbelastungen an die KonsumentInnen und hierdurch Reflexionsmöglichkeit des eigenen Verhaltens.
- Erarbeitung von Handlungsoptionen für KonsumentInnen für ein ökologisches Einkaufsverhalten auf Grundlage einer Lebenszyklusbetrachtung unterschiedlicher Produkte und Produktvarianten.
- Erarbeitung einer Beurteilungsgrundlage, die auf unterschiedliche Art in Informationsmaterialien eingebaut werden kann, z.B. Fragebogen mit dem die Umweltbelastungen durch einen Einkauf ermittelt werden können oder Computerprogramm mit dem verschiedene Einkaufsentscheidungen durchgespielt werden können.
- Anwendungsmöglichkeiten auch auf Ebene anderer Akteure, z.B. Detailhandel. Hier kann in Vorstudien die Umweltrelevanz verschiedener Verarbeitungsstufen abgeschätzt werden. Auf diese Weise können Fehlentwicklungen vermieden und Entwicklungspotentiale aufgezeigt werden.
- Information für die weiteren Teilprojekte im IP Gesellschaft, inwieweit die dort getroffenen Annahmen zur Ökologisierung des Bedürfnisfeldes Ernährung (z.B. Regionalisierung, Massenmarkt biologischer Produkte) stichhaltig sind.

- Verknüpfung mit den Daten der neuen Verbrauchserhebung für die Schweiz (Bundesamt für Statistik 1999).
- Kooperation mit Grossverteilern zur Untersuchung und Verbesserung der firmeninternen Informationen zum KonsumentInnenverhalten und Aufzeigen von ökologischen Optimierungsmöglichkeiten ihrer Produkte.

Die entwickelte Methodik ist auch auf andere Produktkategorien beim Nahrungsmitteleinkauf übertragbar. Relativ einfach erscheint die Anwendung auf die Produktkategorien Getränke und Obst. Für Milch und Mehlprodukte müsste eine differenzierte Analyse des Merkmals Konservierung bzw. Verarbeitung erfolgen. Hier ist wahrscheinlich die Unterscheidung einer höheren Anzahl von Verarbeitungsmöglichkeiten nötig. Der Aufwand für die Beurteilung von hoch verarbeiteten Lebensmitteln und Mischprodukten ist schwierig abzuschätzen, da hierzu bisher noch relativ wenig detaillierte Ökobilanzen vorliegen, auf die zurückgegriffen werden könnte.

Die Übertragbarkeit der entwickelten Methodik auf das KonsumentInnenhandeln in anderen Bedürfnisfeldern (z.B. Kommunikation, Hygiene oder Kleiden) lässt sich nur schwer abschätzen. Es ist fraglich, ob sich hier für die Grundproduktion eine ähnlich vereinfachte Vorgehensweise entwickeln lässt wie für die landwirtschaftliche Produktion. In einigen Bedürfnissfeldern (z.B. Mobilität) sind nicht die indirekten Umweltbelastungen auf Grund der vorgelagerten Produktion wichtig, sondern die direkten Umweltauswirkungen, also z.B. die Fahrt mit dem Personenwagen und daraus resultierende Emissionen. Hier müssten die Module sich also stärker am KonsumentInnenverhalten und weniger an die Kaufentscheidungen orientieren.

7.2. Untersuchung von Konsumhandeln in einer Tagebuchstudie

Wie unterscheiden sich verschiedene KonsumentInnen hinsichtlich der durch ihren Konsum verursachten Umweltfolgen?

Bisher gibt es nur wenige sozialwissenschaftliche Studien, in denen die Umweltrelevanz verschiedener Handlungsweisen quantitativ beurteilt wird. Mit der modularen Ökobilanz wurden geeignete Beurteilungskriterien für ökologisches Verhalten beim Nahrungsmitteleinkauf erarbeitet. In Zusammenarbeit mit dem psychologischen Forschungsprojekt wurde eine Schnittstelle zwischen sozial- und naturwissenschaftlichen Forschungsansätzen gefunden, um ökologische Konsequenzen des Handelns zu analysieren.

Es hat sich herausgestellt, dass einer klaren Vorstellung dazu, was „ökologisches Handeln“ ist, besondere Bedeutung zukommt. Die Begutachtung von einzelnen Verhaltensitems, wie z.B. „Auswahl von bestimmten Verpackungsvarianten“, führt unter Umständen nur zu einem lückenhaften Bild der realen Umweltfolgen verschiedener Verhaltensweisen. Vielmehr muss der durch das gesamte Handeln verursachte Umweltschaden quantifiziert werden, um vergleichbare Resultate zu gewinnen. Ökobilanzen können einen wichtigen Beitrag dazu leisten Verhaltensweisen auf unterschiedlichen Entscheidungsebenen hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz zu quantifizieren und die Relevanz der verschiedenen Ebenen abzuschätzen.

Zukünftige transdisziplinäre Forschungsarbeiten können den hier entwickelten Ansatz aufnehmen und weiter an einer Vereinheitlichung der Beurteilungskriterien für „ökologisches Verhalten“ arbeiten. Aus Sicht der KonsumentInnenforschung sollte ausserdem untersucht werden, ob die hier postulierten Entscheidungsebenen auch von den KonsumentInnen wahrgenommen werden und ob sie die Relevanz ihrer Handlungen hinsichtlich dieser Ebenen einordnen können.

In der Untersuchung konnten quantifizierbare Unterschiede bei den Umweltbelastungen, der durch verschiedene KonsumentInnentypen getätigten Einkäufe, gezeigt werden. Wünschenswert wäre es, diese Resultate vor dem Hintergrund des als aus ökologischer Sicht notwendigen Verhaltens zu diskutieren. Die in dieser Studie gefundenen, geringen Unterschiede zwischen verschiedenen Personengruppen, reichen wahrscheinlich noch nicht aus, um einen wirklich ökologisch nachhaltigen Lebensstil aufzuzeigen.

Für die Planung nachfolgender Studien an der Schnittstelle Ökobilanzierung - Psychologie sollten im Weiteren folgende Probleme vermieden werden, die sich in diese Untersuchung ergeben haben.

- In der Konsumphase werden weitere umweltrelevante Entscheidungen, z.B. zum Heimtransport, Lagerung und Zubereitung, getroffen. Diese sollten in die Abfrage einbezogen werden.
- Das Merkmal Gewächshausproduktion wird inzwischen auf Gemüseprodukten ausgewiesen und könnte direkt erfragt werden.
- In dieser Studie fehlte ein vollständiger Überblick zur insgesamt durch eine Person konsumierten Menge, die ein wichtiges Kriterium zum Vergleich der Umweltrelevanz verschiedener Verhaltensweisen ist. Es wäre deshalb sinnvoll in einer Abfrage alle Kanäle des Nahrungsmittelkonsums für eine Person zu untersuchen.
- Der Ausmass des Fleischkonsums ist ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung der Umweltrelevanz des Ernährungsstils. Bei der Typenbildung für die Analyse sollte eine Gruppe mit vegetarischer Ernährungsweise unterschieden werden.
- Die getroffene Aufteilung in Gemüsekategorien nach allgemein bekannten Zuordnungskriterien, wie z.B. Kohlgemüse oder Salat, hat sich nicht als ökologisch relevant erwiesen. Die Umweltbelastungen verschiedener Produkte schwanken innerhalb einer Gruppe relativ stark. Einige Produkte sind ausserdem schwierig einer solchen Produktgruppe zuzuordnen. Weitere Auswertungen zur Umweltrelevanz verschiedener Gemüseprodukte wären nötig, um eine Kategorieneinteilung zu finden, die sowohl die ökologische Relevanz widerspiegelt, als auch den Wahrnehmungskriterien von KonsumentInnen entspricht.

7.3. Restriktionen und Optionen des ökologischen Nahrungsmittelkonsums

Welche Hindernisse gibt es auf dem Weg zu einem ökologischeren Ernährungsstil?

Diese Forschungsarbeit wurde im Rahmen einer transdisziplinären Zusammenarbeit erstellt. Im Kapitel 4.1 wurde für diese Zusammenarbeit eine Heuristik vorgestellt.

Tab. 4-1 zeigte die Beschreibung der Restriktionen und Optionen wie sie von der AG R&O definiert wurden.

In Tab. 7-1 werden individuumsinterne- und externe Restriktionskategorien dargestellt die sich an Hand der modularen Ökobilanz und aus der Auswertung von Ökobilanzen vor dem Hintergrund der transdisziplinären Heuristik herausgestellt haben.

Da Ergebnisse aus anderen Ökobilanzen in die vorliegende Arbeit eingeflossen sind, ist ein klare Trennung zwischen neuen und vorhandenen Erkenntnissen nur schwer möglich. Für die Einordnung der Ergebnisse aus dieser Untersuchung unter dem Oberbegriff Restriktionen & Optionen hat sich eine Unterscheidung für verschiedene Akteure und verschiedene Stufen des Lebensweges als sinnvoll erwiesen.

Tab. 7-1 Übersicht über ökologisch relevante Restriktions- bzw. Ressourcenkategorien, die sich auf Grund von Ökobilanzen für den Akteur KonsumentIn feststellen lassen.

Restriktions kategorie	Individuumsintern	Individuumsextern
(Nicht-) Wissen	Anteile bzw. Ausmass des ökologischen Rucksacks sind nicht vollständig auf Grund von Produktmerkmalen und zur Verfügung stehenden Informationen zu erkennen. So ist z.B. unklar, wie lange eine Ware unter Kühlung gelagert wurde oder ob ein Stück Fleisch aus Neuseeland mit dem Schiff oder dem Flugzeug transportiert wurde. Diese Faktoren können jedoch einen wesentlichen Einfluss auf die Ökobilanz haben (Vgl. hierzu auch Tab. 4-5).	In der öffentlichen Diskussion gibt es eine Reihe von Handlungshinweisen für einen umweltgerechten Einkauf, basierend auf unterschiedlichen Vorstellungen zur ökologischen Beurteilung. Es gibt aber keine klaren Hinweise auf die Priorität unterschiedlicher Umweltindikatoren und Verhaltensmöglichkeiten. Durch den Anspruch von "Nachhaltigkeit" als Entwicklungsziel wird das Problem des Fehlens geeigneter und allgemein anerkannter Orientierungsindikatoren verstärkt. Unterschiedliche Akteure der Gesellschaft verfolgen unterschiedliche Interessen, dies kann zu entgegengesetzten Aussagen für eine ökologische Optimierung führen. Die Relevanz unterschiedlicher Handlungshinweise, z.B. zum Energieverbrauch, Wasserverbrauch, Transportdistanz, Verpackungsmaterial, Recycling oder Abfallaufkommen wurde bisher wenig thematisiert.
(Nicht-)Sollen	Glas wird oft als relativ ökologisches Verpackungsmaterial angesehen, das bevorzugt werden sollte. Wenn die Verpackung nicht wiederverwendet wird, hat Glas gegenüber anderen Materialien keinen Vorteil. In Hinweisen zu umweltbewusstem Verhalten wird der Verzicht auf Verpackungen beim Einkauf herausgestellt. Auf den Einfluss der Umweltbelastungen durch Fleisch- oder Gemüseeinkäufe hat dies jedoch nur einen geringen Einfluss.	Bioprodukte sollen auf Grund der öffentlichen Diskussion bevorzugt gekauft werden. Diese Handlungsstrategie erscheint auf Grund von Ökobilanzen nicht das einzige oder wichtigste Kriterium zu sein.
(Nicht-)Wollen	Der Fleischkonsum ist in diesem Jahrhundert stetig gestiegen. Dies führt zu höheren Umweltbelastungen. Für die in der Kategorie Können-individumsextern genannten Neuentwicklungen auf der Angebotsseite gibt es scheinbar eine entsprechende	Die Verpackung spielte in der öffentlichen Diskussion lange Zeit eine herausgehobene Rolle, wie eine Vielzahl von Ökobilanzen zu diesem Thema belegt. Insbesondere von KonsumentInnenseite scheint ein hoher Erwartungsdruck zur Reduktion der im Haushalt anfallenden (und somit erfahrbaren) Abfallmenge durch Verpackungen zu bestehen. Es ist allerdings fraglich, inwieweit diese Dis-

Restriktions kategorie	Individuumsintern	Individuumsextern
	Nachfrage mit einhergehenden negativen ökologischen Folgen.	kussion die ökologischen Prioritäten widerspiegelt. In Ökobilanzen des gesamten Nahrungsmittels hat die Verpackung teilweise einen geringen Anteil an den Gesamtbelastungen.
(Nicht-) Können	Auf Grund der Angebotsausweitung ist es möglich eine Reihe von umweltbelastenden Produkten, z.B. exotische Früchte, Lachs, Crevetten, etc. zu kaufen.	Auf Grund der technischen Entwicklung ist es möglich, ausserhalb der Saison produzierte Produkte (Gewächshaus) oder weit transportierte Produkte mit höheren Umweltbelastungen zu kaufen. Nahrungsmittel können über längere Zeit gekühlt haltbar gemacht werden. Dies verursacht hohe Umweltbelastungen. Die Entwicklung neuer Zubereitungstechnologien und der zugehörigen Nahrungsmittel ermöglicht es Bedürfnisse nach Convenience-Produkten zu erfüllen. Diese Nahrungsmittel führen u.U. zu höheren Umweltbelastungen.

Die Anwendung der Forschungsheuristik, auf die erarbeiteten Untersuchungsergebnisse, war mit verschiedenen Schwierigkeiten verbunden. Eine Schwierigkeit bei der Einordnung zu den unterschiedenen Restriktions-, bzw. Ressourcen-Kategorien ist die unklare Trennung zwischen den Ergebnissen eigener Forschung und der Zugehörigkeit als Akteur “Forscher” zum Untersuchungsgegenstand “Bedürfnisfeld Ernährung”. Die vorliegende Arbeit zielt darauf Ergebnisse von Ökobilanzen und ähnlichen Untersuchungen für KonsumentInnen verfügbar zu machen. Durch die Arbeit wird somit der Stand der Wissenschaften erweitert. Das “objektiv verfügbare Wissen” kann also nicht neutral von aussen betrachtet wiedergegeben werden, da es im Rahmen der Arbeit erweitert wurde. Dies führte zu Schwierigkeiten beim Ausfüllen des Kästchen Wissen-Extern.

In der vorliegenden Forschungsarbeit wurde nicht gezielt mit Akteuren zusammengearbeitet, um festzustellen, inwieweit Restriktionen der Spalte *Intern* bzw. *Extern* zuzuordnen sind. Bei der Unterscheidung zwischen diesen beiden Zuordnungen bin ich auf die Auswertung von Literatur angewiesen. Es erscheint durchaus sinnvoll, auch für die erarbeiteten Ergebnisse, eine Trennung zwischen intern und extern vorzunehmen. Als extern wird das Wissen bezeichnet, welches sich in wissenschaftlicher Literatur zum Thema findet. Als intern dagegen wird das Wissen bezeichnet, das nach meiner Erfahrung auch an KonsumentInnen weitergegeben wurde. Als Nicht-Wissen auf interner Seite bezeichne ich z.B. umweltrelevante Auswirkungen im Lebensweg, die nach meiner Einschätzung von KonsumentInnen weder direkt (z.B. auf Grund von Produktmerkmalen) noch indirekt (z.B. auf Grund von Literatur) erkannt werden können, die aber bekanntermassen relevant sind. So wird eine Konsumentin z.B. nicht wissen (können) wie lange die Zutaten für frische Tortellini vorher tiefgekühlt zwischengelagert waren. Unter ökologischen Gesichtspunkten ist dies aber durchaus relevant.

Bei der Einordnung von Ergebnissen der modularen Ökobilanz hat sich die Abgrenzung zwischen den verschieden Kategorien als relativ schwierig erwiesen. So könnten z.B. “fehlende individuelle Fähigkeiten zu ökologisch sinnvollem Handeln” genau so gut bei Nicht-Wissen eingeordnet werden. In dieser Arbeit wurde der Frage der Zu-

ordnung einer bestimmten Erkenntnis, zu einer dieser Kategorien nicht gezielt nachgegangen. Somit kann bei einigen Themen nicht festgestellt werden, ob es am Wollen, Sollen, Können oder Wissen hängt. Hierzu können nur Vermutungen angestellt werden, die dann evtl. in weiteren Untersuchungen verifiziert werden könnten.

Ein wichtiger Impuls für meine Ökobilanzierung war die Unterscheidung von Akteuren und ein Blick auf deren Handlungsspielräume. Es hat sich gezeigt, dass das Ergebnis einer Ökobilanz auch von der eingenommenen Perspektive abhängt. So kommt z.B. ein Vergleich zwischen IP- und Bioproduktion aus Sicht des Bauern evtl. zu einem anderen Ergebnis als aus Sicht der KonsumentInnen.[115] In der Zieldefinition einer Ökobilanz sollte deshalb auch die eingenommene Sichtweise klar definiert werden. Dies vereinfacht das Vorgehen u.U. dann, wenn in der Folge Handlungsoptionen in der Bilanz vernachlässigt werden, die für den entsprechenden Akteur nicht bestehen.

Trotz der geschilderten Schwierigkeiten hat die erarbeitete Heuristik dazu beigetragen, die disziplinäre Forschung in verschiedenen Projekten so zu koordinieren, dass ein Austausch der Ergebnisse vereinfacht wurde und dass definierte Schnittstellen für die Zusammenarbeit gefunden werden konnten. Der Einfluss sozialwissenschaftlich geprägten Denkens, hat sich auch für die vorliegende Arbeit als nützlich zur Strukturierung des Themas erwiesen.

7.4. Handlungshinweise für den ökologischen Einkauf von Nahrungsmitteln

Welche Hinweise sollten verschiedene KonsumentInnen sinnvoller Weise befolgen um die Umweltbelastungen auf Grund ihres Ernährungsverhaltens zu reduzieren?

Ein Ziel der Untersuchung war es, vereinfachende Handlungshinweise für ein ökologisches Einkaufsverhalten zu geben. Auf Grundlage der in den vorangegangen Kapiteln durchgeführten Diskussion wird eine Gewichtung der Handlungshinweise unternommen. Die Auswertung der Veränderung bei den verursachten Umweltfolgen durch marginalen Verhaltensänderungen, hat es ermöglicht den Effekt der entsprechenden Hinweise zu gewichten.

Die Handlungshinweise spiegeln den Stand des heutigen Wissens wieder. Zukünftige Entwicklungen bei der Ökobilanzmethodik, insbesondere die Erhebung zusätzlicher Umweltauswirkungen im Inventar und Weiterentwicklungen bei der Bewertungsmethode, aber auch technische Verbesserungen in einzelnen Teilen des Lebensweges (z.B. Reduktion der Emissionen auf Grund der Hofdüngerausbringung), könnten zukünftig zu einer geänderten Gewichtung der Handlungshinweise führen. Ein relativ unsicherer Punkt ist dabei die Bewertung der Produktionsweise. Auf Hinweise zur

[115] Der Bauer wird versuchen die Umweltbelastungen auf der von ihm bewirtschafteten Fläche zu reduzieren. D.h. er würde in der Regel extensivieren. Die Konsumentin hingegen würde evtl. auch Produkte aus IP-Produktion bevorzugen wenn diese pro kg geringere Umweltfolgen verursachen (Vgl. hierzu Kapitel 2.2.2.2).

Auswahl bestimmter Tierarten bzw. Gemüseprodukte wird auf Grund der in Kapitel 6.1.4.1 und 6.1.4.2 durchgeführten Diskussion verzichtet.

Für Fleisch und Gemüse stehen insbesondere Hinweise zur Herkunft und zur Produktionsweise im Vordergrund. Im Folgenden werden Hinweise zusammengefasst, die zu den grössten Umweltentlastungen beim Einkauf führen. Die ersten vier Hinweise sind auch unter Berücksichtigung der diskutierten Einschränkungen relativ sicher. Die Einschränkungen aus Kapitel 6.1.1 und 6.1.6 müssen für die beiden folgenden Hinweise beachtet werden. Der letzte Hinweise stützt sich auch auf Informationsquellen ausserhalb dieser Untersuchung.

- Verzicht auf frische Produkte aus Übersee, bei denen nicht sicher ausgeschlossen werden kann, dass sie eingeflogen wurden.
- Einkauf von Produkten aus der Schweiz bzw. der Region.
- Verzicht auf Gemüseprodukte aus dem Gewächshaus.
- Einkauf von frischen bzw. gekühlten statt tiefgekühlten Produkten.
- Einkauf von Bioprodukten.
- Verzicht auf konservierte Produkte in Glasverpackungen, wenn diese nicht wiederbefüllt bzw. recycled werden.
- Eine Reduktion des Fleischkonsums erscheint auf Grund der Bedeutung von Umweltbelastungen durch die Hofdüngeranwendung und den Veredelungsverlusten bei der Schweine- und Geflügelfleischproduktion sinnvoll zu sein.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass es wünschenswert wäre Handlungshinweise über mehrere Entscheidungsebenen hinweg zu gewichten. Im untersuchten Beispiel für den Gemüse- und Fleischeinkauf, scheint es eine übergeordnete Bedeutung des Ausmasses des Fleischkonsums für die verursachten Umweltbelastungen zu geben, die aber auf Grund methodischer Probleme (Wahl der funktionellen Einheit und Konsummenge) nicht genau genug untersucht werden konnte. Detailentscheidungen, wie z.B. die Auswahl einer bestimmten Verpackung, sind auf Grund viel wichtiger Entscheide auf höheren Entscheidungsebenen weniger umweltrelevant.

7.5. Umsetzung der Ergebnisse

Welche Schritte sind zur Umsetzung der gewonnen Erkenntnisse sinnvoll?

Ein Bestandteil transdisziplinärer Forschung ist die Umsetzung der Ergebnisse in Kooperation mit den betroffenen Akteuren. Hierzu wurden mehrere Ansätze gewählt.

Die Ergebnisse der modularen Ökobilanz wurden auf verschiedenen Veranstaltungen vorgestellt (Jungbluth 1998a, 1998b, 1998d, 1998e, 1999a, 1999b, 1999c, Jungbluth *et al.* 1998b). Durch die Diskussion mit den beteiligten Akteuren wurden die Ergebnisse immer wieder hinterfragt. Auf diese Weise konnten laufend Verbesserungen an der Arbeit vorgenommen werden.

Die Ergebnisse der Arbeit werden in das Planspiel „Nachhaltige Ernährung“ einfliessen.[116] Planspiele basieren auf "learning by doing", d.h. auf einen Zyklus von Beobachten, Reflektieren und Fällen von Entscheidungen. Wichtig sind insbesondere die einem Spiel vorausgehende Einführung und die nachfolgende Diskussion der Erlebnisse im Spiel. Dieser Zyklus wird in den Spielrunden abgebildet. Die Zielgruppe für dieses Spiel sind SchülerInnen und verschiedene Akteure des Bedürfnisfeldes Ernährung.

Die Auswertung der Umweltfolgen der Nahrungsmittelproduktion hat verschiedene Verbesserungsmöglichkeiten für ökologische Labels aufgezeigt. Alle Abschnitte des Lebensweges (Anbauweise, Verarbeitung, Transport und Verpackung) sollten in Kriterien für ein Produktelabel berücksichtigt werden. Eine betriebsbezogene Zertifizierung erscheint hierbei sinnvoll. In die Produktkennzeichnungen sollten Angaben zu den getätigten Transportmitteln integriert werden. Diese sollten auch in der Umwelterklärung oder im Öko-Audit des Unternehmens erwähnt werden das die Transporte in Auftrag gegeben hat. Verbesserungsmöglichkeiten für Produktlabels wurden in einem Workshops diskutiert (Jungbluth & Probst 1998).

In einer Diplomarbeit wurden die wesentlichen Ergebnisse der Arbeit so aufbereitet, dass KonsumentInnen die Umweltfolgen ihrer Nahrungsmitteleinkäufe selber bestimmen können. Durch den Vergleich dieser Ergebnisse mit Zielwerten für ein ökologisches Einkaufsverhalten, werden sie zu einem ökologischeren Einkaufsverhalten motiviert. Unterstützt werden sie hierbei durch Handlungshinweise die das bisherige Verhalten individuell berücksichtigen (Epp & Reichenbach 1999). Die Umsetzung erfolgte als Internet Homepage (www.ulme.uns.umnw.ethz.ch).

7.6. Schnittstellen natur- und sozialwissenschaftlicher Forschung

Diese naturwissenschaftliche Forschungsarbeit hat an verschiedenen Schnittstellen mit anderen Disziplinen zusammengearbeitet. Die Ergebnisse des Zusammenspiels von sozial- und naturwissenschaftlicher sowie transdisziplinärer Forschung werden im Folgenden reflektiert.

Abb. 7-1 gibt einen Überblick zur zeitlichen Abfolge der für meine Forschungsarbeit wichtigen Teilschritte. Auf der linken Seite werden die in dieser Arbeit durchgeführten Teilschritte mit den entsprechenden Kapiteln aufgeführt. In der Mitte der Abbildung werden einige Teile des Forschungsablaufs im psychologischen Teilprojekt beschrieben. An unterschiedlichen Stellen gab es gemeinsame Schnittstellen bzw. einen Austausch von Daten und Informationen die hier durch Überlappungen bzw. Pfeile deutlich gemacht werden. Wichtig für die gesamte Arbeit war aber auch der transdisziplinäre Forschungszusammenhang der auf der rechten Seite angedeutet wird. Hier flossen wiederum Ideen und Arbeiten von weiteren Teilprojekten ein.

Eine Schwierigkeit beim Zusammenspiel verschiedener Typen von Forschung war die unterschiedliche Definition von Begriffen. Erst in langen Diskussionen konnte hierzu ein gemeinsames Verständnis erarbeitet werden. Schwierig war es auch ein Gefühlt

[116] Dieses wird durch Markus Ulrich und Sybille Borner, UCS - Ulrich Creative Simulations, Zürich entwickelt.

dafür zu entwickeln welche Fragen jeweils von einer anderen Disziplin gestellt werden und welche Fragen beantwortet werden können. Und als dritte Schwierigkeit hat sich das zeitliche Abstimmung beim Austausch der Ergebnisse herausgestellt. Teilweise lagen die für eine Auswertung benötigten Ergebnisse nicht zeitgleich vor.

Insgesamt haben sich aber durch die enge Zusammenarbeit auch neue Chancen für eine Forschungsarbeit ergeben. Auf der einen Seite ist es gelungen ein geeignetes Messinstrument zur Unterscheidung der ökologischen Folgen von Konsumhandlungen zu entwickeln. Hierzu wurde die Relevanz unterschiedlicher Handlungsoptionen quantitativ beurteilt. Oft wurden diese bisher einfach einzeln abgefragt und nur an Hand ihrer Ausführungsschwierigkeit gewichtet (siehe z.B.Kaiser 1998). Auf der anderen Seite konnte das technische Instrument der Ökobilanzierung besser an die Entscheidungssituationen der KonsumentInnen angepasst werden. Bisher wurde dieses Instrument oft nur zur Entscheidungsunterstützung von vorgelagerten Akteuren der Nahrungsmittelkette genutzt.

Für zukünftige transdisziplinäre Forschungsarbeiten erscheint es sinnvoll möglichst früh innerhalb des Forschungsprozesses auf gemeinsame Fragestellungen hin Untersuchungen zu planen. Diese Kooperationen sollten dann auch über die Dauer des gesamten Forschungsprozesses hin angelegt sein.

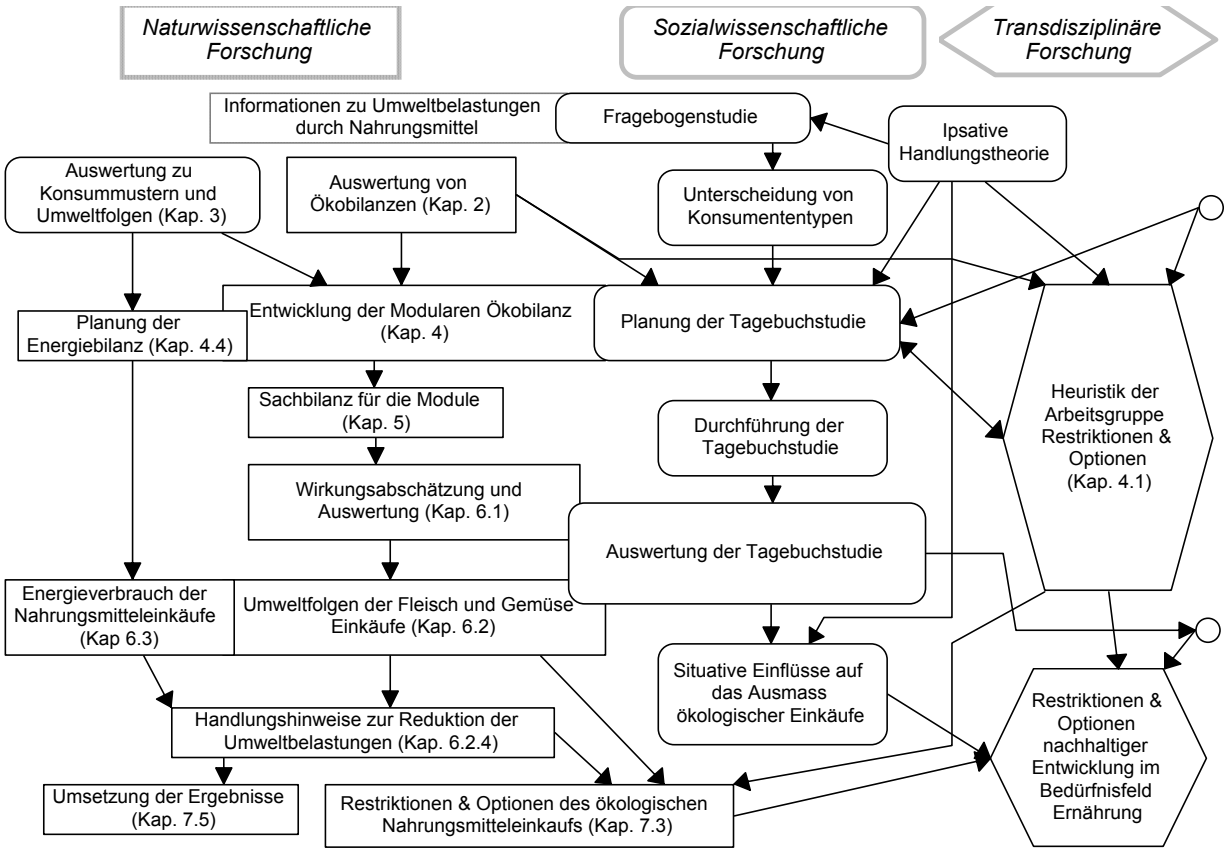


Abb. 7-1 Überblick zu den Schnittstellen zwischen sozial- und naturwissenschaftlicher Umweltforschung für diese Forschungsarbeit.

Literatur

Aeberhard, T., (10.1996), *Nachhaltiger Konsum von Fleisch und anderen tierischen Produkten.* Konsum & Umwelt, WWF Schweiz, Zürich.

AkkU Umweltberatungs GmbH, Salzgeber, C., Lörcher, M., (1.1996), *Produkt-Ökobilanz des Pfister-Öko-Brotes.* Stocker`s Backstube GmbH, Ludwig Stocker Hofpfisterei GmbH, Lauf/Pegnitz, Deutschland.

Aktion Klima, (1992), *Mein persönlicher Energieverbrauch.* Bern.

Alfödi, T., Schmid, O., Gaillard, G., Dubois, D., (1999), "IP- und Bio-Produktion: Ökobilanzierung über eine Fruchtfolge." In *Agrarforschung* Vol. **6** (9): 337 - 340, Posieux.

Alföldi, T., (10.1998), "Ökobilanzen landwirtschaftlicher Produktionsweisen am Beispiel eines langjährigen Feldversuches." In Jungbluth, N. & Köllner, T., *8. Diskussionsforum Ökobilanzen "Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produkte".* Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Alföldi, T., Spiess, E., Niggli, U., Besson, J.-M., (1995), "DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell." In *Schweiz. Landw. Fo.* Vol. **2** (Sonderheft DOK): 1-16.

Alföldi, T., Spiess, E., Niggli, U., Besson, J.-M., (1997), "Energiebilanzen für verschiedene Kulturen bei biologischer und konventioneller Bewirtschaftung." In *Ökologie & Landbau* Vol. **25** (1): 39-42.

Ammann, H., (1997), *Maschinenkosten 1998 - Uebersicht - Zusammenfassung.* FAT-Berichte No. 507, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon.

Andersson, K., Høgaas-Eide, M., Lundqvist, U., Mattson, B., (1998a), "The feasibility of including sustainability in LCA for product development." In *Journal of Cleaner Production* Vol. **6** : 289-298.

Andersson, K. & Ohlsson, T., (1999), "Life Cycle Assessment of Bread Produced on Different Scales." In *Int. J. LCA* Vol. **4** (1): 25-40, Landsberg, Germany.

Andersson, K., Ohlsson, T., Olsson, P., (1998b), "Screening life cycle assessment (LCA) of tomato ketchup: a case study." In *Journal of Cleaner Production* Vol. **6** (3-4): 277-288.

Antille, G., (1995), *Consommation privée.* Laboratoire d`économie appliquée de l`Université de Genéve, Genf.

Antille, G., Romerio, F., Vickers, D., (1995), *Tableaux Entrees-Sorties Suisse - 1990 - Version provisoire.* Laboratoire d`économie appliquée de l`Université de Genéve, Genf.

Anwander Phan-Huy, S., (9.1993), *Agrarschutz für Hors Sol-Produkte?* Institut f. Agrarwirtschaft, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Zürich.

Anwander Phan-Huy, S., (1998), *Nachfrageseitige Akzeptanz von Technologien im Ernährungsbereich.* Diss. ETH Nr. 12564, Institut f. Agrarwirtschaft, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 241 Seiten, Zürich.

Arbeitsgruppe Nachhaltige Entwicklung, Brunner, S., Haldimann, U., Regendinger, L., Maier, S., Schulz, T., Stalder, U., (Entwurf 6.1997), *Zur Nachhaltigen Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung - Erste Konkretisierung und Anmerkungen zur Operationalisierung.* Integriertes Projekt Gesellschaft I, SPPU, IDHEAP, Chavannes-près-Renens.

Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen, (6.1998), *Restriktionen und Optionen: Eine transdisziplinäre Heuristik zur Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung.* Diskussionspapier No. 3, ISBN 3-906502-61-9, Integriertes Projekt Gesellschaft I, SPPU, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, Switzerland.

Arnold, S., Tanner, C., Wölfing-Kast, S., (3.1999), *Die Wirkung ausgewählter Kontextbedingungen auf das ökologisch nachhaltige Einkaufsverhalten: Resultate einer*

Tagebuchstudie. Forschungsbericht No. 4, Psychologischen Institut, Universität Bern, Schweiz.

Audsley, E., Alber, S., Cowell, S. J., Clift, R., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., Ziejts, H. v., (6.1997), *Harmonisation of Environmental LCA for Agriculture.* Final Report, Concerted Action No. AIR3-CT94-2028, Silsoe Research Institute, Silsoe, GREAT BRITAIN.

Baccini, P. & Bader, H. P., (1996), *Regionaler Stoffhaushalt: Erfassung, Bewertung und Steuerung.* Spektrum- Akademischer Verlag, ISBN/ISSN 3-86025-235-6, Ed. 1, 420 Seiten, Heidelberg; Berlin; Oxford.

Baccini, P., Daxbeck, H., Glenck, E., Henseler, G., (1993), *METAPOLIS - Güterumsatz und Stoffwechselprozesse in den Privathaushalten einer Stadt.* Bericht des NFP "Stadt und Verkehr" No. 34A, Eidgenössische Technische Hochschule-Zürich, Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Zürich.

Baltisberger, F., Honegger, U., Meyer, A., Rahmen, K., Todt, W., (10.1996), *Deckungsbeiträge - Ausgabe 1996.* Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau (LBL), Schweiz.

Baltisberger, F., Honegger, U., Meyer, A., Rahmen, K., Todt, W., (1997), *Deckungsbeiträge - Ausgabe 1997 1.* Disketten (2) for DOS - Excel, Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau (LBL), Schweiz.

Bamert, F., (1997), "Seine Einfachheit hat dem Schaf vieles erspart." In *prüf mit* Vol. **29** (9): 18-19, Zürich.

Bättig, M. & Beeler, R., (2.1998), *Ökologische Bilanzierung der Verpackungen von Gemüse und Fleisch.* Semesterarbeit Nr. 1/98, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule, 50 Seiten, Zürich.

Baumann, H., (2.1992), *LCA: Utvärdering med index. Beräkning av två uppsätningar norska index.* CIT-ekologik, Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sweden.

Baumgartner, A., (1997), "Gibt die Tomate ihr Geheimnis preis?" In *prüf mit* Vol. **29** (10): 8-10, Zürich.

Berg, K., (1995), *Konsumentenverhalten im Umbruch: Die Entdeckung des "unvernünftigen Verbrauchers" im modernen Marketing.* Schmidt, ISBN/ISSN 3-503-03820-5, Berlin.

Bernhard, S. & Moos, T., (12.1998), *Ökobilanz des Camembert: Entscheidungsgrundlagen für den umweltbewussten Einkauf von Weichkäse.* FAU-Schriftenreihe, Fachverein Arbeit und Umwelt, Zürich.

Biesot, W., Moll, H. C., Vringer, K., Wilting, H. C., Blok, K., Kok, R., Noorman, K. J., Potting, J., (1995), *Reduction of CO_2 emissions by lifestyle changes.* Final report to the NRP global Air Pollution and Global Change, IVEM research report No. 80, Center for Energy and Environmental Studies of the University of Groningen (IVEM RUG), The Netherlands.

Binder, M., (n.d.), *Vom Stickstoffhaushalt Schweiz zum konkreten Handeln in der Region Klettgau (D/CH).* Literaturauswertung Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Zürich.

Blok, K. & Vringer, K., (7.1995), *Energie-intensiteit van levensstijlen (Energie intensities of lifestyles).* Report No. 95019, Department of Science, Technology and Society, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands.

Blonk, H., Lafleur, M. C. C., Spriensma, R., Stevens, S., Goedkoop, M., Agterberg, A., van Engelenburg, B., Blok, K., (1997a), *Drie referentieniveaus voor normalisatie in LCA.* RIZA werkdocument No. 97.110X, IVAM, Pre Consultants, Universität Utrecht, The Netherlands.

Blonk, T. J., Lafleur, M. C. C., van Zeijts, H., (1997b), *Towards an environmental infrastructure for the Dutch Food Industry.* IVAM, CLM, Amsterdam, The Netherlands.

Bodenstein, G. & Spiller, A., (1996), "Entwicklungsstränge der ökologischen Konsumforschung." In *Ökologisches Wirtschaften* Vol. **3/4** : 8-11.

Bodenstein, G., Spiller, A., Elbers, H., (2.1997), *Strategische Konsumentscheidungen: Langfristige Weichenstellungen für das Umwelthandeln - Ergebnisse einer empirischen*

Studie. Diskussionsbeitrag No. 234, Fachbereich Wirtschaftswissenschaft, Gerhard-Mercator-Universität, Duisburg.

Böge, S., (1995), "Erfassung und Bewertung von Transportvorgängen: Die produktbezogene Transportkettenanalyse." In Läpple, D., *Güterverkehr, Logistik und Umwelt, Analysen und Konzepte zum interregionalen und städtischen Verkehr.* Vol. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Pages: 113 - 141, sigma Verlag, ISBN/ISSN 3-89404-352-0, Berlin.

Bolliger, A. & Zumbrunn, J., (1991), *Methode einer ökologischen Grobanalyse am Beispiel Vanillecornet-Herstellung und Verteilung.* Diplomarbeit, Laboratorium für Energiesysteme, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Schweiz.

Brand, G., Scheidegger, A., Schwank, O., Braunschweig, A., (1998), *Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 1997.* Schriftenreihe Umwelt No. 297, INFRAS, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Brau AG, (1995), *Umweltbilanz 1995.* Umwelterklärung Linz, Österreich.

Braun, M., Hurni, P., Spiess, E., (1994), *Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft.* Schriftenreihe der FAC Liebefeld FAC Liebefeld, Liebefeld-Bern.

Braun, M., Kopse-Rolli, D., Prasuhn, V., (1997), *Verminderung des Nährstoffeintrags in Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft.* Schriftenreihe Umwelt No. 293, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Braunschweig, A., Brunner, S., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R., (unpublished-1997), *Umweltliche Bewertung im Automobilbau - Einführung und Weiterentwicklung des Eco-Indicator 95.* Auftrag der Daimler-Benz AG, Abt. EP/VUG Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS), Institut für Wirtschaft und Ökologie, Eidgenössische Technische Hochschule, Universität St. Gallen, Zürich, St. Gallen.

Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R., (3.1996), *Developments in LCA Valuation.* Final Report of Project No. 5001-35066, Swiss National Science Foundation, Swiss Priority Programme Environment, IWÖ - Diskussionsbeitrag No. 32, EMPA, ESU-ETH, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, St. Gallen.

Brouwer, N. M., (1998), *Energy reduction options related to Dutch household food consumption.* Working Paper, Department of Household and Consumer Studies, Wageningen Agricultural University, Wageningen.

Bruggink, J. J. C., (1995), *Energy Demand, Life-Style Changes and Technology Development.* Report No. ECN-RX--95-042, Energy Centre The Netherlands (ECN-ESC), Petten, The Netherlands.

Büchel, K., (1995), *Ökobilanz landwirtschaftlicher Produktion.* Wissenschaftlicher Schlussbericht Schwerpunktprogramm Umwelt an den Schweizerischen Nationalfond zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung Nachdiplomstudium, FAT Tänikon b. Aadorf, Schaan.

Bundesamt f. Zivilluftfahrt, (1996), *Die schweizerische Zivilluftfahrt.* Jahresstatistik Bern.

Bundesamt für Gesundheit, (1998), Keller, U., Lüthy, J., Amadò, R., Battaglia-Richi, E., Battaglia, R., Casabianca, A., Eichholzer, M., Rickenbach, M., Sieber, R., *Vierter Schweizerischer Ernährungsbericht.* EDMZ, ISBN/ISSN 3-905235-24-2, Bern.

Bundesamt für Gesundheitswesen, (1991), Stähelin, H. B., Lüthy, J., Casabianca, A., Monnier, N., Müller, H.-R., Schutz, Y., Sieber, R., *Dritter Schweizerischer Ernährungsbericht.* Bern.

Bundesamt für Statistik, (1992), *Verbrauchserhebung 1990.* Reihe 6: Produktion, Handel und Verbrauch, Bern, Switzerland.

Bundesamt für Statistik, (1994a), Eidgenössische Drucksachen- und Materialzentrale, *Statistisches Jahrbuch der Schweiz 1995.* NZZ Fretz AG, Schlieren, Ed. 102. Jahrgang, Zürich.

Bundesamt für Statistik, (1994b), *Verbrauchserhebung 1991/1992.* Reihe 6: Produktion, Handel und Verbrauch, Bern, Switzerland.

Bundesamt für Statistik, (1996a), *Landesindex der Konsumentenpreise - 9/96*. Reihe 5: Preise, Bern, Switzerland.

Bundesamt für Statistik, (1996b), *Statistisches Jahrbuch der Schweiz 1997*. NZZ Fretz AG, Schlieren, ISBN/ISSN 385823 630 2, Ed. 104. Jahrgang, 463 Seiten, Zürich.

Bundesamt für Statistik, (1997a), *Landesindex der Konsumentenpreise - 11/97*. Reihe 5: Preise, Bern, Switzerland.

Bundesamt für Statistik, (1997b), *Produzentenpreise in der Landwirtschaft - 5/97*. Reihe 5: Preise, Bern, Switzerland.

Bundesamt für Statistik, (1997c), *Statistisches Jahrbuch der Schweiz 1998*. NZZ Fretz AG, Schlieren, ISBN/ISSN 385823, Ed. 105. Jahrgang, Zürich.

Bundesamt für Statistik, (1999), *Einkommens- und Verbrauchserhebung 1998 (EVE98).* Projektskizze Abt. Volkswirtschaft und Preise, www.admin.ch/bfs/stat_ch/ber06/, Bern, Switzerland.

Bundesrat, (1997), *Nachhaltige Entwicklung in der Schweiz: Strategie.* Schriftenreihe Umweltmaterialien, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL, (11.1991), *Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern: Boden, Schriftenreihe Umwelt.* No. 162, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL, (1996), *Kostenstruktur schweizerischer Kehrichtverbrennungsanlagen. Ansätze zur Verbesserung.* Umwelt Materialien No. 51, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL, (1998), *Abfallstatistik 1996.* Umwelt Materialien No. 90, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL, Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG, TTM Technik Thermische Maschinen, (1996), *Schadstoffemissionen und Treibstoffverbrauch des Offroad-Sektors.* Umweltmaterialien No. 49, Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL und BfG, (7.1997), *Nachhaltige Entwicklung: Aktionsplan Umwelt und Gesundheit.* Bundesamt für Gesundheit, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Candinas, T., Chassot, G. M., Kupper, T., Menzi, H., Spiess, E., Besson, J.-M., (1999), "Bodenbelastung durch Klärschlamm und andere Dünger." In *Agrarforschung* Vol. **6** (8): 309-312, Posieux.

Carl Kühne KG, (1996), *Umwelterklärung 1995.* Öko-Audit Straelen.

Carl Kühne KG, (1997), *Vereinfachte Umwelterklärung 1996.* Öko-Audit Straelen.

Carlsson, A., (1994), *Developing a Methodology to Assess Environmental Effects of Consumption Patterns.* IMES/EESS Report No. 18, Environmental and Energy System Studies, Lund University, Lund, Sweden.

Carlsson, A., (1995), *Swedish Food Consumption and the Environment - a trend analysis during the period of consumerism.* IMES/EESS Report No. 19, Environmental and Energy System Studies, Lund University, Lund, Sweden.

Carlsson, A., (1997), "Weighted Average Source Points and Distances for Consumption Origin - Tools for Environmental Impact Assessment." In *Ecological Economics* (accepted 1/97).

Carlsson-Kanyama, A., (5.1997), *Food and the Environment - Implications of Swedish Consumption Patterns.* Thesis for the Degree of Filosofie Licentiat, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden.

Cavazzoni, J. & Volk, T., (1996), "Assessing long-term impacts of increased crop productivity on atmospheric CO_2." In *Energy Policy* Vol. **24** (5): 403-411.

Cederberg, C., (1998), *Life Cycle Assessment of Milk Production - A Comparision of Conventional and Organic Farming.* SIK-Rapport No. 643, The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden.

Ceuterick, D. & Huybrechts, D., (28.11.1995), "LCA of corn starch - Summary Report." In SETAC, *Presentation Summaries. 3th Symposium for Case Studies.* Brussels.

Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G., (3.-4.12.1998), "Taking into account quality in the definition of functional unit and influence on the environmental optimisation of fertiliser level." In Ceuterick, D., *2nd International Conference on the application fo LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*. Pages**:** PL11-16, VITO, Brussels.

Clift, R., Cowell, S. J., Doig, A., (28-29. 9.1995), "A Case Study of LCI by Allocation and System Extension: Straw." In *International Workshop on LCA and Treatment of Solid Waste*. Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford, Great Britain, Stockholm.

Clift, R., Cowell, S. J., Hawes, W., Pearce, D., (12.1996), *A Life Cycle and Linear Programming Analysis of Food Production and Distribution.* Project Report No. L320253122, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford, GREAT BRITAIN.

Coley, D. A., Goodliffe, E., Macdiarmid, J., (1997), "The Embodied Energy of Food: The Role of Diet." In *Energy Policy* Vol. **26** (6): 455-459.

Coop Schweiz, (9.1997), *Coop Umweltbericht 1996.* Public Relations, Basel.

Coop Zentralschweiz, (1997), *Umweltbericht 1996.* Public Relations, Kriens.

Cowell, S. J. & Clift, R., (6-8.12.1995), *Life Cycle Assessment for Food Production Systems.* Paper read at the International Conference in Cambridge, The Fertiliser Society, Procceedings No. 375, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford, GREAT BRITAIN.

Cowell, S. J. & Clift, R., (1996), *Farming for the Future - An Environmental Perspective.* Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford, GREAT BRITAIN.

Cowell, S. J., Clift, R., Audsley, E., Alber, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., Ziejts, H. v., (3.12.1996), "Harmonisation of Environmental LCA for Agriculture. A Case Study of Wheat Production." In SETAC, *Presentation Summaries. 4th Symposium for Case Studies.* Brussels.

Davis, J. & Haglund, C., (1999), *Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production: Fertiliser Products used in Sweden and Western Europe.* SIK-Rapport No. 654, Masters' Thesis Chalmers University, The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden.

de Paauw, K. F. B. & Perrels, A. H., (1993), *The energy intensities of consumption packages.* Report No. ECN-C-93-043, Energy Centre The Netherlands (ECN-ESC), Petten, The Netherlands.

de Witte, A., (7.1996), *Energieverbruik voor thuis-geconsumeerde maaltijden.* IVEM-doctoraalverslag No. 48, Center for Energy and Environmental Studies of the University of Groningen (IVEM RUG), The Netherlands.

Deplazes, G., Boller, M., Vioget, P., (1995), VSA, V. S. A.-u. G., *Kleinkläranlagen: Richtlinie fuer den Einsatz, die Auswahl und die Bemessung von Kleinkläranlagen.* Richtlinien-Kommission "Kleinkläranlagen", Zürich.

Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., Reinhardt, G., (1997), *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen.* Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück.

Dietrich, R. & Amon, T., (1996), "Recycling of organic Waste to Agriculture from an LCA perspective." In Ceuterick, *International Conference on Application of Life Cycle Assessment in Agriculture, Food and Non-Food Agro-Industry and Forestry: Achievements and Prospects.* Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Brussel, Vlaamse, Belgium.

Dinkel, F., Waldeck, B., Wunderlin, D., (11.1997), *Ökobilanzierung der Transporte von Importweinen.* Bericht im Auftrag der DELINAT AG, Heiden Carbotech, Basel.

Dinkel, F. & Wolfensberger, U., (11.1995), *Bewertung nachwachsender Rohstoffe.* Zwischenbericht, Im Auftrag des BLW, Carbotech, Basel.

Dr. Oetker Nahrungsmittel KG, (1996), *Umweltbewusst aus Überzeugung.* Umweltbericht Deutschland.

ECOBILAN, (n.d.), *Ecobilans dans les Industries Agro-Alimentaires.* Programme Finance par 13 Industriels Francais, Synthese Ministere de L`Enseignement Superieur et de la Recherche, Ministere de L`Agrculture et de la Peche, Paris.

EDMZ, (1997), *Schweizerische Lebensmittelverordnung 1997.* Eidgenössische Drucksachen- und Materialzentrale EDMZ, Bern.

Eidg. Oberzolldirektion, (1996), *Schweizerische Aussenhandelsstatistik - Jahresstatistik.* Bern.

Epp, A. & Reichenbach, A., (8.1999), *Rückmeldung an KonsumentInnen zu den Umweltfolgen ihrer Lebensmitteleinkäufe.* Diplomarbeit Nr. 26/99, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule, 147 Seiten, www.ulme.uns.umnw.ethz.ch, Zürich.

European Commission, (1995), *Externalities of Energy - ExternE.* EUR No. 16520 EN, Vol. 1-6, European Commission, Brüssel.

EUROSTAT, (5.1996), *Pilot Survey on Time Use 1996.* Different Documents Direction E, Statistical Office of the European Communities, Luxembourg.

EUROSTAT, (5.1997), *Statistik kurzgefasst.* Statistical Office of the European Communities, Luxembourg.

Faist, M., Kytzia, S., Baccini, P., (3-4.6.1999a), "The impact of Household Food Consumption on Resource and Energy Management." In *Second International Symposium on Sustainable Household Consumption, Household Metabolism: From concept to application.* Groningen-Paterswolde, The Netherlands.

Faist, M., Kytzia, S., Baccini, P., (22.-25.9.1999b), "Resource management in the food production and distribution: the role of food retailers." In *Int. Conference on Industrial Ecology and Sutstainability.* Troyes.

Fannenböck, H., (1994), *Das Projekt "Energiebilanz eines Bauernhofes".* Praktikumsbericht für den Schweiz. Bauernverband (SBV), Umweltnaturwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Zürich.

FAW, Eidg. Forschungsanstalt Wädenswil, Bundesamt für Landwirtschaft, (4.1999), *Pflanzenbehandlungsmittel: Verzeichnis 1999.* EDMZ, Bern, www.admin.ch/sar/faw/PSMV_d/pb_home.htm, Wädenswil.

Federspiel, M., (1992), *Energieleitbild Landwirtschaft oder Energiebilanz Bauernhof.* Semesterarbeit, Laboratorium für Energiesysteme, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Schweiz.

Fehrenbach, H., (10.1998), "Multifunktionalität von landwirtschaftlich genutztem Land in Produktökobilanzen." In Jungbluth, N. & Köllner, T., *8. Diskussionsforum Ökobilanzen "Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produkte".* Pages**:** 42-53, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Fischler, (1993), "A Nutritional Cacophony or the Crisis of Food Selection." In Leathwood, Horisverger, James, *For a better Nutrition in the 21st Century, Nestle Nutrition Workshop Series, Vol. 27.* Raven Press, New York, Nestec Ltd. Vevey.

Fleischwerk Viersen, (1996), *Umwelt - Bericht und Erklärung 95/96.* Öko-Audit Kaiser`s Kaffee -Geschäft AG, Viersen.

Förster, R., Stahel, U., Scheidegger, A., (1998), *Zuordnung der Oekofaktoren 97 und des Eco-indicator 95 zu Schweizer Oekoinventaren: Standardisierte und kommentierte Liste.* Schriftenreihe No. 16, Ö.B.U., Zürich, Switzerland.

Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, (1998), Klöpfler, W. H., Otto, *Produkt-Ökobilanz vakuumverpackter Röstkaffee.* LCA Documents, Eco-Informa Press, ISBN/ISSN 3-928379-55-0, Ed. 1., 220 Seiten, Bayreuth.

Frischknecht, R., (1998), *Life Cycle Inventory Analysis for Decision-Making: Scope-Dependent Inventory System Models and Context-Specific Joint Product Allocation.* Ph.D.-thesis No. 12599, ISBN 3-9520661-3-3, Inst. f. Energietechnik, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 255 Seiten, Switzerland.

Frischknecht, R., Bollens, U., Bosshart, S., Ciot, M., Ciseri, L., Doka, G., Dones, R., Gantner, U., Hirschier, R., Martin, A., (1996), *Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz.* Auflage No. 3, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut Villingen/Würenlingen, Switzerland.

Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter, P., Suter, P., (1999), "Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment." In *Review Environmental Impact Assessment* Vol. **submitted** .

Fuchs, M., (1993), *Produktlinienanalyse eines Produktes aus ökologischer Erzeugung - Fallbeispiel Joghurt.* Diplomarbeit, FB Landwirtschaft, GH Kassel, Witzenhausen.

Furnander, A., (1996), *Life Cycle Assessment of Dimethyl Ether as a Motor Fuel.* Examensarbete 96:12, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Furtmayr-Schuh, A., (1993), *Postmoderne Ernährung - Food Design statt Eßkultur. Die moderne Nahrungsmittelproduktion und ihre verhängnisvollen Folgen.* TRIAS Thieme Hippokrates Enke, Stuttgart.

Gaillard, G., Crettaz, P., Hausheer, J., (1997), *Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau.* FAT-Schriftenreihe No. 46, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon.

Gaillard, G. & Hausheer, J., (1999), "Ökobilanz desWeizenanbaus: Vergleich der intensiven, der integrierten und der biologischen Produktion." In *Agrarforschung* Vol. **6** : 37-40, Posieux.

Geier, U., Kesseler, T., Köpke, U., Schiefer, G., (18.6.1997), "Grundlagen einer prozesskettenbezogenen Ökobilanz in der Fleischerzeugung." In *DLG Umweltgespräche: Ökobilanzen - von der Erzeugung zum Produkt.* Pages**:** 107-130, Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft, Bonn.

Geier, U. & Köpke, U., (3.-4.12.1998), "Comparision of Conventional and Organic Farming by Process-Life Cycle Assessment: A Case Study of Agriculture in Hamburg." In Ceuterick, D., *2nd International Conference on the application fo LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry.* Pages**:** PL-31-38, VITO, Brussels.

Gillwald, K., (1995), *Ökologisierung von Lebensstilen - Argumente, Beispiele, Einflussgrössen.* No. FS III 95-408, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH (WZB), Berlin.

Gillwald, K., (1996), "Umweltverträgliche Lebensstile Chancen und Hindernisse." In Altner, G., Mettler-von Meibom, B., Simonis, U. E., von Weizsäcker, E. U., *Jahrbuch Ökologie 1997.* in Zusammenarbeit mit BAUM, Verlag C. H. Beck, München.

Gloor, D. & Meier, H., (1996), *Sozialwissenschaftliche Energieforschung. Der Beitrag von Soziologie und Sozialpsychologie für die Energiepraxis.* Studie im Auftrag des Bundesamtes für Energiewirtschaft Zürich.

Goedkoop, M., (1995), *The Eco-indicator 95 - Weighting method for environmental effects that damage ecosystems or human health on a European scale.* Final Report Novem, rivm, Amersfoort.

Goedkoop, M., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R., Spriemsma, R., (1998), "The Eco-Indicator 98 Explained." In *Int. J. LCA* Vol. **3** (6): 352-360, Landsberg, Germany.

Goedkoop, M. & Spriensma, R., (10.1999), *The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment.* Methodology Report PRé Consultants, www.pre.nl/eco-indicator99/, Amersfoort, The Netherlands.

Goll, S. & Chaoui, N., (1999), *Untersuchung über die Validität von Labels im Bereich der tierischen Produktion.* Protection, Zürich.

Groot-Marcus, A. P., Potting, J., Brouwer, N. M., Blok, K., (3.1996), *Households, energy consumption and emission of greenhouse gases.* Conceptual framework for the Green House projekt Department of Household and Consumer Studies, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.

Grub, A. & Fuhrer, J., (1995), “Treibhausgasemissionen der schweizerischen Landwirtschaft.” In *Agrarforschung* Vol. **2** (6): 217-220, Posieux.

Gsponer, R., (1996), *Ursachendifferenziertes Vorgehen zur verdachtsorientierten Erkundung von Schwermetallbelastungen im Boden: Entwicklung einer Methode zur Festlegung flächendeckender, parzellenscharfer Kataster am Beispiel der Kontrolle von Bodenverschiebungen.* Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule, 223 Seiten, Zürich.

Guinèe, J. B., (1995), *Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Products - with a case study on margarines.* Dissertation, Universität Leiden, The Netherlands.

Guinèe, J. B., Heijungs, R., v. Oers, L., v. d. Meent, D., Vermeire, T., Rikken, M., (5.1996), *LCA impact assessment of toxic releases.* Product Policy No. 1996/21, Centre of Environmental Science Leiden, RIVM Bilthoven, The Netherlands.

Gutsche, V., (1997), "Pflanzenschutzbezogene Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft - Probleme und Lösungsansätze." In Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., Reinhardt, G., *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg.* Vol. 5, Pages**:** 101-114, Initiativen zum Umweltschutz, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück.

Gysi, C., (6.1993), *Bewertung des Produktionsmitteleinsatzes im Gemüsebau - eine ökologische Buchhaltung.* Flugschrift No. 128, Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil.

Gysi, C. & Reist, A., (1990), “Hors-sol Kulturen - eine ökologische Bilanz.” In *Landwirtschaft Schweiz* Vol. **3** (8): 447-459, Schweiz.

Haas, G., Geier, U., Schulz, D. G., Köpke, U., (1995a), “Klimarelevanz des Agrarsektors der Bundesrepublik Deutschland: Reduzierung der Emission von Kohlendioxid.” In *Berichte über Landwirtschaft* Vol. **73** : 387-400.

Haas, G., Geier, U., Schulz, D. G., Köpke, U., (1995b), “Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil 1: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie.” In *Berichte über Landwirtschaft* Vol. **73** : 401-415.

Haas, G. & Köpke, U., (1994), "Vergleich der Klimarelevanz ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung." In Enquetekommission des Dt. Bundestages, *Schutz der Erdatmosphäre,*. Vol. Bd. 1 Landwirtschaft, Economica-Verlag, Bonn.

Haberl, H., (1997), "Biomass Flows in Austria: Integrating Concepts of Societal Metabolism and Colonisation of Nature." In *ConAccount Workshop.* Leiden, The Netherlands.

Habersatter, K., Fecker, I., Dall`Acqua, S., Fawer, M., Fallscheeer, F., Förster, R., Maillefer, C., Menard, M., Reusser, L., Som, C., (1996), *Ökoinventare für Verpackungen.* Schriftenreihe Umwelt No. 250, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Schweiz.

Haglund, A., Johansson, L., Berglund, L., Dahlstedt, L., (1999), “Sensory evaluation of carrots from ecological and conventional growing systems.” In *Food Quality and Preference* Vol. **10** : 23-29, Great Britain.

Hanselmann, M. & Müller, B., (1993), *Produktlinienanalyse der Tomate.* Diplomarbeit, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Switzerland.

Hauser, A., (1994), Zeitschrift für Betriebswirtschaft; Marktforschung und Agrarpolitik, *Verbraucherpräferenzen für Nahrungsmittel aus der näheren Umgebung.* Agrarwirtschaft, Agri Media, ISBN/ISSN 3-86037-025-1, Giessen.

Hausheer, J., Rogger, C., Schaffner, D., Keller, L., Freyer, B., Mulhauser, G., Hilfiker, J., Zimmermann, A., (26.1.1998), *Ökologischer und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996.* Schlussbericht der Nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon.

Heierle, T., Motalla, F., Zimmermann, P., (1992), *Alternative Energieversorgung eines Landwirtschaftsbetriebes - Auswirkungen auf den Stoffhaushalt.* Semesterarbeit, Abt. für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, EAWAG, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Dübendorf.

Heijungs, R., Guinèe, J., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A., (10.1992a), *Environmental life cycle assessment of products - Backgrounds.* Novem, rivm, Centre of Environmental Science (CML), Leiden.

Heijungs, R., Guinèe, J., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A., (10.1992b), *Environmental life cycle assessment of products - Guide.* Novem, rivm, Centre of Environmental Science (CML), Leiden.

Heiss, R., (1996), *Lebensmitteltechnologie - biotechnologische, chemische, mechanische und thermische Verfahren der Lebensmittelverarbeitung.* Springer, cop., ISBN/ISSN 3-540-60111-2, Berlin.

Hess, B., (8.1997), *Erst der Bauch, dann der Kopf? - Ökobilanz einer Mahlzeit.* Diplomarbeit, Abt. für Umweltnaturwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Hirsch, T. & Wölfing-Kast, S., (1998), "Die Arbeitsgruppe "Restriktionen und Optionen": Entstehung, Ziele und transdisziplinärer Forschungsansatz." In Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen (Hrsg.), *Restriktionen und Optionen: Eine transdisziplinäre Heuristik zur Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung.* Integriertes Projekt Gesellschaft I & SPPU, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, ISBN/ISSN ISBN 3-906502-61-9, Switzerland.

Hofer, K., Meier, B., Stalder, U., (6.1997), *Leisten "Regionale Produkte" einen Beitrag zu einer n achhaltigen Ökologisierung des Bedürfnisfeldes Ernährung?* Diskussionspapier Integriertes Projekt Gesellschaft I No. 8, Gruppe für Wirtschaftsgeographie und Regionalforschung, Universität Bern, Schweiz.

Hofer, P., (8.1994), *Perspektiven des Energieverbrauchs der privaten Haushalte - Zum Gesamtvorhaben "Energieperspektiven" des Bundesamtes für Energiewirtschaft, Bern.* Arbeitsbericht Prognos AG, Basel.

Hofstetter, P., (1992), *Persönliche Energie- und CO_2-Bilanz. Fragebogen und Kommentar zur Bestimmung des privaten Energieverbrauchs und CO_2-Ausstosses.* Aktion Klimaschutz, Zürich, Schweiz.

Hofstetter, P., (6.1996), *Ökobilanz Ökokühlschrank - Ein Vergleich von Kühlschränken traditioneller Bauart mit verschiedenen hochwärmegedämmten Varianten.* Kurzstudie Büro für Analyse & Oekologie, Zürich, Switzerland.

Hofstetter, P., (1998), *Perspektives in Life Cycle Impact Assessment: A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere.* Kluwer Academic Publishers, ISBN/ISSN 0-7923-8377-X, 484 Seiten, Boston, Dordrecht, London.

Høgaas-Eide, M. & Ohlsson, T., (1998), "A Comparison of Two Different Approaches to Inventory Analysis of Dairies." In *Int. J. LCA* Vol. **3** (4): 209-215, Landsberg, Germany.

Houghton, J. T., Meira-Filho, L. G., Callander, B. A., Harris, N., Kattenberg, A., Maskell, K., (1996), Lakeman, J. A., *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change.* Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.

Huijbregts, M. A. J., (5.1999), *Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA: Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA.* Final report Interfaculty Department of Environmental Sciences, University of Amsterdam, www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/, Amsterdam.

Humphreys, P. & Berkeley, D., (1987), "Problem structuring calculi and levels of knowledge representation in decison making." In Scholz, R. W., *Decision Making under Uncertainty.* Vol. 16, Pages**:** 121-157, Advances in Psychology, North-Holland, Amsterdam.

Hunecke, M., (1996), "Lebensstile und ökologische Verantwortung - Eine lebensstilorientierte Typenbildung." In Materialband zum IKAÖ-Kongress, *Umweltverantwortliches Handeln.* Bern.

ifu - Inst. f. Umweltinformatik & ifeu - Inst. f. Energie- und Umweltforschung, (n.d.), *umberto* . Programm, Beschreibung & Anhang for DOS, Heidelberg, Hamburg.

INFRAS, (1991), *Ökologische Grobanalyse zur Volksinitiative "Für ein abfallarmes Gastgewerbe".* Zwischenbericht Zürich.

Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), (7.1992), *Ökobilanzen für die Konservenindustrie - Methodenteil zum Forschungsprojekt.* Schriftenreihe No. 13, Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Wien.

International Organization for Standardization (ISO), (6.1998), *Environmental Management - Life Cycle Assessment.* Final Drafts from working groups for the set up of standard ISO 14040 ff, Paris.

Jolliet, O., (1993), "Bilan écologique de la production de tomates en serre." In *Revue suisse Vitic. Arboric. Hortic.* Vol. **25** (4): 261-267.

Jolliet, O., Cotting, K., Drexler, C., Farago, S., (1994), "Life Cycle Analysis of biodegradable packing materials compared with polystyrene chips: The case of popcorn." In *Agric. Ecosyst. Environ.* (49): 253-266.

Jolliet, O. & Crettaz, P., (1997a), "Assessment of Human Toxicity in Life Cycle Assessment, including fate and exposure: the critical surface-time method." In *Int. J. of Risk Analysis* (submitted), New York, London.

Jolliet, O. & Crettaz, P., (7.1997b), *Critical Surface-Time 95.* Inst. of Soil and Water Management, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, Switzerland.

Jolliet, O., Margni, M., Rossier, D., Crettaz, P., (3.-4.12.1998), "Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems." In Ceuterick, D., *2nd International Conference on the application fo LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry.* VITO, Brussels.

Jungbluth, N., (12.1995), *Restricted Life Cycle Assessment for Fossil Cooking Fuels in India.* Diploma Thesis, FB Umwelttechnik, FG Umweltchemie, Technische Universität, 125 Pages Seiten, ftp://itu106.ut.tu-berlin.de/india/, Berlin.

Jungbluth, N., (8.1997a), *Life-Cycle-Assessment for Stoves and Ovens.* UNS-Working Paper No. 16, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS), Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Jungbluth, N., (2.1997b), *Übersicht Ökologische Betrachtungen der Aktivität Ernährung - Zusammenstellung von Forschungsgruppen im Arbeitsfeld Ernährung und Umwelt - Auswertung der wichtigsten Arbeiten.* ESU-Arbeitspapier No. 1/97, Gruppe ESU, Institut für Energietechnik, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Jungbluth, N., (2.12.1998a), "Environmental impacts of vegetable purchases from the consumers` point of view." In SETAC, *6th LCA Case Studies Symposium.* Pages**:** 151-154, SETAC, www.uns.umnw.ethz.ch/pers/jungbluth/publication.html, Brussels.

Jungbluth, N., (6.10.1998b), "Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produkte." In Jungbluth, N. & Köllner, T., *8. Diskussionsforum Ökobilanzen "Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produkte".* Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Jungbluth, N., (8.1998c), *Ökologische Beurteilung des Bedürfnisfeldes Ernährung: Arbeitsgruppen - Methoden - Stand der Forschung - Folgerungen.* Working Paper No. 18, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule, www.uns.umnw.ethz.ch/pers/jungbluth/publication.html, Zürich.

Jungbluth, N., (28.4.1998d), "Was können Ökobilanzen?" In *Frühlingstagung der BioberaterInnen-Vereinigung.* Forschungsinst. für Biologischen Landbau, Frick.

Jungbluth, N., (3.11.1998e), "Welche Restriktionen & Optionen haben KonsumentInnen für einen ökologischen Nahrungsmitteleinkauf?" In *Modultagung IP Gesellschaft.* Schweizerischer Nationalfonds, Bern.

Jungbluth, N., (25-29.5.1999a), "The consumers' point of view modelled in a modular LCA." In SETAC, *Quality of Life and Environment in Cultured Landscapes - 9th SETAC-Europe Annual Meeting.* Abstracts, Pages**:** 80, SETAC, www.uns.umnw.ethz.ch/pers/jungbluth/publication.html, Leipzig.

Jungbluth, N., (15.11.1999b), "Handlungsmöglichkeiten der KonsumentInnen für einen ökologischen Lebensmittelkonsum." In ö.b.u., *Ökobilanzen in der Nahrungsmittelkette*. Schweizerische Vereinigung für ökologisch bewusste Unternehmensführung, Zürich, www.uns.umnw.ethz.ch/pers/jungbluth/publication.html, Regensdorf.

Jungbluth, N., (3.1999c), "Nahrungsmitteleinkauf und Umweltfolgen: Untersuchung, Bewertung und Kommunikation." In Hofer, K., Högger, D., Hirsch, T., Jungbluth, N., Maier, S., Schulz, T., Wölfing-Kast, S., *... ausser man tut es. Hemmnisse und Handlungsmöglichkeiten für eine 'Nachhaltige Ernährung'*. P. Lehmann (Sanu), Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen (Hrsg.), Biel.

Jungbluth, N., Hofer, K., Schulz, T., (1998a), "Zugrundeliegende Forschungsfragen und Planung der Empirie für die transdisziplinäre Arbeit in der AG R&O." In Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen (Hrsg.), *Restriktionen und Optionen: Eine transdisziplinäre Heuristik zur Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung*. Integriertes Projekt Gesellschaft I & SPPU, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, ISBN/ISSN ISBN 3-906502-61-9, Switzerland.

Jungbluth, N., Kollar, M., Koss, V., (1997), "Life Cycle Inventory for Cooking." In *Energy Policy* Vol. **25** (5): 471-480.

Jungbluth, N. & Probst, B., (3.1998), "Ökobilanzen als Grundlage für die Vergabe von Labels im Lebensmittelbereich." In Verein Ökomarkt Graubünden, *Treffen der Arbeitsgruppe Produktezertifizierung*. Zürich.

Jungbluth, N., Tietje, O., Scholz, R., (2000), "Food Purchases: Impacts from the Consumers' Point of View Investigated with a Modular LCA." In *Int. J. LCA* (submitted), Landsberg, Germany.

Jungbluth, N., Wölfing-Kast, S., Arnold, S., (3.-4.12.1998b), "A modular approach to assess environmental impacts of food consumption." In Ceuterick, D., *2nd International Conference on the application fo LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*. Pages**:** PO65-PO69, VITO, www.uns.umnw.ethz.ch/pers/jungbluth/publication.html, Brussels.

Juric, B. & Worsley, A., (1998), "Consumers` attitudes towards imported food products." In *Food Quality and Preference* Vol. **9** (6): 431-441, Great Britain.

Kahlmeier, S., (6.1998), *Aktionsplan Umwelt und Gesundheit: Evaluationskonzept, 2 Teilbereich Natur und Wohlbefinden.* Bundesamt für Gesundheit, Basel.

Kaiser, F. G., (1998), "A general measure of ecological behavior." In *Journal of applied social psychology* Vol. **28** (5): 395-422.

Kalk, W.-D. & Hülsbergen, K.-J., (1997), "Energiebilanz - Methode und Anwendung als Agrar-Umweltindikator." In Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., Reinhardt, G., *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg*. Vol. 5, Pages**:** 31-42, Initiativen zum Umweltschutz, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück.

Kaltschmitt, M., Becher, S., Reinhard, G. A., (19.-20.2.1997a), "Nachwachsende Energieträger - Energie- und Emissionsbilanzen." In FGU, *UTEC*. Pages**:** 53-74, Fortbildungszentrum Gesundheit- und Umweltschutz Berlin e.V., Berlin.

Kaltschmitt, M., Reinhard, G. A., Becher, S., (1997b), *Nachwachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, Ökologische Bilanzierung*. Vieweg, ISBN/ISSN 3-528-06778-0, Braunschweig, Wiesbaden.

Käufeler, W., (1997), *Umwelt- und Geschäftsbericht 1997.* Geschäftsführung, Extraktionswerk AG Bazenheid, Schweiz.

Keck, M., Büscher, W., Jungbluth, T., (1995), "Ammoniakfreisetzung aus der Schweinehaltung." In *Landtechnik* Vol. **50** (6): 374-375.

KF Konsumentinnenforum Schweiz, (1997), Konsumentinnenforum, *Was sagen Lebensmitteldeklarationen aus?* Prüf mit, Konsumentinnenforum, 50 Seiten, Zürich.

Kjer, I., Simon, K. H., Zehr, M., Zerger, U., Kaspar, F., Bossel, H., Meier-Ploeger, A., Vogtmann, H., (1994), "Landwirtschaft und Ernährung." In Enquete-Kommission

«Schutz der Erdatmosphäre», *Landwirtschaft - Studienprogramm.* Vol. Band I, Teilband II, Studie J, Economica Verlag, Bonn.

Kloepffer, W., Renner, I., Eckelkamp, C., Tappeser, B., Dietrich, R., (25-29.5.1999), "Life Cycle Assessment of genetically modified products as a basis for an extensicve assessment of potential environmental effects." In SETAC, *Quality of Life and Environment in Cultured Landscapes - 9th SETAC-Europe Annual Meeting.* Abstracts, Pages**:** 88, SETAC, Leipzig.

Knoepfel, I., (1995a), *Grundlagenuntersuchungen zum direkten und indirekten Energieverbrauch der privaten Haushalte: Ansätze zur Quantifizierung und zur sozioökonomischen Differenzierung für die Schweiz.* Inst. f. Energietechnik, LES, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Knoepfel, I., (9.1995b), *Indikatorensystem für die ökologische Bewertung des Transports von Energie.* Dissertation, Inst. f. Energietechnik, LES, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Kok, R., Biesiot, W., Wilting, H. C., (1993), *Energie-intensiteiten van voedingsmiddelen.* IVEM research report No. 59, Interfaculty dept. of Energy and Environmental Science, State University Groningen, The Netherlands.

Köllner, T., (10.1998), "Wirkungskategorie Landnutzung in Ökobilanzen: Quantifizierung der Auswirkung auf die Biodiversität." In Jungbluth, N. & Köllner, T., *8. Diskussionsforum Ökobilanzen "Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produkte".* Pages**:** 38-41, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Köllner, T., (1999), “Species-Pool Effect Potential (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiverstity.” In *Journal of Cleaner Production* (accepted).

Koppe, P. & Stozek, A., (1993), *Kommunales Abwasser: seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschliesslich Klärschlamm.* Vulkan-Verlag, ISBN/ISSN 3-8027-2821-1, Essen.

Koudijs, E. & Dutilh, C. E., (1998), “Aquatic Exotoxicity for Common Crop Protection Aids.” In *Int. J. LCA* Vol. **3** (4): 200-202, Landsberg, Germany.

Kramer, K. J. & Moll, H. C., (1995), *Energie voedt: nadere analyses van het indirecte energieverbruik van voeding.* Final report to the NRP global Air Pollution and Global Change, IVEM research report No. 77, Center for Energy and Environmental Studies of the University of Groningen (IVEM RUG), The Netherlands.

Kramer, K. J., Moll, H. C., Nonhebel, S., (1998), “Total Greenhouse Gas Emissions related to Dutch Crop Production System.” In *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. **72** (1): 9-16, Great Britain.

Kramer, K. J., Moll, H. C., Nonhebel, S., (1999), “Greenhouse gas emissions related to Dutch food consumption.” In *Energy Policy* Vol. **27** (4): 203-216, Great Britain.

Küsters, J., (1998), *Ökobilanz zum Weizenanbau.* unveröffentlichtes Manusscript, Hydro Agri Dülmen GmbH, Dülmen.

Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau, (1997), Verlag, W., *Handbuch 1998.* Wirz Kalender für die Schweizer Landwirtschaft, Wirz Verlag, ISBN/ISSN 3-7245-0966-9, 400 Seiten, Lindau.

Lange, C., Rousseau, F., Issanchou, S., (1999), “Expectation, liking and purchase behaviour under economical constraint.” In *Food Quality and Preference* Vol. **10** : 31-39, Great Britain.

Leitzmann, C. & Hahn, A., (1996), *Vegetarische Ernährung.* Ulmer, ISBN/ISSN 3-8001-2688-5, 445 Seiten, Stuttgart.

Leitzmann, C. & Sichert-Oevermann, W., (1988), "Lebensmittelqualität und Lebensmittelwahl nach Wertstufen." In Meier-Ploeger, A. & Vogtmann, H., *Lebensmittelqualität - Ganzheitliche Methoden und Konzepte.* Pages**:** 45ff, Alternative Konzepte 66, Müller, ISBN/ISSN 3-7880-9752-3, Karlsruhe.

Leontief, W., (1936), “Quantitative Input-Output Relations in the Economic System of the United States.” In *Review of Economics and Statistics* (3): 105-125.

Leupold, U., (1.1998), *Im Vorfeld einer Ökobilanzierung des Fisch-Konsums in der Schweiz und die Umweltverträglichkeit der Norwegischen Lachsfischzucht.* Semesterarbeit, Abt. für Umweltnaturwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule, 100 Seiten, Zürich.

Lohner, M., (1995), Zeitschrift für Betriebswirtschaft; Marktforschung und Agrarpolitik, *Verändertes Nachfrageverhalten bei Nahrungsmitteln durch Wertewandel und Auswirkungen auf den Umfang der vertikalen Kooperation in der Agrar- und Ernährungswirtschaft.* Agrarwirtschaft, Agri Media, ISBN/ISSN 0515-6866, Hohenheim.

Loske, R. & Bleischwitz, R., (1996), BUND und Misereor, *Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung.* Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, ISBN/ISSN 3-7643-5278-7, 453 Seiten, Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.

Lüthi, J. & Walthert, C., (2.1997), *Jahresbericht 1996.* Schweizerische Zentralstelle für Gemüsebau (SZG), Koppigen.

Maibach, M., Peter, D., Seiler, B., (12.1995), *Ökoinventar Transporte - Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsystemen und den Einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen.* Technischer Schlussbericht, Auftrag No. 5001-34730, ISBN 3-9520824-5-7, INFRAS, Zürich.

Maier, S., Schulz, T., Tanner, C., (1998), "Die Heuristik und der theoretische Rahmen für die transdisziplinäre Arbeit der AG Restriktionen & Optionen." In Arbeitsgruppe Restriktionen & Optionen (Hrsg.), *Restriktionen und Optionen: Eine transdisziplinäre Heuristik zur Untersuchung und Gestaltung von Prozessen nachhaltiger Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung.* Integriertes Projekt Gesellschaft I & SPPU, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, ISBN/ISSN ISBN 3-906502-61-9, Switzerland.

Maillefer, C., (1996a), "LCA's on Food Products for Weak Point Analysis." In Ceuterick, *International Conference on Application of Life Cycle Assessment in Agriculture, Food and Non-Food Agro-Industry and Forestry: Achievements and Prospects.* Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Brussel, Vlaamse, Belgium.

Maillefer, C., (19.03.1996b), *Ökobilanzen von Nahrungsmitteln.* EMPA, St. Gallen.

Maillefer, C., Fecker, I., Reusser, L., (19.03.1996), *Ökobilanzierung von Nahrungsmitteln.* Wissenschaftlicher Schlussbericht für den Schweitzerischen Nationalfonds, SPPU No. 5001-0350055, Abt. Ökologie/Kreislaufwirtschaft, EMPA, St. Gallen.

Märkisches Landbrot GmbH, (1995), *Endbericht Öko-Audit Modellprojekt Märkisches Landbrot GmbH.* Gefördert durch die Senatsverwaltung für Wirtschaft und Technologie, Berlin.

Maschkowski, G., von Koerber, K., Oltersdorf, U., Leitzmann, C., (1990), “Ernährungsökologie - Ernährung im Beziehungsgefüge Mensch - Umwelt.” In *Spiegel der Forschung. Wissenschaftsmagazin der Universität Giessen* Vol. **7** (1): 35-38, Giessen.

Maslow, A. H., (1977), *Motivation und Persoenlichkeit.* Walter, ISBN/ISSN 3-530-54440-X, Olten, Freiburg im Breisgau.

Mattson, B., (1999), *Life cycle assessment (LCA) of carrot purée: Case studies of organic and integrated production.* SIK-Rapport No. 653, The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden.

Mattson, B., Cederberg, C., Ljung, M., (1998), *Principles for Environmental Assessment of Land Use in Agriculture.* SIK-Rapport No. 642, The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden.

Max Helmer GmbH, (9.1996), *Umwelterklärung 1996.* Öko-Audit Rain am Lech.

McDonald`s, (1991), *Vergleich von Materialflüssen, Energie- und Wasserverbrauch eines McDonald`s-Restaurants mit konventionellen Restaurationsbetrieben.* EWI, Zürich.

Meckatzer Löwenbräu, (5.1996), *Umwelterklärung der Meckatzer Löwenbräu.* Umwelterklärung Heimenkirch, Deutschland.

Meier-Ploeger, A. & Fuchs, M., (1996), “Produktlinienanalyse eines Lebensmittels - Beispiel Joghurt aus ökologischer Erzeugung.” In *Ökologie & Landbau* Vol. **24** (2): 32-35.

Meier-Ploeger, A. & Vogtmann, H., (1988), *Lebensmittelqualität - Ganzheitliche Methoden und Konzepte*. Alternative Konzepte 66, Müller, ISBN/ISSN 3-7880-9752-3, 296 Seiten, Karlsruhe.

Membrez, Y., (3.1997), *Aspects Énergétiques des Filières D`Élimination et de Valorisation des Déchets Animaux.* Projekt Bericht No. 18704, EREP SA, Bundesamt für Energiewirtschaft, Aclens.

Ménard, M. & Baumann, T., (1993), *Der kumulierte Energieaufwand - Methode und Resultate der Input-Output-Analyse*. Diplomarbeit, LES, IET, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Mettler, P. H. & Baumgartner, T., (1997), *Partizipation als Entscheidungshilfe. Pardizipp - ein Verfahren der (Langfrist-)Planung und Zukunftsforschung*. Westdeutscher Verlag, Opladen.

Moerschner, J., (1995), *Ökologische Bilanzierung der Energiebereitstellung - Methodenstudie dargestellt am Beispiel der Biomasseverfeuerung*. Diplomarbeit im Studiengang Agrarwissenschaften, Institut für Agrartechnik, Georg-August-Universität, Göttingen.

Moerschner, J., Gerowitt, B., Lücke, W., (17.9.1997), *Abbildung energetischer Effekte beim Vergleich von Ackerbausystemen mit geringen Intensitätsunterschieden*. Bericht, Forschungs- und Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt, Georg-August-Universität, Göttingen.

Møller, H. & Høgaas, M., (30.6.1997), *Livsløpsanalyse ved produksjon av kjøtt og melk: en vurdering av kombinert melk/kjøttproduksjon og selvrekrutterende kjøttproduksjon.* Oppdragsrapport No. OR. 53.97, Norsk Kjøtt, v/ Kjetil Toresen, Oslo, Norway.

Møller, H., Vold, M., Toresen, K., Ormstad, I., (1996), "Life Cycle Assessment of Pork and Lamb Meat." In Ceuterick, *International Conference on Application of Life Cycle Assessment in Agriculture, Food and Non-Food Agro-Industry and Forestry: Achievements and Prospects*. Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Brussel, Belgium, Vlaamse.

Müller, D., Oehler, D., Baccini, P., (1995), *Regionale Bewirtschaftung von Biomasse: Eine stoffliche und energetische Beurteilung der Nutzung von Agrarflächen mit Energiepflanzen.* No. Forschungsprojekt "Energiegras und Feldholz", Eidgenössische Technische Hochschule-Zürich, Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Zürich.

Müller-Wenk, R., (1998a), *Depletion of Abiotic Resources Weighted on Base of "Virtual" Impacts of Lower Grade Deposits Used in Future.* IWÖ - Diskussionsbeitrag No. 57, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, Schweiz.

Müller-Wenk, R., (1998b), *Land use - The Main Threat to Species. How to include Land Use in LCA.* IWÖ - Diskussionsbeitrag No. 64, Inst. f. Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen, Switzerland.

Muñoz, A. M., (1997), *Relating consumer, descriptive, and laboratory data to better understand consumer responses*. American Society for Testing and Materials, ISBN/ISSN 0-8031-2073-7, 103 Seiten, West Conshohocken, USA.

n.n., (1992), "Transport - Beziehungen eines Erdbeer Joghurts." In *fairkehr* Vol. **7** : 15-18.

n.n., (1997a), "Kalorienverschleiss." In *Konsum & Umwelt* : Seite 23, Zürich.

n.n., (18.6.1997b), "Ökobilanzen - von der Erzeugung zum Produkt." In *DLG Umweltgespräche*. Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft, Bonn.

n.n., (1997c), "Saisontrends." In *dauer power* : 10, Zürich.

Neitzel, H., (1997), "Ökobilanzen - Konzeptionelle Grundlagen und Einbindung zu ökologischen Fragestellungen in der Landwirtschaft." In Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., Reinhardt, G., *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg*. Vol. 5, Pages**:** 219-233, Initiativen zum Umweltschutz, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück.

Neitzel, H., Landmann, U., Pohl, M., (1994), *Das Umweltverhalten der Verbraucher: Daten und Tendenzen - Empirische Grundlagen zur Konzipierung von "Sustainable Consumption Patterns" - Elemente einer "Ökobilanz Haushalte".* Texte No. 75/94, Umweltbundesamt, Berlin.

Nestlé, (1999), *Fondation Alimentarium.* Broschüre Museum für Ernährung, Vevey, Schweiz.

Neumarkter Lammsbräu, (1995), *Öko-Controlling Bericht 1994 + 95.* Umwelterklärung Neumarkt, Deutschland.

Noorman, K. J., Biesot, W., Moll, H. C., (1999), "Changing lifestyles in transition routes towards sustainable household consumption patterns." In *Int. j. Sustainable Development* Vol. **2** (2): 231-244.

Noorman, K. J. & Schoot Uiterkamp, A. J. M., (2-3.11.1995), "Diagnosing household metabolism in The Netherlands." In Noorman, K. J. & Schoot Uiterkamp, A. J. M., *Proceedings of the first international HOMES/IIASA workshop.* Pages**:** 260, Laxenburg, Austria.

Noorman, K. J. & Schoot Uiterkamp, A. J. M., (1998), *Green Households? Domestic Consumers, Environment and Sustainability.* Earthscan Publications Ltd., 267 Pages Seiten, London, GREAT BRITAIN.

Nurmela, J., (1994), "Total Energy Consumption of Finnish Households in the 1980s." In Arvola, A., Rautavaara, E., Uutela, A., *Energy and the Consumer - Final report on the research program 1990-1992.* Ministry of Trade and Industry, Energy Department, Helsinki, Finnland.

Nurmela, J., (1995), "Human Dimensions - Methods for examining the effect of structural factors on the energy consumption of Finnish households up to the year 2015." In *Summer study, Proceedings.* Vol 2 number 85, ECEEE, Finnland.

Ockerman, H. W. & Hansen, C. L., (1988), *Animal By-Product Processing.* Ellis Horwood Ltd., Chichester (England).

Ospelt, C., (1995), *Der direkte und der indirekte Energieverbrauch der Haushalte in der Schweiz, Konzept zur Berechnung unter Verwendung der Input-Output Analyse.* Student thesis and research report, Gruppe für Energieanalysen & Laboratorium für Energiesysteme, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Oudshoff, B. C., (5.1996), *Energieverbruik voor buitenshuis geconsumeerde maaltijden.* IVEM-doctoraalverslag No. 42, Center for Energy and Environmental Studies of the University of Groningen (IVEM RUG), The Netherlands.

Patyk, A. & Reinhardt, G. A., (3.12.1996), "Energy and Material Flow Analysis of Fertiliser Production and Supply." In SETAC, *Presentation Summaries. 4th Symposium for Case Studies.* Brussels.

Patyk, A. & Reinhardt, G. A., (1997), *Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen.* Vieweg Umweltwissenschaften, ISBN/ISSN 3-528-06885-X, 223 Seiten, Braunschweig.

Patzwahl, W., (in Vorbereitung-n.d.), *Materialintensitätsanalyse für die Traubenerzeugung anhand eines Modellbetriebes.* Dissertation, Universität Giessen, Deutschland.

Pedersen Weidema, Tillman, Kooijman, Jolliet, Wegener Sleeswijk, Andersson, Ohlsson, Olsson, Gysi, Teulon, Maillefer, Clift, Audsley, Pedersen, Thorsen, Trolle, Schmid, Lustrup, (1993), "Verschiedene Beiträge." In Pedersen Weidema, B., *Life Cycle Assessment of Food Products.* Lyngby, Denmark.

Pellekaan, W. & Perrels, A. H., (10.1996), *Estimating Household Expenditure Functions - Contribution to the life-style oriented energy & emission models.* Report No. ECN-C--96-064, Netherlands Energy Research Foundation (ECN), Petten, The Netherlands.

Perrels, A. H. & van Arkel, W. G., (11.1996), *Consumption and Emissions: Simulations with the ELSA model.* Report No. ECN-C--96-063, Netherlands Energy Research Foundation (ECN), Petten, The Netherlands.

Perrels, A. H., van Arkel, W. G., de Paauw, K. F. B., Pellekaan, W. O., (6.1996), *Household Energy Demand Modelling in a Life-Style Context - The ELSA model.* Report No. ECN-C--95-099, Netherlands Energy Research Foundation (ECN), Petten, The Netherlands.

Peter, D., (1996), "Case Study 'Feldschlösschen'." In Schalteger, S., *Life Cycle Assessment (LCA)-Quo vadis?* Pages**:** 95ff, Synthesebücher SPP Umwelt, Birkhäuser, Basel, Boston, Berlin.

Pimentel, D., Houser, J., Preiss, E., White, O., Fang, H., Mesnick, L., Barsky, T., Tariche, S., Schreck, J., Alpert, S., (1997), "Water Resources: Agriculture, the Environment, and Society." In *BioScience* Vol. **47** (2): 97-106.

Pohl, C., (7.1999), *Auch zu präzis ist ungenau! Unsicherheitsanalyse in Ökobilanzen und Alternativen zu "use many methods"*. Dissertation, ETH-UNS, Zürich.

Prändl, O., Fischer, A., Schmidhofer, T., Sinell, H.-J., (1998), *Fleisch - Technologie und Hygiene der Gewinnung und Verarbeitung*. Handbuch der Lebensmitteltechnologie, Ulmer, Stuttgart.

Probst, B., (10.1998), *Ökologische Beurteilung unterschiedlicher Produktionssysteme von Brot unter besonderer Berücksichtigung Regionaler Produktion: Ein Vergleich auf Basis der Ökobilanzierung*. Diplomarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Bern, 163 Seiten, Bern.

Prognos AG, (1994), *Energieperspektiven 1990-2030, Szenarien zur Entwicklung des Energiebedarfs und seiner Deckung*. Arbeitsbericht Synthese Prognos AG, Basel.

Prose, F. & Wortmann, K., (11.1991), *Energiesparen: Verbraucheranalyse und Marktsegmentierung der Kieler Haushalte*. Endbericht Projekt Energiesparen, Inst. f. Psychologie, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

Quade, J., (1993), *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*. Hydro Agri Dülmen GmbH, Ed. 12, 620 Seiten, Dülmen.

Rapoport, A., (n.d.), "Sociocultural Aspects of Man-Environment Studies." In Rapoport, A., *The Mutual Interaction of People and Their Built Environment*. Pages**:** 7-35, Mouton Publishers, Paris.

Raven, K. P. & Loeppert, R. H., (1997), "Heavy Metals in the Environment: Trace Element Composition of Fertilizers and Soil Amendments." In *J. Environ. Qual.* Vol. **26** : 551-557.

Renner, I., Dietrich, W. K., Eckelkamp, C., Tappeser, B., (3.-4.12.1998), "Life cycle assessment of genetically modified products as a basis for an extensive assessment of potential environmental effects: Overview and "classical" LCA." In Ceuterick, D., *2nd International Conference on the application fo LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*. Pages**:** PL-45-54, VITO, Brussels.

Reusser, L., (1994), *Ökobilanz des Sojaöls*. Diplomarbeit, EMPA St. Gallen und EPFL Lausanne, St. Gallen.

Reusswig, F., (1994), *Lebensstile und Ökologie. Gesellschaftliche Pluralisierung und alltagsökologische Entwicklung unter besonderer Berücksichtigung des Energiebereichs*. Sozial-ökologisches Arbeitspapier No. 43, Inst. f. sozial-ökologische Forschung, Verlag f. interkulturelle Kommunikation, Frankfurt a. Main.

Richert, H., (1996), *Ökobilanz von verschiedenen Kaffeefilter-Systemen*. Melitta GmbH, Deutschland.

Riedinger, O. L., (1979), *Untersuchungen über die aus hygienischen Gründen erforderliche Hitzebehandlung bei der Herstellung von Tiermehl in Dampfdruckanlagen, unter besonderer Berücksichtigung der Proteinschädigung durch Dampfdruckerhitzung*. Dissertation, Inst. f. Tierernährung, Universität Hohenheim, Deutschland.

Rigendinger, L., (9.1997), *Blick über den Tellerrand - nachhaltige Entwicklung am Beispiel Ernährung - Ein Beitrag zur Strukturierung des Themas in der Bildungspraxis*. Diskussionspapier IP Gesellschaft, Dept. Umweltnaturwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Ros, M., (11.1998), *Unsicherheit und Fuzziness in ökologischen Bewertungen: Orientierungen zu einer robusten Praxis der Ökobilanzierung*. Dissertation, ETH-UNS, 166 Seiten, Zürich.

Rossier, D., (1995), *Mèthodologie pour un Ecobilan Global de L`Agriculture Suisse*. EPFZ, Genf.

Rossier, D., (4.1998), *Ecobilan - adaptation de la méthode écobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole.* srva - service romand de vulgarisation, Lausanne.

Ruf Erne, C., (11.1994), *Haben Sie schon einmal Kilometer gegessen?* Broschüre prüf mit, Greenpeace Schweiz und des Konsumentinnenforum Schweiz, Zürich.

Saaty, T. L. & Vargas, L. G., (1994), *Decision Making in Economic, Political, Social and Technological Environments.* The Analytic Hierarchy Process Series, RWS Publications, ISBN/ISSN 0-9620317-7-1, Ed. 1, 330 Seiten, Pittsburgh.

Salzgeber, C. & Lörcher, M., (1997), "Produktökobilanz Brot unter verschiedenen Landbaubedingungen." In Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., Reinhardt, G., *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg.* Vol. 5, Pages**:** 249-270, Initiativen zum Umweltschutz, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück.

Schällibaum, N., (1992), "Zukunft des landwirtschaftlichen Gemeinschaftsmarketings aus der Sicht des ZVSM." In *Agrarwirtschaft und Agrarsoziologie* Vol. **2** .

Schleiss, K., (1999), *Grüngutbewirtschaftung im Kanton Zürich aus betriebswirtschaftlicher und ökologischer Sicht: Situationsanalyse, Szenarioanalyse, ökonomische und ökologische Bewertung sowie Synthese mit MAUT.* Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Switzerland.

Schmidbauer, W., (1992), *Weniger ist manchmal mehr: zur Psychologie des Konsumverzichts.* Rowohlt, ISBN/ISSN 3-499-19110-5, Ed. Vollst. ueberarb. und erw. Neuausg., Reinbek bei Hamburg.

Schmidt, A., Holm-Christensen, B., Astrup-Jensen, A., (1996a), *Environmentally friendly cookers and ovens.* Projectsummary No. 338, dk-TEKNIK, Søborg, Denmark.

Schmidt, A., Holm-Christensen, B., Astrup-Jensen, A., (1996b), *Miljøvenlige komfurer og ovne.* Miljøprojekt No. 338, dk-TEKNIK for Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, København, Denmark.

Schmidt-Bleek et. al., F., (4.1996), *MAIA (Einführung in die Material Intensitäts-Analyse nach dem MIPS - Konzept).* Wuppertal Institut, Wuppertal.

Schneider, H. C., (3.1994), *Op zoek naar energie-extensieve levensstijlen: bestedingspatronen en energiebeslag van Nederlandse huishoudens.* Report No. 9346, Communicatie- en Adviesbureau over energie en milieu, Rotterdam.

Schnewlin, M., (2.1996), *Ein input-output basiertes Produktionsmodell der Schweiz für 1990 mit besonderer Berücksichtigung der Energie- und Verkehrswirtschaft.* Konjunkturforschungsstelle (KOF) im Auftr. des Bundesamtes für wirtschaftliche Landesversorgung, Bern, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Scholz, R. W., Bösch, S., Carlucci, L., Oswald, J., (1999), *Fallstudie 1998: Chancen der Region Klettgau - Nachhaltige Regionalentwicklung.* Rüegger, ISBN/ISSN 3-7253-0647-8, Ed. in Vorbereitung, ca. 250 Seiten, Zürich.

Scholz, R. W., Bösch, S., Mieg, H. A., Stünzi, J., (1998), *Fallstudie 1997: Region Klettgau. Verantwortungsvoller Umgang mit Boden.* Rüegger, ISBN/ISSN 3-7253-0593-5, 318 Seiten, Zürich.

Scholz, R. W., Koller, T., Mieg, H. A., Schmidlin, C., (1995), *Fallstudie 1994: Perspektive grosses Moos. Wege zu einer nachhaltigen Landwirtschaft.* vdf, ISBN/ISSN 3-7281-2168-1, 209 Seiten, Zürich.

Schorb, A., Meyer, U., Frings, E., Mampel, U., Kubiak, R., Köbrich, D., Hörner, G., Schumann, F., Ziegler, B., (12.1998), *Ökobilanz - Beikrautbekämpfung im Weinbau.* ISBN No. 3-89574-338-0, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Rheinland-Pfalz, Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Berufsbildende Schule, Verlag Dr. Köster, Berlin.

Schweizerische Gemüse Union, Forschungsinstitut f. biologischen Landbau, Eidgenössiche Forschungsanstalt Wädenswil, Station Fédérale de Recherches Agronomiques, (1998), *Handbuch Gemüse 1998*. R. Graf AG, Murten.

Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung, (1997), *Geschäftsbericht 1996.* GSF, Bern.

Schweizerische Genossenschaft für Schlachtvieh- und Fleischversorgung, (1999), *Jahresbericht 1998: Der Fleischmarkt im Überblick.* GSF, Bern.

Schweizerischer Bauernverband, (1995), *Statistische Erhebungen und Schätzungen - über Landwirtschaft und Ernährung*. Abt. Statistik, Brugg.

Schweizerischer Bauernverband, (1996), *Gesamtverbrauch von zugekauftem Dünger in der Schweiz*. Abt. Statistik, Brugg.

Schweizerischer Bauernverband, (1997a), *Statistik Homepage. Verschiedene Statistiken zum Herunterladen als Excel-Dateien.* www.agri.ch/ldw/statistik/.

Schweizerischer Bauernverband, (1997b), *Statistische Erhebungen und Schätzungen - über Landwirtschaft und Ernährung 1996*. Abt. Statistik, Brugg.

Seel, B., (1995), "Der Umweltkonsum privater Haushalte - Ein produktionstheoretischer Erklärungsansatz." In Diekmann, A. & Franzen, A., *Kooperatives Umwelthandeln.* Verlag Rüggen, Rüggen.

Siegsdorfer Petrusquelle, (1996), *Umweltbericht - Fortschreibung - aus betrieblicher Ökobilanz für das Geschäftsjahr 1994/95.* Umwelterklärung Siegsdorf, Deutschland.

Sobal, J., (1998), “Cultural Comparision Research Designs in Food, Eating, and Nutrition.” In *Food Quality and Preference* Vol. **9** (6): 385-392, Great Britain.

Spahr, J., (5.1998), *Pflanzenbehandlungsmittel-Markt 1988 - 1997: Statistik für die Schweiz und das Fürstentum Liechtenstein.* Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie, Zürich.

Spiess, E., (1999), *Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995.* Schriftenreihe der FAL (28), FAL Zürich-Reckenholz, Liebefeld-Bern.

Spindler, E. A., (1998), (Hrsg.), *Agrar-Öko-Audit: Praxis und Perspektiven einer umweltorientierten Land- und Forstwirtschaft.* Springer-Verlag, 410 Seiten, Berlin, Heidelberg, New York.

Spirinckx, C. & Ceuterick, D., (1996), *Comparative Life-Cycle Assessment of diesel and biodiesel.* VITO, Flemish Institute for Technological Research, Mol, Belgium.

Spitzmüller, E.-M., Pflug-Schoenfelder, K., Leitzmann, C., unter Mitarb. von Karl von Koerber, (1993), *Ernährungsoekologie - Essen zwischen Genuss und Verantwortung*. Haug, ISBN/ISSN 3-7760-1263-3, 207 Seiten, Heidelberg.

Stadig, M., (1998), *Life-cycle-assessment of apple production in Sweden, New Zealand and France*. The Swedish Inst. for Food and Biotechnology, Göteborg.

Stahel, U., (15.9.1995), "Ökobilanzen von Nahrungsmitteln." In EMPA, *EMPA Tage Energie und Umwelt*. St. Gallen.

Steen, B., (1996), *EPS-Default Valuation of Environmental Impacts from Emission and Use of Resources, Version 1996.* Report No. 111, IVL, Swedish Environmental Research Institute, Göteborg, Sweden.

Stocker`s Backstube GmbH, (11.1995), *Umwelterklärung.* Umweltbericht Lauf/Pegnitz, Deutschland.

Stucki, B., (1995), *Ökolabels für Nahrungsmittel*. Konsum & Umwelt, WWF Schweiz und SKS Stiftung f. Konsumentenschutz, Zürich.

Sulser, M., (1.1993), *Alternative Energieversorgung eines Landwirtschaftsbetriebes - Auswirkungen auf den Stoffhaushalt*. Diplomarbeit, Abt. für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, EAWAG, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Dübendorf.

Tanner, C., (n.d.), “Die ipsative Handlungstheorie: Eine alternative Sichtweise ökologischen Handelns.” In *Zeitschrift für Umweltpsychologie* Vol. **im Druck** .

Tanner, C. & Wölfing-Kast, S., (1996), *Fragebogen zum Thema Ernährung.* Inst. für Psychologie, Universität Bern, Schweiz.

Tanner, C. & Wölfing-Kast, S., (1997), *Zur Problematik des Bedürfnisbegriffes aus der Sicht der Psychologie.* Arbeitspapier, Inst. für Psychologie, Universität Bern, Schweiz.

Tanner, C., Wölfing-Kast, S., Arnold, S., (3.1999), *Typisierung von Konsumenten und Konsumentinnen aufgrund personaler und verhaltensbezogener Unterschiede.* Forschungsbericht No. 2, Psychologischen Institut, Universität Bern, Schweiz.

Tanner, C., Wölfing-Kast, S., Arnold, S., Saetteli, K., (1998), *Internale und externale Restriktionen und Ressourcen des ökologisch nachhaltigen Lebensmitteleinkaufs.* Forschungsbericht No. 3, Psychologischen Institut, Universität Bern, Schweiz.

Terbatec, (1995), *Kenafanbau: Bilanz 1994.* Terbatec AG, Bischoffszell.

Traber, M., (1998), *Agenda 21 - für eine nachhaltige Entwicklung.* Umweltschutzamt, St. Gallen.

Treffers, D. J., (4.1999), *Comparative LCA on different agricultural production systems.* Report No. NW&S-99026, Dept. of Science Technology and Society of Utrecht University (STS-UU), The Netherlands.

Tritt, W. P., (1992), *Anaerobe Behandlung von flüssigen und festen Abfällen aus Schlacht- und Fleischverarbeitungsbetrieben.* Dissertation, Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, Deutschland.

Udo de Haes, H. A., (n.d.), *LCA: Approaches and bottlenecks when applied to agriculture, food and forestry.* Centre of Environmental Science Leiden, The Netherlands.

Udo de Haes, H. A., Bensahel, J.-F., Clift, R., Fussler, C. R., Griesshammer, R., Jensen, A. A., (1997), *Guidelines for the Application of Life Cycle Assessment in the EU ECO-Label Award Scheme.* ISBN No. 92-827-8684-6, Group des Sages, European Communities, Luxembourg.

Udo de Haes, H. A. & de Snoo, G. R., (1997), "The Agro-Production Chain." In *Int. J. LCA* Vol. **2** (1): 33-38, Landsberg.

Uitdenbogerd, D. E., Brouwer, N. M., Groot-Marcus, J. P., (1998), *Domestic energy saving potentials for food and textiles - An empirical study.* H&C oderzoeksrapport, Department of Household and Consumer Studies, Wageningen Agricultural University, Wageningen.

United Nations, (3-14.61992), "Earth Summit: Agenda 21 the United Nations programme of action for sustainable development." In *United Nations Conference on Environment and Development (UNCED).* Department of Public Information, New York, USA, Rio de Janeiro, Brazil.

UNS, (8.1994), *Fallstudie, Forschung und Berufspraxis.* UNS-Working Paper No. 2, ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Zürich.

Van den Berg, N., (28. 11.1995), "Artificial Protein in Foods instead of Meat? The Answer by LCA." In SETAC, *Presentation Summaries. 3th Symposium for Case Studies.* Brussels.

Van den Berg, N. W., Huppes, G., Van den Ven, B. L., Krutwagen, B., (1996), *Novel Protein Foods: Milieu-analyse van de voortbrengingsketen.* DTO werkdocument VN18 + Bijlagen Annex Delft, The Netherlands.

van Engelenburg, B. C. W., van Rossum, T. F. M., Blok, K., Vringer, K., (1994), "Calculating the energy requirements of household purchases." In *Energy Policy* Vol. **22** (8): 648-656.

van Zeijts, H., (1995), "Energy Production on Farms - Sustainability of Energy Crops." In Berk, M. M., *Climate Change Research Evaluation and Policy Implications.* Pages**:** 1113-1125, Elsevier Science, Great Britain.

Vereinigung schweizerischer biologischer Landbau-Organisationen (VSBLO/BIO SUISSE), (1.1.1997), *Richtlinien für die Erzeuigung, Verarbeiung und den Handel von Produkten aus biologischem (ökologischem) Anbau.* VSBLO/BIO Suisse, Basel, Switzerland.

Vold, M. & Møller, H., (21.11.1995), *Livsløpsanalyse ved Kjøttproduksjon - en vurdering av svine- og lammekjøttproduksjon.* Oppdragsrapport No. OR. 53.95, Stiftelsen østfoldforskning, Godkjent, Norway.

Volg Konsumwaren AG, (2.1994), *Ökobilanz der Volg Konsumwaren AG.* Wintherthur.

von Koerber, K. & Leitzmann, C., (1996), "Ernährungsökologie: Ernährung im Zusammenhang von Gesundheits-, Umwelt- und Sozialverträglichkeit." In *Spiegel der Forschung. Wissenschaftsmagazin der Universität Giessen* Vol. **13** (2): 18-20, Giessen.

von Oheimb, R., (1987), "Indirekter Energieeinsatz im agrarischen Erzeugerbereich in der Bundesrepublik Deutschland." In Bundesministerium f. Ernährung; Landwirtschaft und Forsten, *Energie und Agrarwirtschaft.* Pages**:** 50ff, KTBL-Schriften-Vertrieb, Münster-Hiltrup.

von Roll, (1997), *Klärschlamm, Altholz, Schlachtabfall- und Kadaververbrennung mit zirkulierender Wirbelschicht.* Standardangebot, von Roll Inova, Zürich.

Vringer, K. & Blok, K., (Dez.1993a), *The direct and indirect energy requirement of households in the Netherlands.* Report No. 93100, Dept. of Science Technology and Society of Utrecht University (STS-UU), The Netherlands.

Vringer, K. & Blok, K., (Dez.1993b), *Energy intensities of Dutch houses.* Report No. 93037, Dept. of Science Technology and Society of Utrecht University (STS-UU), The Netherlands.

Vringer, K. & Blok, K., (Dez.1995), *Consumption and energy requirement: a time series for households in the Netherlands from 1948 to 1992.* Report No. 95016, Dept. of Science Technology and Society of Utrecht University (STS-UU), The Netherlands.

VSGP, Kommission für Produktionskostenberechnung, Schweizerische Zentralstelle für Gemüsebau (SZG), Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), (8.1999), *Berechnung der Produktionskosten von Gemüsearten 1999.* Koppigen.

Wackernagel, M., Rees, W., Testemale, P. I., (1996), *Our Ecological Footprint - Reducing Human Impact on the Earth.* New Society Publishers, Gabriola Island, Bc, Philadelphia, PA, Canada.

Weber, C., Gebhardt, B., Schuler, A., Fahl, U., Voß, A., (1996a), *Energy consumption and airborne emissions in a consumer perspective.* Final report EU-project No. 30, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart.

Weber, C., Gebhardt, B., Schuler, A., Schulze, T., Fahl, U., Voß, A., Perrels, A., Arkel, W. v., Pellekaan, W., O`Connor, M., Schenk, E., Ryan, G., (9.1996b), *Consumers` Lifestyles and Pollutant Emissions.* Final report EU-project No. EV5V-CT94-0373, IER/ECN/C3ED No. 32, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart.

Weber, C., Schulze, T., Fahl, U., Voß, A., (1995), "Freizeit, Lebensstil und Energieverbrauch." In VDI-Gesellschaft Energietechnik, *Lebensstandard, Lebensstil und Energieverbrauch.* Vol. Berichte 1204, Pages**:** 15-38, VDI, Veitshöchheim.

Wegener Sleeswijk, A., Kleijn, R., Zeijts, H. v., Reus, J. A. W. A., Meeusen-van Onna, M. J. G., Leneman, H., Sengers, H. H. W. J. M., (1996a), *Application of LCA to Agricultural Products.* CML report No. 130, Centre of Environmental Science (CML), Centre of Agriculture and Environment (CLM), Agricultural-Economic Institute (LEI-DLO), Leiden.

Wegener Sleeswijk, A., Kleijn, R., Zeijts, H. v., Reus, J. A. W. A., Meeusen-van Onna, M. J. G., Leneman, H., Sengers, H. H. W. J. M., (1996b), *Toepassing van LCA voor agrarische Produkten. Band 1: 1 Methodische kernpunten, 2 Aanvulling op de Handleiding LCA, 3 Methodische achtergronden; Band 2: 4a Ervaringen met de methodiek in de case akkerbouw; Band 3: 4b Ervaringen met de methodiek in de case melkveehouderij; Band 4: 4c Ervaringen met de methodiek in de case bio-energie.* Centrum voor Milieukunde Leiden, Centrum voor Landbouw en Milieu, Den Haag.

Weibel, T. & Stritz, A., (1995), *Ökoinventare und Wirkungsbilanzen von Baumaterialien: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Hochbaukonstruktionen.* ESU-Reihe Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt, Institut für Energietechnik, ENET, Zürich.

Weidema, B., (1993), *Development of a Method for Product Life Cycle Assessment with special Reference to Food Products.* Lyngby, Denmark.

Weidema, B., Pedersen, R. L., Drivsholm, T. S., (January1995), *Life Cycle Screening of Food Products - Two Examples and some Methodological Proposals.* ATV project report Group of Cleaner Technology, I. Krüger Consult A/S, Lyngby, Denmark.

WEMF AG für Werbemedienforschung, (1995), *MACH 1.1.* CD for Windows/Mac, Zürich.

Werner, F. & Jans, B., (1994), *Extensivierung, Alternativkulturen oder GATT? Eine Methode zur Abschätzung der Umweltauswirkungen der Schweizer Landwirtschaft.* Diplomarbeit, Umweltnaturwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Schweiz.

Weyrauch, S., (1996), *Einfluss sozialökonomischer Merkmale auf den Lebensmittelverzehr und die Nährstoffzufuhr von Personen.* Dissertation, Fakultät f. Landwirtschaft und Gartenbau, Technische Universität, München.

Wilcke, W. & Döhler, H., (1995), *Schwermetalle in der Landwirtschaft: Quellen, Flüsse, Verbleib.* Arbeitspapier, Kuratorium für Technik und Bauwesen (KTBL), Darmstadt.

Wilting, H. C., (11.1996), *An Energy Perspective on Economic Activities.* Ph.D. Thesis, Center for Energy and Environmental Studies (IVEM RUG), University of Groningen, 194 Seiten, The Netherlands.

Wilting, H. C., Biesot, W., Moll, H. C., (1995), *Energie analyse programma. Handleiding versie 2.0 (EAP, Energy analysis program. Manual version 2.0).* IVEM report No. 76, Center for Energy and Environmental Studies of the University of Groningen (IVEM RUG), The Netherlands.

Wixinger, K., Kocher, H. P., Todt, W., Lüthi, J., (4.1996), *Berechnung der Produktionskosten von Gemüsearten 1996.* Kommission für Produktionskostenberechnung (VSGP), Schweizerische Zentralstelle für Gemüsebau (SZG), Koppigen.

Wolfensberger, U. & Dinkel, F., (1.1997), *Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996.* Endbericht, Im Auftrag des Bundesamt f. Landwirtschaft Carbotech, FAT, Bern.

Wölfing-Kast, S. & Tanner, C., (5.1997), *Welche Faktoren fördern bzw. hemmen den Kauf ökologisch produzierter Lebensmittel?* Darstellung des psychologischen Teilprojektes (TP7) Psychologischen Institut, Universität Bern, Schweiz.

Wölfing-Kast, S., Tanner, C., Arnold, S., (3.1999), *Die Wahrnehmung von handlungsrelevanten Informationen für ein ökologisch nachhaltiges Einkaufsverhalten durch verschiedene Konsumtypen.* Forschungsbericht No. 3, Psychologischen Institut, Universität Bern, Schweiz.

Wölfing-Kast, S., Tanner, C., Arnold, S., Saetteli, K., (1998), *Die Vermittlung handlungsrelevanter Informationen für den ökologisch nachhaltigen Lebensmitteleinkauf.* Forschungsbericht No. 3, Psychologischen Institut, Universität Bern, Schweiz.

Wortmann, K., Schuster, K., Klitzke, M., (10-11.9.1996), "Die Konsumentenanalyse: Voraussetzung für die erfolgreiche Konzeption und Vermarktung von Energiedienstleistungen." In VDI-Gesellschaft Energietechnik, *Energie-Dienstleistung und Marketing - Unternehmensaufgabe oder Schlagworte?* Berichte 1284, Verein Deutscher Ingenieure, Hamburg.

Wyss, E., Tamm, L., Maurer, V., Alföldi, T., (1998), *Hilfsstoffliste - Zugelassene Hilfsstoffe für den biologischen Landbau.* Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick.

Zaccheddu, E., (2.1997), *Bestimmung des Energieverbrauchs für die Schweizer Konsummuster - Anwendung und Anpassung einer holländischen Hybridmethode auf Schweizer Verhältnisse.* Diplomarbeit, Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt, Institut für Energietechnik, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

Zamboni, M., (11.1994), *Grobabschätzung des Energieaufwandes für die Bereitstellung von ausgewählten Getränken und Nahrungsmitteln.* Carbotech, im Auftrag von Greenpeace Schweiz und des Konsumentinnenforums Schweiz, Zürich.

Zamek, (1996), *Umwelterklärung 1996.* Öko-Audit Düsseldorf.

Zehnder, A. J. B., (1999), "Wassernutzung und Nahrungsmittelproduktion - eine internationale Arbeitsteilung?" In *EAWAG news* Vol. **46** : 18ff., Dübendorf, Schweiz.

Zehnder, P., (1993), *Energiebilanz eines Bauernhofs*. Diplomarbeit, Laboratorium für Energiesysteme, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Schweiz.

Zimmermann, P., Doka, G., Huber, F., Labhardt, A., Mènard, M., (1996), *Ökoinventare von Entsorgungsprozessen. Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen.* ESU-Reihe No. 1/96, Inst. f. Energietechnik, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Schweiz.

Zuberbühler, B., (1.1993), *System "Weichkäseproduktion"*. Praktikumsbericht, Abt. für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, EAWAG, Dübendorf.

Datenanhang

Einige der in dieser Arbeit enthaltenen Tabellen sind auch in einem elektronischen Datenanhang enthalten. Diese sind mit dem Symbol 🖫 gekennzeichnet. Der Datenanhang befindet sich in einer separaten Excel Tabelle. Diese enthält eine Übersicht zu allen für diese Arbeit definierten ECOINVENT-Modulen. In der Arbeitsmappe werden die Eingabedaten der Sachbilanz für die verschiedenen ECOINVENT-Kategorien gezeigt. Ausserdem enthält der Datenanhang eine Tabelle zur Wirkungsabschätzung für alle untersuchten Module und zu ausgewählten Ergebnissen der Sachbilanz.

Der Datenanhang und weitere Exemplare dieser Arbeit können über die homepage www.uns.umnw.ethz.ch/~jungblu/dis.html, über den Verlag www.dissertation.de → Dissertationen → Umweltwissenschaften oder beim Autor Niels Jungbluth <jungbluth@gmx.net> bezogen werden.

Inhalt der Datei Anhang.xls

- ECOINVENT-Kategorien
- ECOINVENT-Modulnamen
- Sachbilanz für alle erstellten ECOINVENT-Kategorien
- Tab. 5-30
- Tab. 6-9
- Resultate: Tabelle mit ausgewählten Resultaten zu einzelnen Schadstoffen
- Wirkungsabschätzung mit verschiedenen Methoden für alle untersuchten ECOINVENT-Module

Index

A

Ackerbau xi
Akteur ..... xi, 94
Aktivität xi
Allokation
  Fruchtfolge 200
  Hofdünger 143, 182
  Nebenprodukte Nahrungsmittelherstellung 174
  Nebenprodukte Schlachtung 183
  Produktmerkmal 252
  Tierprodukte 180
Anbauweise 22
Audit 50
Ausprägung ..... xi, 112, 213, 224
Auswertung 18
  Dünger 213
  Einkauf 222
  Fleisch 205
Auto 62

B

Background ..... Siehe Basisdaten
Basisdaten 132, 141
Baumaterial 132
Bedarfsfeld xi
Bedingungsfaktor 69
Bedürfnis 86
Bedürfnisfeld xii
  Ernährung 14, 94
Bereich xii
Bewertung 18
  Gewichtung 120
  vollaggregierende 120
Bewertungsmethode 29
Bio 22
Bioprodukt 221
Bioproduktion 209
Boden 30
  Erosion 15
Bruttosozialprodukt 80

C

Charakterisierung 18
  Eco-indicator 95+ 238
  Schwermetall 239
CO_2 134
  persönliche Bilanz 72
Consumer Research ..... *Siehe* KonsumentInnenanalyse

D

Dämpfen 151
Datenanhang 284
Datenbank 115
Deckungsbeiträge 132
Dünger 142, 157
  Vergleich der Umweltbelastungen 212

E

Eco-indicator 95 29
Eco-indicator 95+ 238
  Beispiele für die Bedeutung 202
Eco-indicator 99 245
ECOINVENT 115, 135, 238
  Kategorie 284
  Modul 284
  Modulname 135
Ecological Footprint 51
Einkauf 62, 80
  marginale Veränderung 224
  Wirkungsabschätzung 211
Einkommen 79
Emission
  Kennzeichnung 136
Energie 60, 213
  als ökologischer Indikator 227
  Graue 15
Energiebilanz 43, 123
  persönliche 72
Energieintensität ..... xii, 6, 43, 124, 227
  Einkauf 231
Energiequotient 229, 232, 235
Energiesparen 68
Energieverbrauch
  Produktionsstufe 21
Entscheidung
  KonsumentIn 105
Entscheidungsebene ..... xii, 104, 253
Entsorgung
  Gemüse 154
  Haushalt 197
  Kompost 154
  Nahrungsmittel 153
  Tierkörper 154

Ernährungsökologie 84, 85
Ernährungstrend 2
Ernährungwissenschaft 84
Ertrag 180

F

Faktor 95
Fehlerabschätzung 221
Fisch 181
Fläche 138
  Bewertung 245
Flächennutzung 210
Fleisch 50
  Konservierung 188
  Konsum 61
  Markt 170
  Vergleich 205, 216
Flugzeug 26
Forschung
  transdisziplinär 93
Fragebogen
  Lebensstil 72
  Transportmittel 198
Fragebogenstudie ..... xiii, 98
Functional Unit ..... *Siehe* Funktionelle Einheit
Funktionelle Einheit 18, 121
Futtermittel 174
Fütterung 182, 206

G

Gatekeeper xiii
Gemüse 139
  Handel 166
  Import 156
  Konservierung 166
  Markt 155
  Saison 111
  Verarbeitung 166
  Vergleich 202
Gentechnik 31
Gesundheit 31
Gewächshaus 151, 159
Gewohnheit 82
Gründüngung 176
Gruppe ..... Siehe Produktgruppe
Gülle 208

H

Handel 139
Handelsdünger xiii
Handlungshinweis 61, 257
  Gewichtung 226
Handlungstheorie
  ipsative 99
Haushalt 87, 127
Haushaltsgrösse 79
Heuristik 254
Hofdünger ..... xiv, 174, 210
Hors-sol 139, 155
Hybrid-Analyse 44, 50, 115, 124, 251
  Verknüpfung zur modularen Ökobilanz 132

I

Import
  Herkunft 138
Input-Output xiv
  Analyse 43
  Energie-Analyse ..... xiv, 43
  Tabelle xiv
Integriert 22
Integrierte Produktion ..... xiv, 209, 221
Internet 259
Inventar
  ECOINVENT 115

K

Kanal ..... xiv, 94
Kanalgrafik 94
Kategorie xvi
  Gemüse 111
Klassifizierung 18
Kochen 197
Kompostierung 154
Konservierung 167
Konsum 196
KonsumentIn 16, 127
KonsumentInnenanalyse 64
KonsumentInnentyp 98, 222, 231
Konsumforschung 66, 75
Konsumhandeln 254
Konventionell 22
Kopplung 119, 252
  Kühlung-Transport 168, 189
  Landwirtschaft-Verarbeitung 168, 188, 200
  Produktion-Konsum 198
Kraftfutter 173
Kühlung 152
  Fleisch 189
  Haushalt 197
Kunstdünger xv
Kupfer
  im Futter 182

L

Label 27, 109
Landnutzung 210
Lebendgewicht xv
Lebensmittel xv
  Qualität 252
Lebensstil 122
  Begriff 63
  Ernährung 82
  Forschung 66
  Fragebogen 72
  in dieser Arbeit 86
  Konzept 64
  Marketing 64
  ökologische Forschung 64
  Typen 68, 76
Lebensweg 33, 101, 118, 252, 255
  Energieverbrauch 21
  Entscheidungsmöglichkeiten 104
Lifestyle ..... *Siehe* Lebensstil

M

Mahlzeit 13
Marginale Veränderung 224
Massentierhaltung 15, 31
Materialflussanalyse 51
Materialintensität 52
Merkmal ..... *Siehe* Produktmerkmal
Milch 140
MIPS 52
Mischfutter 173
Mist 208
Model
  Kaufentscheidung 83
Modul ..... xv, 117
  Addition der Umweltbelastungen 218
  Eco-indicator 95+ Punkte 213
  ECOINVENT 135
  Energieverbrauch 213
  Umweltbelastung 217
  Umweltbelastungspunkte 213
Modulare Ökobilanz 119

N

nachhaltige Entwicklung 7
Nachhaltigkeit 16, 29
nachwachsende Rohstoffe 20
Nahrungsenergie ..... xvi, 19, 229
Nahrungsmittel xv
  Einkauf 81
  Versorgung 136
Normalisierung
  Eco-indicator 95+ 240

Ö

Öko-Audit 50
Ökobilanz 17
  Methodik 18
  modulare 116, 251
  Möglichkeiten und Grenzen 29
Ökofaktor ..... Siehe Umweltbelastungspunkte
ökologischen Knappheit ..... Siehe Umweltbelastungspunkte
Ökotrophologie ..... *Siehe* Ernährungsökologie

O

Option 94, 254

P

Pestizid ..... Siehe Pflanzenschutzmittel
Pflanzenschutzmittel 15, 147, 158
  Bewertung 241
Phosphat 14
Planspiel 258
Politik 31
Preis 180
  Fleisch 184
Produkt xvi
Produktgruppe xvi
  Energieverbrauch 232
  Festlegung 106
Produktion
  Basismaterialien 142
  Handelsdünger 143
Produktionsstufe 21
Produktkategorie xvi
  Gemüse 247
Produktmerkmal xvi
Prozesskategorie 135
Prozesskettenanalyse 44

R

Radioaktivität 239
Rauhfutter xvii
Reduktionsfaktor
  Pestizid 241
Regel xvii
Regionale Produkte 26, 199
Regionalisierung 26

Ressource xvii
Restriktion .....xvii, 94, 254
Risikobeurteilung.....79

S

Saatgut 174
Sachbilanz 17, 131
  Dünger.....143
  Fleischprodukt 169
  Gemüseprodukt 155
  Konsum 196
  Tagebuchstudie.....131
  Transport 194
  Verpackung.....190
Saisongerechte Produkte.....61
Schlachtgewicht xvii
Schlachtung.....183
Schnittstelle.....8
  Ökobilanz und Psychologie 254
  Sozial- und Naturwissenschaft 253
Schwermetall
  Bewertung.....240
  Dünger.....146
  Gesamtemission 240
Sektor xvii
Selbstversorgung.....62
Sensitivitätsanalyse 221
Staat 83
Stall 183
Stoffflussanalyse 51
Strategie xvii
Struktur.....xvii, 94
Systemausschnitt.....93
Systemgrenze
  Kohlenstoff.....134
  Module 117
  Tagebuch 127
  Transport 194
  Verpackung.....190

T

Tagebuchstudie..... xviii, 89, 97, 222, 231
  Abfragekriterien 112
Tierhaltung 207
Tiermehl 154, 176
Tierproduktion 180
transdisziplinär.....93, 254
  Umsetzung.....258
Transferkoeffizient 145
Transport..... 25, 61, 194
  Einkauf.....198
Treibhausgas 15, 60

U

Umsetzung.....259
Umweltbelastung
  Landwirtschaft 14
Umweltbelastungspunkte..... 201, 244
Umweltverhaltensindex 68
Unsicherheit
  allg. der Untersuchung.....199
  Bewertung.....30
  Gemüseproduktion.....160
  Konsum 198
Untersuchungsebene 102

V

Vegetarisch 85, 235
Verarbeitungsgrad.....21
Verarbeitungstiefe 61
Verbrauch
  pro-Kopf.....228
Verbrauchserhebung.....74
Verkaufsgewicht..... xviii
Verkaufspreis.....184
Verpackung..... 62, 190
Versauerung 14
Vollwerternährung
  Grundsätze 85

W

Wasser 31, 57
Weidegang.....182
Wertvorstellung.....82
Wirkstoffmenge 147, 158
Wirkungsabschätzung..... 18, 208
  Gemüse.....202
  Grenzen 30
Wissen 80
Wissensform 8

Z

Zeitverwendung.....76
Ziel
  Definition 119
  Dissertation 7
  Energiebilanz 123
  Ökobilanz.....101
  Tagebuchstudie.....97
Zugkraftstunden 151
Zusammenfassung.....iii

Lebenslauf

6. März 1967	Geboren in Hamburg, Deutschland.
1978 – 1986	Abitur im Alexander-von-Humboldt-Gymnasium, Hamburg.
1.10.1986 – 31.5.1988	Zivildienst als Krankenpflegehelfer in der chirurgischen Abteilung und in der Notaufnahme, Johanniter Krankenhaus Geesthacht.
15.10.1988 – 1.12.1995	Studiengang Technischer Umweltschutz an der TU Berlin, Abschluss als Diplomingenieur für Technischen Umweltschutz im Dezember 1995.
24.8.1992 – 18.9.1992	Fachpraktikum Erarbeitung einer ökologische Bewertung von Produkten aus dem Heimwerkerbereich, AKUT Umweltschutz Ingenieurkollektiv GmbH, Berlin.
25.10.1993 – 19.11.1993	Fachpraktikum Mitarbeit bei wasserwirtschaftlichen Genehmigungsverfahren im Staatliches Amt für Umwelt und Natur, Schwerin.
17.1.1994 – 18.2.1994	Fachpraktikum Mitarbeit in den Abteilungen Altlasten, Bodenschutz, Wasserwirtschaft, Industrie und Gewerbe im Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz, Freiburg im Breisgau.
1.11.1994 – 24.2.1995	Fachpraktikum und Vorbereitung der Diplomarbeit Datensammlung für eine Ökobilanz für in Indien verwendete fossile Kochbrennstoffe, TATA Energy Research Institute, New Delhi, Indien.
12.1995 - 7.1996	Freier Mitarbeiter im Umwelt Consulting.
1.8.1996 – 2000	Wissenschaftlicher Mitarbeiter und Doktorand an der ETH Zürich zunächst am Inst. für Energietechnik, Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt, im Juni 1997 Wechsel in die Professur Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Bearbeitung des Nationalfond-Projektes „Energy, Greenhouse Gasses and Way of Living“.