



Toni Meier  
**Umweltschutz mit Messer und Gabel**  
Der ökologische Rucksack der Ernährung in Deutschland  
ISBN 978-3-86581-462-3  
240 Seiten, 16,5 x 23,5 cm, 24,95 Euro  
oekom verlag, München 2013  
©oekom verlag 2013  
[www.oekom.de](http://www.oekom.de)

# 1 Einleitung

---

»Bis vor kurzem mußten wir uns gegen die Natur behaupten.  
Von nun an müssen wir uns gegen unsere eigene Natur behaupten.«

Dennis Gabor (1900–79)

Im Laufe der anhaltenden gesellschaftlichen Debatte um Umweltschutz, mit derzeit wichtigen Themen wie Klimawandel, Artenschwund und Ressourcenknappheit, gewinnt der Themenkomplex Landwirtschaft-Ernährung-Gesundheit zunehmend an Bedeutung. Verschiedene Faktoren, wie Produktions- und Verzehrweisen, aber auch politisch-kulturelle Rahmensetzungen, entscheiden darüber, wie stark Umweltsysteme durch die Bereitstellung von Nahrungsmitteln beeinflusst werden.

Die adäquate Versorgung der Bevölkerung mit ausreichenden, gesunden und abwechslungsreichen Nahrungsmitteln ist eine der Hauptaufgaben des Agrar- und Ernährungssektors. Allerdings werden mit der zunehmenden Verbreitung westlicher Konsummuster<sup>1</sup> durch einen erhöhten Verzehr von tierischen Produkten, gesättigten Fettsäuren und einfachen Kohlenhydraten nicht nur erhöhte Gesundheits-, sondern auch Umweltrisiken diskutiert. Historisch betrachtet war mit Ausnahme der Unterbrechungen durch die beiden Weltkriege seit der letzten kartoffelfäulebedingten Hungersnot in den Jahren 1846/47 die Versorgung der Bevölkerung in Deutschland mit quantitativ ausreichenden Nahrungsmitteln gewährleistet (Teuteberg & Wiegmann 1986). Im ganzen 19. Jahrhundert bildeten jedoch noch pflanzliche Nahrungsmittel »das eigentliche Rückgrat der Volksernährung.« Erst zu Beginn des 20. Jahrhunderts – die Autoren ermittelten das Jahr 1911 – »konnten sich die animalischen Nahrungsmittel endgültig den ersten Platz sichern« (ebd.).

Westliche Konsummuster, die zunehmend auch in Schwellen- und Entwicklungsländern Einzug erhalten, führen insgesamt zu einer quantitativ besseren Versorgung weiter Bevölkerungsgruppen. Jedoch steht die übermäßige Praxis westlicher Konsummuster auch im Zusammenhang mit Wohlstandserkrankungen wie Übergewicht, Gicht, Diabetes und Krebs (sog. *noncommunicable diseases*,

---

1 sog. *western dietary patterns* nach WCRF (2007), umgangssprachlich auch als *western style diet* bezeichnet

WCRF 2007). Daneben ist die Bereitstellung der Nahrungsmittel und Getränke an intensive agrar-industrielle Produktionsweisen gekoppelt, die in globale Warenströme und Wertschöpfungsketten eingegliedert sind. Allesamt Faktoren, die bezüglich ihrer agrar-ökologischen Tragfähigkeit und ihrer Auswirkungen auf umgebende Ökosysteme zu untersuchen und zu diskutieren sind.

Nicht-nachhaltige Verzehrs- und Produktionspraktiken verschärfen die Einflussnahme des Menschen auf globale und lokale Schutzgüter. Der internationale Handel mit Agrargütern und Nahrungsmitteln, in den Deutschland als weltweit zweitgrößter Importeur und drittgrößter Exporteur stark eingebunden ist (BMELV 2010), beeinflusst Ökosysteme global und führt zu Wirkungsverlagerungen in andere Erdteile. Neben der Beeinträchtigung von Ökosystemen und daran gekoppelten Leistungen (sog. *ecosystem services*) wird gleichzeitig deren natürliche Regenerationskraft und Anpassungsfähigkeit geschmälert (MEA 2005). Nach der Definition der Brundtlandschen Bedürfnisgerechtigkeit jetziger und zukünftiger Generationen (WCED 1987) werden damit ökologische, soziale und gesundheitliche Folgekosten nicht nur ins Ausland (intra-generationell), sondern auch in die Zukunft externalisiert (inter-generationell). Westliche Konsummuster belasten somit nicht nur die Gesundheit und Gesundheitssysteme in Industrie- und Schwellenländern, sondern führen auch zu Externalisierungen von Umweltkosten, die sich nachteilig auf andere Menschen im Ausland und auf zukünftige Generationen auswirken. Als Antwort darauf wurden bereits verschiedene politische Zielvorgaben gesetzt. So fordert eine Hauptmaßnahme des Abschlusscommuniqués der Rio 20+ Konferenz die »Förderung nachhaltiger Verbrauchs- und Produktionsmuster« (UN 2012). Auf europäischer Ebene sollen bis »spätestens 2020 Anreize für gesündere und nachhaltigere Erzeugungs- und Verbrauchsstrukturen weit verbreitet sein und zu einer Reduzierung des Ressourceninputs in die Lebensmittelkette um 20 Prozent geführt haben. Die Entsorgung von genusstauglichen Lebensmittelabfällen in der EU sollte halbiert worden sein« (EU-Kom 2011).

Vor diesem Hintergrund werden in vorliegendem Buch Ansatzpunkte im Bereich Landwirtschaft-Ernährung-Gesundheit für eine nachhaltigere Entwicklung identifiziert und auf Basis repräsentativer Verzehrs- und Umweltdaten in Deutschland Umweltschutzpotentiale quantifiziert.

## 1.1 Umweltbilanzierung von Nahrungsmitteln und Verzehrweisen

Erste Arbeiten, in welchen die Umwelteffekte von Nahrungsmitteln und Verzehrweisen untersucht wurden, gehen bis in die 1970er Jahre zurück (Pimentel et al. 1973, Leach 1975, Slessor et al. 1977, Cremer & Oltersdorf 1979). In Folge der Ölkrise Anfang der 1970er Jahre und der 1972 im Auftrag des *Club of Rome* veröffentlichten Studie ›Grenzen des Wachstums‹ (Meadows et al. 1972) fanden in Bezug auf Nahrungsmittel dabei vor allem Berechnungen hinsichtlich der Knappheit fossiler Energieträger, landwirtschaftlich nutzbarer Flächen und abiotischer Ressourcen (Mineralien zur Düngemittelherstellung etc.) statt. Methodisch basierten die von Leach (1975) und Slessor et al. (1977) gemachten Berechnungen zur Nahrungsmittelproduktion auf den aus den Wirtschaftswissenschaften bekannten Input-Output-Analysen (Leontief 1970, 1986). Slessor et al. (1977) untersuchten zudem die Energieintensitäten unterschiedlicher Verzehrweisen.

Im Zuge der Diskussion des anthropogenen Einflusses auf den Treibhauseffekt, die sich verstärkt nach der Veröffentlichung des Berichtes ›Unsere gemeinsame Zukunft‹ der Brundtland-Kommission für Umwelt und Entwicklung, des sog. Brundtland-Berichts, entwickelt hat (WCED 1987), rückte die Einflussanalyse und -bewertung von Produkten, Prozessen und Systemen hinsichtlich deren klimatischen Folgen vermehrt in den Fokus (Meier & Schlich 1996). Energiebilanzen als Vorstufe zur Abschätzung der Klimarelevanz unterschiedlicher Bodennutzungssysteme der Landbewirtschaftung wurden von Haas & Köpcke (1994) im Rahmen der Enquete-Kommission ›Schutz der Erdatmosphäre‹ vorgelegt. In dieser Kommission wurde von Kramer et al. (1994) zudem die Klimarelevanz des Ernährungssektors beschrieben. Dabei wurde in einer Grobanalyse anhand der Indikatoren CO<sub>2</sub>-Äquivalente und Primärenergieeinsatz der Gesamteinfluss der Ernährung in der Bundesrepublik Deutschland (ohne neue Bundesländer, Basisjahr 1991) abgeschätzt.

Taylor (2000) bilanzierte auf Basis der Nationalen Verzehrstudie I und der Gießener Vollwert-Ernährungsstudie den Einfluss unterschiedlicher Ernährungsweisen<sup>2</sup> sowie unterschiedlicher Produktionsverfahren (konventionell, ökologisch). Zur Bilanzierung der Umweltindikatoren Primärenergieeinsatz, Treibhausgas- und Versauerungspotential wurden hierzu Ökobilanzergebnisse verwendet, die mit der Software GEMIS modelliert wurden. Jungbluth (2000) gab neben einem ausführlichen Methodenvergleich einen umfassenden Überblick über

<sup>2</sup> Taylor (2000) unterschied dabei zwischen Mischkost, vegetarischer und nicht-vegetarischer Vollwertkost

die bis dahin ökobilanziell erfassten Nahrungsmittel nach Produktionsweisen (konventionell, integriert, ökologisch). Im Kontext einer Tagebuchstudie für den Einkauf von Fleisch und Gemüse (Studienpopulation  $n=134$ ) in der Schweiz untersuchte dieser die ökologischen Einsparpotentiale unterschiedlicher Handlungsoptionen. Die Bewertungsmethoden *Eco-indicator 95* und die der *Umweltbelastungspunkte* vergleichend, wurde ein breites Set an Wirkungskategorien<sup>3</sup> analysiert. Zudem wurde in der Arbeit ein Konzept für eine Ökobilanz mit einem modularen Ansatz ausgearbeitet, welches auch ansatzweise im Rahmen dieser Arbeit verwendet werden soll.

Weitere Arbeiten, die sich mit den Umweltwirkungen verschiedener Handlungsoptionen und Verzehrweisen im deutschsprachigen Raum auseinandersetzen, sind die von Seemüller (2000), Wiegmann et al. (2005) und Woitowitz (2007). Seemüller (2000) untersuchte in seiner Arbeit den Einfluss veränderter Verzehrsmuster im Hinblick unterschiedlicher Landbewirtschaftungssysteme (konventionell, ökologisch). Er kommt u. a. zu dem Ergebnis, dass bei einer Reduktion des Anteils »tierischer« Kalorien von 39 auf 24 Prozent im Bundesdurchschnitt, die landwirtschaftliche Nutzfläche Deutschlands ausreichen würde, die Versorgung zu 100 Prozent mit Lebensmitteln aus ökologischem Anbau sicherzustellen. Der Anteil »tierischer« Kalorien von 24 Prozent entspräche dabei dem Verhältnis in der italienischen Durchschnittskost, sprich einer mediterranen Kost (ebd.). Im Rahmen des Gemeinschaftsprojekts »Ernährungswende« untersuchten Wiegmann et al. (2005) unterschiedliche Ernährungsstile stoffstromanalytisch. Mittels der Bilanzierungssoftware GEMIS wurden die Umweltwirkungskategorien Treibhausgas- und Versauerungspotential szenarienhaft untersucht und den Bereichen Innerhaus- und Außerhausverzehr zugeordnet. Woitowitz (2007) stellt in seiner Untersuchung die Frage, welchen Einfluss ein verminderter Fleischkonsum bzw. ein verminderter Konsum tierischer Produkte auf ausgewählte Nachhaltigkeitsindikatoren<sup>4</sup> hat. Bei der Reduzierung orientierte er sich dabei an den Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (ebd., DGE 2006).

Auf Basis agrarstatistischer Input-Output-Tabellen beschreiben Schmidt & Osterburg (2009) im sog. Berichtsmodul »Landwirtschaft und Umwelt« der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen die Effekte der deutschen Landwirtschaft

3 Jungbluth (2000) untersuchte folgende Indikatoren: Treibhausgaspotential, Kanzerogenität, Pestizide, Schwermetalle, Wintersmog, Energieressourcen, Überdüngung, Ozonabbau, Photosmog, Versauerung, Radioaktivität

4 Woitowitz (2007) untersuchte die Indikatoren Primärenergieverbrauch, Treibhausgaspotential, Arbeitskräfteeinsatz, Flächeninanspruchnahme

mittels ökologischer, ökonomischer und sozialer Indikatoren. Im Gegensatz zu früheren gesamtsektoralen Arbeiten (Haas & Köpcke 1994, Kramer et al. 1994) wurde dabei im Zeitverlauf zwischen 46 verschiedenen Agrarproduktgruppen und 17 Indikatoren unterschieden. In Kapitel 2.1.8 (S. 26 ff.) wird auf die Arbeit von Schmidt & Osterburg (2009) detaillierter eingegangen.

Carlsson-Kanyama (1998) analysierte in einer Ökobilanz den Einfluss unterschiedlicher Menükomponenten auf Treibhausgasemissionen in Schweden. Neben dem überproportionalen Einfluss tierischer Komponenten, unterstreicht die Autorin, dass Effizienzfortschritte im technischen Bereich (bspw. im Transportwesen durch niedrigere Kraftstoffverbräuche pro LKW) dazu tendieren, durch einen Mehrkonsum untergraben bzw. sogar überkompensiert zu werden (ebd.). In einer weiteren Arbeit untersuchten Carlsson-Kanyama & Gonzales (2009) das Verhältnis der zur Verfügung gestellten Eiweiße und entsprechender Treibhausgasemissionen. Gerbens-Leenes (2006) ermittelte neben dem Energie- und Flächenbedarf den Wasserbedarf der Durchschnittskost in den Niederlanden. Zudem verglich sie ihre Ergebnisse mit anderen europäischen Verzehrmustern sowie offiziellen Ernährungsempfehlungen in den Niederlanden. Weidema et al. (2008) untersuchten auf Basis nationaler Input-Output-Tabellen und sog. NAMEA<sup>5</sup>-Matrizen den Einfluss des Verbrauchs von Fleisch- und Milchprodukten innerhalb der EU-27. Von den 15 untersuchten Umweltwirkungskategorien war der Einfluss der Ernährung auf folgende Kategorien am größten: Ökotoxizität, Eutrophierung, Flächenbedarf und Versauerung. Stehfest et al. (2009) untersuchten mit der Modellierungssoftware IMAGE<sup>6</sup> den Einfluss eines verminderten Verzehrs tierischer Produkte auf globaler Ebene in Bezug auf Treibhausgasemissionen und Flächenbedarf. In einer ähnlichen Arbeit berechneten Popp et al. (2010) die Kosten verschiedener Umweltschutzstrategien im Ernährungsbereich. Demnach sind Verzehrs-, und damit Nachfrageänderungen deutlich günstiger als produktions- und verfahrenstechnische Lösungen (Effizienzansatz), um Klimaschutzziele zu erreichen.

Leip et al. (2010) ermittelten mit einem *top-down* Ansatz produktspezifische Treibhausgas-, Ammoniak- und NO<sub>x</sub>-Emissionen im Tierhaltungssektor innerhalb der Mitgliedstaaten der EU-27. Als Bilanzierungsmodell fungierte dabei CAPRI<sup>7</sup>. Neben klassischen landwirtschaftlichen und verarbeitungsspezifischen Emissio-

---

5 National accounting matrices with environmental accounts

6 Integrated Model to Assess the Global Environment

7 Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System

nen wurden dabei Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung in verschiedenen Szenarien kalkuliert. Muñoz et al. (2010) erstellten auf Basis verschiedener Produkt-Ökobilanzen die Umweltbilanz der spanischen Durchschnittskost. Im Rahmen des kompletten Lebenszyklus der untersuchten Nahrungsmittel wurde in dieser Arbeit besonderer Wert auf die Abfallphase (inkl. Abwasser- und Klärschlammbehandlung) gelegt. Tukker et al. (2011) untersuchten, ein breiteres Spektrum an Umwelteinflüssen abdeckend, die Einflüsse verschiedener Verzehrweisen und möglicher Rebound-Effekte innerhalb der EU-27. Basierend auf europaweit konsistenten Input-Output-Tabellen und der Bilanzierungssoftware CAPRI wurden folgende Umweltwirkungen betrachtet: abiotischer Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt, Ozonschichtzerstörung, Humantoxizität, Ökotoxizität, Entstehung bodennahen Ozons, Versauerung und Eutrophierung.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die Umweltbewertung des Agrar- und Ernährungssektors innerhalb der letzten Jahrzehnte stark professionalisiert und diversifiziert hat, teilweise auch institutionalisiert wurde. Für viele große Unternehmen in der Landwirtschafts- und Ernährungsbranche ist die regelmäßige Erstellung von Nachhaltigkeitsberichten (inkl. Ökobilanzen) im Rahmen von unternehmerischer Gesellschaftsverantwortung (*corporate social responsibility*, CSR) Standard. Im Zuge besserer und umfassenderer Umweltdaten werden Versuche unternommen, neben klassischen Umweltindikatoren wie Energieverbrauch und Schadgasemissionen, weitere aus Umweltsicht hoch brisante Themen wie Biodiversitäts-, Waldverlust und Wasserknappheit in Bewertungssysteme zu integrieren.

Darüber hinaus sind v.a. Unternehmen interessiert, ökonomische Belange in die Ausrichtung ihres Umweltengagements zu integrieren. Methoden wie das *Life Cycle Costing* (LCC) oder der Ökoeffizienzanalyse (Saling et al. 2002) sind daraus hervorgegangen. Ein weiteres Ziel in Richtung einer umfassenden quantifizierbaren Nachhaltigkeitsanalyse wird durch die Integration gesellschaftlicher bzw. sozialer Auswirkungen in den Kriterienkatalog erreicht. Ein wichtiger Grundstein im Hinblick auf ein international standardisiertes Bewertungsverfahren wurde hierbei durch die SETAC/UNEP *Life Cycle Initiative* gelegt (SETAC/UNEP 2009).

## 1.2 Zielpfade ökologischer Nachhaltigkeit im Agrar- und Ernährungssektor

Bedeutsam im Hinblick auf Lösungsansätze von Nachhaltigkeitsproblemen im Agrar- und Ernährungsbereich ist die Unterscheidung der Untersuchungsperspektiven: Umweltbewertung auf Produktions- oder auf Nachfrageseite. Produktions- bzw. Produktanalysen zielen in der Regel darauf ab, Herstellungsverfahren ökonomisch und ökologisch zu optimieren, um durch ein günstigeres Input-Output-Verhältnis mehr Nutzen und geringere Kosten zu generieren (Effizienzansatz). Innerhalb des produktionsspezifischen Untersuchungsrahmens ist diese technische Herangehensweise legitim, greift jedoch im Hinblick einer Gesamtbewertung der gesellschaftlichen Nachfrage nach mannigfaltigen Produkten und Dienstleistungen zu kurz. Technische Fortschritte allein (z. B. verbesserte Fütterungsstrategien, kraftstoffsparende Traktoren oder effizientere Kaffeemaschinen) führen in der Regel durch effizientere Technologien und ein effizienteres Design zu geringeren Stückkosten und damit geringeren Verkaufspreisen an den Endkonsumenten. Bis zu einem gewissen Punkt der Sättigung können diese verringerten Preise eine stärkere Nachfrage induzieren, was ein Rebound-Dilemma<sup>8</sup> verursacht: Umweltgewinne durch eine effizientere und damit kostengünstigere Produktion der Güter werden so durch eine verstärkte Nachfrage konterkariert, was im Endeffekt zu einer Nettobelastung der Umwelt führen kann (Druckman et al. 2011, Weizsäcker et al. 2010).

Um dieses Problem zu lösen, wurde in der transdisziplinären Forschungsdisziplin der ›Industriellen Ökologie‹<sup>9</sup> die Strategietriade von Effizienz, Suffizienz und Konsistenz entwickelt (Huber 2000). Huber argumentiert, dass ein »wirklich nachhaltiger Entwicklungspfad« nur dann eingeschlagen werden kann, wenn sich die Resultate aus Effizienzsteigerungen widerspruchsfrei (d. h. konsistent) mit globalen Umweltzielen vereinbaren lassen. Vor dem Hintergrund der Anfälligkeit von Effizienzgewinnen für Rebound-Effekte kann dies jedoch nur gelingen, wenn sie durch Suffizienzmaßnahmen flankiert werden. Damit sind steuerungspolitische Maßnahmen gemeint, die einem Mehrkonsum entgegenwirken.

---

8 in der Literatur auch beschrieben als ›Jevons Paradox‹ oder ›Khazzom-Brooks-Postulat‹ (vgl. Hertwich 2005, Weizsäcker et al. 2010, Santarius 2012)

9 vgl. Socolow et al. (1994), Graedel (1994), Ayres & Ayres (1996)

### *Was bedeutet das für den Agrar- und Ernährungsbereich?*

Um einen »wirklich nachhaltigen Entwicklungspfad« (Huber 2000) im Bereich Landwirtschaft-Ernährung einzuschlagen, sind Effizienzsteigerungen im Agrar- und Ernährungssektor (in der Produktion, Verarbeitung, Distribution, im Inner- und Außerhausverzehr etc.) notwendig, aber nicht hinreichend. Suffizienz spielt in der Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten in der Wertschöpfungskette und in der Vermeidung von Nahrungsmittelabfällen im Haushalt eine Rolle, kann jedoch bezogen auf den eigentlichen Verzehr gesamtgesellschaftlich keine Option sein. Denn Ernährung dient nicht nur der ausreichenden, sondern der optimalen Versorgung des menschlichen Stoffwechsels mit Makro- und Mikronährstoffen. In Anbetracht der Tatsache, dass der Begriff der Suffizienz nicht nur mit einer Verhinderung von Mehrkonsum, sondern auch mit Konsumverzicht bzw. Abstinenz verbunden wird, ist eine vollständige Übertragung der drei Kriterien Effizienz, Suffizienz und Konsistenz auf den Agrar-Ernährungsbereich nicht befriedigend. Hinzu kommt, dass sich der Mensch als Omnivor (Allesesser) aus einer Vielfalt an Nahrungsmitteln optimal ernähren kann, und infolge – bis zu einem gewissen Grad – Nahrungsmittel durch andere ersetzen vermag, ohne gesundheitlichen Schaden zu nehmen. Um einen »wirklich nachhaltigen Entwicklungspfad« (ebd.) im Bereich der Ernährung einzuschlagen, erscheint es deshalb notwendig, das Merkmal der Suffizienz zu spezifizieren und das Kriterium der *Substitution* neu einzuführen. Angepasst an das Agrar- und Ernährungssystem lassen sich die drei modifizierten Kriterien der Effizienz, Suffizienz und der Substitution unter dem Dach der Konsistenz mit folgenden Kernfragen umschreiben:

- 1) Effizienz (Wirkungsgrad): Wie effizient können Nahrungsmittel produziert, verarbeitet, distribuiert sowie zubereitet und entsorgt werden?
- 2a) Suffizienz in Bezug auf Nahrungsmittelverluste/-abfälle: Inwieweit können entlang der Wertschöpfungskette und im Haushalt Nahrungsmittelverluste reduziert werden?
- 2b) Suffizienz in Bezug auf Verzehr: Inwieweit können Personengruppen mit einer positiven Energie- und Nährstoffbilanz (Übergewichtige, Adipöse) ihre Nahrungsaufnahme reduzieren?
- 3) Substitution: Bis zu welchem Grad können ressourcenintensiv produzierte Nahrungsmittel im Haushalt durch den Verbraucher (Verzehrweise), aber auch in der Ernährungswirtschaft, durch umweltfreundlichere, jedoch physiologisch gleichrangige, ersetzt werden?

Da die Prozesse der Produktion und des Verbrauchs über die bereitgestellten Produkte unweigerlich miteinander verzahnt sind, sind produktions- sowie verbrauchsseitige Maßnahmen mit dem Ziel einer geringeren Umweltbelastung zu einem gewissen Grad innerhalb aller genannten Strategien denkbar. Allerdings entscheidet über deren Erfolg, wie stark Umweltschutzmaßnahmen in beide Bereiche eingebettet und aufeinander abgestimmt sind. Beispielsweise müssen einerseits effizientere Kühlgeräte entwickelt und produziert werden. Auf der anderen Seite bedarf es informierter Verbraucher, die es sich auch leisten können, diese Produkte nachzufragen. Dieses Beispiel ließe sich auch auf umweltfreundlichere Nahrungsmittel übertragen. Um optimal zu funktionieren, also um konsistent zu sein, muss Umweltschutz immer gleichermaßen aus Produktions- und Verbrauchersicht gedacht werden. Ansonsten verpuffen Potentiale oder werden durch Rebound-Effekte zunichte gemacht.

Hinsichtlich der Wirksamkeit bzw. Konsistenz der drei genannten Ansätze zeigen Arbeiten von Osterburg et al. (2009) und Stehfest et al. (2009), dass effizienzsteigernde Maßnahmen nicht überschätzt, und Maßnahmen im Bereich der Substitution/Suffizienz nicht unterschätzt werden sollten. Ohne Berücksichtigung des schmälernenden Einflusses von Rebound-Effekten beziffern McMichael et al. (2007) und Weidema et al. (2008) die maximalen Reduktionspotentiale durch technologische Effizienzgewinne auf unter 20 Prozent. Hierbei schließen die Autoren Maßnahmen im Bereich der Müllvermeidung bereits mit ein. Popp et al. (2010) konstatieren, dass Verzehr- und damit Nachfrageänderungen einflussreicher und deutlich günstiger sein können, um positive Umwelteffekte im Bereich der Ernährung zu erreichen.

### 1.3 Ernährungsrelevante Umweltwirkungskategorien

Neben den in der Literaturübersicht genannten Umweltwirkungskategorien sind weitere Umwelteffekte im Bereich der Ernährung bedeutsam. Die Tab. 1 gibt einen Überblick über die wichtigsten Umweltindikatoren und deren Wirkungskategorien, die in der Quantifizierung von Umwelteffekten im Bereich Landwirtschaft-Ernährung eine Rolle spielen. Dabei werden die Indikatoren in Input- und Output-Indikatoren untergliedert. Während Output-Indikatoren Aufschluss über die Freisetzungen (*releases*) von Schadstoffen in unterschiedliche Umweltmedien geben, informieren Input-Indikatoren über die stattgefundene Ressourcennutzung (*resource use*). Im Rahmen vorliegender Arbeit wurden die in Tab. 1 fett markierten Indikatoren untersucht (siehe dazu vertiefend Kapitel 2.4, S. 37 ff.).

**Tab. 1.** Umweltindikatoren im Bereich Landwirtschaft-Ernährung nach Klöpffer & Grahl (2009), Weidema et al. (2008), Tukker et al. (2006), Jungbluth (2000)

	Umweltindikatoren <sup>10</sup> (auf Sachbilanzebene)	Wirkungskategorien (auf Wirkungsbilanzebene)	
		midpoint-Kategorie	endpoint (damage)-Kategorie
Output-Indikatoren	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente (P, CSB, N, NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> u. a.)	Eutrophierungspotential Wasser	Qualität von Ökosystemen
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente (NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> )	Eutrophierungspotential Boden	
	PSM-, Schwermetall-Äquivalente	Flora- und Faunatoxizität	
	CO <sub>2</sub> -Äquivalente (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, SF <sub>6</sub> , FKW, HFKW)	Treibhausgaspotential, Klimaänderung <sup>11</sup>	
	Prozentualer Artenrückgang	Bio- und Agrodiversität	
	SO <sub>2</sub> -Äquivalente (NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCl, HF, NH <sub>3</sub> )	Versauerungspotential	
	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Äquivalente	Smog-/Ozonbildungspotential (troposphärisch)	
	CFC 11-Äquivalente	Ozonerstörungspotential (stratosphärisch)	
	Geruchsschwellenwerte <sup>12</sup> (NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S)	Geruchsbelastung	
	Schalldruck in Dezibel	Lärm	
PSM-, Schwermetall-, Radionuklid- Äquivalente	Humantoxizität		
Input-Indikatoren	<b>Energieverbrauch</b>	Verbrauch nicht-/erneuerbarer Energie	
	<b>Flächenbedarf</b>	Landnutzung, Flächendruck auf Ökosysteme	
	<b>Wasserbedarf (direkt, virtuell)</b>	Wassernutzung, Nutzungs- konkurrenz, Knappheit	Biotische und abiotische Ressourcennutzung
	Antimon-(Sb)-Äquivalente (Cd, Pb, Hg, Cu, Sn, Zn)	Abbau von Mineralien (ADP <sup>14</sup> ), MIPS <sup>15</sup>	
	N, P, K, Ca-Verbrauch	Abbau von Mineralien, Nährstoffeffizienzen	

10 Eine vollständige Liste der Umweltindikatoren und entsprechender Wirkungspotentiale in CML (2010)

11 nach ISO 14040/14044 (2006) eine midpoint-Kategorie

12 bspw. OTV *Odour threshold values* nach Guinée (2002)

13 bspw. in DALY *Disability-adjusted lost life years* nach WHO (2006)

14 ADP = *Abiotic Depletion Potential*

15 MIPS = *Materialintensität pro Serviceeinheit* nach Schmidt-Bleek & Bierter (1998)

---

Innerhalb der Wirkungsabschätzung wird zwischen sog. *midpoint*- und *endpoint*-Kategorien unterschieden, wobei letztere sich aus ersten zusammensetzen. Werden alle *endpoint*-Kategorien zu einem Einzelwert aggregiert, spricht man von sog. Einpunkt- bzw. Ökopunktverfahren (Klöpffer & Grahl 2009). Diese wurden entwickelt, um die komplexen Wirkungsweisen verschiedener Umweltwirkungskategorien anschaulich zusammenzufassen und in einem Wert darzustellen. Allerdings ist mit einer zunehmenden Aggregation von Einzelwerten auch eine zunehmende Intransparenz verbunden, was die Interpretation erschwert. Zudem werden bei Einpunktverfahren unterschiedliche Gewichtungen der Wirkungskategorien unterstellt, was für die Interpretation des Endwertes entsprechende Vorkenntnisse voraussetzt.



Toni Meier  
**Umweltschutz mit Messer und Gabel**  
Der ökologische Rucksack der Ernährung in Deutschland  
ISBN 978-3-86581-462-3  
240 Seiten, 16,5 x 23,5 cm, 24,95 Euro  
oekom verlag, München 2013  
©oekom verlag 2013  
[www.oekom.de](http://www.oekom.de)

Männern beruht dieser Rückgang vornehmlich auf einem verringerten Verbrauch von Fleischprodukten, während die Zunahme bei den Frauen in erster Linie auf einen erhöhten Weinkonsum mit steigender Schicht zurückzuführen ist (Abb. 47).

### 3.4 Ergebnisse nach Bundesländern

Als letzter der in dieser Arbeit vorgestellten soziodemographischen Faktoren wird in diesem Kapitel der Einfluss der Bundesländer auf ernährungsbedingte Umwelteffekte untersucht. Bedingt durch die Datenfülle, die sich bei einer Auswertung von 16 Bundesländern ergibt, wird dabei im Gegensatz zu den anderen soziodemographischen Merkmalen nicht nach Geschlecht unterschieden. Somit mussten die Verzehrdaten von Männern und Frauen in den Bundesländern durch Bildung des Mittelwertes (arithmetisches Mittel) miteinander verrechnet werden. Um die bundeslandspezifische Verteilung von Männern und Frauen dabei zu berücksichtigen, wurden die Verzehrsmengen mit entsprechenden Verteilungskoeffizienten in den Bundesländern auf Basis des Bevölkerungsstandes im Jahr 2006 gewichtet (Destatis 2007a).

Tab. 20 gibt einen Überblick über einige statistische Kennzahlen und regionale Gruppierungen, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu Rate gezogen werden sollten. Zur Stichprobenverteilung wird im zweiten Ergebnisbericht der Nationalen Verzehrsstudie erwähnt (MRI 2008a, S. 15):

*»Da die Stichprobenziehung der NVS-Teilnehmer proportional zur Bevölkerungsdichte vorgenommen wurde, spiegelt sich diese Verteilung auch bei der Diet-History-Stichprobe wider. Während in Niedersachsen 2,4 Prozent mehr Personen an der Befragung teilgenommen haben als es der Bundesdurchschnitt vorgesehen hätte, waren es in NRW und Sachsen-Anhalt 0,8 Prozent weniger Teilnehmer. Die Teilnahmebereitschaft in den neuen Bundesländern fällt auch wie bei der NVS-Gesamtteilnehmerzahl bei der Diet-History-Stichprobe geringer aus als in den alten Bundesländern.«*

Zudem ist in Tab. 20 das Durchschnittsalter in den jeweiligen Stichproben wiedergegeben. Diese liegen im Bereich von 44,6 Jahren in Hamburg bis 47,1 Jahren im Saarland.

In Abb. 48 wird der Nahrungs- und Getränkeverbrauch bundeslandspezifisch pro Kopf zusammengefasst. Dabei wurde nach der gleichen Methode verfahren, die auch bei den anderen soziodemographischen Merkmalen zur Anwendung

**Tab. 20.** Verteilung und Durchschnittsalter in den Bundesländern auf Basis der NVS II (MRI 2008a)

	Abkürzung	untersuchte Stichprobe*		Durchschnittsalter in Stichprobe
		N	in %	in Jahren
Mecklenburg-Vorpommern	MV	333	2,2	45,5
Brandenburg	BB	495	3,2	46,0
Berlin	B	651	4,2	44,8
Sachsen-Anhalt	LSA	477	3,1	45,8
Sachsen	SA	823	5,4	46,7
Thüringen	TH	450	2,9	46,1
<b>OST</b>		<b>3229</b>	<b>21,0</b>	<b>45,9</b>
Schleswig-Holstein	SH	520	3,4	45,4
Hamburg	HH	331	2,2	44,6
Bremen	BR	124	0,8	45,9
Niedersachsen	NI	1467	9,5	45,5
<b>NORD</b>		<b>2441</b>	<b>15,9</b>	<b>45,4</b>
Nordrhein-Westfalen	NRW	3346	21,8	45,6
Hessen	HE	1129	7,3	45,6
Rheinland-Pfalz	RP	750	4,9	45,0
Saarland	SL	195	1,3	47,1
<b>WEST</b>		<b>5421</b>	<b>35,3</b>	<b>45,6</b>
Baden-Württemberg	BW	1977	12,9	44,9
Bayern	BY	2303	15,0	45,2
<b>SÜD</b>		<b>4280</b>	<b>27,8</b>	<b>45,1</b>
<b>Insgesamt</b>		<b>15371</b>	<b>100,0</b>	<b>45,5</b>

\* Nettostichprobe aus Diet-History-Protokollen

kam, also der Umrechnung der Verzehr- in Verbrauchsmengen mittels produkt-spezifischer und konsistenter Umrechnungsfaktoren (vgl. Tab. 16, S. 97).

Da sich diese Umrechnungsfaktoren jeweils auf den Bundesdurchschnitt der verzehrten und verbrauchten Produktmengen beziehen, führt deren Anwendung auf Bundeslandebene zu Verzerrungen bei den Verbrauchsmengen, die die Aussagekraft der ernährungsökologischen Resultate schmälern. Da jedoch keine

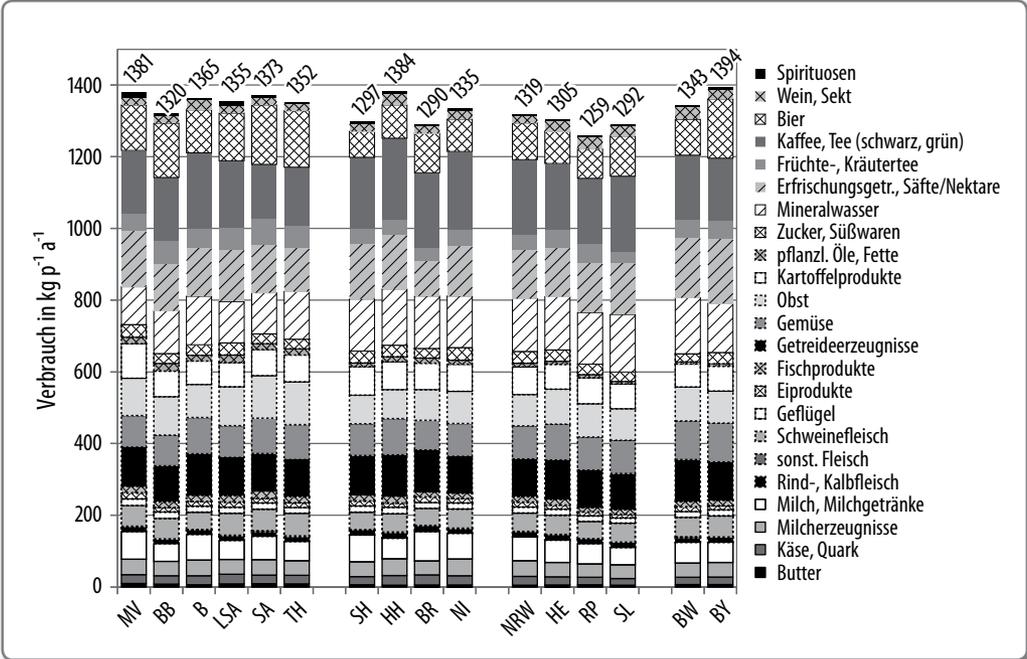
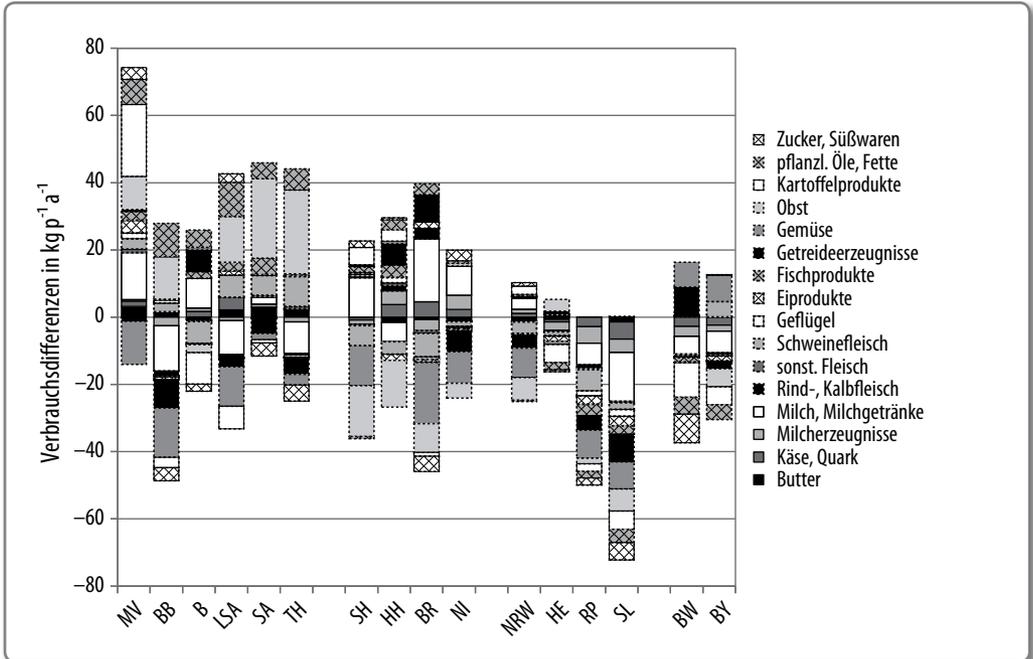


Abb. 48. Verbrauch von Nahrungsmitteln und Getränken nach Bundesländern

spezifischeren Umrechnungsfaktoren zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit vorlagen, wurde mit den bundesdurchschnittlichen Faktoren gerechnet. Restriktionen, die sich aus deren Anwendung ergeben, werden in der Diskussion besprochen. Zudem muss erwähnt werden, dass für Nüsse und Samen keine bundeslandspezifischen Verzehrdaten zur Verfügung standen. Daher wurde diese Produktgruppe in dieser Auswertung nicht mit berücksichtigt. In der Abb. 48 werden die berechneten Verbrauchsmengen nach Bundesländern wiedergegeben. Einen besseren Überblick über resultierende Verbrauchsdifferenzen geben jedoch Abb. 49 und Abb. 50.

Aus Abb. 49 ist ersichtlich, dass der Verbrauch an Nahrungsmitteln nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ zwischen den einzelnen Bundesländern variiert. So wurden im Saarland pro Kopf und Jahr lediglich 600 kg Nahrungsmittel verbraucht, während in Mecklenburg-Vorpommern 732 kg pro Person und Jahr verbraucht wurden. Im Allgemeinen wurden in den östlichen Bundesländern (v. a. in MV, LSA, SA und TH) mehr Nahrungsmittel verbraucht als in den anderen Bundesländern. Dabei wurden maßgeblich mehr Obst, pflanzliche Öle/



**Abb. 49.** Verbrauchsdifferenzen von Nahrungsmitteln nach Bundesländern (im Vergleich zum Bundesdurchschnitt)

Fette sowie Fleischprodukte und Butter konsumiert. In den nördlichen Bundesländern SH, BR und NI wurde ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Milch-/getränken sowie in BR und HH an Rind- und Kalbfleisch festgestellt. Im Gegensatz dazu wurde Schweinefleisch, Obst und Gemüse weniger verbraucht. Der Verbrauch von Fischprodukten war am ausgeprägtesten in HH und SA. In NRW, dem Bundesland mit dem größten Bevölkerungsanteil, wurden v. a. Milchprodukte überdurchschnittlich verbraucht, im Gegensatz zu Gemüse, Obst, Schweinefleisch und Getreideerzeugnissen. In den südlichen Bundesländern BW und BY wurde ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Gemüse und speziell in BY an Schweinefleisch beobachtet, im Gegensatz zu einem niedrigeren Verbrauch an pflanzlichen Ölen/Fetten und Kartoffelprodukten.

Der Verbrauch von Getränken variiert innerhalb der Bundesländer zwischen 624 kg in Bremen (BR) und 740 kg pro Person und Jahr in Bayern (BY). Dabei geht aus Abb. 50 hervor, dass Mineralwasser vermehrt in den alten Bundesländern verbraucht wurde. Bei den Erfrischungsgetränken und Säften/Nektaren wiesen BW und BY erhöhte Verbräuche auf. Bei Kräuter- und Früchtetee wurde ein ver-

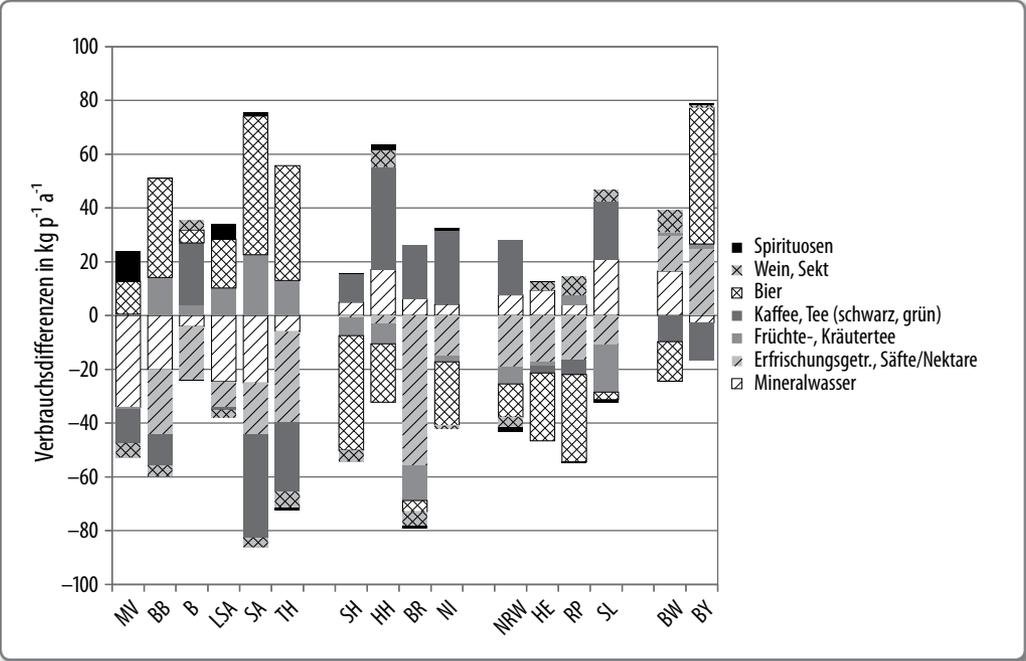


Abb. 50. Verbrauchsdifferenzen von Getränken nach Bundesländern (im Vergleich zum Bundesdurchschnitt)

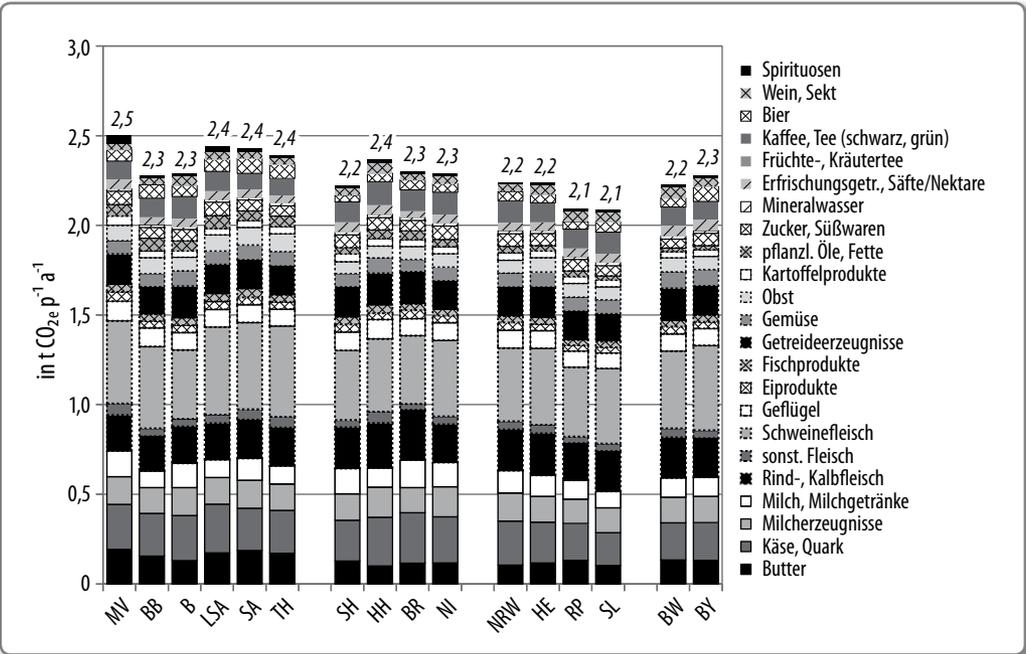
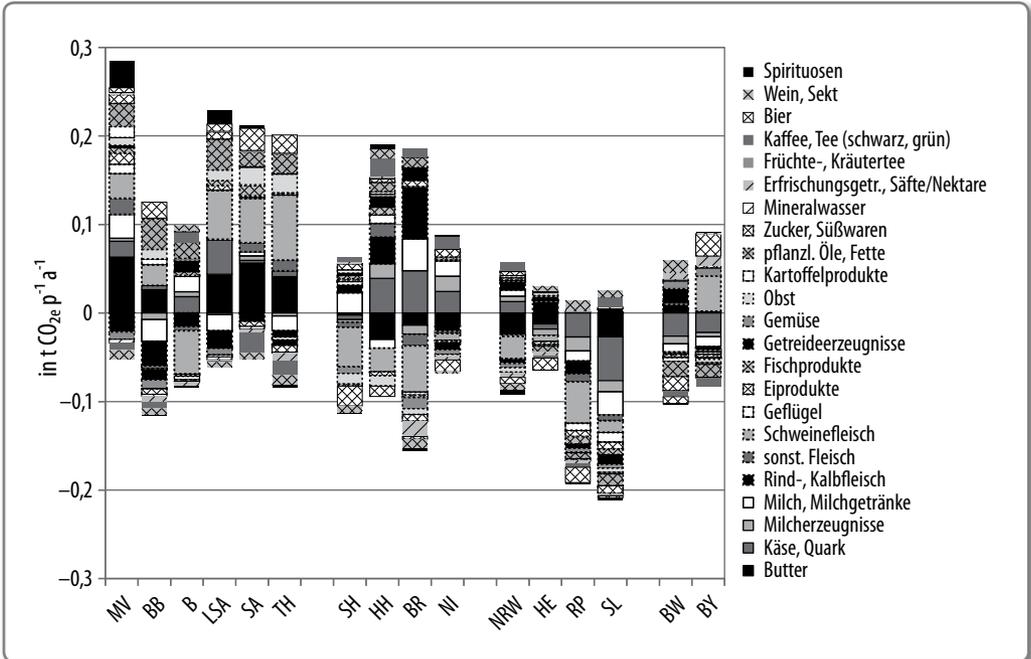


Abb. 51. Treibhausgasemissionen nach Bundesländern



**Abb. 52.** Differenzen der Treibhausgasemissionen zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern (produktgruppenspezifisch)

mehrter Konsum in den östlichen Bundesländern (außer MV) beobachtet. Ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Kaffee und Tee (schwarz, grün) wurde in den Stadtstaaten B, HH und BR sowie in allen nördlichen Bundesländern sowie NRW beobachtet. Während Bier vermehrt in BY und den östlichen Bundesländern konsumiert wurde, wurde ein überdurchschnittlicher Verbrauch an Wein in der Region West (in RP, SL, HE) sowie in HH und BW festgestellt. Spirituosen wurden überdurchschnittlich in MV und LSA verbraucht.

In Abb. 51 werden entsprechende **Treibhausgasemissionen** nach Bundesländern dargestellt. Dabei wurden die höchsten Emissionen pro Kopf in der Region Ost in MV, LSA, SA und TH sowie in der Region Nord in HH verursacht. Die niedrigsten Emissionen traten in der Region West in RP und im SL auf.

Einen besseren Überblick welche Nahrungsmittel und Getränke zu den Differenzen beitrugen, gibt Abb. 52. Dargestellt sind die verbrauchsbedingten Treibhausgasemissionen im Vergleich zum Bundesdurchschnitt (ohne Nüsse/Samen). Aus der Abbildung geht hervor, dass die höheren Emissionen in der Region Ost

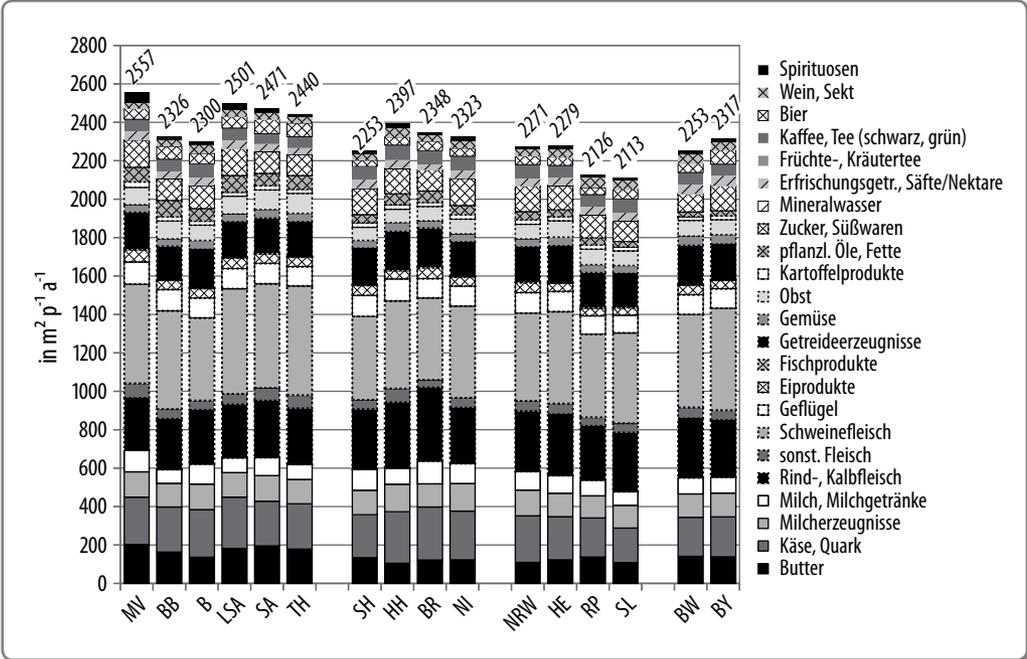


Abb. 53. Flächenbedarf nach Bundesländern

(MV, LSA, SA, TH) vor allem durch einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Butter, Schweinefleisch und pflanzlichen Fetten/Ölen verursacht wurden. Hinzu kommt in MV und LSA noch der übermäßige Verbrauch an Spirituosen. Im Gegensatz dazu wurden in der Region Nord (HH, BR) die Spitzen bei den Treibhausgasemissionen maßgeblich durch einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Käse/Quark und Rindfleisch verursacht. Leicht überdurchschnittliche Treibhausgasemissionen in Bayern (BY) wurden in erster Linie durch einen Mehrverbrauch an Schweinefleisch und Bier bedingt. Diese wurden jedoch durch einen unterdurchschnittlichen Verbrauch an Käse/Quark und pflanzlichen Fetten/Ölen fast vollständig kompensiert. In den Bundesländern mit den niedrigsten Treibhausgasemissionen pro Kopf (SL, RP, SH) sind diese hauptsächlich auf einen geringeren Verbrauch an Butter, Käse/Quark und Schweinefleisch zurückzuführen.

Abb. 53 gibt einen Überblick über den ernährungsbedingten Flächenbedarf nach Bundesländern. Die höchsten ernährungsbedingten Flächenbedarfe mit über 2400 m<sup>2</sup> pro Person und Jahr wurden in MV, LSA, SA und TH beobachtet, die niedrigsten Flächenbedarfe mit unter 2200 m<sup>2</sup> pro Person und Jahr in SL und RP.

Die größte Differenz mit 444 m<sup>2</sup> pro Person und Jahr ergab sich zwischen MV und dem SL. Im Bundesdurchschnitt setzte sich der Verbrauch anteilig folgendermaßen zusammen:

- ◆ zu 47 % aus Ackerflächen im Inland
- ◆ zu 17 % aus Ackerflächen im Ausland
- ◆ zu 21 % aus Grünland im Inland
- ◆ zu 1 % aus Grünland im Ausland
- ◆ zu 2 % aus Dauerkulturen im Inland
- ◆ zu 12 % aus Dauerkulturen im Ausland.

Dabei setzte sich der ernährungsbedingte Flächenmehrbedarf in MV, LSA, SA und TH zu überdurchschnittlichen Anteilen aus Ackerflächen im In- und Ausland zusammen. Der Grünlandanteil im Inland war stattdessen reduziert. Im Gegensatz dazu setzte sich der Flächenmehrbedarf in HH und BR vornehmlich aus Grünlandflächen im Inland zusammen, bedingt durch einen überdurchschnittlichen Verbrauch an Rind- und Kalbfleisch.

Aus Abb. 54 geht der bundeslandspezifische Bedarf an **blauem Wasser** hervor. Dabei sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass für die Produktgruppe der Nüsse und Samen, die unter einem hohen Einsatz von blauem Wasser produziert werden, keine Verzehrsmengen auf Bundeslandebene zur Verfügung standen. Aus diesem Grund stellen die im Folgenden vorgestellten Werte einerseits Unterschätzungen dar. Andererseits üben sich weitere Faktoren, wie bspw. der in allen Bundesländern als gleich unterstellte Umrechnungsfaktor von Verzehr in Verbrauch sowie die Tatsache, dass der Verzehr aus Haus- und Kleingärten nicht separat in der NVS II ermittelt wurde, nachteilig bei ernährungsökologischen Betrachtungen auf dieser Ebene aus. Diese Faktoren müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Im Gegensatz zu den Umweltindikatoren, die in den vorherigen Absätzen untersucht wurden, resultiert ein hoher Bedarf an blauem Wasser vor allem aus dem Verbrauch bewässerungsintensiv hergestellter pflanzlicher Nahrungsmittel und Getränke. Dabei wirkt sich der hohe Obstverzehr in den neuen Bundesländern, der in der Nationalen Verzehrsstudie II (MRI 2008a) festgestellt wurde, nachteilig auf die Wasserbilanz aus. Während mit 28,6 m<sup>3</sup> pro Person und Jahr der höchste ernährungsbedingte Wasserbedarf aus der Ernährung in SA resultierte, bedingte der Verbrauch in BR (Bremen) den niedrigsten Bedarf an blauem Wasser mit 24,0 m<sup>3</sup> pro Person und Jahr.

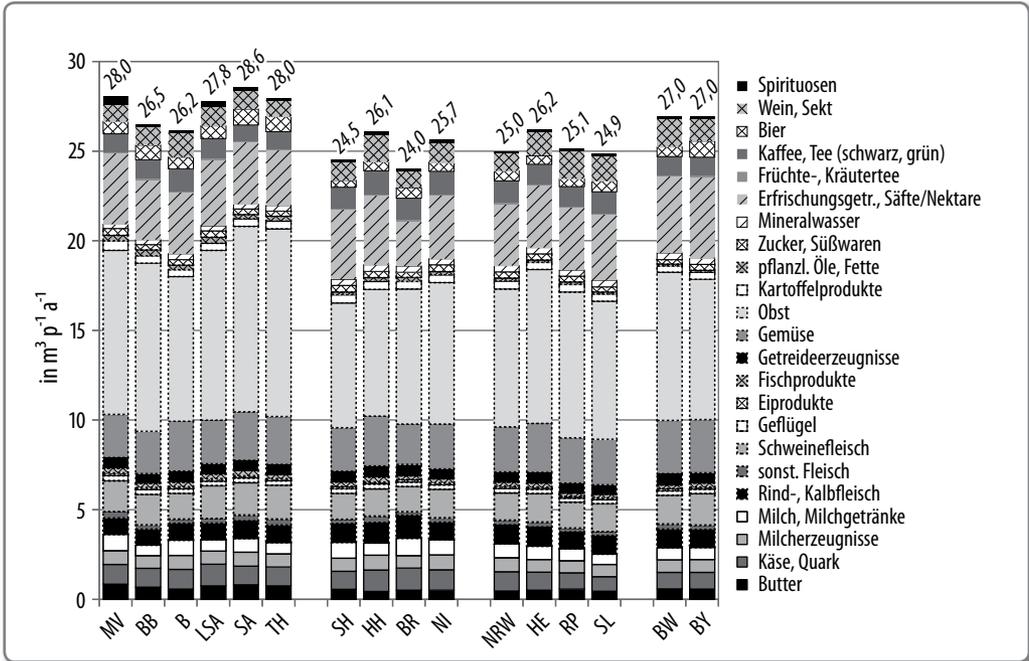


Abb. 54. Bedarf an blauem Wasser nach Bundesländern

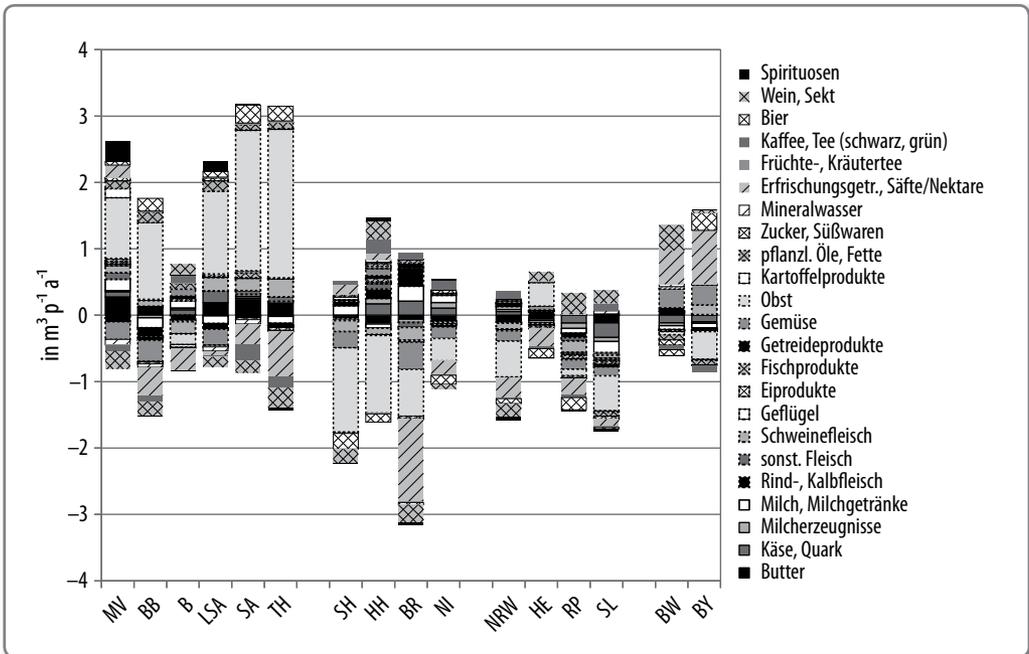


Abb. 55. Differenzen im Bedarf an blauem Wasser zum Bundesdurchschnitt nach Bundesländern

Die Auswertung der absoluten Unterschiede im Bedarf an blauem Wasser in Abb. 55 verdeutlicht die Relevanz von Obst, der daraus hergestellten Erfrischungsgetränke und Säfte/Nektare sowie von Wein/Sekt. Aufgrund der o. g. Faktoren, die die Aussagekraft des ernährungsbedingten Wasserbedarfs nach Bundesländern schmälern, wurde von einer prozessspezifischen Darstellungsform Abstand genommen.

In der bundeslandspezifischen Auswertung ähnelt das Verteilungsprofil sowie das Minimum und Maximum des **Phosphorbedarfs** sowie des **Primärenergieverbrauchs** dem der Treibhausgasemissionen und dem des Flächenbedarfs.

#### 3.4.1 Zwischenfazit der soziodemographischen Auswertung

In Tab. 21 werden die Resultate der soziodemographischen Auswertung der letzten drei Kapitel zusammengefasst. Dabei wurde eine relative Darstellungsform gewählt, indem die prozentualen Abweichungen des Minimums und des Maximums vom entsprechenden Gruppendurchschnitt ermittelt wurden. Um die Minima und Maxima zuordnen zu können, wurden diese zudem mit der entsprechenden Altersgruppe, der sozialen Schicht oder dem entsprechenden Bundesland versehen. Weiterhin wurden in einem übergreifenden Vergleich die Minima und Maxima grau hinterlegt, welche über alle soziodemographischen Merkmale hinweg die größten Abweichungen vom Gruppendurchschnitt aufwiesen.

Mit Ausnahme des Maximums bei den ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen in Mecklenburg-Vorpommern sind die größten Abweichungen im Kontext der altersgruppenspezifischen Betrachtung aufgetreten. Die geringsten Unterschiede der untersuchten Umwelteffekte wurden in Bezug auf die sozialen Gruppen festgestellt.

Im nächsten Kapitel sollen die Umwelteffekte der Verzehrssituation im Jahr 2006 (Ist-Zustand) mit den Umwelteffekten verglichen werden, die verschiedene Ernährungsempfehlungen mit sich bringen würden (Soll-Zustand). Bedingt durch die Beobachtung, dass die größten Abweichungen vom Bundesdurchschnitt bezüglich der Altersgruppen festgestellt wurden, wurde dabei nicht nur der bundesdurchschnittliche Verzehr mit den Ernährungsempfehlungen verglichen, sondern auch ein altersgruppen- und geschlechtsspezifischer Vergleich vorgenommen, um ein genaueres Bild maximaler Umweltentlastungspotentiale zu erhalten.

**Tab. 21. Soziodemographische Unterschiede im Vergleich (relative Abweichungen der Minima und Maxima vom Gruppendurchschnitt)**

	Altersgruppe & Geschlecht				Soziale Gruppe & Geschlecht				Bundesländer*	
	Männer		Frauen		Männer		Frauen		Max.	Min.
	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.		
Verbrauch in %	6,4	-11,1	4,0	-8,9	3,2	-2,3	4,9	-3,1	4,1	-6,0
	19-24	65-80	35-50	14-18	Untere Schicht	Oberschicht	Oberschicht	Untere Mittelschicht	BY	RP
Treibhausgasemissionen in %	8,8	-11,8	2,4	-5,8	2,8	-5,0	2,8	-1,5	10,2	-8,2
	19-24	65-80	51-64	19-24	Untere Schicht	Oberschicht	Oberschicht	Mittelschicht	MV	SL
Ammoniakemissionen in %	13,1	-14,8	1,6	-5,0	4,3	-8,2	2,3	-2,5	11,6	-9,8
	19-24	65-80	35-50	19-24	Untere Schicht	Oberschicht	Untere Schicht	Obere Mittelschicht	MV	SL
Flächenbedarf in %	11,1	-14,0	1,9	-5,6	3,7	-6,5	1,2	-1,6	10,8	-8,4
	19-24	65-80	35-50	65-80	Untere Schicht	Oberschicht	Oberschicht	Obere Mittelschicht	MV	SL
Wasserbedarf (blau) in %	5,6	-9,6	14,8	-8,0	3,8	-0,9	10,2	-7,5	8,9	-8,4
	35-50	65-80	51-64	19-24	Oberschicht	Obere Mittelschicht	Oberschicht	Untere Mittelschicht	SA	BR
Phosphorbedarf in %	10,4	-12,6	1,8	-6,1	2,8	-5,8	2,3	-1,3	9,8	-7,5
	19-24	65-80	51-64	19-24	Untere Schicht	Oberschicht	Oberschicht	Obere Mittelschicht	MV	SL
Primärenergieverbrauch in %	11,5	-11,8	2,0	-6,2	2,6	-4,8	3,5	-1,9	9,6	-8,6
	19-24	65-80	51-64	65-80	Untere Schicht	Oberschicht	Oberschicht	Mittelschicht	MV	SL

■ hellgrau markiert: geringste Abweichung vom entsprechenden Durchschnitt 2006

■ dunkelgrau markiert: höchste Abweichung vom entsprechenden Durchschnitt 2006

\* ohne Produktgruppe Nüsse und Samen