

Wissenschaftliche Tagung des Dachverband Agrarforschung (DAF) e.V.



"Ernährung: eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe!"

am 18. und 19. November 2013 in der Landesvertretung Schleswig-Holstein, Berlin

II Ernährung und Umwelt

Umweltschutzpotentiale durch reduzierte Nahrungsmittelverluste und veränderte Verzehrweisen

Institut der Agrar- und Ernährungswissenschaften

Universität Halle-Wittenberg

06120 Halle (Saale)

[*toni.meier@landw.uni-halle.de](mailto:toni.meier@landw.uni-halle.de), www.landw.uni-halle.de, www.nutrition-impacts.org

Abstract (Zusammenfassung)

Um inter-/ nationale Zielvorgaben im Umwelt- und Gesundheitsschutz möglichst effektiv zu erreichen, sollte der Agrar- und Ernährungsbereich aufgrund seines großen Einflusspotentials als Gesamtsystem betrachtet werden. Dabei existieren im Wesentlichen drei Strategieansätze, die durch produktions- und verbrauchsseitige Maßnahmen zu Entlastungen führen können. In dieser Arbeit werden auf Basis repräsentativer Agrar-, Ernährungs- und Umweltdaten die Potentiale veränderter Ernährungsmuster und reduzierter Nahrungsmittelverluste Pro-Kopf und auf nationaler Ebene in Deutschland bilanziert. Durch eine Reduzierung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle könnten in Abhängigkeit von der untersuchten Umweltwirkung Entlastungen in Höhe von 10%-13% erzielt werden. Extrapoliert auf den Gesamtverbrauch in Deutschland entspricht dies einem Einsparpotential von ca. 20 Mio. t Treibhausgas- und 57.000 t Ammoniak-Emissionen. Bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche würden ca. 20.700 km² frei werden – davon 14.800 km² im Inland und 5.900 km² im Ausland.

Der ernährungsbedingte Bedarf an blauem Wasser wäre um ca. 330 Mio. m³ und der Phosphorbedarf um ca. 63.000 t reduziert.

Daneben existieren durch Umsetzung der Ernährungsempfehlungen für eine vollwertige Ernährung nach der DGE (D-A-CH) sowie für eine ovo-lakto-vegetarische und vegane Ernährung deutliche Umweltentlastungspotentiale in Abhängigkeit vom Umweltindikator von 11%-22% (DGE) sowie von 25%-47% (ovo-lakto-vegetarisch) und von 44%-87% (vegan) – mit der Ausnahme beim Bedarf an blauem Wasser. Um die Grenzen und Potentiale einer gesundheitlich, aber auch ökologisch optimalen Ernährung weiter auszuloten, sollten in zukünftigen Arbeiten die gesundheitlichen Auswirkungen auf Ebene kritischer Nährstoffe in vulnerablen Bevölkerungsgruppen (Kinder, Schwangere/Stillende, Kranke, Ältere) genauer untersucht werden.

Einleitung

Ernährung ist ein Schlüsselthema nachhaltiger Entwicklung. In Abhängigkeit vom betrachteten Indikator tragen derzeitige Ernährungspraktiken ganz wesentlich zu aktuellen Umwelt- und Gesundheitsproblemen in Deutschland bei. Die Spannweite reicht von 95% bei den Ammoniakemissionen, 50% der Flächennutzung, 25% beim Treibhauseffekt bis zu 15% des Endenergieverbrauchs. Neben Auswirkungen im Inland werden zudem, bedingt durch die starke Einflechtung des deutschen Agrar- und Ernährungssektors in den europäischen und globalen Handel, Umwelteffekte im Ausland verursacht. Somit tragen Produktions- und Verbrauchspraktiken in Deutschland zur Verschärfung international relevanter Probleme bei. Dazu zählen u.a. Regenwald- und Biodiversitätsverlust sowie die übermäßige Nutzung knapper Ressourcen, wie fossile Energieträger, Phosphor und Süßwasser (EC 2013, Lenzen et al. 2012, Smith et al. 2012). Rockström et al. (2009, 2011) gehen davon aus, dass die planetaren Belastungsgrenzen in den folgenden Bereichen bereits deutlich überschritten sind: Biodiversitätsverlust, Stickstoffbelastung und Klimawandel. Kritisch werden die Zustände bei folgenden Indikatoren beurteilt: Phosphoreinträge, Versauerung der Meere, Landnutzungsänderungen (hin zu Ackerland) und Süßwassernutzung (ebd.).

Neben diesen Auswirkungen auf Ökosysteme - bzw. auf die Biosphäre als Ganzes - und daran gekoppelten Ökosystemdienstleistungen (MEA 2005) bergen unausgewogene Ernährungspraktiken Potentiale, die gesamtgesellschaftlich nicht nur zu einer Verbesserung des Gesundheitszustandes, sondern auch zu einer finanziellen Entlastung des Gesundheitswesens führen könnten. Die Gesundheitsausgaben sind in Deutschland vom Jahr 2000 bis 2011 von 213 Mrd. € auf 294 Mrd. € gestiegen (destatis 2013) – mit einem Anteil am Bruttoinlandsprodukt von 10% im Jahr 2000 auf einen Anteil von 12% im Jahr 2010 (ebd.). Kohlmeier et al. (1993) errechneten für das Jahr 1990 einen Anteil der ernährungsbedingten Kosten an den Gesamtkosten von ca. 30%. Aktuellere Daten zum Anteil ernährungsbedingter Kosten liegen jedoch nicht vor. Unbestritten ist dahingegen die Tatsache, dass vorherrschende und aufkommende Ernährungsweisen in Industrie- und Schwellenländern die Entstehung von degenerativen Erkrankungen, sog. *non-communicables diseases*, wie Übergewicht, Diabetes und Krebs fördern (WCRF 2007). Bloom et al. (2011) gehen davon aus, dass weltweit die Kosten für diese Art der Erkrankungen von 6,2 Billionen US-\$ im Jahr 2010 auf 17 Billionen US-\$ im Jahr 2030 steigen werden.

Auf nationaler Ebene werden durch die Meseberger Beschlüsse (BMU 2007) sowie die G8-Ministererklärung (2009) Zielvorgaben beim Klimaschutz genannt, nämlich der Reduzierung der Treibhausgas-Emissionen (THG) um 40% bis zum Jahr 2020 und um 80% bis 2050 (bezogen auf das Basisjahr 1990). Auf europäischer Ebene wurde im Rahmen der *Roadmap for a resource efficient Europe* das Ziel gesetzt (EC 2011), dass „Spätestens 2020 Anreize für gesündere und nachhaltigere Erzeugungs- und Verbrauchsstrukturen weit verbreitet sind und zu einer Reduzierung des Ressourceninputs in die Lebensmittelkette um 20% geführt haben. Die Entsorgung von genusstauglichen Lebensmittelabfällen in der EU soll im Jahr 2020 halbiert worden sein.“.

Vor diesem Hintergrund werden in diesem Artikel verschiedene Strategien vorgestellt, sowie deren Auswirkungen quantifiziert, die dazu beitragen, unter der Maßgabe einer ausgewogenen Ernährung, den ökologischen Fußabdruck des Agrar- und Ernährungssektors zu reduzieren. Folgende Fragen sollen dabei beantwortet werden:

(i) Welche Umweltschutzpotentiale existieren durch eine Reduzierung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle?

(ii) Welche Umweltschutzpotentiale existieren durch eine Veränderung von Verzehrweisen und wie sind diese im Vergleich zu den Effekten aus reduzierten Nahrungsmittelabfällen einzuordnen?

Neben einer Einordnung verschiedener Verzehrweisen im Vergleich zum Basisszenario, der Ernährung in Deutschland im Jahr 2006, erfolgt zudem eine Einordnung hinsichtlich der Ernährungssituation in den Jahren 1985-89.

Vorarbeiten im Bereich der Ökobilanzierung von kompletten Verzehrweisen und Nahrungsmittelabfällen

Während Ökobilanzen von verschiedenen Verzehrweisen, Verbrauchsmustern bzw. Ernährungsstilen bereits relativ häufig erstellt wurden (Baroni et al. 2006, Jungbluth et al. 2012, Meier & Christen 2013, Taylor 2000, Tukker et al. 2011), beschränkten sich Arbeiten zu Nahrungsmittelabfällen bisher primär auf die Erfassung der zu Grunde liegenden Stoffströme und gingen der Frage nach, wie viele Abfälle tatsächlich vermeidbar sind (FAO 2011, Kranert et al. 2012, Parfitt et al. 2010). Nur wenige Arbeiten sind bekannt, die diese Stoffströme auch in entsprechende Umwelteffekte umrechneten (FAO 2013, Noleppa & Witzke 2012). Die FAO (2013) kalkulierten für das Jahr 2007 auf Basis eines globalen Abfallaufkommens von 1,6 Mrd. t den sog. *Food Waste Footprint*. Bedingt durch Produktion, Verarbeitung und Distribution der entsprechenden Nahrungsmittel wurden 3,3 Mrd. t CO_{2e}-Emissionen emittiert, 250 km³ blaues Wasser genutzt sowie eine Fläche von 14 Mio. km² belegt. Zum Vergleich: Im Jahr 2007 wurden im Rahmen der internationalen Berichterstattungspflichten für Deutschland THG-Emissionen von ca. 0,95 Mrd. t CO_{2e} gemeldet (UBA 2010). Die Entnahme an blauem Wasser aus dem Naturkreislauf betrug im Jahr 2004, dem letzten gemeldeten Jahr, in Deutschland ca. 40 km³ (destatis 2009). Die Landfläche Deutschlands beläuft sich auf ca. 0,36 Mio. km² (ebd.). Noleppa & Witzke (2012) kalkulierten eine freiwerdende Fläche von ca. 24.000 km², wenn konsumentenseitige Nahrungsmittelabfälle um 50 kg pro Person und Jahr reduziert werden würden. Weitere Umweltindikatoren wurden von diesen Autoren nicht untersucht. Somit werden, auf Basis belastbarer und repräsentativer Umwelt- und Versorgungsdaten, in vorliegender Arbeit erstmals für ein breiteres Set an Umweltwirkungen die Potentiale von vermeidbaren Nahrungsmittelabfällen in Deutschland bilanziert.

Methode

Aufbauend auf repräsentativen Produktions-, Versorgungs- und Verzehrstatistiken wurde eine attributive Input-Output Ökobilanz nach ISO 14040/14044 (2006) durchgeführt. Im Bereich der agrarökologischen Bewertung wurde dabei auf das Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' aus den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen zugegriffen (Schmidt & Osterburg 2011), welches um Ökobilanzdaten aus landwirtschaftlichen Vorleistungen sowie aus nachgelagerten Bereichen (Verarbeitung, Handel/Transport, Verpackung) erweitert wurde. Die untersuchte Prozesskette erstreckte sich von der landwirtschaftlichen Produktion (inkl. Vorleistungen) bis zum Verkauf der Produkte im Einzel- bzw. Großhandel. Die Systemgrenzen wurden somit von der Wiege bis zum Verkauf (cradle-to-store) definiert – für eine detaillierte Beschreibung der zu Grunde liegenden Methode und Datenquellen vgl. Meier (2013).

Folgende Umweltindikatoren wurden untersucht:

- Treibhausgasemissionen - inkl. Emissionen aus direktem Landnutzungswandel (dLUC) und Landnutzung (LU)
- Ammoniakemissionen
- Flächenbedarf
- Bedarf an blauem Wasser
- Phosphorbedarf

Nach Verständnis der ISO-Norm 14040/44 (2006) erfolgte somit im Rahmen dieser Arbeit bei den Treibhausgas-Emissionen eine Wirkungsabschätzung, da mittels sog. Wirkungsfaktoren

die Wirkung verschiedener Substanzen (CO₂, CH₄, N₂O) in einen Wert (CO_{2e}) umgerechnet wurde. Bei den anderen Indikatoren erfolgt lediglich eine Sachbilanzierung.

Treibhausgas-Emissionen

Die Treibhausgasemissionen wurden in einem Wirkhorizont von 100 Jahren nach IPCC (2006) berechnet. Die betrachteten klimawirksamen Gase haben demnach folgende Äquivalenzfaktoren: N₂O = 298, CH₄ = 25, CO₂ = 1. Die Angabe erfolgt in CO₂-Äquivalenten (CO_{2e}).

Zudem konnten Treibhausgasemissionen aus direkten Landnutzungsänderungen und Landnutzung (dLUC, LU) auf Basis von Weiss & Leip (2012) berücksichtigt werden. Für das Jahr 2004 ermittelten die Autoren die Treibhausgas-, Ammoniak- und NO_x-Emissionen des Tierhaltungssektors in der EU-27 auf NUTS-2 Ebene. Als Bilanzierungsmodell diente dabei CAPRI (*Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System*). Neben klassischen landwirtschaftlichen und verarbeitungsspezifischen Emissionen wurden dabei Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) nach einem Tier-1 Ansatz gemäß IPCC (2006) in drei verschiedenen Szenarien auf einer zehnjährigen Basis (1996-2006) kalkuliert. Während Szenario-1 ein Minimum-Szenario darstellt - mit Umwandlungen von Flächen mit niedrigen Kohlenstoffgehalten (bspw. Grünland, Savannen), präsentiert sich Szenario-3 als ein Maximum-Szenario - mit Umwandlungen von Flächen mit sehr hohen Kohlenstoffgehalten (Rodung von tropischem Wald zur Nutzung als Weide oder Acker). Szenario-2 stellt einen probaten Mix dieser beider Extremszenarien dar. Mit diesem wurde in dieser Arbeit gerechnet.

Während Weiss & Leip (2012) Emissionen aus LU innerhalb und außerhalb der EU identifizierten, fanden Emissionen aus dLUC ausschließlich im europäischen Ausland statt (v.a. durch den Anbau von Soja in Südamerika). Unter Emissionen aus LU wurden dabei CO₂-Freisetzung/C-Sequestrierung konventioneller Böden sowie die CO₂/N₂O-Freisetzung extrem kohlenstoffreicher Böden zusammengefasst. In die Berechnungen der Emissionen aus dLUC sind CO₂-Emissionen aus ober- und unterirdischer Biomasseveränderung sowie CH₄- und N₂O-Emissionen aus Biomasseverbrennung eingegangen. Emissionen aus indirektem Landnutzungswandel (iLUC) sind im Rahmen dieser Arbeit nicht von Relevanz, da diese lediglich beim Anbau von energetisch/stofflich benutzter Biomasse (Agrarkraftstoffe etc.) auftreten.

Da derzeit wissenschaftlich noch keine Einigkeit besteht, wie methodisch am besten mit den Treibhausgasemissionen aus direkten/indirekten Landnutzungsänderungen sowie aus Landnutzung umzugehen ist, und in dieser Arbeit kein Methodenvergleich durchgeführt wurde, wird diese Emissionsquelle in den Ergebnissen separat ausgewiesen (Tab. 3, 4). Legt man die spezifischen Annahmen der anderen Ansätze zu Grunde (BSI 2012, Schmidinger & Stehfest 2012, Schmidt et al. 2012, Vellinga et al. 2013), dürften die beobachteten Emissionen aus dLUC/LU nach Weiss & Leip (2012) im Mittelfeld der Emissionen liegen, die aus den anderen Ansätzen resultieren würden.

Wasserbedarf

Beim Wasser wurde lediglich der Bedarf an sog. blauem Wasser bilanziert. Im Gegensatz zu sog. grünem und grauem Wasser steht blaues Wasser für Oberflächenwasser aus Flüssen, Stau-/Seen und Brunnen, welches durch menschliche Aktivitäten aktiv genutzt wird, um Nahrungsmittel zu produzieren. Da dieses für die Versorgungssicherheit der Bevölkerung von hoher Relevanz ist, wird dieses im Rahmen nationaler und internationaler Statistiken als sog. Wasserentnahme (*water withdrawal*) erfasst (destatis 2009, FAO 2013a). Im Gegensatz dazu steht grünes Wasser für Wasser aus direkten Niederschlägen (Hoekstra et al. 2011). Graues Wasser beschreibt die Wassermenge, die benötigt wird, um die das System verlassende Abwassermenge (inkl. Schadstoffen) auf ihre ursprüngliche

Ausgangskonzentration zu verdünnen (ebd.). Somit stellt graues Wasser einen qualitativen Wasserindikator dar, der human- und ökotoxikologische Aussagen erlaubt.

Zum einen aufgrund der fehlenden Einbettung von grünem und grauem Wasser in amtliche Statistiken, zum anderen aufgrund der Trivialität der ungewichteten Aufsummierung von blauem, grünem und grauem Wasser wurde in dieser Arbeit ausschließlich der Bedarf an blauem Wasser untersucht. Zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Arbeit war in der wissenschaftlichen Debatte über den adäquaten Umgang mit den verschiedenen Wassertypen in Umweltanalysen noch kein hinlänglicher Konsens erreicht (vgl. Berger & Finkbeiner 2013, Boulay et al. 2011, Kounina et al. 2013, Mila i Canals et al. 2009, Pfister et al. 2009) und noch kein international standardisiertes Verfahren entwickelt (ISO 14046 2013).

Auf die ökologischen Implikationen der anderen Indikatoren (NH₃-Emissionen, Flächen- und Phosphorbedarf) kann an dieser Stelle aufgrund Platzmangel nicht vertiefend eingegangen werden (vgl. dazu Meier 2013).

Verzehr, Versorgung, Nahrungsmittelabfälle

Tab. 1 gibt einen Überblick über die Verzehrsszenarien, die mit der Ernährung im Jahr 2006 und in den Jahren 1985-89 verglichen wurden. Dabei resultieren die Verzehrsmengen für das Jahr 2006 aus der letzten in Deutschland durchgeführten repräsentativen Verzehrstudie, der Nationalen Verzehrstudie II (NVSII, MRI 2008). Für diese wurden im Jahr 2006 ca. 20.000 Personen in Deutschland zu ihrem Ernährungsverhalten untersucht. Verzehrdaten für die Jahre 1985-89 wurden aus der Nationalen Verzehrstudie I entnommen (FDG 1992, Adolf 1994). Informationen zum Wegwerfverhalten und zum Abfallaufkommen wurden in den beiden Verzehrstudien nicht erfasst. Da nahrungsmittelspezifische und quantifizierbare Empfehlungen für eine ovo-lakto-vegetarische und vegane Ernährung seitens nationaler Institutionen nicht vorliegen, wurden hierfür entsprechende Empfehlungen aus den USA zu Rate gezogen (USDA, USDHHS 2010).

Tab. 1 Betrachtete Ernährungsempfehlungen

	Beschreibung	Quellen
DGE (D-A-CH)	Offizielle Ernährungsempfehlungen hinsichtlich einer vollwertigen Ernährung in Deutschland, Österreich und der Schweiz	DGE, 2008, SGE, 2012
Ovo-lakto-vegetarisch	Empfehlungen für eine pflanzenbasierte Ernährung mit Verzehr von Milchprodukten und Eiern, jedoch ohne die Aufnahme von Fleisch-/Wurstprodukten sowie von Fisch und Schalentieren	USDA, USDHHS, 2010
Vegan	100% pflanzenbasierte Ernährung mit einem erhöhten Verzehr von mit Mikronährstoffen angereicherten Sojaprodukten und anderen Hülsenfrüchten sowie Nüssen und Samen	USDA, USDHHS, 2010

Die Umrechnung der entsprechenden Verzehrsmengen in statistisch abgesicherte Versorgungsmengen erfolgte auf Basis von BMELV StatJB (2009) sowie weiterer amtlich erfasster Statistiken (BLE 2009, 2010) – siehe Umrechnungsfaktoren I in Tab. 2. Diese Umrechnung musste im Rahmen der Arbeit erfolgen, da von ökologischer Relevanz nicht nur die Mengen sind, die tatsächlich verzehrt wurden, sondern letztendlich die, die insgesamt für Ernährungszwecke produziert wurden. Insofern es auf Basis der Officialstatistik möglich war, wurden weiterverarbeitete Produkte, wie bspw. Speiseeis oder Backwaren, in die entsprechenden agrarischen Ausgangsprodukte zerlegt (i.d.F. Milch, Zucker, Getreide) und den entsprechenden Hauptgruppen zugeordnet. Diese Umrechnung gibt einen ersten, jedoch überschätzten Überblick über anfallende Abfallmengen, da auch anderweitig genutzte Reststoffe (bspw. Futtermittel im Haushalt) als Nahrungsmittelabfälle verbucht werden.

Zur Abgrenzung tatsächlich vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle wurde auf Daten aus Kranert et al. (2012) zurückgegriffen und der Produktgruppenklassifizierung in dieser Arbeit angepasst – siehe Umrechnungsfaktoren II in Tab. 2. Kranert et al. (2012) ermittelten für Deutschland ein durchschnittlich Abfallaufkommen von 105 kg pro Person und Jahr. Davon entfallen 22,5 kg auf die Verarbeitung, 6,7 kg auf den Lebensmitteleinzel- und Großhandel und 23,0 kg auf Großverbraucher. In Haushalten sind 53,0 kg Abfälle pro Kopf und Jahr vermeidbar.

Tab. 2 Verzehrsmengen, Umrechnungsfaktoren (Verzehr/Versorgung, vermeidbare Abfälle) und Umweltfaktoren

	Verzehr 1985-89		Verzehr 2006		DGE (D-A-CH)		Ovo-lakto-vegetar- isch		Vegan		Faktor I Ver- zehr/ Versor- gung (2006 + Szenarien)	Faktor II Ver- meidbarer Abfall (nach Kranert et al. 2012)	Umweltfaktoren				
	g (kcal) Person ⁻¹ Tag ⁻¹												THG kg CO ₂ e kg ⁻¹	NH ₃ g NH ₃ kg ⁻¹	Fläche m ² kg ⁻¹	Wasser (blau) l kg ⁻¹	Phosphor g kg ⁻¹
Butter	20	(155)	13	(97)	12	(88)	8	(63)	-	-	0,71	0,90	19,7	82,4	20,7	85,9	69,9
Fettreiche Milchprodukte (Käse, Sahne etc.)	40	(163)	48	(194)	57	(233)			-	-	0,75	0,90	10,0	39,4	9,9	44,3	33,4
Fettarme Milchprodukte (Trinkmilch, Joghurt etc.)	177	(144)	214	(189)	235	(139)	655	(426) (a)	-	-	0,70	0,90	2,7	9,3	2,3	15,3	7,9
Fleischprodukte (b)	165	(238)	109	(159)	67	(88)	-	-	-	-		0,90					
- Rind, Kalb	43	(45)	20	(21)	12	(16)	-	-	-	-	0,61	0,90	18,6	75,2	25,4	84,6	97,8
- Schwein	97	(160)	60	(100)	37	(48)	-	-	-	-	0,40	0,90	7,9	33,4	8,9	29,7	22,1
- Geflügel	22	(29)	26	(34)	16	(21)	-	-	-	-	0,56	0,90	5,8	24,1	6,2	15,2	16,0
- Sonst. Fleisch (Schaf, Ziege etc.)	3	(5)	3	(4)	2	(2)	-	-	-	-	0,39	0,90	17,2	100,5	19,9	96,6	68,1
Fischprodukte	17	(18)	26	(26)	28	(28)	-	-	-	-	0,61	0,90	3,1	19,7	3,8	8,8	10,3
Eiprodukte	32	(46)	19	(27)	10	(14)	17	(24)	-	-	0,54	0,93	2,4	0,2	0,2	14,7	4,4
Getreideprodukte	305	(731)	293	(702)	378	(851)	381	(694)	381	(694)	0,79	0,83	1,5	1,9	1,8	5,2	5,3
Gemüse	152	(40)	236	(61)	417	(109)	255	(67)	255	(67)	0,76	0,80	0,8	0,7	0,5	27,4	2,7
Hülsenfrüchte (c)	-	-	-	-	-	-	130	(182)	134	(188)	0,76	0,93	1,1	0,6	2,1	8,8	3,7
Vegane Milchprodukte (d)	-	-	-	-	-	-	-	-	758	(426)	0,70	0,93	0,7	0,2	0,7	6,4	1,3
Früchte	140	(65)	353	(163)	261	(120)	261	(120)	261	(120)	0,97	0,83	0,8	0,6	0,9	87,6	1,4
Nüsse, Samen (e)	2	(6)	4	(11)	-	-	22	(67)	27	(85)	0,32	0,93	0,8	0,6	2,9	1425,3	1,4
Kartoffelprodukte	113	(78)	84	(58)	117	(81)	112	(77)	112	(77)	0,36	0,93	0,5	0,3	0,3	5,7	0,9
Pflanzl. Öle, Fette	23	(204)	16	(140)	25	(218)	28	(248)	35	(312)	0,39	0,93	3,4	3,3	4,1	15,7	9,7
Zucker	50	(188)	67	(238)	27	(97)	27	(97)	27	(97)	0,56	0,93	1,9	1,5	1,2	9,5	3,6
Kakao	2,7	(12)	4,8	(21)	4,8	(21)	4,8	(21)	4,8	(21)	0,56	0,93	1,2	0,0	25,5	8,7	45,0
Kaffee	11	(5)	14	(6)	14	(6)	14	(6)	14	(6)	1,03	0,93	18,4	3,8	10,7	169,6	20,7
Tee (schwarz, grün)	0,3	(0,1)	1,9	(0,6)	1,9	(0,6)	1,9	(0,6)	1,9	(0,6)	1,03	0,93	8,0	8,6	8,2	941,5	36,6
Kräutertee	0,3	(0,1)	1,9	(0,6)	1,9	(0,6)	1,9	(0,6)	1,9	(0,6)	1,70	0,93	8,0	8,6	6,1	147,5	36,6
Wein	43	(30)	39	(27)	39	(27)	39	(27)	39	(27)	0,61	0,93	1,8	1,2	1,6	50,3	4,1
Summe	1294	(2121)	1542	(2121)	1694	(2121)	1958	(2121)	2053	(2121)							

(a) In fett- und proteinnivellierten Vollmilchäquivalenten (FPCM, Fett 3,5%, Protein 3,3%)

(b) Da die Empfehlung der DGE (D-A-CH) den Verzehr von fettarmen Fleisch- und Wurstprodukten empfiehlt, wurde mit einem Energiegehalt von 131 kcal 100 g⁻¹ gerechnet.

(c) Wenn nicht separat aufgeführt, sind Hülsenfrüchte unter Gemüse subsumiert.

(d) In Sojamilchäquivalenten (Fett 2,2%, Protein 3,7%)

(e) DGE (D-A-CH) hat keine quantifizierbare Empfehlung für Nüsse/Samen.

Ergebnisse

Wie in früheren Arbeiten, jedoch mit einem schmaleren Set an untersuchten Nahrungsmitteln (Meier 2013, Meier & Christen 2013, Meier et al. 2013), gezeigt, lassen sich durch Umsetzung verschiedener Ernährungsempfehlungen für eine vollwertige (DGE) sowie eine ovo-lakto-vegetarische und vegane Ernährung (USDA, USDHHS) deutliche Umweltentlastungspotentiale in Abhängigkeit vom Umweltindikator erreichen (DGE: minus 11%-22%, ovo-lakto-vegetarisch: minus 25%-47%, vegan: minus 44%-87%) – mit der Ausnahme beim Bedarf an blauem Wasser (Abb. 1-5). Vor allem durch einen gesteigerten Verzehr an Nüssen und Samen, die in der Regel bewässerungsintensiv im Ausland produziert werden, kommt es zu einer deutlichen Zunahme des Bedarfs an blauem Wasser (ovo-lakto-vegetarisch: plus 79%, vegan: plus 101%). Für die Ernährung der DGE sind die in Abb. 4 gezeigten Ergebnisse nur bedingt aussagekräftig, da die DGE keine quantifizierbaren Empfehlungen für Nüsse und Samen vorgibt (DGE 2008).

Durch eine Reduzierung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle könnten Umweltentlastungen von 10%-13% erzielt werden (Abb. 1-5). Diese würden zu den Effekten aus einem veränderten Verzehrverhalten noch hinzukommen. Ohne Ausnahme sind diese Potentiale bei allen Verzehrweisen und allen Umweltindikatoren vorhanden.

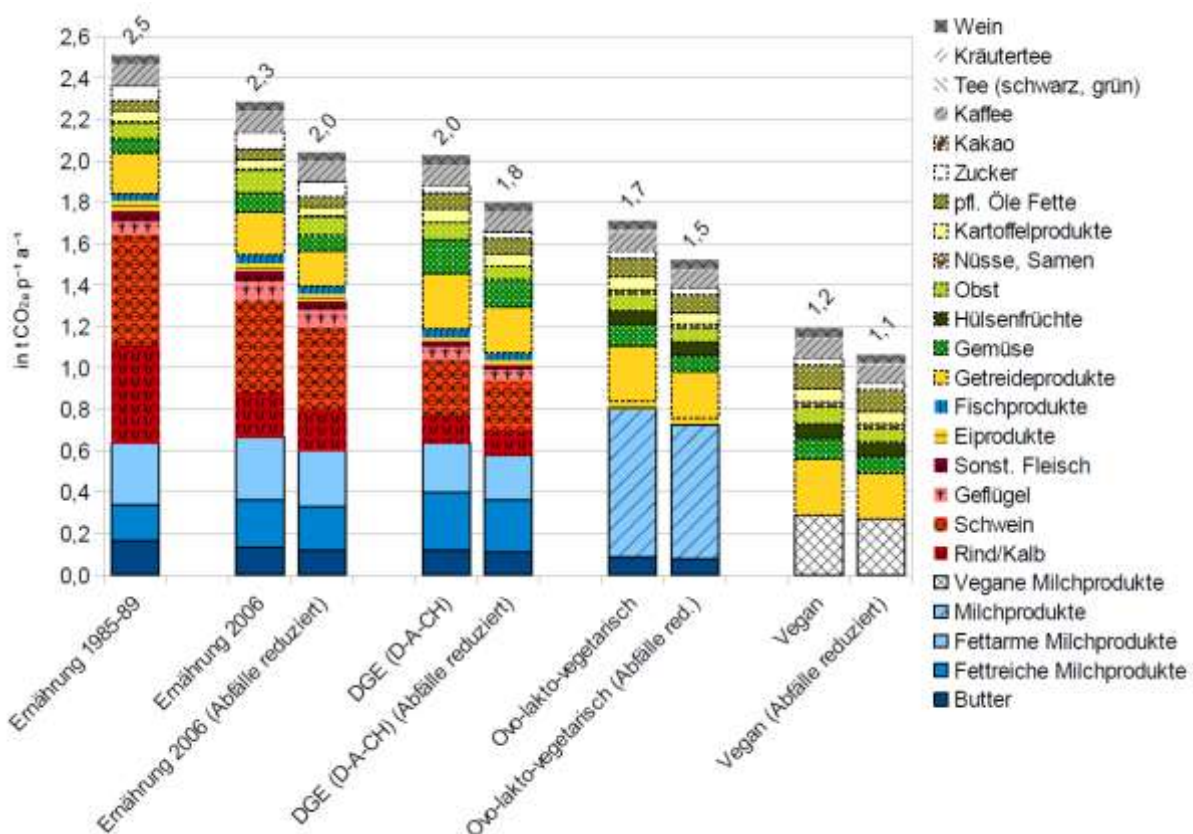


Abb. 1 Treibhausgas-Emissionen verschiedener Verzehrweisen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle in t CO_{2e} p⁻¹ a⁻¹

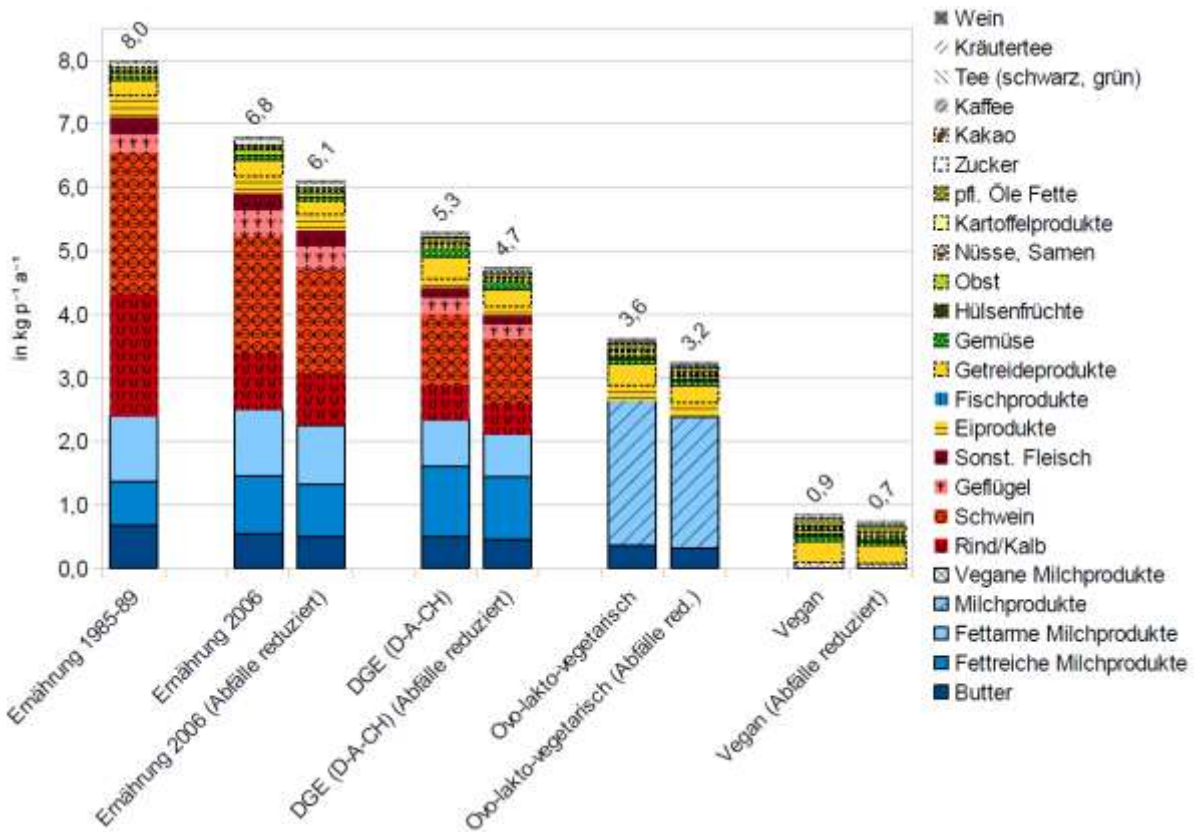


Abb. 2 Ammoniak-Emissionen verschiedener Verzehrswesen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle in kg p⁻¹ a⁻¹

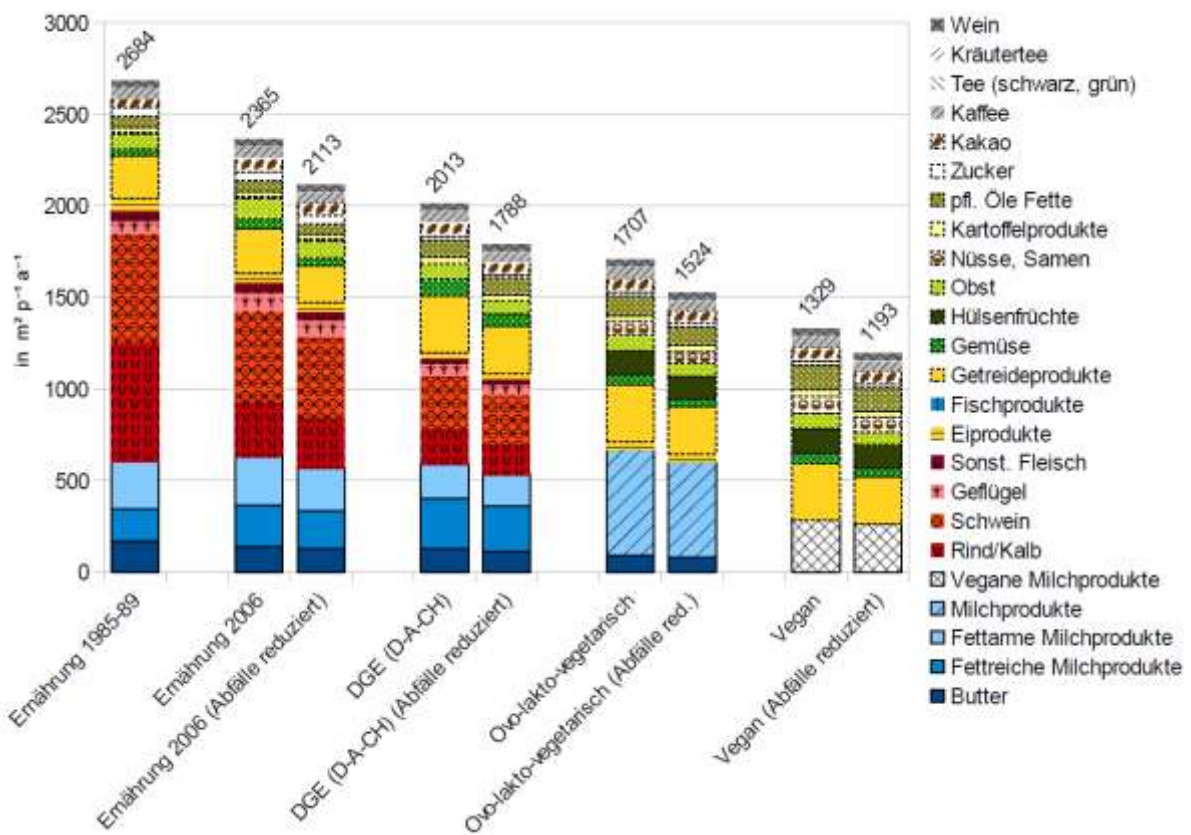


Abb. 3 Flächenbedarf verschiedener Verzehrswesen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle in m² p⁻¹ a⁻¹

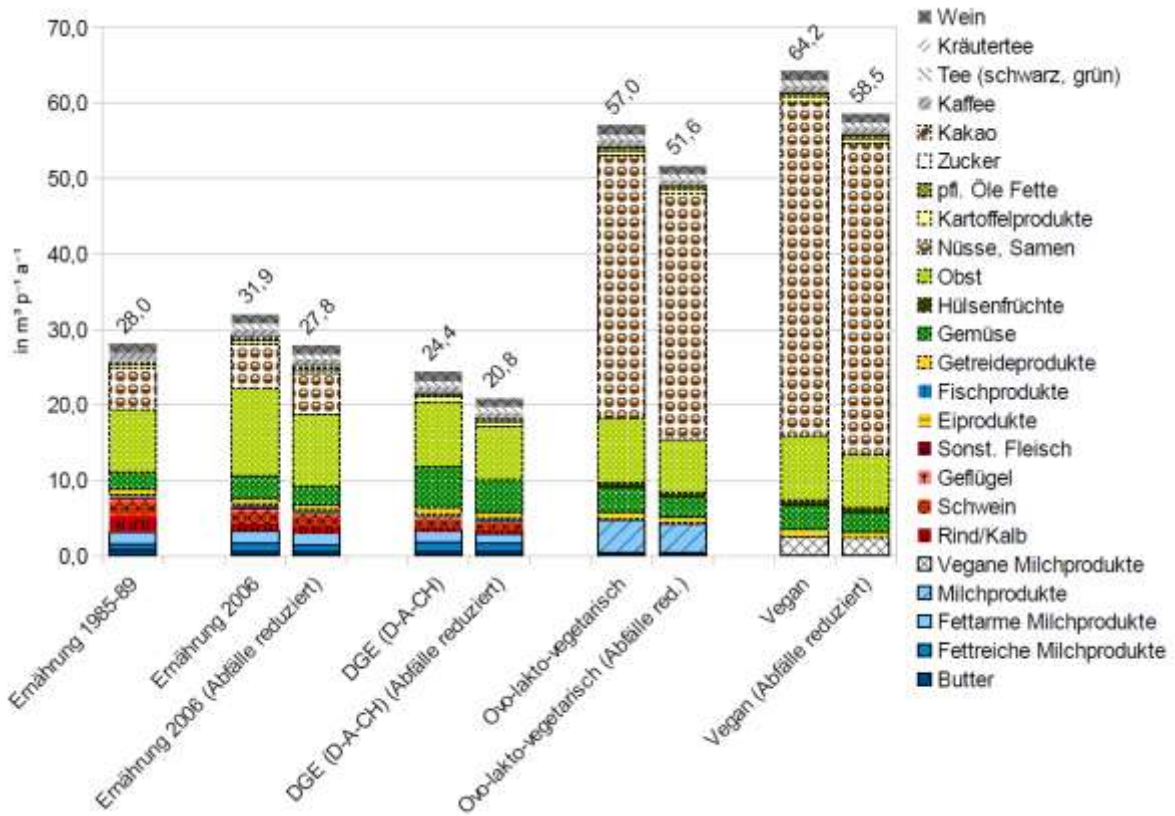


Abb. 4 Wasserbedarf (blau) verschiedener Verzehrswesen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle in m³ p⁻¹ a⁻¹

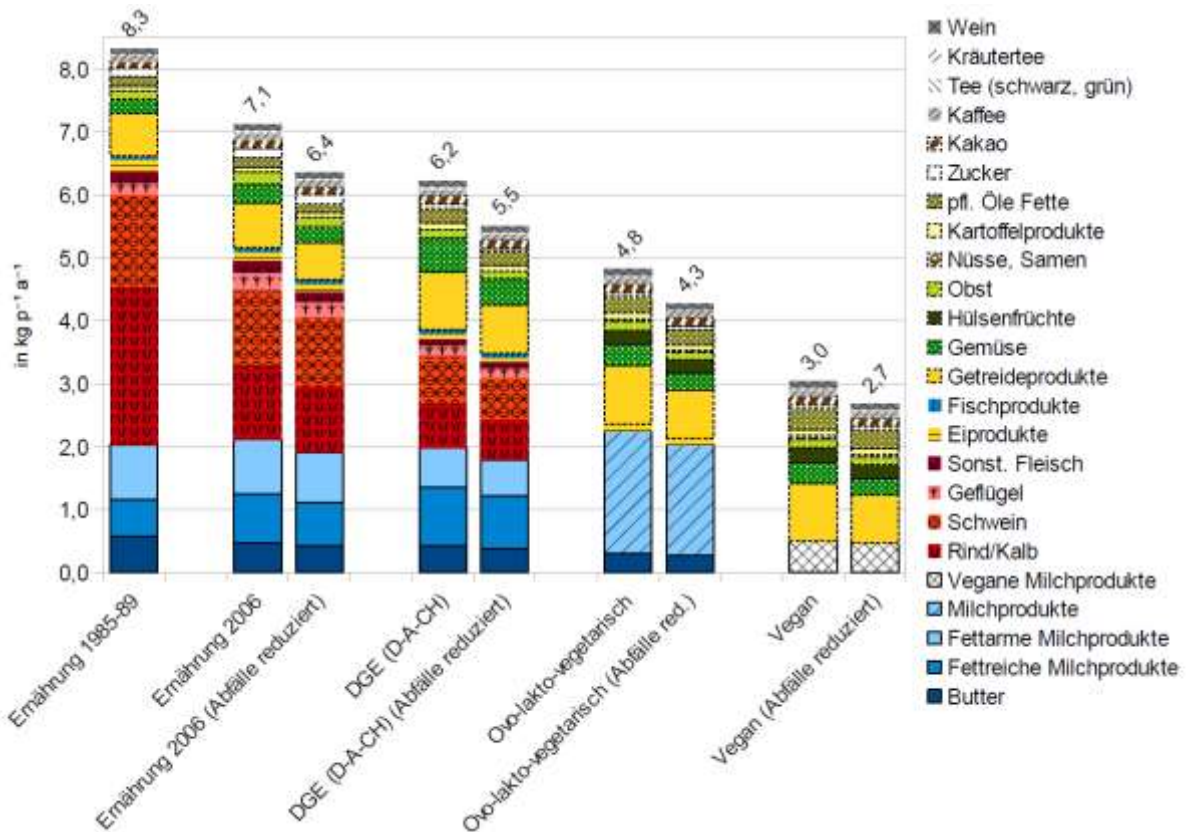


Abb. 5 Phosphorbedarf verschiedener Verzehrswesen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle in kg p⁻¹ a⁻¹

Hochrechnung der Ergebnisse auf Bundesebene

Ausgehend von einer Bevölkerung von 82,3 Mio. in Deutschland im Jahr 2006 (destatis 2013a) wurden die Pro-Kopf-bezogenen Ergebnisse aus Abb. 1-5 auf Bundesebene extrapoliert. Zudem erfolgte eine Umrechnung der produkt- in prozessspezifische Umweltbelastungswerte. Somit ist deutlicher ersichtlich, an welcher Stelle in der Wertschöpfungskette Veränderungen durch einen veränderten Verzehr und durch die Reduzierung vermeidbarer Verluste auftreten würden. Die Ergebnisse werden detailliert in Tab. 3 und zusammengefasst in Tab. 4 dargestellt.

Ausgehend von der Ernährung im Jahr 2006 ließen sich durch eine Reduzierung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle ca. 20 Mio. t CO_{2e} und 57.000 t NH₃-Emissionen vermeiden. Zudem würde eine landwirtschaftliche Fläche von ca. 20.700 km² (inkl. Fläche für Verpackungen) frei werden. Der ernährungsbedingte Bedarf an blauem Wasser wäre um ca. 330 Mio. m³ und der Phosphorbedarf um ca. 63.000 t reduziert.

Innerhalb der vermeidbaren Treibhausgasemissionen würden 10 Mio. t CO_{2e} in der inländischen Landwirtschaft, 4,1 Mio. t in der ausländischen Landwirtschaft sowie 2,3 Mio. t in der Verarbeitung, 1,9 Mio. t in Handel/Transport und 2,0 Mio. t im Bereich der Verpackungen eingespart werden.

Im Rahmen des vermeidbaren Flächenbedarfs würden 13.100 km² an Fläche für den Anbau von Futtermitteln und 7.600 km² an Fläche für die direkte menschliche Ernährung frei werden.

Innerhalb des vermeidbaren Bedarfs an blauem Wasser (330 Mio. m³) würden 220 Mio. m³ im Ausland, 50 Mio. m³ im Inland und 50 Mio. m³ in der Verarbeitung eingespart werden. Auf die restlichen Prozesse (Handel/Transport, Verpackung) entfallen 10 Mio. m³.

Tab. 3 Umwelteffekte veränderter Verzehrweisen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle auf Bundesebene

	Szenarien							
	Ernährung im Jahr 2006	im Jahr 2006, vermeidbare Abfälle reduziert	DGE (D-A-CH)	DGE (D-A-CH), vermeidbare Abfälle reduziert	Ovo-lakto-vegetarisch	Ovo-lakto-vegetarisch, vermeidbare Abfälle reduziert	Vegan	Vegan, vermeidbare Abfälle reduziert
Verbrauchsbedingte Treibhausgas-Emissionen in Mio. t CO_{2e} a⁻¹ (inkl. Vorleistungen* und LULUC**)								
Landwirtschaft (inkl. Vorleistungen* und dLUC/LU**)	136,5	122,4	116,1	103,8	92,0	82,5	43,3	39,7
<i>im Inland</i>	96,1	86,1	80,6	71,9	65,2	58,2	18,9	16,5
landw. Produktion (inkl. Vorleistungen)	82,4	73,8	70,3	62,7	58,1	52,7	17,8	15,5
LU Inland	13,7	12,3	10,3	9,2	6,1	5,5	1,1	0,9
<i>im Ausland</i>	40,4	36,3	35,5	31,9	26,8	24,3	24,4	22,2
landw. Produktion (inkl. Vorleistungen)	25,4	22,7	23,3	20,8	18,8	16,9	20,2	18,3
LU Ausland	3,2	2,9	2,5	2,3	1,5	1,3	1,1	1,0
dLUC Ausland	11,8	10,7	9,7	8,8	6,6	6,0	3,1	2,9
Landwirtschaft direkt (In- & Ausland)	85,1	76,2	74,7	66,6	64,0	57,3	30,6	27,4
Vorleistungen* (In- & Ausland)	22,7	20,3	19,0	18,9	13,9	12,3	7,4	6,5
Verarbeitung	19,8	17,5	18,9	16,5	19,3	18,9	20,4	18,1
Handel, Transport	14,0	12,1	16,2	13,8	18,3	16,0	19,3	17,1
Verpackung	17,7	15,7	15,5	13,6	11,0	9,7	15,1	13,5
Summe	188,0	167,7	166,7	147,7	140,7	125,1	98,1	87,5
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-20,2	-21,3	-40,3	-47,3	-62,9	-89,9	-100,5
in %		-10,8%	-11,34%	-21,4%	-25,2%	-33,4%	-47,8%	-53,5%
Verbrauchsbedingte Ammoniak-Emissionen in 1000 t a⁻¹								
Landwirtschaft (inkl. Vor-kette)	559	502	436	390	298	267	70	61
<i>im Inland</i>	513	461	396	355	271	243	48	41
<i>im Ausland</i>	46	41	40	35	27	24	23	20
Verarbeitung, Handel/Transport, Verpackung	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Summe	559	502	436	390	298	267	70	61
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-56,6	-123,4	-169,0	-261,1	-292,0	-488,6	-497,6
in %		-10,1%	-22,1%	-30,2%	-46,7%	-52,2%	-87,4%	-89,0%
Verbrauchsbedingter Flächenbedarf in km² a⁻¹								
Landwirtschaft	194.200	173.500	165.200	146.800	140.000	125.000	108.900	97.700
<i>im Inland</i>	138.900	121.800	115.000	101.800	89.600	79.200	51.900	45.400
Ackerland	92.200	81.900	80.100	70.400	63.000	55.300	48.600	42.500
dav. Futtermittel	62.700	56.600	44.300	40.000	23.700	21.500	0	0
Grünland	41.100	37.000	32.100	29.000	23.400	21.100	0	0
Dauerkulturen	3.300	2.900	2.800	2.500	3.100	2.800	3.200	2.900
<i>im Ausland</i>	57.800	51.700	50.200	45.000	50.400	45.700	57.000	52.300
Ackerland	34.200	30.700	29.800	26.600	25.600	23.200	32.200	29.700
dav. Futtermittel	28.500	25.700	20.400	18.400	9.900	9.000	0	0
Grünland	1.800	1.700	1.700	1.500	1.200	1.100	0	0
Dauerkulturen	21.500	19.300	18.700	16.900	23.600	21.400	24.900	22.600
Verpackung	500	400	500	400	500	500	500	500
Summe	194.800	173.900	165.700	147.200	140.500	125.400	109.400	98.200
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-20.700	-29.000	-47.400	-54.200	-69.200	-85.200	-96.500
in %		-10,7%	-14,9%	-24,4%	-27,8%	-35,6%	-43,8%	-49,6%
Verbrauchsbedingter Wasserbedarf (blau) in km³ a⁻¹								
Landwirtschaft	2,2	1,9			4,1	3,7	4,7	4,3
<i>im Inland</i>	0,5	0,4			0,3	0,3	0,1	0,1
<i>im Ausland</i>	1,7	1,5			3,8	3,5	4,6	4,2
Verarbeitung	0,4	0,3			0,4	0,4	0,5	0,4
Handel, Transport, Verpackung	0,1	0,1			0,2	0,1	0,2	0,1
Summe	2,8	2,3			4,7	4,3	5,3	4,8
Veränderung gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-0,3			+2,1	+1,6	+2,7	+2,2
in %		-12,7%			+79%	+62%	+101%	+83%
Verbrauchsbedingter Phosphorbedarf in 1000 t a⁻¹								
Landwirtschaft	586	523	512	453	397	352	250	220
<i>im Inland</i>	459	410	390	346	295	260	139	120
<i>im Ausland</i>	127	113	122	108	102	92	111	100
Summe	586	523	512	453	397	352	250	220
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-63,4	-73,7	-132,8	-189,3	-234,2	-336,4	-365,6
in %		-10,8%	-12,6%	-22,7%	-32,3%	-40,0%	-57,4%	-62,4%

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** Emissionen aus dLUC/LU gemäß Leip et al. 2010

Diskussion

Um die in dieser Arbeit genannten Ergebnisse besser interpretieren zu können, werden im Folgenden relevante Einschränkungen genannt und diskutiert, die sich nolens volens den aus unterstellten Annahmen ergeben.

Obwohl die ISO-Norm 14040/14044 (2006) für Ökobilanzierungen die Betrachtung des gesamten Lebensweges (*cradle-to-grave*) empfiehlt, wurden in dieser Arbeit die Umwelteffekte lediglich *cradle-to-store* untersucht. Aus Ermangelung belastbarer soziodemographischer Daten zu Umwelteffekten in der Haushalts- und der Abfallphase wurden diese nicht mit untersucht. Andererseits sind die in dieser Arbeit gewählten Systemgrenzen verbraucherfreundlicher, da die Daten jene Umweltlasten widerspiegeln, die der Verbraucher beim Einkauf der Produkte vorfindet.

Aus Ermangelung belastbarer Daten in der ausländischen Produktion wurden bei den Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie beim Phosphorbedarf importierte Produkte großteils wie inländisch produzierte betrachtet, wobei jedoch der zusätzliche Transportaufwand mit bilanziert wurde. Beim Bedarf an blauem Wasser und beim Flächenbedarf wurden entsprechende Daten in den Herkunftsländern vollständig betrachtet. Unterschiedliche Allokationsarten beim Umgang mit Koppelprodukten (Rindfleisch/Milch, Rapsschrot/Rapsöl oder Rübenmelasse/Rübenzucker) ließen sich bei der Bewertung von Emissionen aus direkten Landnutzungsänderungen (dLUC) und Landnutzung (LU) nicht vermeiden, da entsprechende Daten in Weiss & Leip (2012) mittels einer Allokation auf Basis des N-Gehaltes ermittelt wurden. In dieser Arbeit wurde stattdessen auf Basis der Masse alloziert.

Obwohl in dieser Arbeit in der Ökobilanzierung ein attributiver Ansatz verwendet wurde, musste aufgrund Ermangelung belastbarer Daten bei Fischen und Krustentieren auf Ökobilanzdaten zurückgegriffen werden, die mittels eines folgeorientierten Ansatzes (*consequential approach*) generiert wurden (Nielsen et al. 2003). In Anbetracht des verhältnismäßig kleinen Anteils von Fischprodukten am gesamten Nahrungsmittelverbrauch, dürften daraus lediglich marginale Ergebnisverzerrungen resultieren. Schwerer dürfte die Tatsache wiegen, dass bei der Szenariobetrachtung der untersuchten Ernährungsempfehlungen ein folgeorientierter Ansatz besser geeignet gewesen wäre. Arbeiten mit einem folgeorientierten Ansatz (Tukker et al. 2011, Dalgaard et al. 2008, Cederberg & Stadig 2003) lassen erkennen, dass Änderungen in den Konsumgewohnheiten nicht automatisch und linear zu Veränderungen der Produktionsbedingungen und damit zusammenhängenden Umweltwirkungen führen, da Märkte in der Realität komplex auf mögliche Nachfrageänderungen reagieren.

Beim Vergleich der Umwelteffekte der Ernährung auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie I (1985-89) ist zu berücksichtigen, dass aufgrund Ermangelung belastbarer Daten der Produktion von 1985-89 die gleichen Produktionsbedingungen unterstellt wurden, die auch der Ernährung im Jahr 2006 zu Grunde liegen. Technische Entwicklungen im Agrar- und Ernährungsbereich, die zu Effizienzsteigerungen, aber auch Effizienzurückschritten geführt haben könnten, wurden daher in dieser Betrachtung nicht mit einbezogen. Die Nationale Verzehrsstudie I bezieht sich lediglich auf die alten Bundesländer, da diese vor der Wiedervereinigung durchgeführt wurde. Zudem ist zu erwähnen, dass die Reichweite und der Einfluss verschiedener Produktionsweisen (konventionell-, ökologisch, konv.-/ökol.-optimiert) und deren Einfluss auf die Umwelt nicht spezifisch in dieser Arbeit untersucht wurden. Da jedoch die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen für den Bereich Landwirtschaft (Schmidt & Osterburg 2011) auf dem Testbetriebsnetz aufbauen, welches neben konventionell wirtschaftenden Betrieben sowohl integriert als auch ökologisch bewirtschaftete abdeckt, sind deren Einflüsse anteilig in den Aufbau des Berichtsmoduls eingegangen.

Die Auswirkungen der Ernährungsempfehlungen auf die öffentliche Gesundheit wurden in dieser Arbeit lediglich auf Basis der untersuchten Produktgruppen, nicht aber auf Basis von Makro- und Mikronährstoffen, untersucht. Fragen zur Versorgung mit spezifischen Nährstoffen (Eiweiß, Vitamin B₁₂, Vitamin B₂, Eisen, Calcium, Zink, Omega-3-Fettsäuren,

Kreatin etc.) in Abhängigkeit von der Bevölkerungsgruppe konnten damit nicht hinreichend beantwortet werden. Gerade im Bereich einer veganen Ernährung mit einem zusätzlichen Verzicht auf Milch- und Eiprodukte sollten entsprechende Analysen durchgeführt werden, um die Grenzen und Potentiale einer gesundheitlich, aber auch ökologisch optimalen Ernährung weiter auszuleuchten (Heller et al. 2013, Hoffmann 2002, Macdiarmid 2013, Millward & Garnett 2010, Scarborough et al. 2012, Temme et al. 2013, Vieux et al. 2013).

Fazit

Um inter-/ nationale Zielvorgaben im Umwelt- und Gesundheitsschutz möglichst effektiv zu erreichen, sollte der Agrar- und Ernährungsbereich aufgrund seines großen Einflusspotentials als Gesamtsystem betrachtet werden. Dabei existieren im Wesentlichen drei Strategieansätze, die durch produktions- und verbrauchsseitige Veränderungen zu Umweltentlastungen führen können:

- (i) Effizienzsteigerungen durch technische Innovationen in der gesamten Prozesskette sowie durch die landwirtschaftliche Produktionsweise (konventionell, ökologisch, konv.-/ökol.-optimiert),
- (ii) Vermeidung von Verlusten und Abfällen in allen Phasen der Wertschöpfungskette,
- (iii) Umstellung von Ernährungsmustern (mit unterschiedlichen Potentialen in Bevölkerungsgruppen).

Obwohl in dieser Arbeit nicht direkt untersucht, werden die Einsparpotentiale von technischen Maßnahmen (Effizienzsteigerungen) von anderen Autoren auf unter 20% geschätzt (McMichael et al. 2007, Weidema et al. 2008). Dabei ist zu berücksichtigen, dass Entlastungen durch verminderte Abfälle von diesen Autoren bereits unter den untersuchten technischen Maßnahmen subsumiert wurden. Legt man die entsprechenden Einsparpotentiale, die in dieser Arbeit durch die Vermeidung von Abfällen ermittelt wurden, zu Grunde, bleiben nach Abzug lediglich Einsparpotentiale von ca. 5% für rein technische Maßnahmen übrig.

Im Gegensatz dazu konnte gezeigt werden, dass die Einsparpotentiale von veränderten Ernährungsmustern deutlich darüber liegen und in Abhängigkeit vom untersuchten Indikator bis zu 90% betragen können (NH₃-Emissionen bei einer veganen Ernährung). Durch Umsetzung einer vollwertigen Ernährung nach der DGE (2008) oder einer ovo-lacto-vegetarischen Ernährung nach USDA, USDHHS (2010) ließen sich Umweltentlastungen in Abhängigkeit vom Umweltindikator von 11%-22% bzw. 25%-47% erreichen. Durch eine Verringerung vermeidbarer Nahrungsmittelabfälle können zudem Einsparpotentiale von 10-13% erzielt werden. Insgesamt betrachtet, sind somit verbrauchsseitige Veränderungen wirksamer als produktionsseitige Maßnahmen. Die Ergebnisse werden in Tab. 4 zusammengefasst.

Vor dem Hintergrund erreichbarer Entlastungspotentiale sollten alle drei Strategien entsprechend verfolgt werden. Werden von Seiten der Politik, der Wirtschaft oder anderen Institutionen und Verbänden Maßnahmen ergriffen, um verbrauchsseitige Minderungspotentiale auszunutzen, sollte berücksichtigt werden, dass nicht alle Verbraucher gleichermaßen zu ernährungsbedingten Umweltentlastungen beitragen würden, sondern als Zielgruppe vornehmlich Männer im jüngeren und mittleren Alter angesprochen werden müssten (vgl. hierzu Meier & Christen 2012, Meier 2013).

Zudem sollte ins Kalkül gezogen werden, dass sich unter ökologischen und gesundheitlichen Gesichtspunkten innerhalb der letzten Jahrzehnte das Verzehrverhalten insgesamt positiv entwickelt hat (Meier 2013, MRI 2008, FDG 1992), was sich auf eine weitere positive Fortentwicklung begünstigend auswirkt.

Im Gegensatz dazu steht die Entwicklung der Nahrungsmittelabfälle, die besonders im Haushalt und im Lebensmittelhandel innerhalb der letzten Jahrzehnte zunahm. Um die in

dieser Arbeit gezeigten Entlastungspotentiale durch eine Reduzierung vermeidbarer Abfälle zu erreichen, müsste durch geeignete verbraucherwirksame Maßnahmen dieser Trend zuerst gebrochen werden, um dann das mittelfristige Ziel, Nahrungsmittelabfälle in der EU bis zum Jahr 2020 um die Hälfte zu reduzieren (EC 2011), ansteuern zu können (vgl. zu ernährungspolitischen Steuerungsinstrumenten: Briggs et al. 2013, Mytton et al. 2012, Reisch et al. 2013).

Tab. 4 Umwelteffekte veränderter Verzehrweisen und reduzierter Nahrungsmittelabfälle auf Bundesebene (Zusammenfassung)

	Szenarien							
	Ernährung im Jahr 2006	im Jahr 2006, vermeidbare Abfälle reduziert	DGE (D-A-CH)	DGE (D-A-CH), vermeidbare Abfälle reduziert	Ovo-lakto-vegetarisch	Ovo-lakto-vegetarisch, vermeidbare Abfälle reduziert	Vegan, vermeidbare Abfälle reduziert	
Verbrauchsbedingte Treibhausgas-Emissionen in Mio. t CO₂e a⁻¹ (inkl. Vorleistungen* und dLUC/LU**)	188,0	167,7	166,7	147,7	140,7	125,1	98,1	87,5
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-20,2	-21,3	-40,3	-47,3	-62,9	-89,9	-100,5
in %		-11%	-11%	-21%	-25%	-33%	-48%	-53%
Verbrauchsbedingte Ammoniak-Emissionen in 1000 t a⁻¹	559	502	436	390	298	267	70	61
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-57	-123	-169	-261	-292	-489	-498
in %		-10%	-22%	-30%	-47%	-52%	-87%	-89%
Verbrauchsbedingter Flächenbedarf in km² a⁻¹	194.600	173.900	165.700	147.200	140.500	125.400	109.400	98.200
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-20.700	-29.000	-47.400	-54.200	-69.200	-85.200	-96.500
in %		-11%	-15%	-24%	-28%	-36%	-44%	-50%
Verbrauchsbedingter Wasserbedarf (blau) in km³ a⁻¹	2,6	2,3			4,7	4,3	5,3	4,8
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-0,3		***)	2,1	1,6	2,7	2,2
in %		-13%			+79%	+62%	+101%	+83%
Verbrauchsbedingter Phosphorbedarf in 1000 t a⁻¹	586	523	512	453	397	352	250	220
Reduktion gegenüber Ernährung im Jahr 2006		-63	-74	-133	-189	-234	-336	-366
in %		-11%	-13%	-23%	-32%	-40%	-57%	-62%

* Vorleistungen aus: Düngemittel-, PSM-Produktion, Gebäude- & Maschinenerstellung und -unterhaltung, Dienstleistungen

** Emissionen aus dLUC/LU gemäß Leip et al. 2010

*** Für das Szenario der DGE wurde keine Hochrechnung vorgenommen, da für die sehr wasserintensive Produktgruppe Nüsse/Samen keine quantifizierbare Verzehrsempfehlung seitens der DGE vorliegt.

Literatur

Adolf, T. (1994): Public use file - CD + Daten-Dokumentation zur Nationalen Verzehrstudie (NVS) und Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktorenanalytik (VERA), Justus-Liebig-Universität Gießen

Baroni, L., L. Cenci, M. Tettamanti, M. Berati (2006): Evaluating the environmental impact of various dietary patterns combined with different food production systems. In: *Eur J Clin Nutr* 61 (2): S. 279–286.

Berger, M., M. Finkbeiner (2013): Methodological Challenges in Volumetric and Impact-Oriented Water Footprints. In: *Journal of Industrial Ecology* 17 (1): S. 79–89.

BLE (2009): Anlandungen, Einfuhr und Konsum von Fisch nach Fischarten 2006. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

BLE (2010): Marktordnungswaren-Meldeverordnung der Milchwirtschaft. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn.

Bloom, D., Cafiero E.T., Jané-Llopis E., Abrahams-Gessel S., Bloom L.R., Fathima S. et al. (2011): The Global Economic Burden of Noncommunicable Diseases. World Economic Forum, Geneva.

BMELV StatJB (2009): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2008. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven.

BMU (2007): Das Integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.

Boulay, A.-M., C. Bouchard, C. Bulle, L. Deschênes, M. Margni (2011): Categorizing water for LCA inventory. In: *Int J Life Cycle Assess* 16 (7): S. 639–651.

Briggs, A.D.M., A. Kehlbacher, R. Tiffin, T. Garnett, M. Rayner, P. Scarborough (2013): Assessing the impact on chronic disease of incorporating the societal cost of greenhouse gases into the price of food: an econometric and comparative risk assessment modelling study. In: *BMJ Open* 3 (10): S. e003543.

BSI (2012): PAS 2050-1: 2012 Assessment of life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products. British Standards Institution, London.

EC (2013): The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation. Final report, Technical Report - 2013 - 063. European Commission, Brussels.

Cederberg, C., M. Stadig (2003): System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. In: *Int J LCA* 8 (6): S. 350–356.

Dalgaard, R., J. Schmidt, N. Halberg, P. Christensen, M. Thrane, W.A. Pengue (2008): LCA of soybean meal. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (3): S. 240–254.

Destatis (2009): Statistisches Jahrbuch 2009 für die Bundesrepublik Deutschland = Statistical yearbook 2009 for the Federal Republic of Germany. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

Destatis (2013): Gesundheitsbezogene Rechensysteme: Gesundheitsausgaben; Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen, VGR des Bundes. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden (<https://www-genesis.destatis.de>)

Destatis (2013a): Statistisches Jahrbuch 2013 für die Bundesrepublik Deutschland = Statistical yearbook 2013 for the Federal Republic of Germany. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

DGE (2008): Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V., aid Infodienst, Bonn. S. 7-25.

EC (2011): Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa. Europäische Kommission, Brüssel

FAO (2011): Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. Food and Agriculture Organization of the UN, Rome.

FAO (2013): Food Wastage Footprint Impacts on natural resources. Technical Report. FAO, Rome.

- FAO (2013a): Database AQUASTAT. FAO, Rome.
(<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>)
- FDG (1992): Die Nationale Verzehrsstudie – Ergebnisse der Basisauswertung. Materialien zur Gesundheitsforschung. Band 18, Herausgegeben vom Projektträger Forschung im Dienste der Gesundheit (FDG), Bonn.
- G8 (2009): Responsible leadership for a sustainable future. G8 Summit, L`Aquila: S.19.
- Heller, M.C.,G.A. Keoleian, W.C. Willett (2013): Toward a Life Cycle-Based, Diet-level Framework for Food Environmental Impact and Nutritional Quality Assessment: A Critical Review. In: *Environ. Sci. Technol* 47 (22): S. 12632–12647.
- Hoekstra, A.Y., A.K. Chapagain, M.M. Aldaya, M.M. Mekonnen (2011): The water footprint assessment manual. Setting the global standard. Earthscan, London, Washington, DC.
- Hoffmann I. (2002): Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen - Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Gesellschaft. Habilitationsschrift, Universität Gießen.
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Japan.
- ISO 14040/14044 (2006): Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework; 14044 - Environmental management, Life cycle assessment, Requirements and guidelines; TR 14047; TS 14048. International Organisation for Standardization, Genf.
- ISO 14046 (2013): Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines. Under development. ISO, Genf.
- Jungbluth, N.,r. Itten, M. Stucki (2012): Umweltbelastungen des privaten Konsums und Reduktionspotenziale. Schlussbericht. ESU-Services, CH-Uster.
- Kranert, M.,G. Hafner, J. Barabosz, H. Schuller, D. Leverenz, A. Kölbig et al. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Stuttgart.
- Kohlmeier, L., A. Kroke, J. Pöttsch (1993): Ernährungsabhängige Krankheiten und ihre Kosten. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Gesundheit (27). Nomos-Verl.-Ges., Baden-Baden.
- Kounina, A.,M. Margni, J.-B. Bayart, A.-M. Boulay, M. Berger, C. Bulle et al. (2013): Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (3): S. 707–721.
- Lenzen, M.,D. Moran, K. Kanemoto, B. Foran, L. Lobefaro, A. Geschke (2012): International trade drives biodiversity threats in developing nations. In: *Nature* 486 (7401): S. 109–112.
- McMichael, A.J.,J.W. Powles, C.D. Butler, R. Uauy (2007): Food, livestock production, energy, climate change, and health. In: *The Lancet* 370 (9594): S. 1253–1263.
- Macdiarmid, J.I. (2013): Is a healthy diet an environmentally sustainable diet? In: *Proc. Nutr. Soc* 72 (01): S. 13–20.
- MEA (2005): Ecosystems and human well-being. General synthesis : A report of the

Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington DC.

Meier, T. (2013): Umweltschutz mit Messer und Gabel. Der ökologische Rucksack der Ernährung in Deutschland. oekom verlag, München.

Meier, T., O. Christen (2013): Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. In: *Environ. Sci. Technol* 47 (2): S. 877–888.

Meier, T., O. Christen, E. Semler, G. Jahreis, A. Schrode, M. Artmann (2013): Balancing virtual land imports by a shift in the diet: Using a land balance approach to assess the sustainability of food consumption - Germany as an example. In: *Appetite* (in press).

Milà i Canals, L., J. Chenoweth, A. Chapagain, S. Orr, A. Antón, R. Clift (2009): Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I—inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (1): S. 28–42.

Millward, J.D., T. Garnett (2010): Food and the planet: nutritional dilemmas of greenhouse gas emission reductions through reduced intakes of meat and dairy foods. In: *Proc. Nutr. Soc* 69 (01): S. 103–118.

MRI (2008): Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 2 - Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen. Max Rubner-Institut, Karlsruhe.

Mytton, O.T., D. Clarke, M. Rayner (2012): Taxing unhealthy food and drinks to improve health. In: *BMJ* 344 (2): S. 30–33.

Nielsen P H, Nielsen A. M., Weidema B. P., Dalgaard R., Halberg N. (2003): LCA food data base. (www.lcafood.dk)

Noleppa, S., H. von Witzke (2012): Tonnen für die Tonne. Ernährung, Nahrungsmittelverluste, Flächenverbrauch. WWF, Berlin.

Parfitt, J., M. Barthel, S. Macnaughton (2010): Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1554): S. 3065–3081.

Pfister, S., A. Koehler, S. Hellweg (2009): Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. In: *Environ. Sci. Technol* 43 (11): S. 4098–4104.

Reisch, L., U. Eberle, S. Lorek (2013): Sustainable food consumption: an overview of contemporary issues and policies. In: *Sustainability: Science, Practice, & Policy* (2).

Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, E.F. Lambin et al. (2009): A safe operating space for humanity. In: *Nature* 461 (7263): S. 472–475.

Rockström, J., W. Steffen, Å. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson et al. (2011): The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. In: *AMBIO* 40 (7): S. 739–761.

Scarborough, P., S. Allender, D. Clarke, K. Wickramasinghe, M. Rayner (2012): Modelling the health impact of environmentally sustainable dietary scenarios in the UK. In: *Eur J Clin Nutr* 66 (6): S. 710–715.

Schmidinger, K., E. Stehfest (2012): Including CO2 implications of land occupation in

LCAs—method and example for livestock products. In: *Int J Life Cycle Assess* 17 (8): S. 962–972.

Schmidt, T., B. Osterburg (2011): Aufbau des Berichtsmoduls „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR II – Projekt II. Tabellen zum Endbericht. Thünen-Institut (TI), Braunschweig.

Schmidt, J.H., J. Reinhard, B.P. Weidema (2012): A model of indirect land use change. In: *Proceedings of the 8th Int. Conference of LCA in the Agri-Food Sector (St. Malo)*: S. 245–251.

SGE (2012): Swiss Food Pyramid. Recommendations for a healthy and enjoyable adult diet. Schweizerische Gesellschaft für Ernährung (SGE), Bern, Switzerland.

Smith, F.P., R. Gorddard, A.P. House, S. McIntyre, S.M. Prober (2012): Biodiversity and agriculture: Production frontiers as a framework for exploring trade-offs and evaluating policy. In: *Environmental Science & Policy* 23: S. 85–94.

Taylor, C. (2000): Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Dissertation. Justus-Liebig Universität, Gießen.

Temme, E.H.M., H. van der Voet, J.T. Thissen, J. Verkaik-Kloosterman, G. van Donkersgoed, S. Nonhebel (2013): Replacement of meat and dairy by plant-derived foods: estimated effects on land use, iron and SFA intakes in young Dutch adult females. In: *Public Health Nutr* 16 (10): S. 1900–1907.

Tukker, A., R.A. Goldbohm, A. de Koning, M. Verheijden, R. Kleijn, O. Wolf et al. (2011): Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. In: *Ecological Economics* 70 (10): S. 1776–1788.

UBA (2010): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2010. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2008. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

USDA, USDHHS (2010): Dietary Guidelines for Americans 2010. 7th Edition. U.S. Department of Agriculture, U.S. Department of Health and Human Services, Washington, DC. S. 81ff.

Vellinga, T.V., H. Blonk, M. Marinussen, W.J. van Zeist, I. de Boer, D. Starmans (2013): Methodology used in FeedPrint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization. Report 674. Wageningen UR Livestock Research.

Vieux, F., L.-G. Soler, D. Touazi, N. Darmon (2013): High nutritional quality is not associated with low greenhouse gas emissions in self-selected diets of French adults. In: *American Journal of Clinical Nutrition* 97 (3): S. 569–583.

Weidema, B., M. Wesnaes, J. Hermansen, T. Kristensen, N. Halberg, P. Eder, L. Delgado (2008): Environmental improvement potentials of meat and dairy products. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

WCRF (2007): Food, nutrition, physical activity, and the prevention of cancer. A global perspective. WCRF/AICR, Washington, DC.

Weiss, F., A. Leip (2012): Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* (149): S. 124–134.