

Zur Messung des Umweltverhaltens

Lizentiatsarbeit
im Fach Soziologie an der Rechts-
und Wirtschaftswissenschaftlichen
Fakultät der Universität Bern

vorgelegt von
Ben Robert Andor Jann
Breitenrainstr. 41, 3013 Bern
Stud.Nr.: 93-114-007
bei
Prof. Dr. A. Diekmann

August 1998

Vorwort

Die vorliegende Arbeit wurde im Frühling und Sommer 1998 als Abschlussarbeit meines Studiums der Soziologie erstellt. Sie befasst sich mit einer (zumindest für Europa) jungen Disziplin der Soziologie, die trotz ihres doch eher geringen Alters eine schon beachtliche Komplexität aufweist. Es ist daher nicht erstaunlich und durchaus sinnvoll, dass sich die Arbeit innerhalb dieser Disziplin – der empirischen Umweltsoziologie – nur auf einen sehr spezifischen Teilaspekt konzentriert und keine grossen theoretische Brücken schlägt.

Die Ausführungen in dieser Arbeit sind zu einem grossen Teil methodischer Natur und behandeln oft Themen, die mehr der Sozialpsychologie, den Naturwissenschaften oder der statistisch-methodischen Fundierung zuzurechnen sind als der Soziologie. Diese Ausführungen sind eigentlich nur ‘Mittel zum Zweck’, was sie aber keinesfalls abwerten soll, denn ohne sie ist eine vernünftige soziologische Arbeit nicht möglich. Das Konstrukt des Umweltverhaltens ist sehr facettenreich und kann nur mit einer bis zu einem gewissen Grad interdisziplinären Vorgehensweise befriedigend behandelt werden.

Ich hoffe mit meinen Analysen einen nützlichen Beitrag zur aktuellen Umweltforschung zu leisten. Zwar hat das Thema in den letzten Jahren an Brisanz im öffentlichen Diskurs verloren, Lösungsvorschläge und -beiträge sind aber immer noch ebenso notwendig wie schwierig zu erarbeiten. Gerade dem Problem der Messung von Verhalten wurde in der Umweltsoziologie in Vergangenheit vielleicht zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt, ist eine valide Konstruktion von entsprechenden Indikatoren doch für eine kontinuierliche und zumindest teilweise kumulative Forschung in dem Bereich von zentraler Bedeutung.

Ich möchte mich bei Andreas Diekmann für die fachliche Betreuung und Unterstützung bedanken, ebenso bei Axel Franzen, Peter Preisendörfer und Norman Braun für kompetenten Hilfeleistungen und verschiedene Anregungen und bei Roger Berger für das Korrekturlesen.

Selbständigkeitserklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäss aus Quellen entnommen wurden, habe ich als solche kenntlich gemacht. Mir ist bewusst, dass andernfalls der Senat gemäss dem Gesetz über die Universität zum Entzug des aufgrund dieser Arbeit verliehenen Titels berechtigt ist.

Bern, 11. August 1998

Ben Jann

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	i
Selbständigkeitserklärung	iii
1 Einleitung	1
2 Methodische Vorbemerkungen	3
2.1 Theorie der Indexkonstruktion	3
2.1.1 Skalierungsverfahren	5
2.1.2 Einstellung und Verhalten	9
2.2 Smallest Space Analyse	10
2.3 Daten	13
3 Messen von Umweltverhalten	15
3.1 Der konventionelle Ansatz	15
3.1.1 Skalenbildung	16
3.1.2 Statistische Betrachtung	19
3.2 Umweltverhalten als Energiebilanz	28
3.2.1 Skalenbildung	32
3.2.2 Statistische Betrachtung	43
4 Empirischer Vergleich	51
4.1 Hypothesen	52
4.2 Beziehungen zwischen den Verhaltensskalen	54
4.3 Bewusstsein, Einkommen und Verhalten	56
4.3.1 Modellspezifikation	56
4.3.2 Bivariate Analyse von Bewusstsein und Verhalten	58
4.3.3 Multivariate Regressionsanalyse	60
4.3.4 Pfadmodell des Umweltverhaltens	66
4.3.5 Erweitertes Pfadmodell	69
4.4 Zusammenfassung	74

5	Rekapitulation und Ausblick	75
5.1	Definitorische Gegenüberstellung	75
5.1.1	Umweltverhalten als naturwissenschaftliche Kategorie	75
5.1.2	Umweltverhalten als soziale Kategorie	77
5.1.3	Fazit	78
5.2	Umweltverhalten und seine Dimensionen	78
	Schlusswort	83
	Literatur	85
A	Skalenbildung	89
A.1	Umweltverhalten (konventionell)	89
A.1.1	Einkaufsverhalten (EKV)	89
A.1.2	Müll- und Abfallverhalten (MAV)	90
A.1.3	Energieverhalten (ENV)	90
A.1.4	Verkehrsverhalten (VKV)	91
A.1.5	Umweltverhalten (UV)	91
A.1.6	Statistische Übersicht	91
A.2	Umweltverhalten nach Bodenstein et al.	92
A.2.1	Teilbereich Mobilität (MOBIL)	92
A.2.2	Teilbereich Ernährung (ESSEN)	94
A.2.3	Teilbereich Wohnen (WOHNEN)	94
A.2.4	Teilbereich Bekleidung (KLEID)	95
A.2.5	Teilbereich Abfall (ABFALL)	96
A.2.6	Gesamtindex (UV_BD)	96
A.2.7	Statistische Übersicht	97
A.3	Allgemeine Umweltskalen	97
A.3.1	Umweltwissen (UW)	97
A.3.2	Umweltbetroffenheit (UBetr)	98
A.3.3	Umweltbewusstsein	99
A.3.4	Umweltengagement (UEng)	104
A.3.5	Statistische Übersicht	105
A.4	Skalen der Sozialstatistik	105
B	Weitere Angaben	109
C	Tabellen	111

Kapitel 1

Einleitung

Inzwischen liegt eine ganze Reihe von Arbeiten vor, die sich mit dem Thema der empirischen Erforschung der Zusammenhänge zwischen Umwelteinstellungen, sozialen Anreizstrukturen und Umweltverhalten befassen (vgl. z.B. Diekmann/Preisendörfer 1991, 1992, Diekmann/Franzen 1995 oder Franzen 1997). Diese Studien – abgesehen von verschiedenen, objektives Verhalten messenden Feldexperimenten – bedienen sich einer jeweils ähnlichen Operationalisierung des Konstrukts des Umweltverhaltens, indem mittels Bevölkerungsumfragen die Häufigkeit erhoben wird, mit denen bestimmte Umwelthandlungen ausgeführt oder unterlassen werden. Gemäss der klassischen Theorie der Indexbildung wird über die verschiedenen Handlungen in unterschiedlichen Verhaltensbereichen aggregiert, um eine Skala des allgemeinen Umweltverhaltens zu erhalten, die angeben soll, wie stark umweltkonform die Befragten handeln.

Bodenstein, Spiller und Elbers (1997) kritisieren dieses Vorgehen. Sie betonen, dass die bisherigen Operationalisierungen von Umweltverhalten sich zu stark auf “symbolische” Handlungen abstützen, die in bezug auf die Entlastung der Umwelt eher nebensächlich sind und/oder die verschiedenen in Betracht gezogenen Verhaltensweisen unbewertet zusammengefasst werden, obwohl sie in ganz unterschiedlichem Ausmass Auswirkungen auf die Umweltqualität haben. Unter Berufung auf die die neuere Umweltdiskussion dominierende Nachhaltigkeitsdebatte schlagen Bodenstein et al. ein Konzept zur Messung von Umweltverhalten vor, welches auf die Ermittlung der tatsächlich durch das Verhalten verursachten Umweltbelastungen abzielt. Es soll also – anders als bei den erstgenannten Studien, wo Umweltverhalten als das Ausmass definiert ist, in welchem Handlungen mit dem Ziel des Schutzes der Umwelt ausgeführt werden – gemessen werden, wieviel Umweltverschmutzung eine Person erzeugt und wieviel Ressourcen sie verbraucht. Die Daten werden ebenfalls über Umfragetechnik erhoben, aber nicht nach klassischen Skalierungsmethoden, sondern unter Einbezug von naturwissenschaftliche ermittelten Belastungsfaktoren verrechnet.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die beiden Konzepte einem genaueren Vergleich zu unterziehen. Die Indizes sollen anhand konkreter Daten nachgebildet und anschliessend in einer empirischen Analyse gegenübergestellt werden. Es sollen einerseits die Probleme oder auch Vorteile, die bei der Bildung der unterschiedlichen Skalen entstehen, erläutert und andererseits in multivariatem Vergleich die Unterschiede oder Gemeinsamkeiten bezüglich des Zusammenhangs der Masse zu wichtigen Drittgrössen aufgezeigt werden. Besonderes Gewicht soll dabei aber nicht nur auf operationellen und empirischen Aspekten liegen sondern auch auf allgemeineren Überlegungen zur Reliabilität und Validität der Skalen. Es gilt unter anderem die Frage nach der Nützlichkeit der beiden Konzepte für die soziologische Forschung zu stellen.

Die Arbeit ist so aufgebaut, dass auf die methodische Fundierung mittels verschiedener Anmerkungen zum Thema Messen und Skalieren, zu spezifischen statistischen Verfahren und zu den verwendeten Daten in Kapitel 2 ein umfangreiches Kapitel folgt, in welchem die Bildung der Skalen zur Messung von Umweltverhalten – einerseits in konventionellem Stile und andererseits nach Vorschlag der neueren Studie von Bodenstein et al. – beschrieben wird. Gleichzeitig werden erste kritische Einwände gegen die beiden Skalen sowie verschiedene statistische Eigenschaften und Bestimmungsfaktoren dargestellt.

In einem vierten Kapitel folgen bi- und multivariate empirische Analysen, die die beiden Messkonzepte detailliert vergleichen sollen. Insbesondere ist dabei die Analyse der Bestimmungsfaktoren der Indizes mittels multipler Regression und darauf beruhender Pfadmodelle herauszuheben.

Die Betrachtung wird in einem fünften Kapitel abgerundet, indem die Unterschiede in den definitorischen Grundlagen und die daraus folgenden alternativen Verwendungsmöglichkeiten der beiden Konzepte nochmals darzulegen versucht werden.

Aus Gründen der Leserfreundlichkeit befinden sich viele Angaben, die zwar wichtig sind, aber den Textablauf unnötig komplizieren würden, in einem dreiteiligen Anhang. Anhang A beinhaltet dabei die Konstruktionsanleitungen zu sämtlichen verwendeten Verhaltens-, Einstellungs- und soziodemographischen Skalen. Ebenfalls sind dort ausgewählte statistische Masszahlen zu den Indizes wiedergegeben (z.B. Cronbach's Alpha). In Anhang B befinden sich Angaben zu verwendeten naturwissenschaftlichen Abkürzungen und Anhang C umfasst verschiedene Tabellen, die im Text keinen Platz gefunden haben (insbesondere die Korrelationsmatrizen zu verschiedenen Smallest Space Abbildungen).

Kapitel 2

Methodische Vorbemerkungen

2.1 Theorie der Indexkonstruktion

Die soziologische und sozialpsychologische Literatur zum Thema Messen und Skalieren ist vielfältig und umfangreich. Zweck dieser Studie ist nicht die literarische Aufbereitung dieser methodischen Beiträge, und zumal das Thema in jedem neueren Lehrbuch der empirischen Sozialforschung zusammenfassend dargestellt ist (z.B. Schnell et al. 1993, Diekmann 1995 oder auch älter Fishbein/Ajzen 1975), soll hier die Besprechung einiger, für diese Studie zentraler Punkte genügen.

In der empirischen Sozialforschung wird zur Messung von latenten Variablen, d.h. abstrakten Konstrukten, wie es auch Umweltverhalten oder Umweltbewusstsein sind, oftmals die Technik der Messung mittels multipler Indikatoren, also mehrerer manifester Variablen angewandt. Es wird versucht, die interessierenden Größen durch Messung und Kombination von verschiedenen Variablen zu operationalisieren und nicht nur auf einen einzigen Indikator abzustützen. Zweck dieser Vorgehensweise ist die Ausblendung von Messfehlern, die bei der Messung von Einzelindikatoren auftreten können (es wird die Annahme getroffen, dass die Messfehler zufällig um den wahren Wert gestreut sind). Eine Charakteristik, welche sich dadurch ergibt, ist, dass für die Messung von Konstrukten mittels multipler Indikatoren normalerweise eine "Homogenität des Indikatorenuniversums" (Schnell et al. 1993: 137) gefordert wird, d.h. dass Messungen mit verschiedenen Indikatorensubgruppen zu vergleichbaren Resultaten führen sollten. "Ist dies nicht der Fall, so liegt kein homogenes Indikatorenuniversum vor, die Ergebnisse der Untersuchung basieren somit auf der Verwendung spezieller Indikatoren, wodurch die Gefahr besteht, dass die Ergebnisse lediglich etwas über die tatsächliche Messung der manifesten Variable aussagen, aber nichts über die Messung der latenten Variablen" (137f.). Die Homogenitätsforderung kann jedoch nur für eindimensionale latente Variablen oder jeweils einzelne Dimensionen mehrdimensionaler latenter Variablen gelten. Beinhaltet nämlich ein zu messendes Konstrukt verschiedene Dimensionen, dann *kann* ein homogenes Indi-

katorenuniversum nur für die jeweiligen Dimensionen bestehen, und für Messungen mit vergleichbaren Ergebnissen muss entweder immer in der gleichen Dimension gemessen werden, oder die Repräsentierung der verschiedenen Dimensionen durch die ausgewählten Indikatoren im Verhältnis über verschiedene Messungen gleich bleiben.

Werden verschiedene manifeste Einzelindikatoren zu einer neuen Variable zusammengefasst, so spricht man von einem "Index" (vgl. 177).¹ Ein Index soll eine latente Variable repräsentieren und kann verschiedene Dimensionen ansprechen. Idealerweise deckt ein Index durch Inkorporation geeigneter Einzelindikatoren alle für das zu messende Konstrukt relevanten Dimensionen unter angemessener Kombination ab. Es ergeben sich dabei zwei grundlegende Probleme (vgl. 178ff.): Einerseits muss der Merkmal- bzw. Definitionsraum des Konstrukts abgesteckt, d.h. es müssen die relevanten Dimensionen bestimmt werden, und andererseits sollten geeignete Kombinationsmethoden gefunden werden.

Bei dem in der Folge zu operationalisierenden Umweltverhalten werden die verschiedenen Verhaltensbereiche (z.B. Einkaufen, Verkehr oder Abfall) als Dimensionen des Konstruktes behandelt. Diese Verhaltensbereiche sind jeweils mittels verschiedener Indikatoren (z.B. Verwendung von Energiesparlampen, Besitz eines Automobils oder Trennung von Lebensmittelabfällen) zu messen und schliesslich zu einem Index zusammenzufassen.

Die Zusammenfügung von verschiedenen Indikatoren zu einem Index bedeutet immer, falls verschiedene Dimensionen abgedeckt werden, einen Verlust an Information, da die Dimensionen auf einen gemeinsamen Nenner genormt werden müssen. Diese "Reduktion des Merkmalraumes" (181) kann theoretisch wie auch interpretationstechnisch sehr sinnvoll sein, beinhaltet aber die Gefahr, wichtige Eigenschaften des Konstruktes unbeachtet zu lassen, denen nur durch eine detaillierte Betrachtung der einzelnen Dimensionen gerecht werden könnte. Unter Umständen (bei Missachtung des Vorhandenseins stark heterogener und zum Teil entgegengesetzter Dimensionseigenschaften) kann ein so gebildeter Index den Merkmalraum sogar bis zur Aussageslosigkeit reduzieren.

In der Soziologie werden Indizes oft mittels einfacher Addition der Werte verschiedener Indikatoren erreicht, also in der Form

$$y = x_1 + x_2 + \dots + x_n = \sum_{i=1}^n x_i$$

berechnet (vgl. 183). Voraussetzung für dieses Verfahren ist, dass alle Indikatoren über den gleichen Wertebereich verfügen oder auf einen identischen Bereich standardisiert werden, da sonst eine implizite Gewichtung angewendet würde. Wünschenswert ist ebenfalls, dass die Indikatoren gleiches Skalenniveau besitzen. Es sollte also

¹Ein Index muss nicht zwingenderweise in Form einer numerischen Skala vorliegen. Bei einem semantischen Differential präsentiert sich der Index beispielsweise in Form von Profilen (vgl. Schnell et al. 1993: 188f.).

z.B. davon abgesehen werden, ordinal skalierte mit intervallskalierten Variablen zu verrechnen, da sonst die ordinalskalierten Variablen künstlich auf Intervallskalenniveau “gehoben” würden. Generell stellt sich das Problem, dass die einfache Addition implizit Intervallskalenniveau der Indikatoren unterstellt (ordinal skalierte Daten liessen sich nur mittels eines monotonen Verfahrens miteinander verrechnen), ein Kriterium, welches in der Praxis oftmals nicht erfüllt ist. Für die additive Verrechnung von Indikatoren unterschiedlicher Wertebereiche und/oder unterschiedlicher Skalenniveaus wird deshalb oft der Ausweg der Dichotomisierung der Variablen gewählt, wodurch eine identische Handhabung der einzelnen Indikatoren und insbesondere (unter Zusatzannahmen) eine ordinale Behandlung des resultierenden Index’ möglich wird. In dieser Studie wird der Index des konventionellen Umweltverhaltens nach diesem Verfahren – der einfachen Addition von dichotomisierten Einzelindikatoren, die verschiedene Dimensionen des Konstruktes repräsentieren sollen – gebildet

Indizes können z.B. auch durch multiplikative oder einer Kombination von multiplikativen und additiven Verfahren (etwa durch gewichtete Addition) gebildet werden. Der Index des Umweltverhaltens von Bodenstein et al. (1997) folgt einer solchen Methode, in dem verschieden multiplikative und additive Schritte übereinander geschichtet werden. Vereinfachend kann das Verfahren in folgender Formel dargestellt werden:

$$y = \alpha_1 \sum_{i=1}^n \beta_{i1} x_{i1} + \alpha_2 \sum_{i=1}^n \beta_{i2} x_{i2} + \dots + \alpha_p = \sum_{j=1}^p \left(\alpha_j \sum_{i=1}^n \beta_{ij} x_{ij} \right).$$

Es werden demnach zuerst die einzelnen Bereiche j durch Addition der bereichsspezifischen Indikatoren x_{ij} und unter Berücksichtigung von indikatorspezifischen Gewichten β_{ij} gebildet, und die Bereiche schliesslich unter Verwendung von bereichsspezifischen Gewichten α_j zum Gesamtindex zusammengefasst.

2.1.1 Skalierungsverfahren

Wird ein Index anhand konkreter Daten und durch einen entlang einer Dimension gemessenen empirischen Wert dargestellt, handelt es sich um eine Skala.² Skalen werden gemäss der Theorie der Indexbildung durch Zusammenfassung von Indikatoren, bezeichnet als Items, gebildet. Die Methoden zur Erarbeitung einer Skala werden Skalierungsverfahren genannt (vgl. Schnell et al. 1993: 193). Bezeichnend für Skalierungsverfahren sind die unterstellten Annahmen über den Zusammenhang zwischen den Items und der latenten Variable: der Itemcharakteristik. Vor allem in der Einstellungsforschung wird Qualität einer Skala an dem Ausmass ihrer Eindimensionalität bemessen, denn es gilt das Postulat, dass die verwendeten Items möglichst nur eine

²Skalen sind Spezialfälle von Indizes. Der Unterschied besteht darin, dass bei Skalen immer der Bezug zu tatsächlich erhobenen Daten hergestellt wird. Ein Index kann hingegen auch nur in der Theorie bestehen (vgl. Schnell et al. 1993: 195).

Dimension erfassen sollen (vgl. 194). Es werden verschiedene Skalierungsverfahren vorgeschlagen, von denen hier nur eines beschrieben werden soll:

Methode der summierten Ratings

Die in dieser Arbeit gebildeten Einstellungsskalen lassen sich als Likert-Skalen verstehen. Sie werden gebildet indem die Zustimmungen zu verschiedenen Aussagen, die eine konkrete Einstellung wiedergeben sollen, addiert werden. Die Itemcharakteristiken müssen daher monoton sein, d.h. "dass die Wahrscheinlichkeit für die Zustimmung zu einem Item mit steigender Ausprägung der latenten Variable zunimmt" (202). Zusätzlich werden dabei nicht einfach alle denkbaren Aussagen summiert, sondern aus einer Sammlung von Items, diejenigen, die am ehesten die zu messende Dimension erfassen, mittels Item-Analyse ausgewählt. Die Item-Analyse erfolgt üblicherweise durch die Berechnung der Korrelationen der Items mit dem Summenscore (Addition der Werte aller Items). Die resultierenden Korrelationskoeffizienten werden als Trennschärfekoeffizienten bezeichnet und oftmals dahingehend korrigiert, dass nicht der Summenscore *aller* sondern der Summenscore der *anderen* Items eingesetzt wird. Die korrigierten Trennschärfekoeffizienten (TSK) geben also an, wie stark ein Item mit dem Summenscore aller anderen Items der Skala korreliert. Es wird also für jedes Item x_j der Korrelationskoeffizient mit der Summe der anderen Items $sc_{i \neq j} = \sum_{i \neq j} x_i$ nach der Formel

$$TSK_j = r_{x_j sc_{i \neq j}} = \frac{s_{x_j sc_{i \neq j}}}{s_{x_j} s_{sc_{i \neq j}}}, \quad i = 1, \dots, j, \dots, n$$

berechnet, wobei $s_{x_j sc_{i \neq j}}$ der Kovarianz zwischen dem Item und dem Summenscore und s_{x_j} bzw. $s_{sc_{i \neq j}}$ den Standardabweichungen der beiden Skalen entsprechen. Sind die Trennschärfekoeffizienten einiger Items relativ tief im Vergleich zu den Koeffizienten der anderen Items, wird angenommen, dass diese Items "zur Messung der Zieldimension weniger geeignet sind" (Diekmann 1995: 212). Items mit tiefen Koeffizienten werden von der Bildung der endgültigen Skala ausgeschlossen.

Bei der beschriebenen Item-Analyse, wird implizit davon ausgegangen, dass "die Mehrzahl der Items die Zieldimension tatsächlich in hohem Mass anspricht" (ebd.). (Eine Möglichkeit zur Ermittlung und Kontrolle der angesprochenen Dimensionen in einer Item-Sammlung und zur Aufdeckung von eventuellen Mehrdimensionalitäten in einer Skala bietet die Faktorenanalyse.)

Reliabilität

Eng an die Itemanalyse schliesst ein Testverfahren für die Reliabilität von Skalen an (vgl. Schnell 1993: 158ff.; Diekmann 1995: 217ff.). Da die einzelnen Items von Skalen als unabhängige Messungen der gleichen Dimension aufgefasst werden, lässt sich ein Mass für die interne Konsistenz der Skala berechnen. Dieses gibt an, in

welchem Ausmass die durch Itemsubgruppen berechneten Skalenwerte miteinander Korrelieren und somit indirekt inwieweit durch verschiedene Itemkonfigurationen das gleiche gemessen wird.³ Die gebräuchlichste Methode ist die der Testhalbierung. Die Items der Skala werden dabei in zwei gleich grosse Subgruppen unterteilt und die Reliabilität der Skala durch die (nach oben korrigierte) Korrelation zwischen den Subskalen ausgegeben. Nun wird normalerweise nicht nur eine Testhalbierung durchgeführt, sondern ein Durchschnittswert aller möglichen Testhalbierungen berechnet. Der Koeffizient wird als Cronbach's Alpha bezeichnet und berechnet sich nach der Formel

$$\alpha_1 = \frac{n}{n-1} \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n \sigma_i^2}{\sigma_{sc}^2} \right), \quad i = 1, \dots, n,$$

wobei n der Anzahl Items, σ_i^2 der Varianz von Item i und σ_{sc}^2 der Varianz des Summenscores aller Items entspricht (vgl. Schnell et al. 1993: 160). Das Mass wird alternativ auch als

$$\alpha_2 = \frac{n\bar{r}}{1 + \bar{r}(n-1)}$$

angegeben, wobei \bar{r} den Mittelwert aus den Interkorrelationen der Items wiedergibt (vgl. Diekmann 1995: 221). Die beiden Verfahren führen jedoch nicht zum gleichen Ergebnis ($\alpha_1 \neq \alpha_2$) was verwirren mag, da sie den gleichen Namen tragen. Normalerweise liegen die beiden Werte sehr nahe beieinander, mitunter können sie sich jedoch sehr stark unterscheiden. So wurde bei der Reliabilitätsanalyse in Abschnitt 3.2.2 ein α_1 von .00 und ein α_2 von .59 berechnet. Der Grund für diese Diskrepanz ist darin zu suchen, dass die Items der angesprochenen Reliabilitätsanalyse sehr unterschiedliche Spannweiten und als Folge davon stark variierende unstandardisierte Varianzen aufweisen. Wird nämlich Cronbach's Alpha nach Methode 1 berechnet, und ist die Varianz von Item j um ein vielfaches höher als die Varianzen der anderen Items $i \neq j$, dann werden die Terme $\sum_{i=1}^n \sigma_i^2$ und σ_{sc}^2 hauptsächlich von der Varianz dieses einen Items bestimmt, wodurch sich der Term

$$\frac{\sum_{i=1}^n \sigma_i^2}{\sigma_{sc}^2}$$

dem Wert 1 und folglich α_1 dem Wert 0 nähert. Die Berechnung von α_1 hat also nur dann eine zuverlässige Aussagekraft über die Reliabilität einer Skala, wenn die Skala durch ungewichtete Addition der unstandardisierten Items erfolgt. Oder umgekehrt: Werden die Items vor der Skalenbildung umgeformt, oder fließen sie gewichtet ein, dann muss auch α_1 aufgrund der schon umgeformten oder gewichteten Items berechnet werden, da es von dem Verhältnis der absoluten Höhen der Varianzen abhängig ist. Bei der Berechnung von α_2 wird dieses Problem umgangen, indem

³Die Test-Retest-Reliabilität, also das Ausmass, in welchem ein Messinstrument bei wiederholten Messungen als verlässlich zeigt, wird durch dieses Verfahren natürlich nicht abgedeckt.

die Interkorrelationen zwischen den Items verwendet werden, welche robust gegen lineare Transformationen (wie z.B. Gewichtung oder z -Standardisierung) sind. Allerdings gilt auch bei diesem Mass der gleiche Einwand (nur in umgekehrter Richtung): Werden Items unterschiedlichen Skalenniveaus betrachtet und vor der Skalenbildung nicht standardisiert, oder werden Items gleicher Skalierung gewichtet in den Index aufgenommen, dann stellt α_2 keinen zuverlässigen Schätzer für die Reliabilität der Skala mehr dar. Aus ähnlichen Gründen machen auch die weiter oben beschriebenen Trennschärfekorrrelationskoeffizienten nur bei der Betrachtung von standardisierten oder gleich skalierten Items Sinn.

Bei den in dieser Arbeit gebildeten Indizes wird im Normalfall nur das nach Methode 2 (α_2) berechnete Cronbach's Alpha ausgewiesen. Alle Einstellungsskalen und konventionellen Verhaltensskalen wurden unter Verwendung gleich skalierten Items und mittels einfacher (d.h. ungewichteter) Addition gebildet, so dass die beschriebenen Probleme vernachlässigt werden können (α_1 und α_2 unterscheiden sich entsprechend jeweils nur um maximal ca. ± 0.02). Die Skalen, die für die alternative Messung von Umweltverhalten gebildet wurden, erfüllen diese Kriterien nicht. Bemerkungen zu den Reliabilitätsmassen dieser Skalen befinden sich an entsprechender Stelle im Text.

Die beschriebenen Verfahren zur Item- und Reliabilitätsverfahren können nicht nur auf Einstellungs- sondern auch auf Verhaltensskalen angewendet werden. Allerdings erweist sich dort das Postulat der Eindimensionalität als etwas kritischer. Z.B. sind Verhaltensweisen mit substitutivem Charakter denkbar, bei denen die beschriebene Reliabilitätsanalyse versagen würde. Ein weiteres Problem ergibt sich durch die stärkere Bestimmung von Verhalten durch Fremdeinflüsse, z.B. Handlungsrestriktionen, die ein konsistentes Verhalten oft verhindern. Drittens wird das Konsistenzpostulat bei der Verhaltensmessung nach Bodenstein et al. (1997) ganz fallengelassen, indem das Verhalten auf Energie- und Materialströme abstrahiert wird.

Im Falle der Verhaltensmessung sind die beschriebenen Reliabilitätsschätzungen also nur zum Teil zu beachten. Sie können zwar Aussagen über die Homogenität der eingeflossenen Items und die Einförmigkeit der Skalen machen, jedoch nur bedingt über die Zuverlässigkeit der Skalen informieren.

Die daran anschliessende Frage, ob die Skalen tatsächlich das zu Messende (in unserem Falle: Umweltverhalten) messen, ist nur durch Überlegungen zur Validität der Skalen zu beantworten.

Validität

Grosses Gewicht wird hier auf der Inhaltsvalidität (vgl. Schnell et al. 1993: 162ff.; Diekmann 1995: 223ff.) liegen. Es stellt sich die Frage, ob durch die ausgewählten Items und Skalierungsmethoden das tatsächliche Umweltverhalten geschätzt werden

kann, oder ob nicht relevante Dimensionen vernachlässigt werden und das gemessene Umweltverhalten systematische Verzerrungen aufweist. Für die Bestimmung der Inhaltsvalidität ist eine explizite Formulierung des Konstruktes notwendig. Wie wir sehen werden weisen beide Operationalisierungen diesbezüglich gewisse Probleme auf.

Ebenfalls von Wichtigkeit ist die Konstruktvalidität (vgl. ebd.), die sich auf die Brauchbarkeit von Messinstrumenten für die empirische Sozialforschung konzentriert. Es gilt dabei die Frage zu stellen, ob aus den gebildeten Indizes vernünftige Hypothesen abgeleitet und empirisch überprüft werden können. Etwas allgemeiner formuliert geht es darum, ob sich das Konstrukt in den theoretisch-soziologischen Rahmen einfügen lässt, oder ob nicht etwas gemessen wird, das sich als von anderen soziologischen Grössen losgelöst erweist. Auch hier ergibt sich die Antwort zumindest ein Stück weit schon auf der definitorischen Ebene.

Um nochmals zusammenzufassen: Es soll einerseits geprüft werden, wie treffend das Konstrukt Umweltverhalten durch die beiden betrachteten Messkonzepte operationalisiert wird, und andererseits, ob das Konstrukt und dessen Umsetzungen überhaupt von Nutzen für die soziologische Theoriebildung und Analyse sind.⁴

2.1.2 Einstellung und Verhalten

Bezüglich der Konstruktvalidität von Verhaltensmessungen in Zusammenhang mit der Untersuchung der Wirkungsweise von Einstellungen auf Verhalten, die auch in der Umweltsoziologie von zentraler Bedeutung ist, muss vorweg auf Arbeiten von Ajzen/Fishbein (1974, 1977) hingewiesen werden, da sich deren Erkenntnisse zumindest zum Teil in den hier verfolgten Skalenbildungen wiederfinden lassen. Zum einen führten Ajzen/Fishbein (1974) Analysen durch die zeigten, dass in Bezug auf die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Einstellungen und Verhalten die Validität der Verhaltensmessung stark gesteigert werden kann, wenn sich die Messung nicht auf einzelne, sondern auf multiple Handlungen konzentriert, denn: “a person’s attitude towards an object need not to be related to any single behaviour that may be performed with respect to the object (i.e., may not permit prediction of single-act criteria). However, it should be related to the overall pattern of his behaviours (i.e., it should predict multiple-act criteria)” (61).

Die in dieser Arbeit behandelten Verhaltensmasse berücksichtigen die Ergebnisse der Forschung von Ajzen/Fishbein indem sie sich jeweils auf eine Vielzahl von Verhaltensweisen abstützen.

In einer Weiterentwicklung spezifizieren Ajzen/Fishbein (1977) die Korrespondenz von Einstellung und Verhalten noch genauer, indem sie auf verschiedene Bezugfacetten von Einstellungen und Verhalten hinweisen, für die sie bei der Operationalisierung von Einstellung und Verhalten Übereinstimmung fordern. Als diese

⁴Die Kriteriumsvalidität wird hier nicht behandelt.

Facetten, die bei der Messung von Handlungs- und Einstellungseinheiten zumindest teilweise übereinstimmen sollten, nennen Ajzen/Fishbein die Handlung selbst, das Ziel der Handlung, den Kontext in dem die Handlung ausgeführt wird und die Ausführungszeit (vgl. 889; vgl. im Rahmen der Umweltsoziologie Lüdemann 1993). Werden also Einstellungen und Verhalten bezüglich eines Objekts, z.B. Schutz der Umwelt, gemessen mit dem Ziel, die Zusammenhänge zwischen den Einstellungen und dem Verhalten zu erklären, dann sollten, um eine valide Messung zu erreichen, die Einstellungs- und Verhaltensindikatoren ähnlich spezifiziert sein, d.h. sich auf die gleiche Handlung mit gleichem Ziel, in gleichem Kontext und zu gleichem Zeitpunkt beziehen oder sich zumindest in Teilen dieser Kriterien decken.

Die strikte Befolgung der Anweisung von Ajzen/Fishbein dürfte nicht immer sinnvoll sein. Es kann durchaus auch interessieren, wie stark spezifisches Handeln durch allgemeine Einstellungen beeinflusst wird oder wie stark sich allgemeines Bewusstsein auf verschiedene Verhaltensbereiche auswirkt (vgl. Diekmann/Preisendörfer 1993: 128) und es ist bei einer Messung des Verhaltens und des Bewusstseins mittels multipler Indikatoren nicht unbedingt eine geringere Konstruktvalidität zu erwarten. Generell lässt sich bemerken, dass Aussagen über allgemeine Wirkungsweisen von Einstellungen auf Verhalten nur mit einem entsprechend allgemeinen Konstrukt von Einstellung getroffen werden können. Eine allzu wörtliche Umsetzung des von Ajzen/Fishbein vorgeschlagenen Konzepts kann zu einer Operationalisierung führen, die zwar über einen speziellen Sachverhalt sehr viel auszusagen vermag, der aber die Verbindung zu einem allgemeineren Konstrukt, wie es die meisten soziologisch interessierenden sind, völlig abhanden geht, was wiederum bezüglich der Bearbeitung einer generellen Forschungsfrage zu einer diminuierten Konstruktvalidität führt (wie übrigens ein in Lüdemann (1993: 120) aufgeführtes Beispiel beweist). In diesem Sinne – der Betrachtung des Einflusses von allgemeinen Einstellungen bezüglich des Objekts der Umwelt auf verschiedene konkrete Handlungen in einzelnen oder zu einem Gesamtverhalten zusammengefassten Handlungsbereichen mit Relation zum selben Objekt – werden hier in der Regel Bewusstseinskalen allgemeiner Natur verwendet, die nicht direkt an einzelnen Verhaltensmessungen gekoppelt sind.

2.2 Smallest Space Analyse

Ein statistisches Verfahren, das in den folgenden Kapitel häufig verwendet wird, ist die Smallest Space Analyse. Da sie nicht unbedingt zu den statistischen Standardverfahren zu zählen ist, sei an dieser Stelle eine kleine Einführung gegeben: Die Smallest bzw. Structural Space Analyse (SSA) – auch Multidimensionale Skalierung (MDS) – ist ein aussagekräftiges Instrument zur Interpretation von multivariaten Zusammenhängen. Sie wird unter anderem im Rahmen der Facettentheorie als Ele-

ment der Datenrepräsentation verwendet (eine Einführung in die Facettentheorie findet sich in Borg 1992, zu ausführlichen Diskussionen siehe Borg 1981 und Canter 1985). Die Smallest Space Analyse interpretiert eine Korrelationsmatrix (oder allgemein eine Zusammenhangsmatrix) verschiedener Variablen im Sinne von geographischen Distanzen (analog einer "Entfernungstabelle, wie sie in jedem Autoatlas zu finden ist", Iff 1982: 273; je höher die Korrelation zwischen zwei Variablen, desto kleiner die Distanz) und versucht die Variablen in einem mehrdimensionalen Raum zu positionieren (bei der hier verwendeten ordinalen Schätzung⁵ werden nicht die Koeffizienten selbst verwendet sondern nur die Rangfolgen der Koeffizienten). Der Vorgang ist einem Optimierungsprozess gleich, denn es geht darum – wie es der Name der Methode sagt – das Abbild auf möglichst kleinem Raum (d.h. unter Verwendung von möglichst wenigen Dimensionen) darzustellen aber gleichzeitig nicht zu weit vom Idealzustand der perfekten Rangfolge abzuweichen (vgl. Iff 1982: 274). Die Abweichung von diesem Idealzustand wird im *Stress* des Modells gemessen (von 0 bis 1; 0 = perfekte Umsetzung der Rangfolge). Bei einem *Stress* von weniger als .15 kann in der Regel auf den Einbezug von weiteren Dimensionen verzichtet werden (vgl. Kruskal/Wish 1978: 53ff.).

Der Vorgang der Berechnung einer optimalen Konfiguration bzw. Anordnung der Punkte in einem mehrdimensionalen Raum kann wie folgt beschrieben werden (vgl. Kruskal 1964a, Kruskal/Wish 1978: 16ff., Borg/Staufenbiel 1993: 82ff. oder ausführlicher Borg/Groener 1997): Die *Nähe* (proximity) zwischen den Objekten i und j sei durch δ_{ij} ausgedrückt (i und $j = 1, \dots, I$). Die Relationen sämtlicher betrachteter Objekte können in einer Matrix Δ dargestellt werden. In vielen Fällen gibt es keinen Unterschied zwischen δ_{ij} und δ_{ji} , und $\delta_{i=j}$ drückt perfekte Nähe aus (z.B. bei einer Korrelationsmatrix).

Jedes Objekt i wird in einem mehrdimensionalen Koordinatensystem durch einen Punkt $x_i = (x_{i1}, \dots, x_{ir}, \dots, x_{iR})$ repräsentiert, wobei $r = 1, \dots, R$ die jeweilige Dimension einer Koordinate x_{ir} von x_i angibt. Die Distanz zwischen zwei Punkten x_i und x_j wird als

$$d_{ij} = d(x_i, x_j)$$

bezeichnet und im Normalfall als Euklidische Distanz mit der Formel

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{r=1}^R (x_{ir} - x_{jr})^2}$$

berechnet. Die Matrix dieser Distanzen zeichnet sich durch $d_{ij} = d_{ji}$ und $d_{ii} = 0$ aus, sie ist also symmetrisch und ihre Diagonale ist durch Nullen besetzt.

Die Euklidischen Distanzen d_{ij} und die Proximitäten δ_{ij} sollen in einer Beziehung zueinander stehen, was durch die Funktion

$$f(\delta_{ij}) = d_{ij}$$

⁵Loss function: Kruskal; Regression: Monotonic; Programm: SYSTAT 5.0

ausgedrückt wird. Da eine perfekte Repräsentierung der Proximitäten durch die Distanzen meistens nicht erreicht werden kann, lassen sich die Diskrepanzen

$$f(\delta_{ij}) - d_{ij}$$

definieren. Der oben genannte *Stress* stellt ein normalisiertes Mass für die Messung dieser Abweichungen über eine ganze Matrix dar. Dazu werden die Diskrepanzen quadriert (Vermeidung von gegenseitiger Aufhebung negativer und positiver Abweichungen), aufsummiert und durch die Summe der quadrierten Distanzen geteilt (Normalisierung). Schliesslich wird die Quadratwurzel aus dem Term gezogen. Es ergibt sich so die *stress formula 1* von Kruskal:

$$Stress = \sqrt{\frac{\sum_i \sum_j [f(\delta_{ij}) - d_{ij}]^2}{\sum_i \sum_j d_{ij}^2}}$$

Der *Stress* ist immer grösser oder gleich 0, wobei er bei Gleichheit von $f(\delta_{ij})$ und d_{ij} für alle i , also bei perfekter Umsetzung der Proximitäten in Distanzen, den Wert 0 annimmt.

Die Funktion $f(\delta_{ij})$ kann von verschiedener Art sein und bestimmt massgeblich den Typ der Smallest Space Analyse. In der Form von z.B. $a + b d_{ij}$ handelt es sich um eine lineare Beziehung. Modelle, die solche oder ähnliche Funktionen verwenden, sind der *metrischen* SSA zuzuordnen. Die Funktion kann aber auch nur einen monotonen Zusammenhang zwischen δ_{ij} und d_{ij} fordern, d.h. es sind nur die Ränge der Proximitäten von Interesse und nicht die exakten metrischen Werte. In dieser Arbeit wird dieses Verfahren verwendet, welches als *nichtmetrische* oder *ordinale* SSA bekannt ist.

Die Berechnung der Lösung stellt ein doppeltes Optimierungsproblem dar. Einerseits soll der *Stress* jeweils für eine gegebene Konfiguration $X(x_1, \dots, x_I)$ minimiert, also die minimierende Funktion $f(\delta_{ij})$ gefunden werden. Dies geschieht bei der ordinalen SSA durch die monotone Kleinste-Quadrate-Regression (least squares monotonic regression; siehe Kruskal 1964b). Andererseits soll in einem iterativen Verfahren ausgehend von einer willkürlichen Ausgangskonfiguration X_0 die optimalste Konfiguration \hat{X} gesucht werden, also diejenige Anordnung der Punkte in einem geometrischen Raum, die den geringsten *Stress* erzeugt. Auf den Berechnungsalgorithmus soll hier nicht weiter eingegangen (method of steepest descent; siehe Kruskal 1964b), jedoch auf einige Probleme hingewiesen werden. Eine mittels Iterativem Verfahren gefundene Lösung muss nicht zwingend diejenige mit tatsächlich minimalstem *Stress* sein: Es kann sich auch nur um ein *lokales* Minimum handeln. Dies ist nicht von Bedeutung, wenn das lokale Minimum nahe bei dem "globalen" Minimum liegt. Falls sich aber die beiden Lösungen stark unterscheiden, muss das Problem beachtet werden. In der Regel kann einer irrtümlichen Interpretation eines "entfernten"

lokalen Minimums als optimale Lösung durch Variation der Anzahl Dimensionen vorgebeugt werden.

Die Wahl der Anzahl Dimensionen, in der die Daten abgebildet werden sollen, ist nicht immer trivial. Als Kriterien sollen der realisierte *Stress* ($\leq .15$), die Veränderung des *Stress* durch Hinzunahme weiterer Dimensionen, Analysen bezüglich lokaler Minima und auch inhaltliche Überlegungen dienen.

Den nachfolgend präsentierten Modellen liegt jeweils eine Matrix von vergleichsweise einfach berechenbaren linearen Korrelationskoeffizienten (Pearson's r) zugrunde – ein nicht in allen Fällen korrektes Verfahren, da die verwendeten Variablen zum Teil nicht metrisch skaliert sind. So müsste für ordinal skalierte Daten ein monotonisches Zusammenhangsmass wie der im Rahmen der Facettentheorie entwickelte weak monotonicity coefficient (Guttman 1977: 29f.) verwendet werden. Erfahrungen haben aber gezeigt, dass sich durch die Verwendung des linearen Pearson-Koeffizienten nur geringfügige Auswirkungen ergeben. Zudem wird hier die SSA nur als Interpretationshilfe und mit einer relativ geringen Interpretationsschärfe verwendet, so dass derartige Ungenauigkeiten durchaus in Kauf genommen werden können.

Die räumliche Darstellung von Zusammenhängen lässt viele Interpretationsoptionen offen, von denen im folgenden einige vorgestellt werden. Am aussagekräftigsten ist die theoriegeleitete Analyse, bei der die SSA-Plots in Korrespondenz zu den Definitionssystemen der Facettentheorie – den sogenannten “mapping sentences” (vgl. Borg 1992) – interpretiert werden. Eine Möglichkeit, von der hier abgesehen wurde, da sie sich eher für Einstellungskonstrukte und nicht unbedingt für Verhaltensvariablen eignet.

2.3 Daten

Der in dieser Arbeit als empirische Grundlage verwendete Datensatz wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens “Umweltbewusstsein in Deutschland 1998” vom Institut für Soziologie der Universität Rostock und dem Sozial- und Marktforschungsinstitut GFM-GETAS/WBA im Auftrag des Umweltbundesamtes erhoben. Die Face-to-face-Befragung der nach Zufall ausgewählten Zielpersonen⁶ wurde im Januar und Februar 1998 durchgeführt. Insgesamt sind 2029 Interviews realisiert worden, davon 1224 in den alten (Ausschöpfung: 69.9%) und 805 in den neuen Bundesländern

⁶“Dreistufiges Zufalls-Auswahlverfahren im ADM-Design unter Verwendung von einem ADM-Stichprobennetz in den westlichen Bundesländern (210 Sampling Points) und einem auf zwei Drittel reduzierten ADM-Stichprobennetz in den östlichen Bundesländern (141 Sampling Points). Die Auswahl der Befragungshaushalte erfolgte nach einem streng geregelten, limitierten Random-Route; die Bestimmung der tatsächlich zu befragenden Person im Haushalt durch einen Zufallszahlen-Auswahlschlüssel” (GFM-GETAS/WBA 1998: 4).

(Ausschöpfung: 72.9%).⁷

Für die Berechnung der nachfolgend präsentierten Zahlen und Modelle wurde der Datensatz einer zweifachen Gewichtung unterzogen,⁸ um die personen- und haushaltsbezogene Stichprobendisproportionalität aufzuheben (das angewendeten Stichprobendesign “bevorzugt” einerseits Personen, die in kleineren Haushalten leben, und andererseits Haushalte in den neuen Bundesländern). Bei einer deskriptiven Auswertung der Daten ist diese Gewichtung notwendig und gerechtfertigt, will man repräsentative Aussagen treffen. Für Zusammenhangsanalysen kann eingewendet werden, dass die Koeffizienten in der Regel gegen eine Gewichtung robust sein sollten, und diese daher unnötig ist. Das Argument schliesst aber die Anwendung einer Gewichtung keinesfalls aus. Das Problem könnte zum Teil umgangen werden, indem man die Rechnungen für die neuen und alten Bundesländer getrennt durchführen würde, wovon ich aber mit Blick auf die Fallzahlen abgesehen habe. Eine zweite Strategie wäre, nur eine einfache Gewichtung durchzuführen, die den Datensatz haushalts- aber nicht personenrepräsentativ macht. Dies, weil kleinere Haushalte generell eine geringere Erreichbarkeit aufweisen, was den Effekt der höheren Auswahlwahrscheinlichkeit kompensieren könnte (Diekmann et al. 1996: 7).

Aufgrund verschiedener Überlegungen wurden schliesslich, die beiden durch das Stichprobendesign bedingten Verzerrungen durchgehend korrigiert, nicht zuletzt aus Gründen der Konsistenz. Es wäre nach Meinung des Autors methodisch nicht vertretbar, aufgrund gewichteter Analysen Skalen zu bilden, um später ungewichtete Regressionen zu rechnen. Ähnliches gilt für deskriptive Auswertungen. Es stellt sich eher die Frage, ob überhaupt gewichtet werden sollte – ein Problem, das an dieser Stelle nicht gelöst werden kann.⁹

⁷Zu weiteren technischen Angaben zur Durchführung vgl. GFM-GETAS/WBA 1998. Zu einem Überblick über die (deskriptiven) Ergebnisse vgl. Preisendörfer 1998.

⁸Nach einer von Thomas Gautschi ausgearbeiteten Methode, vgl. Diekmann/Gautschi/ Preisendörfer 1996: 6f.

⁹Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwar einige Zusammenhangsanalysen mit jeweils unterschiedlichen Gewichtungskonzepten durchgeführt, wobei sich soweit keine nennenswerten Unterschiede zeigten. Allerdings kann keineswegs von einer systematischen Bearbeitung des Problems gesprochen werden.

Kapitel 3

Messen von Umweltverhalten

Wie in der Einleitung schon ausgeführt wurde, besteht das primäre Ziel dieser Arbeit in dem bewertenden Vergleich zweier verschiedener Ansätze zur Messung von Umweltverhalten. Der eine Ansatz – im folgenden mit dem Attribut “konventionell” bezeichnet – versucht mittels Addition einzelner bereichsspezifischer Umwelthandlungen einen Index für das Umweltverhalten zu erstellen. Die einzelnen Handlungen, die alle einen thematischen Bezug zu verschiedenen Bereichen der aktuellen Umweltschutzdiskussion aufweisen, werden dabei als gleichberechtigt angesehen, d.h. es werden keine Gewichtungen vorgenommen, und sie werden jeweils in einer ersten Aggregationsebene zu vier verschiedenen Bereichen zusammengefasst. Diese Skalierungsmethode ist an der in der Sozialforschung gebräuchliche Likert-Technik orientiert.

Der andere Ansatz versucht aufgrund von Überlegungen zu der in neuerer Zeit ausgetragenen Nachhaltigkeitsdebatte und als Kritik am konventionellen, ungewichteten Ansatz Umweltverhalten als naturwissenschaftliche Grösse zu operationalisieren, d.h. einzelne Handlungen zu Messen und unter Berücksichtigung ihrer Umweltbelastungsintensität zu einem Verhaltensindex, der die tatsächliche persönliche Umweltbelastung angeben soll, zu aggregieren. Konventionelle Skalierungsmethoden spielen dabei eine nachgeordnete Rolle, da die Indexberechnung durch Einsatz von naturwissenschaftlich belegbaren Belastungsfaktoren erfolgt.

Die beiden Ansätze sollen nun beschrieben und die Skalenkonstruktionen dargestellt werden.

3.1 Der konventionelle Ansatz

Die Grundlage für die Bildung der “konventionellen” Skalen des Umweltverhaltens bilden die in Diekmann/Preisendörfer (1992), Diekmann/Franzen (1996) und Franzen (1997) besprochenen Verhaltensskalen. Das allgemeine Umweltverhalten lässt sich danach in vier Teilskalen für Einkaufsverhalten, Abfallverhalten, Energieverhal-

ten und Verkehrsverhalten gliedern, die ihrerseits wiederum aus dem Aggregat von jeweils vier Items bestehen. Die einzelnen Verhaltensweisen werden jeweils mittels dichotomisierter Codierung erfasst, d.h. eine entsprechende Umwelthandlung kann entweder ausgeführt werden oder nicht und es sind keine graduellen Abstufungen möglich. Ebenfalls werden die einzelnen Items nicht bewertet, denn sie fließen alle mit gleichem Gewicht in die Skalen ein. Die oben angesprochenen Publikationen beziehen sich auf zwei verschiedene Umfragen – die Berner und Münchner Umweltstudie aus dem Jahre 1991 (Bern: $N = 392$; München: $N = 965$) und den Schweizer Umweltsurvey 1994 ($N = 3019$) – und verwenden eine (zwar analoge aber) unterschiedliche Variablen beinhaltende Operationalisierung des Umweltverhaltens.

Tabelle 3.1 zeigt eine Gegenüberstellung der beiden Itemsammlungen. Wie man erkennen kann, unterscheiden sich die beiden Operationalisierungen nicht massgeblich. Zwar werden innerhalb der Verhaltensbereiche z.T. verschiedene Items verwendet, sie sind aber jeweils in ihrem thematischen Charakter ähnlich, so dass davon ausgegangen werden kann, dass mit den Teilskalen der beiden Studien jeweils ein zumindest näherungsweise ähnlicher Verhaltensbereich abgedeckt wird.

3.1.1 Skalenbildung

Der Deutsche Umweltsurvey 1998 stellt eine Fortsetzung der durch die beiden genannten Surveys begonnenen Tradition dar, und es lassen sich viele Gemeinsamkeiten erkennen. Trotzdem ist eine exakte Replikation der Skalen von 1991 und 1994 nicht möglich, es wurde aber versucht so wenig wie möglich von den Vorgaben abzuweichen. Bei der endgültigen Auswahl der Items für die vier Teilskalen wurde neben thematischen Kriterien vor allem auf die Eindimensionalität der Indizes geachtet. Aus einer Gruppe von passenden Variablen wurden jeweils diejenigen vier ausgewählt, die sich statistisch am konsistentesten zueinander verhalten, also die höchsten Reliabilitätswerte erreichten. Gleichzeitig wurde aber darauf geachtet, dass die ausgewählten Items thematisch nicht zu eng beieinander liegen und ein genügend breites Spektrum abdecken. Diesem Verfahren liegt implizit die Annahme zugrunde, dass sich die Befragten in einem jeweiligen Teilbereich relativ konsistent verhalten.

Im folgenden sind die ausgewählten Variablen wiedergegeben. Sie wurden alle vor der Konstruktion der Indizes dichotomisiert (wobei umweltfreundliches Verhalten immer mit 1 und nicht umweltfreundliches mit 0 codiert wurde), um einheitliches Skalenniveau zu gewährleisten.¹ Am rechten Rand sind jeweils die Prozentwerte derjenigen Befragten angegeben, die dieses Verhalten praktizieren:

¹Für die genaue Recodierung der Variablen wie auch für weitere Angaben bezüglich der Bildung der Skalen siehe Anhang A.1.

Tabelle 3.1: Konventionelle Messung von Umweltverhalten

Umweltstudie 1991*	Schweizer Umweltsurvey 1994**
Einkaufsverhalten	
1: Regelmässiges Mitnehmen einer Einkaufstasche	1: Verwendung von Umweltschutzpapier
2: Verzicht auf Getränke in Dosen	2: Verw. von Recycling-Toilettenpapier
3: Milchkauf in Pfandflaschen	3: Achten auf Hinweise zur Umweltverträglichkeit beim Einkaufen
4: In den letzten 2 Wochen in Bio-Laden eingekauft	4: In den letzten 4 Wochen etwas nicht gekauft, weil zuviel Verpackungsmaterial
Müll- und Abfallverhalten	
1: Trennen von Papier/Zeitungen	1: Lebensmittelabfälle sammeln
2: Trennen von Glas	2: Alu sammeln
3: Trennen von Alu/Weissblech	3: Altpapier sammeln
4: Trennen von Batterien	4: Kauf von Mehrwegflaschen
Energieverhalten	
1: Eingeschränkte Vollbadhäufigkeit	1: Abdrehen der Heizung bei Abwesenheit von mehr als 4 Stunden
2: Bemühen um geringen Wasserverbrauch	2: Abdrehen der Heizung in der Nacht
3: Abdrehen der Heizung bei Abwesenheit von mehr als 4 Stunden	3: Verwendung von Energiesparlampen
4: Verzicht auf Wäschetrockner	4: Wasser abdrehen beim Shampooieren
Verkehrsverhalten	
1: Verzicht auf Autobesitz	1: Autokilometer (dichotomisiert)
2: Nutzung ÖV in der letzten Woche	2: Autoverwendung einmal oder weniger pro Woche
3: Verzicht auf Auto am Wochenende	3: Nutzung ÖV zum Einkaufen
4: Verzicht auf Auto/Flugzeug im letzten Urlaub	4: Der Umwelt zuliebe kein Autobesitz
*Quelle: Diekmann/Preisendörfer (1992: 249)	**Quelle: Diekmann/Franzen (1996: 145) bzw. Franzen (1997: 43)

Einkaufsverhalten (EKV):

1. Achten auf Hinweise zur Umweltverträglichkeit von Produkten (v12)	43%
2. Kauf von Produkten mit möglichst wenig Verpackungsmaterial (v19)	45%
3. Kauf von Obst und Gemüse aus der Saison und der Region (v20)	65%
4. Kauf von Lebensmitteln aus kontrolliert-biologischem Anbau (21)	24%

Müll- und Abfallverhalten (MAV):

1. Recycling von Papier und Zeitungen (v28a)	89%
2. Recycling von Glas (v28b)	87%
3. Recycling von Aluminium (v28e)	66%
4. Recycling von Batterien (v28f)	72%

Energieverhalten (ENV):

1. Verwendung von Energiesparlampen im Haushalt (v36)	60%
2. Wasser abdrehen beim Duschen während des Einseifens oder Shampooierens (v39)	47%
3. Vorhandensein von Wasserspareinrichtungen im Haushalt (v40)	61%
4. Herunterdrehen der Heizung bei Abwesenheit von mehr als vier Stunden (v44)	48%

Verkehrsverhalten (VKV):

1. Kein Auto in Besitz des Haushalts (v49d)	19%
2. Verzicht auf das Auto bei Wochenendausflügen (v66)	32%
3. Verzicht auf das Auto und Flugzeug im letzten Urlaub (v68)	29%
4. Erledigung grösserer Einkäufe zu Fuss oder mit den öffentlichen Verkehrsmittel (v70)	37%

Der Gesamtindex wie auch die Teilskalen wurden zwecks einfacherer Vergleichbarkeit auf einen Bereich von 0 = 'wenig umweltfreundliches Verhalten' bis 10 = 'stark umweltfreundliches Verhalten' standardisiert.

Die Skala des Einkaufsverhalten ($N = 2019$) kennzeichnet sich durch eine relativ hohe statistische Homogenität (Cronbach's Alpha: .64). Entsprechend wird in der Faktorenanalyse auch nur eine Komponente extrahiert (Eigenwert: 1.91; erklärte Varianz: 47.8%). Gleichzeitig sind die eingeflossenen Items thematisch relativ breit gefächert und es ist nicht anzunehmen, dass sie sich gegenseitig stark determinieren. Die Skala ist mit einem Mittelwert von 4.43 und einer Standardnormalverteilung von 3.29 ziemlich gleichmässig verteilt, weicht aber von einer Normalverteilung durch eine unterdurchschnittliche Wölbung (-1.11) ab.

Wie die oben angegebenen Verhaltens-Prozentzahlen schon vermuten lassen, zeichnet sich die Skala des Müll- und Abfallverhaltens ($N = 2015$) durch eine noch stärkere Einförmigkeit aus (Cronbach's Alpha: .77; Faktorenanalyse: 1 Faktor, Eigenwert: 2.39, erklärte Varianz: 59.7%), sie ist aber leider sehr stark linksschief verteilt (Mittelwert: 7.84, Standardabweichung: 3.02, Schiefe: -1.37). Zudem deckt sie nicht ge-

rade einen thematisch breiten Bereich ab, da nur Mülltrennung bzw. Recycling zur Sprache kommen, nicht aber z.B. Abfallvermeidung oder Schwarzensorgung.

Die Skala des Energieverhaltens ($N = 2009$) beinhaltet eine vielschichtige Variablengruppe. Es werden die drei Themen Strom (v36), Wasser (v39, v40) und Heizenergie (v44) angeschnitten. Erwartungsgemäss verhalten sich die Variablen statistisch nicht sehr gleichförmig zueinander (Cronbach's Alpha: .31; die Faktorenanalyse extrahiert zwei Komponenten, wobei v36, v39 und v40 auf der ersten laden und v44 auf der zweiten), d.h. es kann nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass jemand, der sich bei einem der Themen umweltfreundlich verhält, dies bei den anderen tendenziell auch tut. Die Skala hat einen Mittelwert von 5.43 (Standardabweichung: 2.82) und ist von den vier Indizes am ehesten normalverteilt.

Die Skala des Verkehrsverhaltens ($N = 2012$) weist hingegen wiederum eine sehr hohe statistische Homogenität auf, was wohl teilweise darauf zurückzuführen ist, dass die Benutzung eines Automobils (v66, v68, v70) stark von dessen Besitz (v49d) determiniert wird (Cronbach's Alpha: .78; Faktorenanalyse: 1 Faktor, Eigenwert: 2.42, erklärte Varianz: 60.5%). Da die Haushalte eines Grossteils der befragten Personen mindestens einen PKW besitzen und dieser in der Regel auch rege verwendet wird, erreicht die Skala nur einen tiefen Mittelwert (2.93; Standardabweichung: 3.48) und ist entsprechend rechtsschief verteilt (Schiefe: .95).

Zusammenfassend lässt sich bemerken, dass die Skalen in ihrem Aggregat wie auch einzeln zwar einige wichtige Themen behandeln, leider aber nicht einen vordefinierten Bereich systematisch abdecken. Es ist daher anzuraten, bei den weiteren Auswertungen nicht nur auf die titelgebenden Schlagwörter zu achten, sondern zu bedenken, welche Variablen tatsächlich hinter den Skalen stehen.

3.1.2 Statistische Betrachtung

Zusammenhänge zwischen den Teilskalen

Bei der Betrachtung der Korrelationen zwischen den einzelnen Teilskalen sticht insbesondere das Verkehrsverhalten hervor, das mit den anderen Skalen durchgängig signifikant negativ korreliert (Tabelle 3.2). Für die Bildung eines Gesamtindex ist das nicht sehr günstig, da sich so verschiedene Effekte gegenseitig kompensieren können, und folglich unter Verwendung des Gesamtindex berechnete Zusammenhänge nicht die ganze Wahrheit zeigen.

Der Eindruck der Inhomogenität des Gesamtindex wird verstärkt, wenn wir die Reliabilitätsanalyse aller eingeflossenen Items beiziehen (Tabelle 3.3). Während die Items zum Einkaufs- und Abfallverhalten immerhin relativ hohe Trennschärfekorrelationskoeffizienten aufweisen, liegen die Werte beim Energieverhalten und beim Verkehrsverhalten systematisch tiefer. Allerdings scheinen zumindest die Teilskalen relativ solide zu sein, denn sie werden in der Faktorenanalyse gut voneinander getrennt (Tabelle 3.3). Es werden 5 Komponenten extrahiert, wovon die erste die

Tabelle 3.2: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen den Teilskalen des Umweltbewusstseins

	EKV	MAV	ENV	VKV	UV
EKV	1.00	.33	.22	-.08	.67
MAV	.33	1.00	.18	-.12	.61
ENV	.22	.18	1.00	-.09	.55
VKV	-.08	-.12	-.09	1.00	.38

$p = 0.01$ für alle Koeffizienten, $N = 1967$

Variablen zum Verkehrsverhalten umfasst, die zweite das Abfallverhalten und die dritte das Einkaufsverhalten. Das Energieverhalten ist auf die Faktoren 4 und 5 verteilt.

Die ersten Auswertungen mahnen deshalb zu Vorsicht bei der Verwendung des Gesamtindex. Die Teilskalen scheinen aber durchaus befriedigen zu können.

Einen tieferen Einblick in die durch die Verhaltensskala abgedeckten Dimensionen vermag die Smallest Space Analyse (SSA) zu bieten.

In Abbildung 3.1 zeigt sich eine klare räumliche Gliederung der Variablen in dem Sinne, dass die Variablen des Verkehrsverhaltens am linken Bildrand liegen und sich die Items des Abfall- und Einkaufsverhaltens (sowie teilweise des Energieverhaltens) auf der rechten Seite gruppieren. Die Punkte sind zudem zirkulär angeordnet, wobei zu bemerken ist, dass weite Teile des Kreises undefiniert bleiben. In Anlehnung an die Ausführungen von Diekmann und Preisendörfer zu der Low-Cost-Hypothese (1998; auch: Diekmann 1996: 105ff.) könnte die Aufteilung der Punkte so interpretiert werden, dass die Wanderung auf dem Kreis von Situationen mit niedrigen Verhaltenskosten (LOWCOST) zu Situationen mit hohen Verhaltenskosten (HIGHCOST) führt und umgekehrt (Kosten werden dabei in einem sehr weiten Sinne verstanden). Konkret bedeutet dies, dass die betrachteten Verhaltensweisen in den Bereichen Einkaufen und Abfall mit bedeutend tieferen Befolgungshindernissen belastet sind als die Variablen des Verkehrsverhaltens. Die Items des Energieverhaltens belegen eine Zwischenposition. Diese Interpretation macht inhaltlich durchaus Sinn, wenn man sich die mit den einzelnen Items angesprochen Verhaltensweisen vor Augen führt. So müssen sicherlich viel weniger Kosten (z.B. Zeitkosten) getragen werden, um Papier zu trennen (man bedenke, dass Altpapier oft direkt Zuhause abgeholt wird), als wenn auf die Benutzung eines Autos verzichtet werden muss. Die in der Abbildung dargestellte, tendenzielle Ordnung der Verhaltensweisen in Bezug auf die implementierten Kosten² deckt sich zudem in groben Zügen mit den Resultaten einer alternativen

²Aufgrund der zirkulären Anordnung der Variablen in Abbildung 3.1 würde man eine exakte Rangfolge bezüglich der angenommenen Verhaltenskosten erst dann erhalten, wenn das zweidimensionale Bild aus geeigneter Perspektive auf eine Dimension reduziert würde.

Tabelle 3.3: Reliabilitäts- und Faktorenanalyse der Skala des allgemeinen Umweltverhaltens

$N = 1967$		Faktorenanalyse ^b					
Variable	Bereich	TSK ^a	F1	F2	F3	F4	F5
v12	EKV	.33	-.027	.085	.698	.164	.000
v19	EKV	.34	-.038	.094	.697	.198	.015
v20	EKV	.30	-.019	.179	.643	-.088	.016
v21	EKV	.28	-.010	.083	.644	-.085	.073
v28a	MAV	.33	-.059	.842	.040	-.016	.057
v28b	MAV	.37	-.021	.860	.075	-.008	.044
v28e	MAV	.33	-.028	.676	.213	.058	-.073
v28f	MAV	.33	-.057	.614	.177	.176	.031
v36	ENV	.15	-.058	.074	.083	.742	.029
v39	ENV	.26	-.026	.219	.284	.125	.463
v40	ENV	.12	-.061	.063	.021	.756	.054
v44	ENV	.02	.032	-.095	-.061	.007	.907
v49d	VKV	.12	.837	-.056	-.112	-.067	.036
v66	VKV	.17	.786	-.063	.043	.036	-.050
v68	VKV	.13	.720	.039	-.026	-.071	-.074
v70	VKV	.12	.752	-.086	-.011	-.056	.110
Cronbach's Alpha		.62					
Eigenwert			3.24	2.27	1.49	1.17	1.01
Erklärte Varianz			20.3	14.2	9.3	7.3	6.3

^akorrigierter Trennschärfekorrelationskoeffizient; ^bprincipal components, rotation varimax

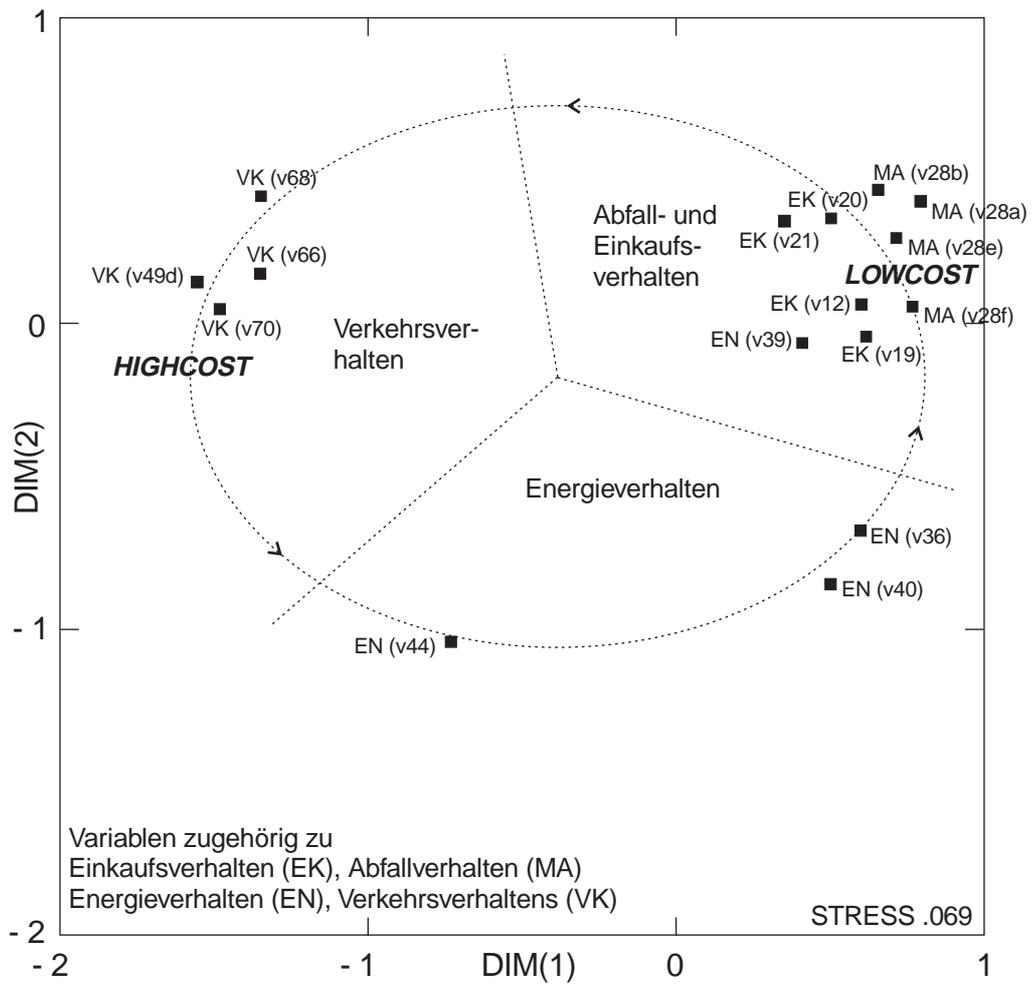


Abbildung 3.1: Zweidimensionaler SSA-Plot der Items des konventionellen Umweltverhaltens

Kategorisierungsmethode, wo Verhaltensweisen im Sinne der Hypothese, “dass die Kosten von Umweltaktivitäten negativ mit der Häufigkeit ihrer Ausübung korreliert sind”, geordnet werden (Diekmann/Preisendörfer 1998: 4; ähnlich in Franzen 1995: 140). Man vergleiche Abbildung 3.1 mit der erstellten Rangfolge von Verhaltensweisen in Diekmann/Preisendörfer (1998: Tabelle 1)³, wo die Liste auch tendenziell von Abfall- und Einkaufsverhalten angeführt, von Energieverhalten weitergeführt und von Verkehrsverhalten terminiert wird. Es bleibt anzumerken, dass erstens die Punkte in Abbildung 3.1 *nicht* auf triviale Weise nach der Häufigkeit ihrer Ausführung geordnet sind, und die Übereinstimmung dadurch zustande kommt, wie auf den ersten Blick vermutet werden könnte. Dies wird durch den Vergleich mit den angegebenen Prozentzahlen auf Seite 18 sofort klar. Zweitens ist die Bestimmung von über die verschiedenen Variablen vergleichbaren Ausführungshäufigkeiten nicht ganz einfach, weil die Variablen ursprünglich zum Teil Skalen mit unterschiedlichen Ausprägungen verwenden.

Die Low-Cost-Hypothese besagt, dass “eine negative Korrelation zwischen der Stärke des Effekts von Umweltbewusstsein auf das Verhalten und den Kosten ökologischen Verhaltens erwartet” wird (Diekmann/Preisendörfer 1998: 2). Also, “dass Umwelteinstellungen das Umweltverhalten am ehesten in Situationen beeinflussen, die mit geringen Kosten bzw. Verhaltenszsumutungen verknüpft sind. Je geringer der Kostendruck in einer Situation, um so leichter fällt es den Akteuren, ihre Umwelteinstellungen auch in ein entsprechendes Verhalten umzusetzen. Umgekehrt sinkt die Bedeutung von Einstellungen, wenn eine Situation grössere Verhaltenszsumutungen in sich birgt” (ebd.: 5). Wenn wir von dieser Hypothese ausgehen und die obige Interpretation von Abbildung 3.1 beiziehen, sollte also für das Einkaufs- und Abfallverhalten der höchste Zusammenhang mit der Umwelteinstellung erwartet werden, während das Verkehrsverhalten wohl eher mit anderen Grössen wie z.B. Einkommen korreliert. Dieser Frage wird in Kapitel 4 weiter nachgegangen werden.

Inzwischen sollen noch weitere Interpretationsansätze von Abbildung 3.1 dargestellt werden. Wie man erkennen kann, lässt sich der Raum zusätzlich in drei Sektoren gliedern, die die verschiedenen Verhaltensbereiche repräsentieren sollen. Auffallend ist dabei, dass (1) zum Teil grosse Lücken zwischen den Punkten klaffen und (2) sich das Abfallverhalten nicht vom Einkaufsverhalten separieren lässt, obwohl die Trennung bei der Faktorenanalyse deutlich zu Ausdruck kommt (vgl. Tabelle 3.3). Punkt (1) weist darauf hin, dass nur eine Teilmenge von möglichen Verhaltensarten erfasst wurde. Weitere Verhaltensbereiche müssten operationalisiert und erhoben werden, um das Bild vervollständigen zu können. Das Vorhandensein von undefiniertem Raum in der Abbildung ist problematisch, da so einerseits Interpretationen mit einer gewissen Willkür behaftet bleiben und andererseits keine vollständige Interpretation geliefert werden kann. In solchen Situationen wird z.B.

³Die angesprochene Tabelle bezieht sich auf die Daten des Deutschen Umweltsurveys von 1996 und verwendet zum Teil alternative Variablen.

auch angeraten, eine gesamthafte Betrachtung fallen zu lassen und die unterschiedlichen Variablengruppierungen einzeln zu analysieren (vgl. Kruskal 1978: 43ff.). Punkt (2) hängt z.T. mit diesem Problem zusammen, da die beiden Bereiche Abfall und Einkaufen in Bezug auf die ganze Abbildung zu ähnlich sind um einzelne Sektoren zu bilden. Es besteht aber sehr wohl eine Trennung, indem nämlich die Variablen des Einkaufsverhaltens näher beim Zentrum des Kreises liegen als die Variablen des Abfallverhaltens. Die Bedeutung dieser Gegebenheit ist allerdings nicht ganz klar. Die Berechnung eines separaten SSA-Plots für die beiden Verhaltensbereiche könnte zu genaueren Resultaten führen.

Um ein Fazit zu ziehen, sollte bemerkt werden, dass die Operationalisierungen von Verkehrs-, Abfall- und Einkaufsverhalten einen ziemlich verlässlichen Eindruck machen. Das Verkehrsverhalten ist ganz klar von den anderen Bereichen abgegrenzt und stellt sich relativ kompakt dar, so dass zu erwarten ist, dass mit der Verwendung dieser Skala einigermaßen verlässliche Analysen gemacht werden können (abgesehen davon, dass mit den enthaltenen Variablen gewisse Aspekte des Verkehrsverhaltens nicht abgedeckt werden können). Abfall- und Einkaufsverhalten sind ebenfalls zwei sehr kompakte und reliable Skalen und können zudem relativ problemlos zu einer einzigen Skala aggregiert werden. Einzig die Ergebnisse des Energieverhaltens vermögen nicht wirklich zu befriedigen. In der Faktorenanalyse werden zwei Komponenten extrahiert und in der SSA sind die Variablen weit über den Raum verstreut. Es ist anzunehmen, dass die Verwendung dieser Skala nicht zu sehr verlässlichen Resultaten führt, weil sich Effekte von Drittvariablen intern kompensieren könnten. Die eingeflossenen Komponenten müssten deshalb einzeln analysiert werden.

Ähnliche Bedenken können gegen die Verwendung eines Gesamtverhaltensindex angebracht werden. Besonders das Verkehrsverhalten zeigt sich stark abgegrenzt und es ist zu erwarten, dass es oft sogar in umgekehrter Richtung mit anderen Einflussgrößen zusammenhängt als das Abfall- oder Einkaufsverhalten. Statistische Analysen mit dem Gesamtindex können daher zu teilweise verfälschter und unvollständiger Erkenntnis führen.

Methodischer Nachtrag zu Abbildung 3.1: Die Verwendung von Pearsons r für die Berechnung der zugrundeliegenden Korrelationsmatrix (Tabelle C.1 im Anhang) ist hier methodisch konsistent, da (1) alle Items von gleichem Skalenniveau sind und (2) der eigentlich nur auf metrisch skalierte Daten anwendbare Pearson-Koeffizient für $(0 - 1)$ -codierte Variablen exakt die selben Resultate liefert, wie der auf Chi-Quadrat basierende Punkt-Korrelations- oder Phi-Koeffizient:

Energieverhalten (ENV) Die einzigen Variablen mit nennenswertem Effekt auf das Energieverhalten sind das politische Interesse (POLINT: .14) und die Anzahl Bildungsjahre (BILDUNG: .14). Insgesamt lassen sich nur wenige Regelmässigkeiten erkennen. Die Koeffizienten schwanken relativ stark über die einzelnen Items der Skala, jedoch fast immer auf tiefem Niveau von $< .10$ (vgl. Tabelle C.2). Herauszuheben ist einzig, dass die politische Ortsgrösse (ORT) negativ mit der Angewohnheit beim Duschen während des Einseifens und Shampooierens das Wasser abzudrehen korreliert ($-.17$), sowie in den neuen Bundesländern (OST) häufiger Wasserspar-Einrichtungen vorhanden sind (.12). Alles in allem erscheint die Skala des Energieverhaltens also auch bezüglich der Zusammenhänge mit Drittvariablen als wenig einheitlich und nicht sehr aussagekräftig.

Verkehrsverhalten (VKV) Das Verkehrsverhalten steht in Zusammenhang zu einer Vielzahl von Drittvariablen, wobei sich die Effekte auch über die einzelnen Items des Skala als relativ konstant erweisen (vgl. Tabelle C.2). Negative Korrelationen ergeben sich besonders in Zusammenhang mit dem Erwerbsstatus (ERWERB: $-.25$), mit dem politischen Interesse (POLINT: $-.15$), mit der subjektiven Schichtzugehörigkeit (SCHICHT: $-.27$), dem Vorhandensein eines Partners (PARTNER: $-.30$), der Höhe des Haushaltseinkommens (H_EINK: $-.29$),⁴ der Anzahl Bildungsjahre (BILDUNG: $-.23$) und der Haushaltsgrösse (HH: $-.25$). Zudem besteht eine negative Korrelation für Personen mit Kindern (KIND: $-.11$). Die einzelnen Koeffizienten dürften zumindest zum Teil stark interkorreliert sein. Es lässt sich vermuten, dass sich generell Personen aus grösseren Haushalten in dem Bereich weniger umweltfreundlich verhalten, was einige der anderen Effekte nach sich zieht.⁵

Positiv zu vermerken ist einzig, dass ältere Personen (ALTER) und Personen, die in grösseren politischen Ortschaften leben (ORT), ein weniger reges Verkehrsverhalten an den Tag legen (.18 und .12), wobei letzterer Effekt wohl auf die bessere Erschliessung durch öffentliche Verkehrsmittel und auf generell kürzere zurückzulegende Distanzen in grösseren Gemeinden zurückgeführt werden dürfte.

Gesamtindex des Umweltverhaltens (UV) Durch die Unterschiedlichkeit der einzelnen Teilskalen, werden die Zusammenhänge von Drittvariablen zum Gesamtindex des Umweltverhaltens teilweise kompensiert. So verschwinden die Auswirkungen

⁴Das Einkommen pro Person (HP_EINK) steht hingegen in eher schwachem Zusammenhang mit dem Verkehrsverhalten ($-.09$).

⁵Die einzelnen Verhaltensitems sind nicht standardisiert auf die Anzahl Personen, die in einem Haushalt leben, in die Skala eingeflossen. Wenn ein Auto in Besitz des Haushalt ist, wirkt sich das unabhängig von der Haushaltsgrösse immer gleich negativ auf das Verkehrsverhalten des Befragten aus. Auch sind die Verhaltensweisen bezüglich Ausflügen oder Urlaub, eher Tätigkeiten an denen der ganze Haushalt teilnimmt, sich also genau genommen durch die Grösse des Haushalts positive Effekte auf das Umweltverhalten des einzelnen ergeben würden.

Tabelle 3.4: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen ausgewählten Drittvariablen und den Skalen des konventionellen Umweltbewusstseins

	EKV	MAV	ENV	VKV	UV
FRAU	.18*	.08*	.01	.07*	.16*
ALTER	.01	.10*	-.06*	.18*	.13*
ERWERRB	.01	-.05	.06*	-.25*	-.12*
KIND	.11*	.18*	.03	-.11*	.09*
KONTAKT	.19*	.16*	.09*	-.07*	.16*
POLINT	.16*	.11*	.14*	-.15*	.11*
SCHICHT	.14*	.06*	.03	-.27*	-.02
OST	.01	.02	.08*	.03	.06*
PARTNER	.08*	.08*	.03	-.30*	-.07*
H_EINK	.05	.07*	.08*	-.29*	-.06
HP_EINK	.04	.00	.04	-.09*	-.01
ORT	-.09*	-.22*	-.07*	.12*	-.10*
BILDUNG	.12*	.03	.14*	-.23*	.01
HH	.05	.07*	.06*	-.25*	-.05

* signifikant für $p \leq 0.01$ (zweiseitig)

von z.B. Bildung, Einkommen, Haushaltsgrösse oder der subjektiven Schichtzuweisung aufgrund in den Teilskalen entgegengesetzter Effekte fast vollständig. Wegen dieser teilweise bedeutenden Heterogenitäten sind in Tabelle 3.4 zusammenfassend die Korrelationskoeffizienten ausgewählter Variablen zu den Teilskalen in Vergleich mit den Effekten bezüglich der Gesamtskala gesetzt.⁶ Man erkennt ganz deutlich, dass bei vielen Variablen die Effekte auf das Verkehrsverhalten in die entgegengesetzte Richtung weisen als die Effekte auf die anderen Teilskalen. Es ist daher dringend angeraten bei weiteren Analysen mit der Gesamtskala immer auch die Teilung zumindest nach Verkehrsverhalten auf der einen und Einkaufs-, Abfall- und Energieverhalten auf der anderen Seite zu berücksichtigen.

Ungeachtet der Heterogenitäten bezüglich der Teilskalen verhalten sich Frauen (FRAU) und ältere Personen (ALTER) umweltfreundlicher (.16 und .13). Ebenfalls positiv wirkt sich das politische Interesse (POLINT) und die Häufigkeit der Nachbarschaftskontakte (KONTAKT) aus (.11 und .16). Erwerbstätige Personen (ERWEB) verhalten sich weniger umweltfreundlich (-.12).

⁶Die Fallzahlen sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht einzeln wiedergegeben und bewegen sich zwischen 1428 und 2019; für eine Beschreibung der einzelnen Variablen siehe Anhang.

3.2 Umweltverhalten als Energiebilanz

Von den Autoren Bodenstein, Spiller und Elbers wurde 1997 eine Arbeit vorgelegt, die eine etwas andere Richtung verfolgt als die meisten bisherigen soziologischen bzw. sozialpsychologischen Umweltstudien. Ihr Ziel ist “die Verbindung von Nachhaltigkeitsdebatte und empirischer, sozialpsychologischer Forschung” (Bodenstein et al. 1997: 32), denn sie meinen, “dass hinsichtlich des Verbraucherverhaltens bisher hauptsächlich tradierte sozialpsychologische Paradigmen auf den neuen Gegenstand Umweltschutz übertragen und dass durch geringe Interdisziplinarität wichtige Ergebnisse der ökologischen Debatte nicht entsprechend gewürdigt wurden” (ebd.: 5).

Bodenstein et al. kritisieren insbesondere, dass “das Umweltverhalten ... in den meisten sozialpsychologischen Untersuchungen kaum problematisiert” und “vielmehr ... als abhängige Variable der öffentlichen Umweltdiskussion mit einigen schlaglichtartigen Items operationalisiert” (ebd.: 7) würde. Als Folge seien “die naturwissenschaftlich-ökologische Seite des Umweltverhaltens, die Ermittlung prioritärer Handlungsziele, die vergleichende Gewichtung von Verhaltensbereichen u.ä. Fragen .. regelmässig nicht berücksichtigt” (ebd.) worden.

Als Begründung für diese Misstände und als Rechtfertigung für ihr eigenes Vorgehen sehen Bodenstein et al. neben einigen wissenschaftstechnischen Problemen vor allem den Charakter der Umweltschutzdiskussion – wie er einmal war und wie er sich gewandelt hat. Die bisherige Umweltschutzdiskussion, die sich hauptsächlich um die Abfallproblematik, humantoxikologische Gesundheitsaspekte, die ökologische Schädlichkeit von Kunststoffen und end-of-pipe-Technologien konzentrierte, sei “eher kurzfristig und auf Partialprobleme ausgerichtet, vornehmlich gesundheitspolitisch motiviert und reaktiv” (ebd.: 11). Sie habe sich aber in den letzten Jahren “von einer gesundheitsorientierten Schadstoffanalyse und der Abfallproblematik ... zu einem ganzheitlichen Stoff- und Energiestromansatz hin entwickelt” (ebd.: 7f.), was auch für die empirische Sozialforschung Konsequenzen nach sich ziehe. Da sich die Problematik des Umweltschutzes sehr stark in Richtung vorsorglicher Reduktion der Stoffströme und nachhaltigen Konsums verlagert habe, müsse auch in sozialpsychologischen Studien diesen Aspekten verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Trotz des Votums für verstärkten Einbezug von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen in die Sozialforschung heben Bodenstein et al. hervor, dass Umweltbewusstsein und -handeln “soziale, keine naturwissenschaftlichen Komponenten” sind (ebd.: 35). Das heisst, dass der Massstab bezüglich Umwelteinstellungen und -verhalten nicht objektiv gegeben ist, sondern vom Forscher jeweils gesetzt werden muss und von “gesellschaftlichen Konventionen, dem Erkenntnisstand der ökologischen Forschung und dem individuellen Werturteil des Forschers” abhängt (ebd.: 36). Dieser Definition eines Massstabes müssen besonders bei Langzeitstudien Aufmerksamkeit geschenkt werden, da sich die bestimmenden Grössen über die Zeit verändern können.

In Anlehnung an Kirsch (1991) stellen Bodenstein et al. die logische Struktur des Problems der Umweltbewusstseins- und -verhaltensforschung dar (vgl.: 36ff.). Dazu wird ein Koordinatensystem mit einer Kosten-Achse k und einer Achse h , die das Ausmass an individuellem umweltfreundlichen Verhalten angibt, erstellt (Abbildung 3.2).⁷ Mit den Kosten ist generell der “strukturelle Handlungsrahmen” gemeint, wobei es “unerheblich [ist], ob es sich dabei um monetäre Grössen oder um Anstrengungen und Mühen ... handelt” (ebd.: 38). In das Koordinatenkreuz lässt sich eine Gerade mit einer bestimmten Steigung für die Person A eintragen. Anhand der Lage dieser Geraden lässt sich erkennen, dass sich Person A bei höheren Verhaltenskosten generell weniger umweltfreundlich verhält. Man betrachte nun die Gerade für Person B , die sich parallel zu Gerade A aber weiter rechts befindet. Die verschobene Lage von Gerade B drückt aus, dass Person B über ein höheres Umweltbewusstsein (oder besser: über eine höhere Handlungsbereitschaft) verfügt als Person A , das heisst, dass sich Person A in einer Situation S mit gleichem strukturellen Handlungsrahmen k_{SAB} für beide Personen weniger umweltfreundlich verhält (h_{SA}) als Person B (h_{SB}). Die Analyse der Zusammenhänge von Umweltbewusstsein und Umweltverhalten wird nun dadurch kompliziert, dass der strukturelle Handlungsrahmen bei ansonsten gleichen Handlungen für verschiedene Personen variieren kann. Um dies zu veranschaulichen, sei eine Person C eingeführt, die das gleiche Umweltbewusstsein wie Person B besitzt. Bezüglich einer Situation T bestehen aber für B geringere Handlungskosten (k_{TB}) als für C (k_{TC}), wodurch sich B umweltfreundlicher verhält (h_{TB}) als C (h_{TC}). Als letztes bleibt noch die Steigung der Geraden zu erklären. Sie entspricht der Kostenelastizität der Verhaltensbefolgung, gibt also an, wie stark sich eine Person durch zusätzliche Verhaltenskosten von der Ausführung umweltfreundlicher Handlungen abbringen lässt. Das Verhalten von Person D ist z.B. völlig unelastisch bezüglich der Kosten, d.h. sie verhält sich immer genau gleich umweltfreundlich.

Zusammenfassend sind es also drei Effekte, die das individuelle Ausmass an umweltfreundlichem Verhalten bestimmen: (1) die Höhe des Umweltbewusstseins der Person, (2) die individuellen Verhaltenskosten bzw. der individuelle strukturell-ökonomische Handlungsrahmen und (3) die individuelle Kostenelastizität. Um gültige Aussagen über den Zusammenhang zwischen Umweltbewusstsein und Umweltverhalten treffen zu können, müsste demnach für die Effekte von (2) und (3) kontrolliert werden. Falls man zusätzlich an der absoluten Höhe des Umweltverhaltens interessiert ist, z.B. für Langzeitvergleiche, sollte noch ein vierter Faktor berücksichtigt werden: die Lage des Nullpunktes.

Punkt (2) wurde in Vergangenheit oftmals vernachlässigt, obwohl ihm je nach Forschungsziel grosse Bedeutung zukommt. Bodenstein et al. führen aus, dass “eine detaillierte Erfassung des individuellen Handlungsrahmens [notwendig sei], um

⁷Kosten und umweltfreundliches Handeln werden als stetig betrachtet.

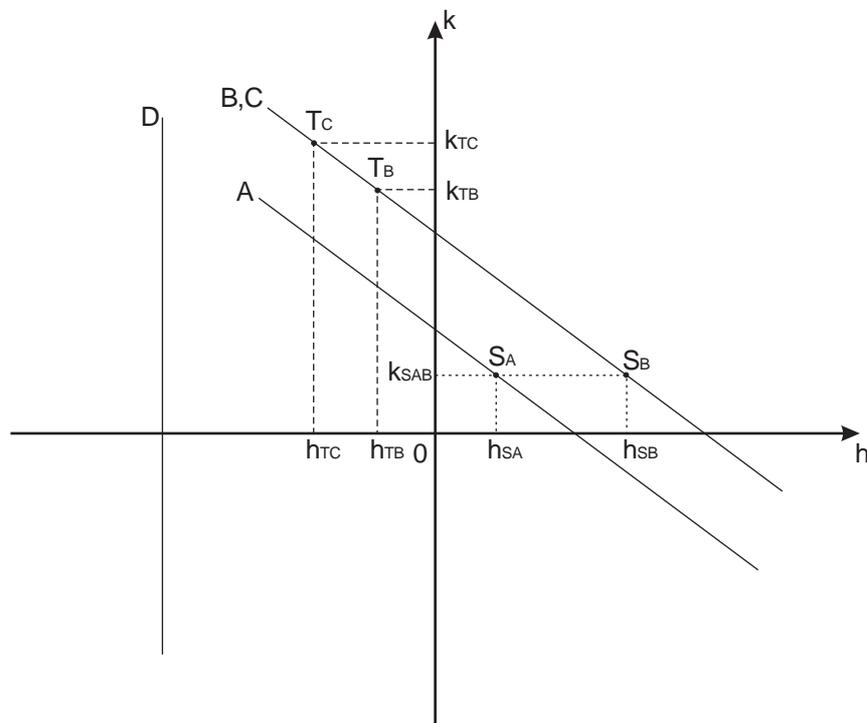


Abbildung 3.2: Graphisches Modell der Beziehungen zwischen Umweltbewusstsein, Verhaltenskosten und Umweltverhalten (Quelle: in Anlehnung an Kirsch 1991 und Bodenstein et al. 1997)

strukturelle Zwänge von persönlicher Motivation unterscheiden zu können” (ebd.: 41).⁸ Diesen Rat befolgen die Autoren allerdings in ihrer eigenen Studie nur lückenhaft. Eine neuere Studie von Diekmann/Preisendörfer (1998) hingegen demonstriert anhand der empirischen Überprüfung der Low-Cost-Hypothese den Einbezug von persönlichen Handlungsrestriktionen sehr schön.

Die Kritik der Autoren bezüglich der bisherigen Operationalisierungen von Umweltverhalten in ‘mikro-soziologischen’ Studien lässt sich grob zusammengefasst anhand von drei Punkten darstellen:

1. Soziale Erwünschtheitseffekte: Da in der Umfrageforschung Verhalten nicht beobachtet werden kann, sondern abgefragt werden muss, sind dadurch Verzerrungen zu erwarten (und lassen sich auch nachweisen), dass Befragte ihr Verhalten “beschönigen”. D.h. Befragte machen unbewusst oder auch mutwillig Angaben, die ihr Verhalten mit der sozial erwünschten Norm konformer darstellen, als es wirklich ist. Gerade bei symbolischem Verhalten (siehe Punkt 2) ist diese Gefahr besonders gross, da dieses in der Öffentlichkeit diskutiert wird, und die gesellschaftliche Norm meistens relativ klar definiert und ersichtlich ist. Bodenstein et al. raten deshalb, sich bei der Messung von Umweltverhalten auf möglichst objektive Daten zu stützen, wie z.B. die Höhe der Heizkostenrechnung oder die Anzahl der in Besitz des Haushaltes stehenden Automobile, weil “für die Probanden die Richtung des sozialen Erwünschtheitseffektes nicht eindeutig erkennbar” und “zudem die Neigung zur Schönfärbung des eigenen Verhaltens bei so genau definierten Fragen weit geringer” sei (ebd.: 62).
2. Gesellschaftliche versus ökologische Relevanz: Die Messung von Umwelthandeln beschränkt sich oftmals auf Verhaltensweisen, die zwar als sehr umweltfreundlich gelten, “aber im Gesamtkontext der Umweltbelastungen nur einen sehr geringen Entlastungsbeitrag leisten” (ebd.: 62f.; z.B. komme gerade der Müllentsorgung “aus naturwissenschaftlicher Sicht ... eine eher sekundäre Bedeutung zu”, ebd.: 9). Ob solche “symbolischen Handlungen” (ebd.: 63) tatsächlich Umweltverhalten messen und nicht nur gerade vielmehr Ausdruck des Umweltbewusstseins sind, sei zu bezweifeln. Bodenstein et al. sehen einen Ausweg, indem die Verhaltensmessung von sämtlichen Einstellungskomponenten entschlackt wird. Konkret bedeutet dies “die personenbezogene Ermittlung des Gesamtenergie- und Materialverbrauchs” (ebd.). Bodenstein et al.

⁸Ähnliches wird von Lüdemann (1993) in einem stärker rational-choice-theoretischen Zusammenhang gefordert. Er sieht die Erhebung von Daten “über perzipierte Handlungsfolgen, subjektive Auftrittswahrscheinlichkeiten und Bewertungen dieser Folgen” (122) zur Bestimmung der subjektiven Kosten von Umwelthandlungen als Voraussetzung für eine erfolgreiche nutzentheoretische Analyse des Problems. (Zu Argumenten gegen diese direkte Anwendung der Erwartungsnutzentheorie siehe Diekmann/Preisendörfer 1993.)

heben also die *ökologische Relevanz* von Verhaltensweisen – im Sinne von naturwissenschaftlich belegten Belastungsauswirkungen – als Messlatte für das Umweltverhalten empor und sehen von der Möglichkeit der *gesellschaftlichen Relevanz* – im Sinne der sozial definierten Umweltfreundlichkeit – ab.

3. Gewichtung von Verhaltensweisen: Punkt 2 hängt stark mit einer weiteren Kritik von Bodenstein et al. zusammen, die bemängelt, dass vielfach Verhaltensfelder mit unterschiedlichsten ökologischen Auswirkungen ohne entsprechende Gewichtung nebeneinander gestellt und verglichen werden. Eine “gesamtoökologische Bewertung des Konsumhandelns” (ebd.: 31) könne aber nur erreicht werden, wenn “auf die in der Nachhaltigkeitsdebatte generierten Bewertungsgrößen” (ebd.: 32) Bezug genommen wird. Die Kritik läuft wiederum darauf hinaus, dass Umweltverhalten in Kategorien der tatsächlichen Material- und Energieströme gemessen werden sollte, wenn man umweltproblematische Handlungsfelder identifizieren und ihre Eigenschaften analysieren will.

Die kritischen Einwände von Bodenstein et al. sind sicherlich berechtigt und bei der Weiterentwicklung der Umweltsoziologie nicht zu vernachlässigen. Um der bisherigen Forschung gerecht zu werden, sind jedoch Einschränkungen anzubringen: Zum Beispiel hat sich die sozialpsychologische Umweltforschung bis jetzt keineswegs nur auf die Messung von selbstberichtetem, symbolischem Verhalten bezogen. Es sei hierzu auf Studien verwiesen, die *objektives* Verhalten auf experimentellem Wege messen (vgl. die Experimente zur Wirkung von Preisveränderungen gegenüber moralischen Appellen bei Öko-Produkten, Diekmann 1996: 111ff., oder das Experiment zur Kaufbereitschaft von FCKW-haltigen Produkten mit der fiktiven Drogerie “Sansa”, Diekmann/Preisendörfer 1991: 224ff.).

3.2.1 Skalenbildung

Bodenstein et al. versuchten in ihrer eigenen empirischen Studie ($N = 287$) den drei oben genannten Kriterien (1) der Vermeidung von sozialen Erwünschtheitseffekten, (2) der ökologischen Relevanz von Verhaltensweisen und (3) der angemessenen Gewichtung verschiedener Verhaltensbereiche durch “die personenbezogene Ermittlung des Gesamtenergie- und Materialverbrauchs” (1997: 63) gerecht zu werden. Die Fragestellung wird sozusagen umgedreht, indem das Augenmerk nicht mehr darauf gerichtet ist, wie *umweltfreundlich* sich eine Person verhält (indem sie Taten, die als umweltfreundlich gelten, durchführt), sondern gemessen wird, wie *umweltfeindlich* sie sich verhält, ausgedrückt in der Menge an Umweltgütern, die sie verbraucht (persönliche Energie- und Materialbilanz). Auf diese Art wird die sozialwissenschaftliche Erfragung von Verhaltensweisen zusammengeführt mit naturwissenschaftlichen Erkenntnissen über die Umweltbelastungen dieser Verhaltensweisen. Es wird also danach gefragt, wie viele Autokilometer man pro Jahr zurücklegt, wie viele Quadrat-

meter Wohnungsfläche man für sich beansprucht, wie viele Getränkedosen man pro Woche kauft usw., um den persönlichen Endverbrauch an verschiedenen Formen von Materie und Energie zu erheben, und unter Hinzunahme von naturwissenschaftlich ermittelten Umrechnungsfaktoren zu einem persönlichem Gesamtwert an primärer Umweltbelastung zusammenzuzählen.

Die Umsetzung dieses Vorhabens ist aus verschiedenen Gründen nicht ganz unproblematisch, was anhand der drei Punkte (1) Datenerhebung, (2) Umrechnung und (3) Interpretation erläutert werden soll.

1. Datenerhebung: Es ist wohl eher nicht zu erwarten, dass mit üblichen sozialwissenschaftlichen Befragungsmethoden und Forschungsbudgets der gesamte Endverbrauch einer Person erhoben werden kann. Den Befragten müssten unerfüllbare kognitive Fähigkeiten unterstellt werden, denn wer weiss z.B. schon, wieviel Gramm Nahrung er/sie während der letzten Woche zu sich genommen hat (abgesehen davon, dass zusätzlich die Art der Nahrung eine Rolle spielen würde). Selbst in einem ausgedehnten und kostenintensiven Haushaltspannel, bei dem die Zielhaushalte über einen bestimmten Zeitraum periodisch Rechenschaft über sämtlichen Konsummengen ablegen müssten, würden viele Fragen offen bleiben.

Um die unvermeidlichen Lücken mit Information aufzufüllen, müssen Schätzungen angebracht werden, die einerseits die Daten unberechtigterweise homogenisieren und andererseits verzerrend wirken können, wenn eine solide Bemessungsgrundlage fehlt.

Man könnte sogar so weit gehen zu sagen, dass bei gängigen Umweltstudien diesbezüglich der Anteil an verfügbarer Information bedeutend kleiner ist als der Anteil an fehlender Information, wodurch ein entsprechender Berechnungsversuch zur Karikatur würde.

2. Umrechnung: Die Umrechnung von heterogenem Endverbrauch (gefahrenere Autokilometer, Stromverbrauch in DM, Fleischkonsum in kg etc.) zu einheitlicher Primärbelastung (z.B. kWh) ist aus verschiedenen Gründen problematisch. Einerseits resultiert der Verbrauch einer Einheit eines Gutes (z.B. 1 kWh Strom, 1 km Zugfahrt) nicht immer in der selben Menge an Umweltbelastung. Es spielt mitunter eine sehr grosse Rolle, auf welchem Wege dieses Gut hergestellt wurde (z.B. Strom aus Wasserkraft- oder Kohlekraftwerk) oder welche zusätzlichen Eigenschaften das Gut aufweist (z.B. Zugfahrt 1. oder 2. Klasse). Diesem Problem muss durch die Erfassung entsprechender Angaben schon auf der Ebene der Datenerhebung begegnet werden, was sich aber ebenfalls nicht immer als einfach erweist.

Andererseits stellt sich die Frage nach der Objektivität von naturwissenschaftlichen Bewertungsmaßstäben. Um die Umweltbelastung von Materialien und Energieformen zu bewerten, werden sogenannte Ökobilanzen bzw. Life Cycle

Assessments (LCA) erstellt.⁹ Es wird dabei versucht, sämtliche umweltrelevanten Einflüsse des Konsums einer Einheit eines Endproduktes zu erfassen und zu einem einzigen Umweltfaktor zu aggregieren. Bezeichnend ist, dass nicht nur der direkte Einsatz von Energie und Ressourcen gemessen wird, sondern auch der indirekte Einsatz (oft bezeichnet mit "grauer Energie", vgl. Spreng 1995). In die Ökobilanz einer Getränkebüchse aus Aluminium fließen also (zumindest theoretisch) nicht nur die Menge an abgebautem Bauxit und die benötigte Energie für Verhütten, Giessen und Walzen ein, sondern auch der verbrauchte Diesel der Abbaufahrzeuge, die Energie für den Transport zwischen den Werken und der Einsatz von sonstigen Werkstoffen, Betriebsmitteln, Dienstleistungen und Einrichtungen (vgl. Spreng 1995: 53ff.). Bei dem Verbrauch eines Liters Benzins mit dem Auto müssen z.B. auch "Pneuver-schleiss, Schmieröl, Ersatzteile, Servicegarage, Strassenbau und -unterhalt" (Greenpeace/VCS 1992b: 21) miteinbezogen werden. Diese Erfassung sämtlicher Einflussfaktoren von der Primärressource zum Endprodukt wird mit dem Begriff Prozesskettenanalyse bezeichnet (vgl. Spreng 1995, May 1996) und weist einen offensichtlichen Nachteil auf: Komplexität.¹⁰ So bemerkt May (1996) ganz richtig, dass eines der Hauptprobleme bei der Ökobilanzierung die Grenzziehung sei – "was wird berücksichtigt, was nicht?" (16) – denn eine Grenze muss gezogen werden. Bei dem Vergleich von Ökobilanzen verschiedener Produkte sollte die Grenzziehung jeweils an der gleichen Stelle stattfinden, weil sie sich entscheidend auf den Bilanzwert auswirkt. Weitere Probleme bei der Erstellung und dem Vergleich von Ökobilanzen sind z.B. methodische Konsistenz bei der Erarbeitung, die Transparenz bei der Darstellung oder die Datenqualität, d.h. wie gemessen wurde, welche Annahmen getroffen und welche Schätzungen durchgeführt wurden (vgl. ebd.). Hofstetter/Braunschweig (1994) schlagen ein Schema vor, wonach Ökobilanzen nach ihrer Vollständigkeit (Einbezug aller relevanten Grössen), ihrer Objektivität (wissenschaftliche Stützung der Berechnungsmethoden, Transparenz, Nachvollziehbarkeit) und ihrer Praktikabilität (praktische Anwendbarkeit) bewertet werden sollen und heben heraus, dass eine "gleichzeitige Erfüllung aller Kriterien .. aufgrund sich widersprechender Anforderungen nicht möglich" (228) sei. Zudem zeigen sie, dass Ökoinventare nicht nur naturwissenschaftlich-objektiv sind, sondern auch vom "gesellschaftlichen Konsens" (234) abhängen und zuweilen "gesellschaftlichen Wertvorstellungen .. viel Platz" (233) einräumen.

Zusammenfassend muss also bemerkt werden, dass die naturwissenschaftlichen

⁹Eine kurze Übersicht über die verschiedenen Methoden der Ökobilanzierung findet sich in Hofstetter/Braunschweig 1994.

¹⁰Einen Eindruck der für solche Analysen benötigten Informationsmenge bekommt man z.B. bei der Durchsicht des drei Bundesordner umfassenden Werkes von Frischknecht et al. (1994), das die Daten für den ökologischen Vergleich verschiedener Energiesysteme liefert.

Bewertungsmaßstäbe für die Berechnung von Umweltbelastungen von Produkten und Aktionen keineswegs als objektiv und gegeben betrachtet werden können. Die Zahlen variieren von Autor zu Autor, von Methode zu Methode manchmal bis zur Widersprüchlichkeit. Der Verwendung solcher Zahlen durch Sozialwissenschaftler sollte mit Skepsis entgegengetreten werden, denn sie sind schlecht überprüfbar, fehleranfällig und können vieles Erklären. Zudem zeichnet sich das Gebiet durch einen sich relativ rasch aktualisierenden Erkenntnisstand aus, so man als Nichtexperte nur unter grösseren Schwierigkeiten den Überblick behalten kann.

3. Interpretation: Zuletzt stellt sich die Frage nach dem soziologischen Wert der Messung von Umweltverhalten im Stil einer Energiebilanz. Macht eine Analyse von Umweltbewusstsein und Umweltverhalten überhaupt noch Sinn, wenn das Verhalten jeglichen Bewusstseinsbezuges entledigt auf kognitiv für den Durchschnittsbürger nicht mehr erfassbare Megajoule oder Kilowattstunden abstrahiert wird? Kann ein solches Mass Aufschlüsse über die gesuchten sozialen Dimensionen des Umweltverhaltens und sozialpolitischen Einflussmöglichkeiten liefern?

Diese Fragen und Probleme werden bei der Studie von Bodenstein et al. nicht behandelt, was als ein grosses Defizit zu betrachten ist. Entsprechend weicht ihre Umsetzung des Konzepts von der theoretischen Vorgabe zum Teil sehr stark ab. Es kann in keiner Weise von einer ganzheitlichen Erfassung aller umweltrelevanten Verhaltenskomponenten gesprochen werden. Weiter werden verfügbare Informationen zwar bereichsspezifisch aufgerechnet, die verschiedenen Bereiche aber nicht in durchgängig in Energiewerten gehalten, so dass die Aggregation der Bereiche zu einem Gesamtwert problematisch wird. Gewisse Teile der Skala lassen überhaupt jeglichen Bezug zu den angestrebten naturwissenschaftlich-energiebilanztechnischen Überlegungen vermissen und sind nicht anders konstruiert als die kritisierten herkömmlichen Indizes.

Trotzdem soll hier der Versuch einer Operationalisierung im Sinne von Bodenstein et al. bzw. die Replikation der in ihrer Studie vorgeschlagenen Skala versucht werden, um sie mit dem herkömmlichen Konzept empirisch vergleichen zu können. Bodenstein et al. unterscheiden fünf Verhaltensmodule, die sich zum Teil mit den Bereichen der konventionellen Umweltverhaltensmessung decken. Es sind dies die Module Mobilität, Ernährung, Wohnen, Bekleidung und Abfall (vgl. 64ff. und 113ff.).

Mobilität (MOBIL) Das Modul der Mobilität umfasst den "Besitz und die Nutzung der verschiedenen Verkehrsträger" (64) und soll das Verkehrsverhalten der Probanden messen. Ein interessanter Unterschied ergibt sich aus der invertierten Betrachtungsweise (Augenmerk auf Umweltschädlichkeit statt -freundlichkeit), indem die Nutzung von öffentlichen Verkehrsmitteln als negativ gewertet wird und nicht

wie teilweise in anderen Studien als umweltfreundlich. Konkret werden die zurückgelegten Kilometer mit dem PKW, dem Motorrad, dem Flugzeug und der Bahn unter Berücksichtigung eines jeweiligen Ökobilanz-Umrechnungsfaktors zu einem Gesamtwert in Megajoule aufaddiert.¹¹ Andererseits wird der Besitz an Verkehrsträgern pro Person unter Verwendung von Durchschnittsgewichten für Motorräder und vier PKW-Klassen zu Tonnen summiert. Die Skalen der Nutzung sowie des Besitzes von Verkehrsmitteln werden schliesslich in z -standardisierter Form zur Gesamtskala für das Modul der Mobilität zusammengezählt. Besitz und Nutzung fliessen also in ihrem Mittel gleichgewichtet in den Index ein – eine Gegebenheit die nicht weiter erläutert wird und wahrscheinlich mangels besseren Wissens zustande kommt. Über die Zulässigkeit der z -Standardisierung könnte man sich streiten. So kann keine plausible Erklärung gefunden werden, wieso die Umweltbelastung einer Tonne Verkehrsträgerbesitz relativ zur Umweltbelastung eines zurückgelegten PKW-Kilometers von den Verteilungen der beiden Grössen abhängen soll. Angenommen wir haben zwei Verteilungen $F(x|\bar{x}, s_x)$ und $F(y|\bar{y}, s_y)$ wobei \bar{x} und \bar{y} den Mittelwerten sowie s_x und s_y den Standardabweichungen der Verteilungen entsprechen. Durch die z -Transformation erhalten wir die Werte

$$z_x = \frac{x - \bar{x}}{s_x}$$

und

$$z_y = \frac{y - \bar{y}}{s_y}$$

mit den Verteilungsfunktionen

$$F(z_x|\mu, \sigma) = F\left(\frac{x - \bar{x}}{s_x}|\mu, \sigma\right)$$

und

$$F(z_y|\mu, \sigma) = F\left(\frac{y - \bar{y}}{s_y}|\mu, \sigma\right)$$

mit $\mu = 0$ und $\sigma = 1$. Die Aggregation von z_x und z_y zu einem Wert präsentiert sich als

$$A_{xy} = z_x + z_y = \frac{x - \bar{x}}{s_x} + \frac{y - \bar{y}}{s_y}.$$

Man kann nun leicht erkennen, dass eine Erhöhung von x_0 um eine Einheit auf $x_1 = x_0 + 1$ eine Erhöhung von A_{xy} um

$$\begin{aligned} \Delta A_{xy} &= A_{xy}^1 - A_{xy}^0 = \left(\frac{x_1 - \bar{x}}{s_x} + \frac{y - \bar{y}}{s_y}\right) - \left(\frac{x_0 - \bar{x}}{s_x} + \frac{y - \bar{y}}{s_y}\right) \\ &= \frac{x_1 - x_0}{s_x} = \frac{(x_0 + 1) - x_0}{s_x} = \frac{1}{s_x} \end{aligned}$$

¹¹Die Flugzeugkilometer wurden anhand der angegebenen Anzahl Flüge innerhalb Deutschlands, Europas und weltweit geschätzt. Die Bahnkilometer wurden klassifiziert erhoben. Für die Berechnung der Skala wurden die jeweiligen Klassenmitten verwendet.

zur Folge hat. Analog lässt sich für y ein Grenzertrag (bzw. eine ‘Grenzumweltbelastung’) von $\frac{1}{s_y}$ ableiten. In weniger formalen Termini heisst das also z.B., dass eine Person A , die mit dem Auto einen Kilometer *mehr* zurückgelegt hat als Person B , sich um 1 durch die Standardabweichung der Kilometervariable umweltschädlicher verhält als Person B . Die Beeinträchtigung der Umwelt wird also nicht durch naturwissenschaftlich Ermittelte Belastungswerte von Autokilometern errechnet, sondern einzig und allein durch die empirische Verteilung der Variable bestimmt. Da es sich dabei um eine lineare Transformation handelt, wäre das Verfahren dann zulässig, wenn sich das Interesse nur auf diese eine Variable konzentrierte. Die Zusammenhänge oder Korrelationen zu unabhängigen Variablen würden durch die Transformation unbeeinflusst bleiben.¹² Da aber über verschiedene abhängige Variablen aggregiert wird, werden die Resultate durch die Standardisierung verzerrt, weil nicht angenommen werden kann, dass das Verhältnis der Standardabweichungen der Variablen dem Verhältnis der eigentlich einzusetzenden naturwissenschaftlichen Koeffizienten entspricht. Ähnliches gilt übrigens für die Festlegung des Nullpunktes der Variablen auf den statistischen Mittelwert. Es wird dabei unbegründeterweise unterstellt, dass die betrachteten Tätigkeiten im Mittel jeweils gleich viel Umweltschäden anrichten.

Für die Nachbildung des Moduls¹³ wurden einerseits die zurückgelegten Autokilometer (v55/v56), die geschätzte Flugstrecke (v63) und die geschätzten Bahnkilometer (v58/v59) unter Berücksichtigung geeigneter Faktoren zusammengerechnet und andererseits das Gesamtgewicht an Verkehrsträgern pro Person (v49/s16) geschätzt. Die beiden Werte wurden analog dem Verfahren von Bodenstein et al. in z -standardisierter Form zur Skala des Moduls der Mobilität (MOBIL) aufaddiert. Die offensichtlichsten Unterschiede ergeben sich dadurch, dass (1) die zurückgelegten Kilometer mit dem Motorrad aufgrund fehlender Information nicht berücksichtigt werden konnten und (2) die Bahnkilometer im Deutschen Umweltsurvey nur mittels einer ordinalen Skala erhoben wurden, die entsprechende Schätzung also weniger verlässlich als bei Bodenstein et al. ist.

Um die gleiche Polung wie bei den konventionellen Skalen zu erhalten (hohe Werte = umweltfreundliches Verhalten) und die Leserlichkeit der in den nächsten Abschnitten folgenden statistischen Auswertungen zu verbessern, wurde die Skala nachträglich mit dem Faktor -1 multipliziert. Die gleiche Transformation wurde auch bei den Modulen Ernährung, Wohnen, Bekleidung und Abfall durchgeführt.

Die Skala ($N = 2013$) ist mit einer Schiefe von -2.40 und einer Wölbung von 18.57 (siehe auch Tabelle A.2 auf Seite 97) verglichen mit einer Normalverteilung

¹²Allerdings muss dabei auch auf naturwissenschaftlicher Ebene ein linearer Zusammenhang angenommen werden, also, dass z.B. ein zusätzlicher Auto-Kilometer immer gleich viel Umweltbelastung erzeugt, egal wie viele Kilometer schon zurückgelegt wurden.

¹³Die genaue Konstruktionsanleitung dieses und der nachfolgenden Module findet sich in Anhang A.2.

enorm verzerrt. Es bestehen relativ viele sehr stark negative Ausreisser.

Ernährung (ESSEN) Bei dem Modul der Ernährung legen Bodenstern et al. besonderes Gewicht auf den Fleischkonsum, “da zu dessen Erzeugung eine wesentlich grössere Fläche benötigt wird ... als bei pflanzlichen Nahrungsmitteln” (64), den Kauf von Lebensmitteln aus kontrolliert-ökologischem Anbau (unbegründet) und den Verbrauch an Tiefkühlprodukten (aufgrund aufwendiger Verpackung und Lagerung). Als weitere Variablen werden zusätzlich der Kauf von unverpackten Lebensmitteln und der Kauf von Lebensmitteln aus der Region miteinbezogen. Alle Variablen besitzen ein ordinales Skalenniveau mit fünf Ausprägungen und werden unter Anwendung einer doppelten Gewichtung der drei erstgenannten Items zu der Skala des Ernährungsverhaltens zusammengefasst. Die Skalenbildung kommt dem Anspruch der Integration von naturwissenschaftlichem Detailwissen nur ungenügend nach und unterscheidet sich kaum vom klassischen Verfahren.

Im Deutschen Umweltsurvey fehlen leider Angaben zu Fleisch- und Tiefkühlproduktkonsum, so dass die Skala bei der Replikation auf die Items ‘Kauf von Lebensmitteln aus kontrolliert-ökologischem Anbau’ (v21), ‘Kauf von Produkten mit möglichst wenig Verpackungsmaterial’ (v19) und ‘Kauf von frischem Obst und Gemüse aus der Region’ (v20) reduziert werden musste. Die Skala ($N = 2019$) weist eine ziemlich symmetrische und normal gewölbte Verteilung auf (Schiefe: -0.17 ; Wölbung: -0.51).

Wohnen und Energieverbrauch (WOHNEN) Zur Bildung der Skala des Wohn- und Energieverhaltens werden in erster Linie die verhältnismässig objektiven Angaben zu a) Wohnungsgrösse in Quadratmetern und b) Heizenergie- und Stromverbrauch in Geldeinheiten herangezogen. Der persönliche Bedarf an Wohnfläche (a) wird zusätzlich mit einem Faktor für den jeweiligen Haustyp (Einfamilien-, Einfamilien-Reihen-, Mehrfamilienhaus) verrechnet (“Der Verbrauch der knappen Ressource Boden ist bei alleinstehenden Einfamilienhäusern gegenüber Mehrfamilienhäusern grösser, ebenso der Energieverbrauch”, 64). Heizenergie und Stromverbrauch (b) werden unter Berücksichtigung von geeigneten Faktoren für deren Erzeugungsart zu einem einzigen Energiewert hochaddiert. Die beiden Werte aus a) und b) werden gleich wie bei dem Modul MOBIL z -standardisiert und ungewichtet zusammengezählt. Bezüglich dieses Verfahrens gelten die gleichen Einwände, wie sie schon oben angebracht wurden. Verwundern mag auch hier die offensichtlich unbegründete Gleichgewichtung der beiden Elemente.

Bei der Replikation der Skala ergab sich insbesondere das Problem, dass keine Angaben zu Heizenergie- und Stromverbrauch zu Verfügung standen. Um trotzdem einen Wert berechnen zu können, wurde die starke Annahme getroffen, dass die Wohnungsgrösse einen systematisch unverzerrten Schätzer für den Energieverbrauch darstellt. Es wurde also einerseits die Wohnfläche pro Kopf (v117/s16) ge-

wichtet nach dem Haustyp (v120) berechnet und andererseits der Energieverbrauch über die Wohnfläche pro Kopf und unter Einbezug von Umrechnungsfaktoren für verschiedene Heizformen (v43) geschätzt. Die beiden Grössen wurden schliesslich z -standardisiert und zu einem Wert addiert. Die so entstandene Skala ($N = 2014$) ist in ähnlicher Weise wie die Skala für das Modul MOBIL verzerrt (Schiefe: -2.17 ; Wölbung: 8.64).

Bekleidung (KLEID) Um ein Mass für das Bekleidungsverhalten zu erhalten, werden die Probanden in der Studie von Bodenstein et al. nach ihrem jährlichen Konsum von verschiedenen Textilien gefragt (Anzüge/Kostüme, Pullover, Hosen/Röcke etc.). Die Quantitäten werden unter Verwendung von Gewichtungsfaktoren für verschiedene Kleidungsstücke zusammengezählt und anschliessend mit je einem Faktor für den Einkauf von ökologisch hergestellten Textilien und dem Kauf von Kleidern in Second-Hand-Läden multipliziert.

Für die Replikation musste ein etwas anderes Verfahren gewählt werden: Als Schätzer für den Textilverbrauch wurde die angegebene durchschnittliche Tragedauer von Kleidungsstücken in Monaten (v24) verwendet. Die Frage nach der Grösse der Garderobe bleibt dabei unbeantwortet. Zudem wurden im Deutschen Umwelt-survey nur Informationen zum Kleiderkauf in Second-Hand-Läden erhoben, so dass der zweite Faktor für den Kauf von ökologisch hergestellten Textilien weggelassen werden musste. Die Skala ($N = 2023$) ist zusammen mit der Skala für das Ernährungsverhalten von allen fünf Modulen am ehesten normalverteilt (Schiefe: $-.33$; Wölbung: $-.31$), wird aber dadurch charakterisiert, dass sich die Fälle hauptsächlich auf einigen wenigen Werten häufen.

Abfall (ABFALL) “In diesem Feld wurden Items verwandt, die auch zu den oben kritisierten symbolischen Verhaltensweisen gehören, wenn sie zu alleinigen Kriterien für umweltbewusstes Handeln herangezogen werden. Selbstverständlich leisten Müllvermeidung und umweltgerechte Müllentsorgung jedoch einen (verhältnismässig kleinen) Beitrag zu einem umweltfreundlicheren Verhalten” (64). Die angesprochenen Items sind das Recycling von Altpapier, Einwegflaschen, Batterien und Leuchtstoffröhren, der Kauf von unverpackten Lebensmitteln, die Anzahl gekaufter Getränkedosen pro Woche und das Kompostieren von Lebensmittelabfällen. Die Skala wird durch Addition der Antworten und unter doppelter Gewichtung des Kompostierverhaltens gebildet.

Die Replikation der Skala gelang in diesem Falle verhältnismässig zufriedenstellend, da nur bezüglich dem Kauf von Dosen und dem Recycling von Leuchtstoffröhren keine Angaben vorhanden waren. Die Skala ist, wie auch die konventionelle Skala des Abfallverhaltens, linksschief verteilt (Schiefe: -1.11 ; Wölbung: $.85$).

Tabelle 3.5: Prozentuale Anteile verschiedener Konsumfelder an den Stoff- und Energieströmen in Deutschland

Konsumfeld	Materialverbrauch	Energieverbrauch
Wohnen	29%	32%
Ernährung	20%	20%
Freizeit	13%	17%
Gesundheit	9%	12%
Bekleidung	6%	6%
Gesellschaftliches Zusammenleben	6%	5%
Bildung	5%	4%
Sonstiges	12%	4%

Quelle: Bodenstein et al. (1997: 19); ursprünglich: BUND/Miseror (1996: 103/108)

Gesamtindex des Umweltverhaltens (UV_{BD}) Um einen Gesamtindex des Umweltverhaltens zu bilden, schlagen Bodenstein et al. vor, “die verschiedenen Umweltbelastungen, die in vollkommen unterschiedlichen physikalischen Dimensionen und z.T. sogar nur qualitativ-beschreibend erhoben wurden, zu aggregieren. Ohne eine Zusammenfassung der Umwelteinwirkungen würden implizit alle Faktoren gleichgewichtet. Auch wenn zweifelsohne kein anerkanntes Bewertungsverfahren vorliegt, so sind doch die Fehler, die bei einer überschlagsartigen Gewichtung der Belastungskategorien gemacht werden, erheblich geringer als bei einer einfachen (gleichgewichteten) Addition aller Faktoren” (74). Als Grundlage für die Ableitung der Gewichtungsfaktoren der einzelnen Module, verwenden Bodenstein et al. eine Zusammenstellung der gesamten Stoff- und Energieströme der verschiedenen Konsumbereiche in Deutschland, wie sie von BUND/Miseror präsentiert wurde (1996: 103 und 108). Die entsprechenden Zahlen sind in Tabelle 3.5 wiedergegeben. Wie man erkennen mag, decken sich die behandelten Konsumfelder nicht vollständig mit den von Bodenstein et al. operationalisierten Verhaltensbereichen, “so dass eine Umrechnung notwendig wurde” (74). Insbesondere sind die Bereiche Mobilität und Abfall impliziter Bestandteil der aufgeführten Konsumfelder und daher nicht separat ausgegeben. Die Auflistung in Tabelle 3.5 macht zudem klar, dass der Bodenstein-Index nicht das ganze Konsumspektrum abzudecken vermag. Bereiche wie Gesundheit oder Bildung (die zusammen immerhin etwa 15% der Energie- und Stoffströme ausmachen) bleiben z.B. gänzlich unberührt.

Bodenstein et al. unterbreiten schliesslich ein Gewichtungsschema, wonach die Module Wohnen 10-fach, Mobilität und Ernährung je 8-fach und Bekleidung und Abfall je 3-fach bewertet werden. Worin die Umrechnung zu diesen Faktoren besteht, wird nicht näher beschrieben und kann auch unter Herbeiziehung der Originalquelle (BUND/Miseror 1996) nicht klar nachvollzogen werden. Alles in allem scheinen die Faktoren etwas sehr ‘über den Daumen gepeilt’.

Um die fünf z.T. vollständig unterschiedlichen Modul-Skalen für die gewichtete Aggregation zu normieren, wenden Bodenstein et al. wiederum die z -Standardisierung an, wodurch in diesem Zusammenhang, wie weiter oben schon erläutert, eine weitere unkontrollierte Verzerrung zustande kommt.

Für die Replikation des Bodenstein-Gesamtindex wurde ein identisches Verfahren gewählt, der Index also nach der Formel

$$UV_BD = 8 \cdot z(MOBIL) + 8 \cdot z(ESSEN) + 10 \cdot z(WOHNEN) \\ + 3 \cdot z(KLEID) + 3 \cdot z(ABFALL)$$

berechnet. Die resultierende Skala ($N = 1966$) ist, wie die z.T. enormen Verzerrungen der Teilskalen erwarten lassen, linksschief verteilt und überdurchschnittlich gewölbt (Schiefe: -1.00; Wölbung: 2.73).

Abbildung 3.3 gibt die Struktur der Skala des Umweltverhaltens im Überblick und unter Angabe der verwendeten Gewichte wieder. In kursiver Schrift sind jene Elemente gehalten, die im Index von Bodenstein et al. vorgeschlagen wurden, bei der Replikation jedoch nicht berücksichtigt werden konnten. Anmerkungen zu sonstigen Abänderungen sind ebenfalls kursiv gehalten.

Die Nachbildung ist, um die Unterschiede zu der originalen Umsetzungen nochmals darzustellen und zusammenzufassen, nur bedingt geglückt: (1) musste für die Bestimmung der naturwissenschaftlichen Belastungsfaktoren aus Gründen teilweise unterschiedlicher Datencharakteristika auf eine andere Publikation zurückgegriffen werden als bei Bodenstein et al.¹⁴ Es sollten sich dadurch jedoch nur unbedeutende Unterschiede ergeben haben.¹⁵ (2) zeichnet sich der Deutsche Umweltsurvey durch eine kleinere Menge an spezifischen Verhaltensinformationen aus, wodurch einige Elemente des Bodenstein-Index weggelassen oder durch Schätzungen überbrückt werden mussten. Besonders hervorzuheben sind dabei, dass keine Angaben zum tatsächlichen Heizenergie- und Stromverbrauch der Befragten zur Verfügung standen, im Bereich Ernährung Informationen zu Fleischkonsum und Tiefkühlprodukten fehlten, und für das Modul Bekleidung auf eine alternative Operationalisierung ausgewichen werden musste.

¹⁴Vgl. dazu ausführlich Anhang A.2.

¹⁵In dieser Studie wurden die Publikationen Greenpeace/VCS 1992a und 1992b verwendet. Sie unterscheiden sich hauptsächlich nur durch eine grössere Ausführlichkeit zu der von Bodenstein et al. verwendeten Quelle GCN 1995, da diese als Zusammenfassung von den ersteren ohne Hinzufügung neuerer Erkenntnisse erstellt wurde.

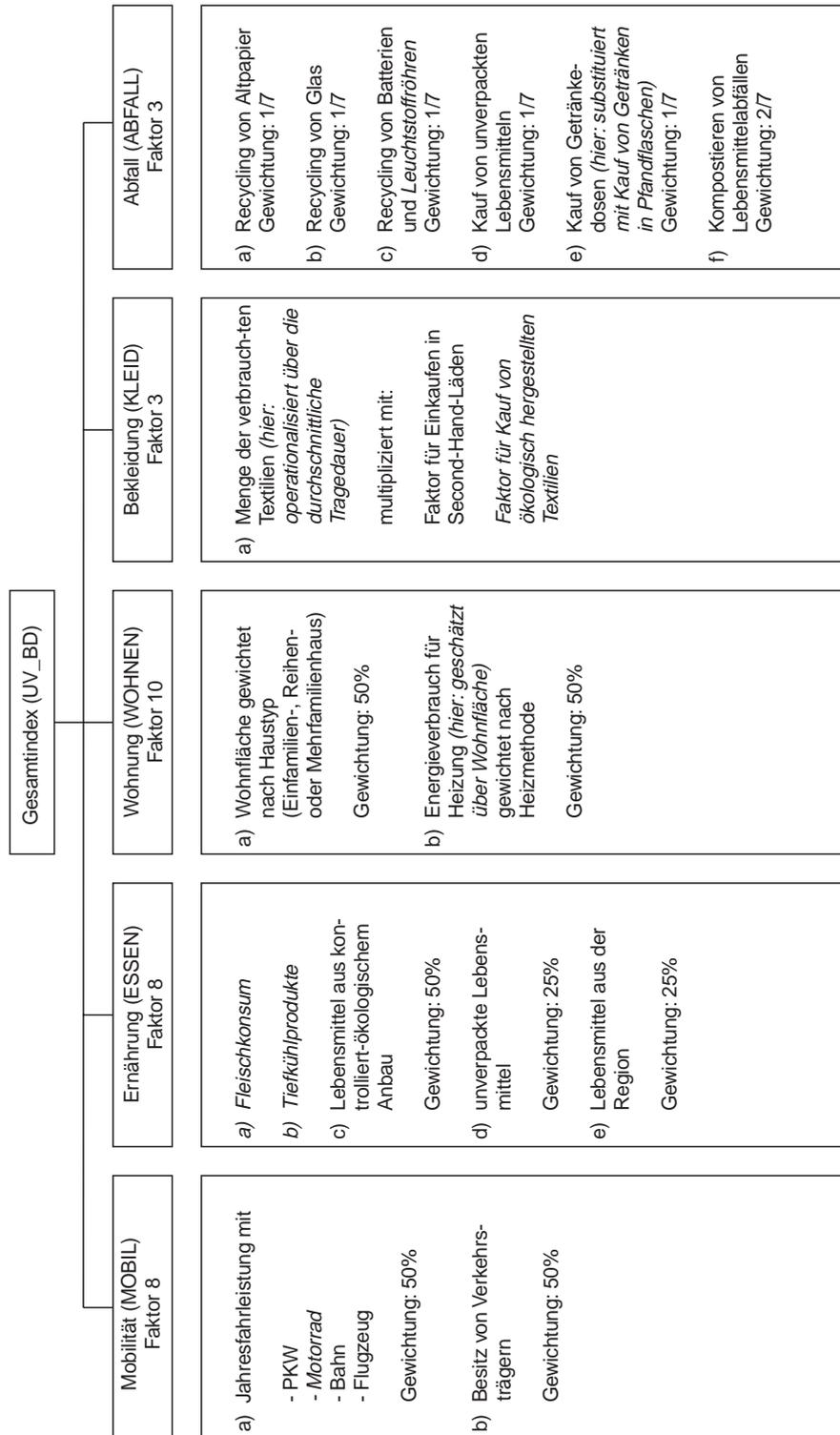


Abbildung 3.3: Bildung der Skala des Umweltverhaltens nach Bodenstern et al. (Quelle: in Anlehnung an Bodenstern et al. 1997: 75)

Tabelle 3.6: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen den Teilskalen des Bodenstein-Index

	WOHNEN	MOBIL	ESSEN	KLEID	ABFALL	UV_BD
WOHNEN	1.00	.21*	-.01	-.02	-.10*	.67*
MOBIL	.21*	1.00	-.06*	.12*	-.13*	.56*
ESSEN	-.01	-.06*	1.00	.03	.45*	.53*
KLEID	-.02	.12*	.03	1.00	.11*	.26*
ABFALL	-.10*	-.13*	.45*	.11*	1.00	.29*

$N = 1996$; *signifikant für $p \leq .01$

3.2.2 Statistische Betrachtung

Zusammenhänge zwischen den Modulen

Die Korrelationsanalyse der Teilskalen ergibt ein sehr heterogenes Bild (Tabelle 3.6). Die Koeffizienten sind fast durchgehend relativ gering, was für die Unabhängigkeit der einzelnen Module spricht. Herauszuheben sind die hohe Korrelation zwischen dem Abfall- und Ernährungsverhalten von .45 (man bedenke, dass die beiden Skalen ein identisches Item enthalten) und der ebenfalls nicht zu vernachlässigende Zusammenhang zwischen Wohn- und Mobilitätsverhalten von .21. Weiter ist zu bemerken, dass das Abfallverhalten in schwach negativem Verhältnis zu den Modulen Wohnen und Mobilität steht, und das Bekleidungsverhalten in positivem Verhältnis zu Abfall- und Mobilitätsverhalten.

Um einen Überblick über die konstruierte Skala zu erhalten, kann es auch hier sinnvoll sein, eine Faktorenanalyse durchzuführen.¹⁶ Aus Gründen der spezifischen Indexkonstruktion braucht die Faktorenanalyse nicht auf der untersten Ebene anzusetzen, sondern lässt sich besser mit zum Teil schon umgeformten Variablen interpretieren. Diese Skalen sind die Wohnungsgrösse pro Kopf gewichtet nach Haustyp (QMG), der geschätzte Heizenergieverbrauch (HEIZQM), die nach Verkehrsträger gewichtete, 1997 zurückgelegte Strecke (KM), der Verkehrsträgerbesitz (KG), die Skala des Bekleidungsverhaltens (KLEID) sowie die Variablen ‘Kauf von Ökolebensmitteln’ (v21), ‘Achten auf wenig Verpackungsmaterial’ (v19), ‘Kauf von frischem Obst und Gemüse aus der Region’ (v20), Recycling von Papier (v28a), Glas (v28b), Lebensmittelabfällen (v28c) und Batterien (v28f) und ‘Kauf von Getränken in Pfandflaschen’ (v16).

¹⁶Eine klassische Reliabilitätsanalyse ist aus Gründen unterschiedlicher Skalenniveaus und exzessiver Verwendung von Gewichtungen kaum angebracht. Da die Varianz des Summenscores der Items in Tabelle 3.7 hauptsächlich von der Varianz der Variable KM dominiert wird, erreicht Cronbach’s Alpha berechnet nach Methode 1 (siehe Kapitel 2.1.1) einen Wert von 0.00. Auch Cronbach’s Alpha nach Methode 2 lässt sich nur schlecht als zuverlässiges Reliabilitätsmass der Skala angesehen werden, da diverse Gewichtungen angewendet wurden. Es erreicht einen Wert von .59.

Tabelle 3.7: Faktorenanalyse der Items der Skala des Umweltverhaltens nach Bodenstein et al.

$N = 1966$		Faktorenanalyse ^a			
Variable	Teilskala	F1	F2	F3	F4
QMG	WOHNEN	-.079	.945	-.010	.046
HEIZQM	WOHNEN	-.003	.945	.005	.014
KM	MOBIL	-.105	-.007	.059	.788
KG	MOBIL	-.129	.352	-.117	.676
v21	ESSEN	.049	.059	.770	-.036
v19	ESSEN/ABFALL	.142	.047	.743	-.065
v20	ESSEN	.163	-.076	.693	-.094
KLEID	KLEID	.185	-.097	.014	.495
v28a	ABFALL	.841	-.001	.039	.037
v28b	ABFALL	.848	.032	.064	.055
v28c	ABFALL	.549	-.101	.211	.022
v28f	ABFALL	.592	-.019	.154	-.095
v16	ABFALL	.355	-.141	.382	.009
Eigenwert		2.90	1.97	1.36	1.27
Erklärte Varianz		22.3	15.2	10.5	9.8

^aprincipal components, rotation varimax

Die Faktorenanalyse extrahiert vier Komponenten, die zusammen 58% der Varianz erklären (Tabelle 3.7). Der erste Faktor wird durch die Variablen des Abfallverhaltens gebildet, wobei v16 (Pfandflaschen) auch auf dem dritten Faktor hoch lädt und sich v19 (wenig Verpackung) gleich ganz zu den Ernährungsvariablen gesellt. Die Items zum Wohnverhalten bilden den zweiten Faktor, die Items zum Verkehrs- und Bekleidungsverhalten den vierten. Der Verkehrsträgerbesitz lädt zusätzlich mit den Wohn-Items auf Faktor 2 relativ hoch. Faktor 3 wird, wie schon angesprochen, durch ernährungs- oder einkaufsbezogene Items gebildet. Die extrahierten Faktoren spiegeln die an die Operationalisierung gestellten Ansprüche wieder, da die Verhaltensbereiche verhältnismässig gut getrennt werden. Wünschenswert wäre jedoch, dass das Bekleidungsverhalten einen eigenen Faktor stellte.

Das durch die Smallest Space Analyse erzeugte Bild (Abbildung 3.4) lässt eine ähnliche Interpretation wie in Abschnitt 3.1 (Seiten 15ff.; Abbildung 3.1) zu. Es zeigt sich die gleiche zirkuläre Ordnung, bei der die eher (opportunitäts-) kostenintensiven Variablen (Wohn- und Mobilitätsverhalten) in der linken und die eher symbolischen Handlungen (Ernährungs- und Abfallverhalten) in der rechten Bildhälfte liegen. Das Bekleidungsverhalten belegt eine Zwischenposition. Auch werden die thematischen Bereiche wieder sehr schön (und diesmal sogar noch deutlicher) voneinander getrennt dargestellt. Die Module Mobilität, Wohnen, Ernährung, Abfall und Bekleidung lassen sich alle unabhängig voneinander als Kreissektoren lokalisieren. Die

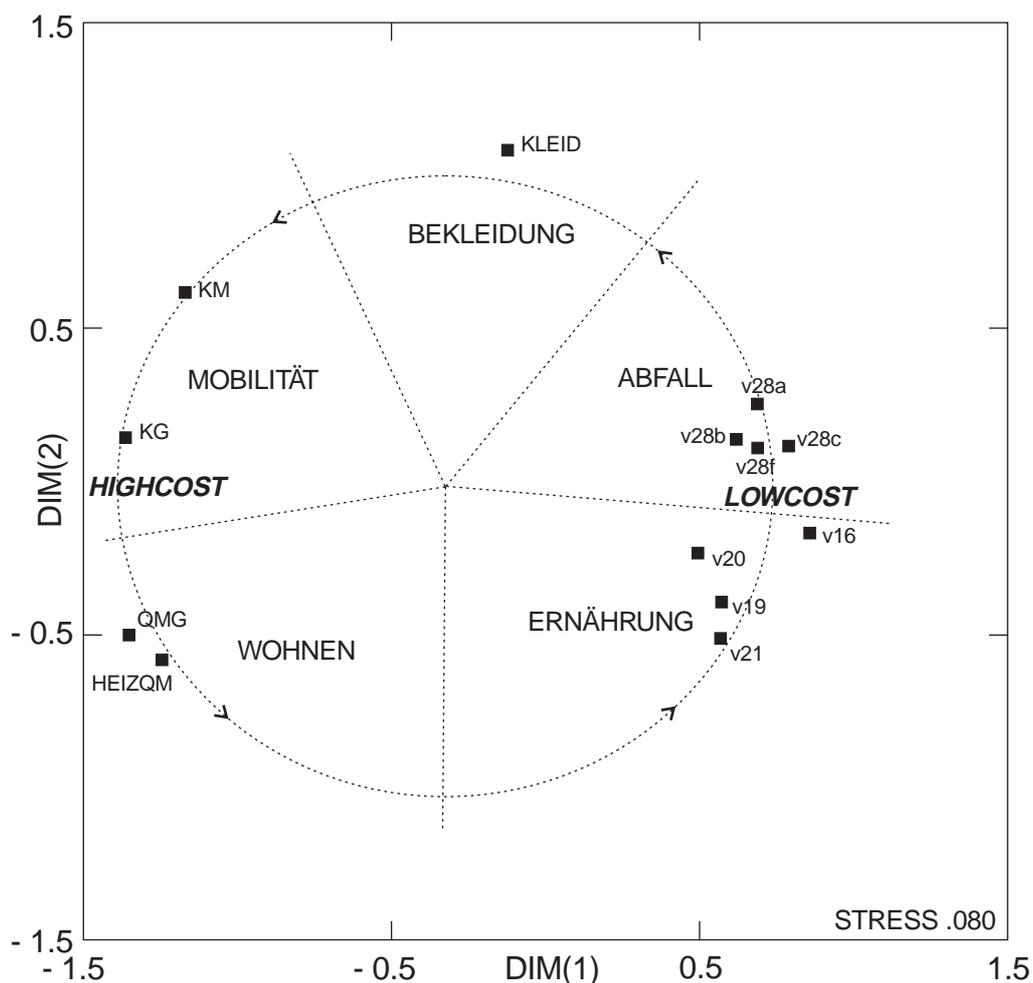


Abbildung 3.4: Zweidimensionaler SSA-Plot der Items des Bodenstein-Index

SSA-Abbildung ist mit den Resultaten der Faktorenanalyse (Tabelle 3.7) konsistent in dem Sinne, dass die genannten Sektoren den extrahierten Komponenten entsprechen, ausser dass in der SSA vor allem durch die Erkennung der Eigenständigkeit des Bekleidungsverhaltens noch deutlicher separiert wird.

Auffallend übereinstimmend (bei dem Vergleich von Abbildung 3.4 und 3.1) sind die Positionen derjenigen thematischen Bereiche, die in beiden Konzepten zur Messung des Umweltverhaltens berücksichtigt werden. Würden die beiden Abbildungen übereinander projiziert, dann kämen die Bereiche Verkehrsverhalten und Mobilität zueinander zu liegen, obwohl sie auf sehr unterschiedliche Weise operationalisiert worden sind. Ebenso befinden sich die beiden Module Abfall und Ernährung an ähnlicher Stelle wie das Einkaufs- und Abfallverhalten, was allerdings weniger erstaunt, da die Themen z.T. identische Items beinhalten. Die Bereiche des Wohnens und der Bekleidung finden in Abbildung 3.1 keine direkten Partner, da sie bei der konventionellen Messung des Umweltverhaltens unberücksichtigt bleiben. Es ist zu

erwarten, dass sich bei einer simultanen Modellierung der Variablen beider Ansätze ein ähnlich konsistentes Bild ergeben würde, und dass zusätzlich die weiten undefinierten Räume in den Abbildungen 3.4 und 3.1 zumindest teilweise mit Information gefüllt würden. In Abschnitt 5.2 werden wir uns diesem Vorhaben zuwenden.

Univariate Eigenschaften und Bestimmungsfaktoren

Um einen weiteren Eindruck der Qualitäten der Module und des Gesamtindex zu erhalten, seien hier einige univariate Statistiken und Zusammenhänge zu Drittvariablen dargestellt.

Mobilität (MOBIL) Das Automobil ist nach wie vor ein sehr häufig benutztes Verkehrsmittel. Nur gerade 22% der Befragten geben an, nie oder weniger als einmal die Woche mit dem PKW unterwegs zu sein (gegenüber 30%, die an sechs bis sieben Tagen pro Woche im Auto sitzen). Entsprechend besitzen auch nur 19% der befragten Haushalte kein Automobil. Die Bahn hingegen erfreut sich weit geringerer Beliebtheit. Verschwindende 5% besitzen eine Bahncard und 58% geben an, die Bahn im letzten Jahr überhaupt nie benutzt zu haben (knappe 8% verwenden die Bahn häufig bis sehr häufig). Von den verbleibenden 42% sehen sich 72% als unterdurchschnittliche Bahnbenützer. Erwartungsgemäss ist auch das Flugzeug normalerweise nicht ein Alltagsverkehrsmittel, denn 77% der Befragten geben an, im letzten Jahr nie mit dem Flugzeug unterwegs gewesen zu sein. Auch wird das Flugzeug eher für Langstrecken verwendet: nur 9% derjenigen, die 1997 mindestens einmal geflogen sind, geben an, mindestens einen Flug innerhalb Deutschlands gemacht zu haben, während es bei Europaflügen 71% und bei weltweiten 38% sind.

Für die betrachteten Grössen ergibt sich fast durchgängig ein relativ hoher Zusammenhang zu Einkommen, subjektiver Schichtzugehörigkeit und Bildung (vgl. Tabelle C.4). Personen mit hohen Werten auf diesen Variablen verhalten sich allem Anschein nach in dem Bereich der Mobilität stark umweltfeindlicher als solche mit niedrigen (die Korrelationen zur Skala MOBIL liegen für die Schichtzugehörigkeit (SCHICHT) bei -0.29 , für das Einkommen (HP_EINK) bei -0.35 und für die Bildung (BILDUNG) bei -0.25). Frauen und ältere Personen erreichen hingegen positivere Werte (FRAU: $.17$; ALTER $.14$), was für erstere vor allem durch eine stark tiefere Jahresfahrleistung mit dem PKW zustande kommt und für letztere durch generell tiefe Mobilitätsgewohnheiten. Weiter bleibt anzumerken, dass sich erwerbstätige Personen (ERWERB) verhältnismässig mobil verhalten (-0.29), wie auch politisch interessierte (POLINT: -0.17) und politisch rechts orientierte (LINKS: $.11$).

Ernährung (ESSEN) Umweltgerechtes Verhalten fällt im Bereich der Ernährung vergleichsweise leichter als im Bereich der Mobilität. Zwar kaufen nur 27% der Befragten immer oder oft Produkte aus kontrolliert-ökologischem Anbau, aber 45%

geben an, immer oder oft darauf zu achten, Produkte mit möglichst wenig Verpackungsmaterial zu kaufen, und 65% kaufen ihr Obst und Gemüse immer oder oft frisch und aus der Region.

In diesem Bereich weisen die Zusammenhänge zu Bildung, subjektiver Schichtzugehörigkeit und politischem Interesse in eine umgekehrte Richtung als bei der Mobilität (BILDUNG: .11; SCHICHT: .12; POLINT: .13). Wiederum verhalten sich Frauen umweltfreundlicher (.17). Zusätzlich besteht eine positive Korrelation zu der Häufigkeit von Nachbarschaftskontakten (KONTAKT: .17) und die politische Ortsgrösse wirkt sich negativ aus (ORT: -.12).

Wohnen (WOHNEN) Deutsche Staatsbürger verfügen im Mittel über rund 40 m² Wohnfläche,¹⁷ wobei eine stark rechtsschiefe Verteilung zu verzeichnen ist (Schiefe: 2.15), so dass sich das Augenmerk vielleicht eher auf den Median von 35 m² richten sollte. Die als ökologisch nachteiliger anzusehenden freistehenden Einfamilien-, Reihen- und Doppelhäuser erfreuen sich relativ grosser Beliebtheit, denn knapp über 50% der Befragten geben an, solche zu bewohnen (stark korreliert mit der Wohnungsgrösse des Haushalts: .53, und der politischen Ortsgrösse: -.35¹⁸). Die Wohnungen werden grösstenteils mit Öl oder Gas beheizt (79%), während die sehr unvorteilhafte Methode des Heizens durch Einsatz von elektrischer Energie nur in 4% der Fälle praktiziert wird.

Das Wohnverhalten korreliert sehr stark positiv mit der Haushaltsgrösse (HH: .50). Zwar verfügen grössere Haushalte tendenziell über grössere Wohnungen (s117: .38), wird aber die Haushaltsgrösse zu den pro Person zur Verfügung stehenden Quadratmetern (QM) korreliert, dreht sich das Verhältnis um (-.57). Interessant ist weiter, dass sich Einkommen (HP_EINK) und Alter (ALTER) stark negativ auf das Wohnverhalten auswirken (-.44 und -.33), während politische Linksorientierung (LINKS), politische Ortsgrösse (ORT), Wohnen in den neuen Bundesländern (OST) und Leben mit einem Partner (PARTNER) in positivem Zusammenhang stehen (.15, .13, .17 und .23).

Bekleidung (KLEID) 87% der Befragten geben an, dass sie neue Oberbekleidung normalerweise für zwei Jahre oder länger tragen. Mit jeder Modesaison die Garderobe zu erneuern scheint also nicht gerade ein übliches Verhaltensmuster zu sein. Ähnliches kommt dadurch zum Ausdruck, dass ebenfalls 87% meinen, sie würden beim Kleiderkauf auf den günstigen Preis oder die Langlebigkeit der Kleidungsstücke achten und nicht auf die jeweilige Mode. Second-Hand-Läden werden nur wenig frequentiert: nur gerade 12% geben an manchmal, oft oder immer dort einzukaufen (diese 12% sind eher jüngeren Alters: .31, und politisch eher links orientiert: .11).

¹⁷Wohnungsgrösse geteilt durch die Anzahl Personen des Haushalts. Auf Haushaltsebene liegt der Mittelwert bei 95 m².

¹⁸Für die Berechnung der Koeffizienten wurde die Variable des Haustyps (v120) dichotomisiert.

Der Index des Bekleidungsverhalten hängt vor allem mit dem Alter zusammen (.19) und damit, ob man ein Kind hat (KIND: .14). Ältere Personen und Personen mit Kindern tragen also ihre Kleider länger und zeichnen sich somit durch eine höhere Umweltfreundlichkeit aus. Eine negative Korrelation lässt sich zur selbstzugewiesenen Schicht (SCHICHT) erkennen (-.11).

Abfall (ABFALL) Das umweltfreundliche Abfallverhalten ist allgemein sehr hoch. So geben je 87% an, sie würden Papier/Zeitungen sowie Glas getrennt vom Restmüll sammeln, 72% geben Batterien immer zum Recycling und 62% kompostieren ihre Lebensmittelabfälle immer. 86% der Befragten beteuern, sie würden Getränke überwiegend oder ausschliesslich in Pfandflaschen kaufen.

Bezüglich der Korrelationen mit Drittvariablen lassen sich keine herausstechenden Besonderheiten erkennen, ausser dass Personen, die in kleineren Gemeinden wohnen (ORT), bedeutend häufiger kompostieren (.35). Im Übrigen verhalten sich Frauen (FRAU: .10), Personen mit vielen Nachbarschaftskontakten (KONTAKT: .19) und Kindern (KIND: .16), politisch interessierte (POLINT: .12) und Personen aus Haushalten mit höherem Einkommen (H_EINK: .14) eher abfallbewusster. Der Einfluss der politischen Ortsgrösse bleibt auch in bezug auf die gesamte Teilskala erhalten (-.33).

Gesamtindex des Umweltverhaltens (UV_BD) Der Bodenstein-Gesamtindex korreliert, wie aus den vorangegangenen Detailbetrachtungen zu erwarten ist, sehr hoch mit dem Einkommen (HP_EINK: -.41; man bedenke, dass die Module MOBIL und WOHNEN mit Faktor 8 bzw. 10 in die Skala einfließen). Personen mit höherem Einkommen verhalten sich also stark umweltfeindlicher. Ebenfalls erwartungsgemäss verhalten sich Erwerbstätige (ERWERB) umweltfeindlicher (-.12) und Personen, die sich einer höheren sozialen Schicht zuweisen (-.16). Auf der anderen Seite verhalten sich Frauen (.16), Personen mit Kindern (.18), politisch links orientierte (.17) und Personen, die im Osten Deutschlands wohnen (.15), eher umweltfreundlich. Ebenfalls wirkt sich die Haushaltgrösse stark positiv aus (.35).

Die Endergebnisse werden in der Regel durch die höher gewichteten Module dominiert, und es bestehen viele gegenseitigen Kompensierungen. Um dies zu veranschaulichen, zeigt Tabelle 3.8 eine Zusammenfassung der Korrelationskoeffizienten zwischen den Verhaltensskalen und ausgewählten Variablen.¹⁹

¹⁹Die Fallzahlen sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht einzeln wiedergegeben und bewegen sich zwischen 1437 und 2023.

Tabelle 3.8: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen ausgewählten Drittvariablen und den Skalen des Umweltbewusstseins nach Bodenstein et al.

	MOBIL	ESSEN	WOHNEN	KLEID	ABFALL	UV_BD
Gewicht:	8×	8×	10×	3×	3×	
FRAU	.17*	.17*	-.03	.00	.10*	.16*
ALTER	.14*	-.01	-.33*	.19*	.05	-.09*
ERWERB	-.29*	.01	.05	-.10*	.01	-.12*
KIND	.10*	.08*	.06*	.14*	.16*	.18*
KONTAKT	-.04	.17*	-.09*	.04	.19*	.05
POLINT	-.17*	.13*	-.04	.04	.12*	-.01
LINKS	.11*	.08*	.15*	.00	.01	.17*
SCHICHT	-.27*	.12*	-.14*	-.11*	.08*	-.16*
OST	.10*	.04	.17*	-.09*	-.02	.15*
PARTNER	-.08*	.07*	.23*	.05	.10*	.17*
H_EINK	-.33*	.07*	.01	-.08*	.14*	-.10*
HP_EINK	-.35*	.06	-.44*	-.06	.02	-.41*
ORT	.11*	-.12*	.13*	-.02	-.33*	.01
BILDUNG	-.25*	.11*	-.02	-.05	.06	-.07*
HH	.01	.04	.50*	-.03	.15*	.35*

* signifikant für $p \leq 0.01$ (zweiseitig)

Kapitel 4

Empirischer Vergleich

Der empirisch Vergleich der beiden Konzepte zur Messung von Umweltverhalten soll nach der vorangestellten Spezifikation von einigen Hypothesen in einem ersten Schritt durch Analyse der Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Verhaltensskalen ohne Herbeiziehung dritter Variablen erreicht werden. Die genauere empirische Analyse der Beziehungen zwischen den Verhaltensskalen kann erste Hinweise auf das überhaupt mögliche Ausmass an Unterschieden bezüglich dritter Grössen liefern.

In einem zweiten Schritt sollen die Bestimmungsfaktoren der Verhaltensskalen und die Zusammenhänge zu anderen Umweltmassen, wie Umweltbewusstsein oder Umweltwissen, mittels multivariater Regressionsmodellen ermittelt werden. Es werden dazu erst einige einfachere Modelle gerechnet, die am obersten Aggregationsniveau der Skalen ansetzen, um danach in eine tiefere Ebene der Analyse der Teilskalen herunterzusteigen. Zudem wird versucht werden, ein allgemeines Pfadmodell der Einflüsse von Umweltbewusstsein auf Umweltverhalten, wie es z.B. in Diekmann/Preisendörfer (1991: 219, 1992: 232) oder Franzen (1997:50) zu finden ist, zu erstellen.

Auf die Darstellung einer umweltbezogenen Konsumententypologie, wie sie in Bodenstein et al. (1997: 57ff.) mit Hilfe der Clusteranalyse erstellt wurde, wird verzichtet. Die Typologie von Bodenstein et al. konnte nicht befriedigend repliziert werden, weil einerseits die Details der Erstellung der Typologie bei Bodenstein et al. nicht näher dokumentiert sind und andererseits die trotzdem berechneten Cluster nicht genügend diskriminieren. Nicht zuletzt besteht beim Autor eine generelle Reserviertheit gegenüber der Zuverlässigkeit der Clusteranalyse.

Die Konsumententypologie von Bodenstein et al. wurde unter Berücksichtigung von verschiedenen Bewusstseinsvariablen (kognitive, affektive und intentionale) gebildet und nennt auf einer ersten Ebene die drei Typen "Umweltorientierte" (hohes Umweltwissen, hohes Engagement; Clustergrösse: 8%), "Mitläufer" (hohes affektives Umweltbewusstsein, passiv, tiefes Umweltwissen; 56%) und "Ablehner" (ablehnende

Haltung zu Umweltschutz, passiv, tiefes Umweltwissen; 36%), die auf einer zweiten Ebene zu insgesamt neun detaillierteren Gruppen aufgeteilt werden können. Bodenstein et al. führten Mittelwertsvergleiche für das Umweltverhalten der drei Typen durch, bei denen sich zeigt, dass sich die Typen hauptsächlich bezüglich des Abfall- und Ernährungsverhaltens unterscheiden (vgl. 77ff.). Die Umweltorientierten verhalten sich in diesen beiden Bereichen überdurchschnittlich umweltfreundlich, die Mitläufer durchschnittlich und die Ablehner unterdurchschnittlich. Wohn-, Verkehrs- und Bekleidungsverhalten werden abgesehen von kleineren Fluktuationen nicht von der Typologie beeinflusst. Insgesamt stützen die Resultate die Hypothese, dass ein Effekt des Umweltbewusstseins auf das Umweltverhalten vor allem bei symbolischen Handlungen, also bei Handlungen mit eher geringem Beitrag zur Verbesserung der persönlichen Energie- und Materialbilanz aber hoher umweltpolitischer Aktualität registriert werden kann.

4.1 Hypothesen

Die zentrale Intention dieser Studie ist der Vergleich der zwei Konzepte zur Messung von Umweltverhalten bezüglich ihrer methodischen Qualitäten, insbesondere der Reliabilität, Validität und Realisierbarkeit, sowie der empirisch-deskriptiven Unterschiede in den Bestimmungsfaktoren und nicht die Überprüfung oder Entwicklung inhaltlicher Theorien oder Thesen über umweltsoziologische Zusammenhänge. Daher sind die in der Folge formulierten Hypothesen nur bedingt als Beiträge zur inhaltlichen Interpretation zu verstehen, sondern als Erwartungen im Rahmen der Gegenüberstellung von zwei unterschiedlichen Messkonzepten. Wie hoch z.B. der Einfluss von Umwelteinstellungen auf das Umweltverhalten ist, interessiert hier letztlich nicht so stark, vielmehr aber, wie die diesbezüglichen Resultate durch die Verwendung alternativer Operationalisierungen diskriminiert werden.

Die Hypothesen sind aus dem Vergleich der Resultate der Studie von Bodenstein et al. (1997) und derjenigen von Studien, die Umweltverhalten nach konventioneller Art messen (z.B. Diekmann/Preisendörfer 1991 und 1992, Diekmann/Franzen 1996) abgeleitet und besagen:

1. Der Zusammenhang zwischen Umweltbewusstsein und Umweltverhalten sollte tiefer oder sogar inexistent sein, wenn Umweltverhalten am tatsächlichen Energie- und Ressourcenverbrauch der Befragten bemessen wird, da nur bei symbolischen Handlungen ein Einstellungseffekt zu erwarten ist und diese meistens nur einen kleinen Teil zur Verbesserung der persönlichen Energiebilanz beitragen. Bei Bodenstein et al. wurde ein nichtsignifikanter Zusammenhang von $r = -.10$ ($p = .096$)¹ registriert, was zum Schluss führte, "dass ein

¹Das Umweltverhalten ist bei Bodenstein et al. umgekehrt skaliert. Der negative Koeffizient entspricht also einer positiven Korrelation.

Zusammenhang insgesamt nicht besteht” (1997: 77). Der Hypothese liegen verschiedene implizite Annahmen zugrunde, die wir zum Teil schon von der Low-Cost-Hypothese her kennen. Es wird angenommen, dass (a) Umwelteinstellungen nur dann einen Einfluss auf Handlungen haben können, wenn die Handlungen einen mehr oder weniger direkten thematischen Bezug zum Umweltschutz aufweisen, also eine Vorstellung über die Umweltfreundlichkeit oder -schädlichkeit der Handlungen besteht, dass (b) die Bereitschaft, sich umweltgerecht zu verhalten, mit zunehmenden Handlungskosten i.w.S. sinkt, und dass (c) eine direkte Proportionalität zwischen dem Umweltnutzen einer Handlung und den Handlungskosten besteht, also dass einfacher zu befolgende Handlungen tendenziell einen geringeren Beitrag zum Schutze der Umwelt leisten und umgekehrt. Es ist demnach nur bei *symbolischen* Handlungen, die einen Umweltbezug beinhalten (Annahme a) und geringe Handlungskosten implizieren (Annahme b), eine Beeinflussung des Verhaltens durch die Umwelteinstellung zu erwarten. Gleichzeitig haben aber gerade diese symbolischen Handlungen nur einen geringen Einfluss auf die Umweltqualität (Annahme c). Da der sich Bodenstein-Index im Gegensatz zur konventionellen Messung von Umweltverhalten, nicht auf solche symbolischen Handlungen abstützt, sondern die tatsächliche Umweltbelastung einer Person messen will, ist nur ein schwacher Zusammenhang zu Umwelteinstellungen zu erwarten.

2. “Strukturell-ökonomische Handlungszwänge” (Bodenstein et al. 1997: 36) bzw. Handlungsrestriktionen oder generell der strukturelle Handlungsrahmen sollten einen höheren Einfluss auf den Bodenstein-Index haben als auf das nach konventioneller Methode gemessene Umweltverhalten. Der strukturelle Handlungsrahmen kann beschrieben werden durch Variablen wie die Entfernung des Arbeitsplatzes, berufsbedingte Mobilität, Wohnen auf dem Land vs. in der Stadt oder das Vorhandensein von Recyclingsammelstellen und bestimmt die unter 1. angesprochene Kostensituation einer Handlung. Da beim Bodenstein-Index relativ viel Gewicht auf kostenintensiven Handlungen liegt, ist zu erwarten, dass sich Unterschiede in den Handlungsrestriktionen spürbar auf den Wert auf der Umweltverhaltensskala auswirken. Der konventionelle Verhaltensindex hingegen beruft sich eher auf symbolische Handlungen, die stärker durch Einstellungen als durch die konkrete, so oder so relativ tiefe Kostensituation beeinflusst werden dürften.

Der strukturelle Handlungsrahmen wird hier als exogen, also als gegeben betrachtet. Genau genommen ist er aber von einer betreffenden Person zumindest längerfristig bestimmbar oder beeinflussbar. Umweltbewusstsein und -verhalten können also Rückkoppelungseffekte auf den Handlungsrahmen haben, wodurch die in den nächsten Abschnitten präsentierten Resultate relativiert werden.

3. Besonderes Augenmerk wird nachfolgend auf der Rolle des Einkommens liegen, welches als Spezialfall einer Handlungsrestriktion oder zumindest als Teil des strukturell-ökonomischen Handlungsrahmens betrachtet werden kann. Die Hypothese lautet, dass mit steigendem Wohlstand (gemessen am Einkommen) aufgrund erhöhtem Material- und Energieverbrauch bedeutend umweltschädlicher gehandelt wird, gleichzeitig aber die Tendenz zu umweltfreundlichem Verhalten im Bereich der symbolischen Handlungen besteht (aus Sozialprestige-Gründen oder auch direkt durch erhöhte Kaufkraft). Oder in Worten von Bodenstein et al.: “Die mit hohem Einkommen verbundenen Möglichkeiten zum Kauf – teurer – umweltfreundlicher Produkte (Effizienzeffekt) werden nicht ausreichend genutzt, um den einkommensinduzierten Mehrkonsum (Suffizienzeffekt) auszugleichen” (1997: 82). Bezüglich der beiden Konzepte zur Messung von Umweltverhalten kann also erwartet werden, dass das Einkommen einen starken negativen Effekt auf den Bodenstein-Index hat und keinen oder gar einen positiven auf die konventionelle Skala.

Neben der Überprüfung der Hypothesen wird im folgenden zusätzlich eine deskriptive Betrachtung weiterer Effekte und Zusammenhänge angestrebt werden, etwa bezüglich des politischen Interesses oder des Geschlechts der Befragten.

4.2 Beziehungen zwischen den Verhaltensskalen

Die konventionelle Verhaltensskala korreliert mit dem Bodenstein-Index relativ hoch (Pearsons $r = .44$, $N = 1931$). Dies verwundert nicht, da in den Bereichen Ernährung und Abfall einige identische Variablen eingeflossen sind. Genaueren Aufschluss gibt die Korrelationsanalyse der einzelnen Teilskalen (Tabelle 4.1). Man erkennt, dass diejenigen Bereiche, die in beiden Skalen enthalten sind, jeweils erwartungsgemäss stark zusammenhängen (Einkaufsverhalten mit dem Teilbereich ESSEN, Abfallverhalten mit dem Bereich ABFALL und Verkehrsverhalten mit dem Bereich MOBIL; die entsprechenden Koeffizienten sind durch Fettdruck hervorgehoben). Die Bereiche Einkaufen/Ernährung und Abfall korrelieren entsprechend ihrer relativen Nähe in der Smallest Space Analyse auch kreuzweise relativ hoch. Hingegen bleiben die Zusammenhänge aufgrund des Fehlens direkter Partner bei den Skalen des Energie- (ENV) und Kleidungsverhaltens (KLEID) relativ schwach und verschwinden fast vollständig bei dem Modul WOHNEN. Überraschenderweise ist auf den ersten Blick keine Korrelation zwischen den beiden thematisch verwandten Skalen Energieverhalten und WOHNEN festzustellen. Allerdings wird auch das plausibel, wenn man die vollständig unterschiedliche Operationalisierung der Skalen in Betracht zieht (EKV stützt sich auf Handlungen wie z.B. die Verwendung von Energiesparlampen während WOHNEN an die Wohnungsgrösse und Heizform gekoppelt ist). Generell scheinen die beiden Indizes vor allem über das Einkaufs-/Ernährungsverhalten das

Tabelle 4.1: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen den Teilskalen der beiden Skalenvarianten

	WOHNEN	MOBIL	ESSEN	KLEID	ABFALL	UV_BD
EKV	-.02	-.06	.81*	-.05	.46*	.44*
MAV	-.07*	-.06*	.27*	.12*	.72*	.21*
ENV	.02	-.09*	.21*	.03	.23*	.12*
VKV	-.04	.59*	-.11*	.10*	-.18*	.18*
UV	-.05	.21*	.53*	.14*	.53*	.44*

$N = 1931$; *signifikant für $p \leq .01$

Abfallverhalten und etwas schwächer über das Verkehrsverhalten miteinander verbunden zu sein. Entsprechend weisen diese Teilskalen jeweils bei der Korrelation mit den gegenüberliegenden Gesamtskalenkonstrukten die höchsten Koeffizienten auf (EKV, MAV und VKV korrelierten mit UV_BD mit .44, .21 und .18; ESSEN, ABFALL und MOBIL korrelierten mit UV mit .53, .53 und .21).

Einmal mehr liefert die Smallest Space Analyse (SSA) einen sehr anschaulichen graphischen Überblick über die in Tabelle 4.1 wiedergegebenen Koeffizienten (vgl. Abbildung 4.1).² Die Variablen sind mehr oder weniger zirkulär angeordnet und es lassen sich vier verschiedene Sektoren erkennen, die wie folgt interpretiert werden könnten: (1) Verkehr und Mobilität, (2) Energie und Wohnen, (3) Einkaufen/Ernährung und Abfall und (4) Bekleidung. Sektor 2 ist selbst nochmals unterteilt in die Teile a. Energiegesamtverbrauch und b. Bestrebungen zur Energieverbrauchsverminderung (die gleiche Teilung könnte auch bei Sektor 1 Sinn machen).

Die beiden Konzepte zur Umweltverhaltensmessung unterscheiden sich demnach hauptsächlich dadurch, dass sie zum Teil verschiedene Bereiche abdecken (Bodenstein-Index: 1, 2a, 3 und 4; Umweltverhalten konventionell: 1, 2b und 3) und beim Verkehrs- und Energieverhalten eine unterschiedliche Messstrategie verfolgen. In diesen beiden Bereichen (Sektor 1 und 2) versucht der Bodenstein-Index den tatsächlichen Energie- bzw. Ressourcenverbrauch zu messen, während bei der konventionellen Skala eher die Verbrauchsverminderungsbestrebungen erfasst werden.

Die Korrespondenz zwischen der direkten Analyse der Korrelationsmatrix und der SSA ist – nebenbei bemerkt – ausserordentlich konsistent, was ein Hinweis darauf ist, dass die SSA ein sinnvolles Mittel zur Datenreduktion sein kann. Vor allem bei grösseren, weniger einfach und ohne Datenreduktion kaum interpretierbaren Korrelationsmatrizen dürfte die SSA sehr gewinnbringend einzusetzen sein.

Wie man klar an den obigen Ausführungen erkennen kann, überlappen sich die beiden Masse relativ stark. Trotzdem weisen sie einige fundamental unterschiedliche Komponenten auf, so dass der Vergleich der beiden Skalen (und deren Teilskalen)

²Für die Berechnung wurde die vollständige Korrelationsmatrix verwendet (vgl. Tabelle C.5).

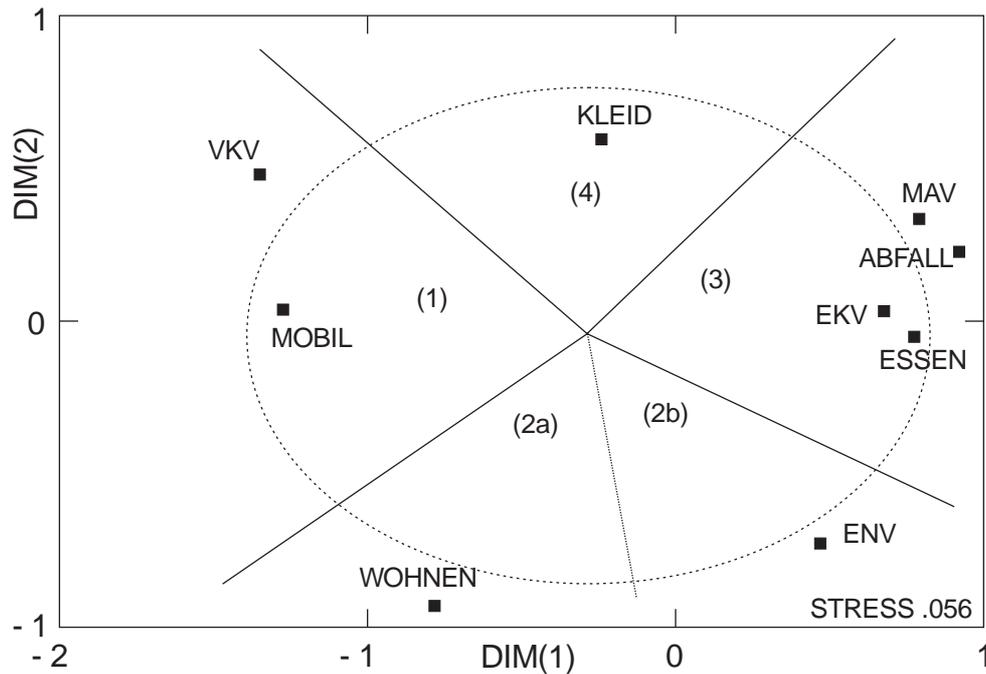


Abbildung 4.1: Zweidimensionaler SSA-Plot der Teilskalen und Module des Umweltverhaltens

in bezug auf weitere Umweltskalen und soziodemographische Variablen sinnvoll ist.

4.3 Bewusstsein, Einkommen und Verhalten

4.3.1 Modellspezifikation

Das Ziel in dieses Abschnitts ist der multivariate Vergleich der beiden Konzepte der Messung von Umweltverhalten bezüglich ihrer Abhängigkeit von Umwelteinstellungen, Handlungsrestriktionen und soziodemographischen Merkmalen. Die verwendeten Umweltskalen und allgemein das unterstellte Zusammenhangsmodell der betrachteten Grössen werden dabei an frühere Arbeiten von Diekmann/Preisendörfer (1991, 1992), Franzen (1995, 1997) und Diekmann/Franzen (1996) angelehnt. Das Modell geht davon aus, dass umweltfreundliches Handeln von verschiedenen Grössen auf unterschiedliche Art und Weise beeinflusst wird, und dass deshalb für eine befriedigende Analyse der Varianz des Umweltverhaltens diese verschiedenen Einflüsse in Rechnung gestellt werden müssen. Die Betrachtungen sind vor allem geleitet durch die Diskrepanz zwischen der Wirkungsweise von (internalisierten) Einstellungen und (externen) Anreizen. Beide Ansätze, das sozialpsychologischen Einstellungswirkungsmodell und das rationalverhaltensgeprägte Anreizmodell, weisen ihre spezifischen Schwächen bei der Erklärung von Umweltverhalten auf, da sie – wie

angenommen wird – an unterschiedlichen Stellen greifen: ersteres Konstrukt eignet sich eher für die Behandlung von Verhalten in Situationen mit niedrigen Verhaltenskosten, zweiteres hat bei High-Cost-Begebenheiten, also bei “Entscheidungssituationen, die für den Entscheidungsträger spürbare Konsequenzen hätten” (Franzen 1997: 34), eine befriedigende Erklärungskraft. Das Ziel ist also, beide Ansätze zu kombinieren, um eine bestmögliche Modellanpassung zu erreichen. In den zusammenfassenden Worten von Franzen (1997: 35):

“Ganz allgemein lässt sich also formulieren, dass das Ausmass umweltfreundlichen Handelns von Einstellungen auf der einen Seite und Anreizen auf der anderen Seite abhängt, wobei Einstellungen besonders dann verhaltenswirksam sein sollen, wenn die Kostenintensität des Verhaltens gering ist. Beide Komponenten – Einstellungen und Anreize – lassen sich weiter spezifizieren. Wichtigste Dimension umweltrelevanter Einstellungen ist das Umweltbewusstsein, wobei darunter verstanden werden soll, wie wichtig den Akteuren der Schutz der Umwelt ist. Neben diesem Verständnis von Umweltbewusstsein werden häufig noch zwei weitere Dimensionen von umweltrelevanten ‘Einstellungen’ unter dem Begriff Umweltbewusstsein subsumiert, nämlich das Wissen um ökologische Zusammenhänge und die subjektive wahrgenommene Betroffenheit von Umweltbelastungen.”

Und (36):

“Unter Anreizen sollen ...nicht nur monetäre Vorteile verstanden werden, sondern ... auch Zeit- und Bequemlichkeitsvorteile. Umweltfreundliche Verhaltensweisen werden vermutlich dann stärker gezeigt, wenn damit geringe monetäre Kosten, geringere Zeitnachteile und geringe Unbequemlichkeiten verbunden sind. In der Soziologie wird darüber hinaus angenommen, dass Individuen nicht nur am Erwerb materieller Güter interessiert sind, sondern auch an sozialer Anerkennung.”

Schliesslich (ebd.):

“Insgesamt lautet damit die Hypothese, dass umweltgerechte Verhaltensweisen von umweltrelevanten Einstellungen (Umweltbewusstsein, Umweltwissen, Umweltbetroffenheit), von sozialen Anreizen (Anerkennung durch Bezugsgruppen) und ökonomischen Anreizen (Geld, Zeit, Bequemlichkeit) abhängen.”

Die Operationalisierungen von allgemeinem Umweltbewusstsein (UB), Umweltwissen (UW) und Umweltbetroffenheit (UBetr) sollen hier nicht näher diskutiert

Tabelle 4.2: Korrelationen zwischen Umweltbetroffenheit, -wissen, -bewusstsein und -verhalten

	UV	EKV	MAV	ENV	VKV	
UBetr	-.04	-.03	-.11*	-.04	.08*	
UW	.15*	.19*	.11*	.21*	-.15*	
UB	.21*	.21*	.07*	.14*	.05	
	UV_BD	MOBIL	ESSEN	WOHNEN	KLEID	ABFALL
UBetr	.07*	.10*	-.04	.11*	.01	-.15*
UW	.05	-.15*	.21*	.00	-.04	.14*
UB	.09*	.00	.18*	-.05	.11*	.08*

$N = 1870$; *signifikant für $p < .01$

werden. Die entsprechenden Variablen wurden analog den Konstrukten in den genannten Studien zusammengestellt und die Indizes im Sinne von Likert-Skalen und unter Reliabilitätskriterien mittels einfacher Addition gebildet. Die hier verwendeten Umweltskalen sind wie die konventionellen Umweltverhaltensskalen auf den Bereich von 0 (wenig Bewusstsein/Wissen/Betroffenheit) bis 10 (viel Bewusstsein/Wissen/Betroffenheit) standardisiert. Die Ergebnisse der Reliabilitätsanalyse, statistische Masszahlen und die genaue Konstruktion der Skalen sind im Anhang aufgeführt (A.3: 97ff.).

Die (ökonomischen) Anreize oder Restriktionen werden in Form von üblichen Skalen (z.B. Einkommen) in die Modelle eingebracht. Zusätzlich wird den Modellen eine Reihe sozialdemographischer und politische Orientierung charakterisierender Standardvariablen beigefügt. Die Erläuterungen zu den verwendeten Abkürzungen befinden sich ebenfalls im Anhang (A.4: 105f.). Soziale Anreize konnten hier nicht explizit berücksichtigt werden.

4.3.2 Bivariate Analyse von Bewusstsein und Verhalten

Wenn wir uns die Korrelationen zwischen Umweltverhalten (UV und UV_BD), Umweltbewusstsein (UB), Umweltwissen (UW) und Umweltbetroffenheit (UBetr) vor Augen führen sehen wir die Hypothese, dass das Umweltverhalten gemessen an dem tatsächlichen Energie- und Materialverbrauch viel weniger durch Umweltbewusstsein beeinflusst wird als das konventionell gemessene Umweltverhalten, teilweise schon bestätigt (Tabelle 4.2). Die Korrelation von Umweltbewusstsein (UB) zum Bodenstein-Index (UV_BD) ist mit .09 signifikant tiefer als der Zusammenhang von .21 zum konventionellen Umweltverhalten (UV). Allerdings ist der Zusammenhang zwischen Umweltbewusstsein und dem Bodenstein-Index selbst auch signifikant grösser als Null.

Auffallend ist weiter, dass das Umweltwissen (UW) mit einem Koeffizienten .05

scheinbar keinen Einfluss auf den Bodenstein-Index hat, jedoch einen relativ starken auf das konventionell gemessene Umweltverhalten (.15). Bei der Umweltbetroffenheit (UBetr) herrscht hingegen gerade ein umgekehrtes Verhältnis (allerdings nahe an der Signifikanzgrenze).

Interessanter als der Vergleich auf der höchsten Aggregationsebene ist die Betrachtung der Korrelationen zu den jeweiligen Teilskalen. Die Resultate sind über beide Messkonzepte sehr heterogen: Die Höhe der Korrelationen zwischen den Verhaltens-Teilskalen und den Einstellungsskalen schwankt sehr stark, wechselt zuweilen sogar das Vorzeichen. So hat z.B. das Umweltwissen einen hohen positiven Effekt auf die Teilskalen des konventionellen Umweltverhaltens (EKV, MAV und ENV) ausser auf das Verkehrsverhalten (VKV), wo der Effekt genau in die entgegengesetzte Richtung zeigt. Einen ähnlichen, jedoch weniger deutlichen Vorzeichenwechsel lässt sich bei der Umweltbetroffenheit (UBetr) erkennen. Sie korreliert positiv mit dem Verkehrsverhalten und negativ mit den anderen drei Skalen (nur teilweise signifikant). Das Umweltbewusstsein hat bei der konventionellen Verhaltensmessung vor allem einen Effekt auf das Einkaufs- und Energieverhalten (.21 und .14). Generell kann für die Zusammenhänge zu den Einstellungsstrukturen bemerkt werden, dass sich das Verkehrsverhalten ganz klar von den anderen drei Teilskalen losgelöst zeigt (man vergleiche auch Abbildung 3.1: 22).

So unterschiedlich die Koeffizienten der beiden Messkonzepten auf der aggregierten Ebene sind, so erstaunlich übereinstimmend sind sie auf der disaggregierten. Die Einflüsse der Einstellungsskalen auf das Mobilitätsverhalten (MOBIL) sind mit den Einflüssen auf das Verkehrsverhalten fast identisch: Wiederum besteht ein positiver Effekt bezüglich der Umweltbetroffenheit, ein negativer bezüglich des Umweltwissens und kein Effekt bezüglich des Umweltbewusstseins. Die absoluten Koeffizienten unterscheiden sich nur geringfügig. Ähnliches kann für die Skalenpaare des Ernährungs- bzw. Einkaufsverhalten (ESSEN/EKV) und des Abfallverhalten (ABFALL/MAV) beobachtet werden. Wie auch schon bei der Smallest Space Analyse in Abschnitt 4.2 treten die beiden Skalen des Wohn- und Bekleidungsverhaltens (WOHNEN und KLEID) aus der Reihe, da sie Bereiche abdecken, die bei der konventionellen Messung des Umweltverhaltens nicht berücksichtigt werden. Das Wohnverhalten hängt nur gerade mit der Umweltbetroffenheit zusammen (.11), was allerdings als struktureller Effekt anzusehen ist.³ Des Umweltbewusstseins hat einen signifikant positiven

³Die Interpretation von Umweltbetroffenheit als Einstellungskomponente ist so oder so sehr problematisch. Es kann zwar die Annahme getroffen werden, dass eine erhöhte wahrgenommene Umweltbetroffenheit zu Umweltverbesserungsbestrebungen führt (auf Bewusstseins- und Verhaltenesebene), gleichzeitig besteht aber die Gefahr, dass diese Zusammenhänge durch triviale Struktureffekte verdeckt werden. So kann z.B. davon ausgegangen werden, dass in ländlicheren und/oder ruhigeren, freundlicheren Gebieten oder Quartieren, generell weniger Umweltbelastungen wahrgenommen werden und gleichzeitig bessere Möglichkeiten für die Abfallverwertung bestehen (z.B. Kompostierungsplätze), was sich positiv auf das Abfallverhalten auswirkt, so dass eine negative Korrelation zwischen Umweltbetroffenheit und Abfallverhalten auf rein strukturellem Wege zu-

Effekt auf das Bekleidungsverhalten (.11).

Bei beiden Messkonzepten sind die Effekte auf die Teilskalen eher heterogen, was zu einer getrennten Betrachtung der einzelnen Komponenten rät. Bei dem konventionellen Umweltverhalten lässt sich die Struktur noch relativ gut überblicken. Dort sollte eine Diskriminierung nach Einkaufs-, Abfall- und Energieverhalten auf der einen und Verkehrsverhalten auf der anderen Seite ausreichend sein. Ein komplizierteres Bild zeigt sich für das Umweltverhalten nach Bodenstein et al. Das Ernährungs- und Abfallverhalten liessen sich zwar unter Vorbehalten noch zusammenfassen, Mobilitäts-, Wohn- und Bekleidungsverhalten weisen jedoch jeweils eine ganz spezifische eigene Charakteristik auf. Eine Aggregation der Module führt aufgrund vieler sich kompensierender Effekte zwangsweise zu einer *Verblassung* der Zusammenhänge. Die zum Teil sehr unterschiedlichen Gewichtungen der Module tragen ebenfalls zu der Unübersichtlichkeit der Skala bei. Eine Behandlung von Umweltverhalten als einheitliches, aggregiertes Konstrukt kann also nur bedingt aussagekräftig sein. Die Aufteilung auf einzelne Verhaltensbereiche ist aufgrund der zum Teil fundamental andersartigen Eigenschaften unbedingt zu berücksichtigen.

4.3.3 Multivariate Regressionsanalyse

Eine differenziertere Analyse der Zusammenhänge zwischen Umweltverhalten, Umweltbewusstsein und Anreizen kann mittels der multivariaten Regression erreicht werden (hier: OLS-Regression). Es werden dabei die Einflüsse der drei Einstellungskomponenten sowie verschiedener soziodemographischer Standardvariablen – alle zu bezeichnen als unabhängige Variablen – auf die abhängige Variable “Umweltverhalten” gleichzeitig geschätzt. Das Standardmodell der multiplen linearen Regression formuliert sich als

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_p x_{ip} + \epsilon_i, \quad i = 1, \dots, n, \quad j = 1, \dots, p$$

wobei y_i den beobachtbaren Realisierungen der abhängigen Variablen bzw. des Regressanden entspricht, x_{ij} den beobachtbaren Realisierungen der verschiedenen Regressoren oder unabhängigen Variablen und ϵ_i den unbeobachtbaren Werten des Fehlerterms (vgl. Fahrmeir et al. 1997: 476ff.). Für den Fehlerterm ϵ_i wird unabhängige und identische Normalverteilung angenommen mit $E(\epsilon_i) = 0$ und $Var(\epsilon_i) = \sigma^2$, wodurch auch für den Regressanden eine Normalverteilung $N(\mu_i, \sigma^2)$ mit $\mu_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_p x_{ip}$ folgt. Es gilt nun die Parameter β_j zu schätzen, so dass eine optimale Anpassung der Funktion an die empirischen Daten erreicht wird. Üblicherweise wird dazu die Kleinste-Quadrate-Methode verwendet, die die quadrierten Fehler ϵ_i , also den Term

$$\sum_{i=1}^n \epsilon_i^2 = \sum_{i=1}^n (y_i - \beta_0 - \beta_1 x_{i1} - \beta_2 x_{i2} - \dots - \beta_p x_{ip})^2$$

minimiert.

über alle β_j zu minimieren versucht, und die Funktion

$$\hat{y}_i = \hat{\beta}_0 + x_{i1} + \dots + \hat{\beta}_p x_{ip}$$

mit den Residuen

$$\hat{\epsilon}_i = y_i - \hat{y}_i$$

und die im Vergleich zu anderen linearen Schätzern minimale Varianz

$$\hat{\sigma}^2 = \frac{1}{n - p - 1} \sum_{i=1}^n \hat{\epsilon}_i^2$$

zur Lösung hat. Die Gesamtstreuung des Modells (SQT) lässt sich in erklärte Streuung (SQE) und die Reststreuung (SQR) zerlegen, woraus sich das Bestimmtheitsmass

$$R^2 = \frac{\sum (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum (y_i - \bar{y})^2} = \frac{SQE}{SQT} = 1 - \frac{SQR}{SQT}$$

ergibt, welches den Anteil an erklärter Varianz ausdrückt. Unter der Annahme der Normalverteilung der Residuen sind die standardisierten Schätzer exakt t -verteilt mit $n - p - 1$ Freiheitsgraden. Daraus lässt sich eine einfache Teststatistik für die Schätzer ableiten, z.B. mit der Nullhypothese $H_0 : \beta_j = \beta_{0j}$ und $\beta_{0j} = 0$, wobei H_0 abgelehnt wird wenn

$$|T_j| = \left| \frac{\hat{\beta}_j - \beta_{0j}}{\hat{\sigma}} \right| > t_{1-\alpha/2}(n - p - 1).$$

Die Normalverteilungsannahme wird bei konkreten Schätzungen oftmals verletzt, wodurch die erläuterte Teststatistik nicht mehr exakt arbeitet. Weitere Probleme ergeben sich bei der linearen Regression, wenn die Abhängigkeit besser durch ein nichtlineares Modell beschrieben werden könnte (in diesem Fall geben die Schätzer verzerrte Resultate wieder) oder wenn starke Multikollinearität (lineare Abhängigkeiten zwischen den Regressoren), Autokorrelation (Trend in der Abfolge von Residuen) oder Heteroskedastizität (Inkonstanz der Streuung der Residuen über eine Reihe von Beobachtungen) herrscht (vgl. Backhaus et al. 1996: 31ff.). Diese Probleme können z.T. auch bei den nachfolgend präsentierten Modellen auftreten und wurden nicht im Detail untersucht. Angewendete Routine-Testverfahren legen aber den Schluss nahe, dass die Modellannahmen nicht in allzu frappierender Weise verletzt sind.

Tabelle 4.3 zeigt die nichtstandardisierten (b) und standardisierten Koeffizienten (Beta) und die t -Werte der geschätzten Regressionsgleichungen mit den beiden Meskonzepten für Umweltverhalten als abhängige Variablen. Als Regressoren dienten jeweils die drei Umwelteinstellungskonstrukte sowie eine Reihe von Standardvariablen, deren Bedeutung in Anhang A.4 aufgeführt ist. Anders als in den in Tabelle 3.4

Tabelle 4.3: Regressionsmodelle des Umweltverhaltens

	UV			UV_BD		
	<i>b</i>	Beta	<i>t</i>	<i>b</i>	Beta	<i>t</i>
Constant	1.63*		3.71	-20.80*		-5.39
UBetr	-.03	-.04	-1.62	.19	.03	1.39
UW	.12*	.14*	4.92	.79*	.10*	3.83
UB	.19*	.19*	6.94	.40	.04	1.64
FRAU	.59*	.17*	6.08	4.35*	.13*	5.15
ALTER	.01*	.10*	3.15	.04	.04	1.54
ERWERB	-.29*	-.08*	-2.73	-1.76	-.05	-1.90
KONTAKT	.18*	.09*	3.55	.76	.04	1.70
POLINT	.26*	.11*	3.73	.93	.04	1.52
LINKS	.08*	.08*	2.88	1.28*	.13*	5.14
SCHICHT	-.02	-.02	-.66	-.75	-.07	-2.49
OST	.04	.01	.71	2.21	.06	2.21
ORT	.00	-.05	-1.67	.00	.06	2.29
BILDUNG	.01	.02	.58	.12	.02	.56
HH	-.09	-.06	-1.95	3.77*	.26*	9.05
HP_EINK	.00	-.05	-1.59	-.01*	-.31*	-10.38
<i>adj. R</i> ²		.16			.29	
<i>N</i>		1287			1297	

*signifikant für $p < .01$

und 3.8 (Seiten 27 und 49) dargestellten Korrelationsanalysen wurden die Variablen KIND und PARTNER, obwohl sie z.T. signifikante Effekte auf das Umweltverhalten haben, explizit von der Analyse ausgeschlossen, um das Modell zu vereinfachen. Die beiden Variablen sind stark interkorreliert mit der Haushaltsgrösse (.25 und .28) und hängen untereinander sogar noch stärker zusammen (.39).

Die Berechnungen bestätigen z.T. die bei der Korrelationsanalyse gemachten Erfahrungen. Umweltwissen und Umweltbewusstsein haben einen hochsignifikanten (wenn auch nicht sonderlich starken) Einfluss auf das konventionell operationalisierte Umweltverhalten. Der Bodenstein-Index hingegen lässt sich nur sehr schwach über die Einstellungsskalen erklären (einzig das Umweltwissen hat einen signifikanten Effekt).

Bei beiden Konstrukten sind es Frauen (FRAU) und politisch links orientierte Personen (LINKS), die ein umweltfreundlicheres Verhalten zutage legen. Das konventionelle Umweltverhalten wird darüber hinaus durch das politische Interesse (POLINT) und die Häufigkeit von Nachbarschaftskontakten (KONTAKT) positiv beeinflusst und erwerbstätige Personen (ERWERB) verhalten sich weniger umweltfreundlich.

Die stärksten Unterschiede zwischen den beiden Modellen (neben der Diskre-

panz des Einflusses der Umwelteinstellungsskalen) ergeben sich durch die überaus starke Bestimmung des Bodenstein-Index durch die Haushaltsgrösse (HH) und das Haushaltseinkommen pro Kopf (HP_EINK).⁴ Mit steigender Haushaltsgrösse verhalten sich die Befragten umweltfreundlicher und mit steigendem Einkommen umweltfeindlicher. Entsprechend der Höhe der Einflüsse dieser beiden Variablen kann beim Bodenstein-Index ein markant grösserer Anteil an Varianz erklärt werden (29% gegenüber 16%).

Auch bei der multivariaten Regressionsanalyse sehen wir wiederum, dass der Bodenstein-Index entsprechend unseren Hypothesen nur sehr schwach oder gar nicht von Einstellungen beeinflusst wird (Hypothese 1), jedoch sehr stark von Einkommen der Befragten abhängt (Hypothese 3). Auch Hypothese 2 wird zum Teil unterstützt, indem die Haushaltsgrösse, eine Variable des strukturellen Handlungsrahmens, einen starken Einfluss hat.

Erst die Zerlegung der beiden Verhaltensskalen auf ihre Teilbereiche gibt Aufschluss darüber, wie die auf aggregierter Ebene registrierten Unterschiede zustande kommen (Tabellen 4.4 und 4.5; aus Platzgründen sind nur die standardisierten Regressionskoeffizienten wiedergegeben).

Beim Vergleich von Tabelle 4.4 und 4.5 fällt auf, dass wie bei der bivariaten Korrelationsanalyse diejenigen Bereiche, die in beiden Verhaltenskonstrukten (allerdings unterschiedlich) operationalisiert wurden, sehr ähnliche Abhängigkeitsmuster aufweisen. So wird das Abfallverhalten (MAV/ABFALL) in erster Linie durch die politische Ortsgrösse bestimmt, gefolgt von der Haushaltsgrösse und der Umweltbetroffenheit. Es bestehen zwar Abweichungen in dem Sinne, dass gewisse Effekte bei der einen Skala signifikant sind und bei der anderen nicht, die Differenzen der Koeffizienten sind jedoch in der Regel relativ gering und insbesondere sind keine Vorzeichenwechsel zu verzeichnen. Ähnliches gilt für das Einkaufs- und Ernährungsverhalten (EKV/ESSEN) und etwas weniger eindeutig für das Verkehrsverhalten (VKV/MOBIL). Ersteres zeichnet sich vor allem durch ein sehr viel positiveres Verhalten von Frauen aus, wobei auch Umweltwissen, Umweltbewusstsein und die

⁴Die Variable HP_EINK weist viele *missing values* auf, die auf Antwortverweigerungen der entsprechenden Befragten zurückzuführen sind. Die berechneten Modelle weisen deshalb eine relativ geringe Fallzahl auf. Auf die Darstellung der Modelle ohne die Einkommensvariable wurde verzichtet, da sich keine fundamentalen Unterschiede ergeben: Bei der Rechnung mit dem konventionellen Umweltverhalten sind die Differenzen der Koeffizienten, die durch Einbezug des Einkommens entstehen, ganz vernachlässigbar. Bei der Rechnung mit dem Bodenstein-Index werden vor allem die Koeffizienten derjenigen Items beeinflusst, die eng mit dem Einkommen zusammenhängen. Es sind dies die Variablen ERWERB (std. Koeff von $-.09$ zu $-.05$), OST (von $.12$ zu $.06$), SCHICHT (von $-.13$ zu $-.07$) und BILDUNG (von $-.09$ zu $.02$). Zudem wird der Effekt der Haushaltsgrösse (HH) stark geschwächt (von $.39$ zu $.26$: man bedenke, dass die Variable HP_EINK das Haushaltseinkommen geteilt durch die Anzahl im Haushalt lebender Personen wiedergibt und stark negativ mit der Haushaltsgrösse korreliert ($-.39$)). Die Einflüsse der Variablen ERWERB, OST, SCHICHT und BILDUNG sind bei der Berechnung ohne Einkommen signifikant (1%-Niveau) – nicht aber bei der Berechnung mit Einkommen.

Tabelle 4.4: Regression auf die Teilskalen des konventionellen Umweltverhaltens

	EKV	MAV	ENV	VKV	UV
	Beta				Beta
UBetr	-.02	-.09*	-.05	.04	-.04
UW	.14*	.06	.13*	-.01	.14*
UB	.17*	.08*	.13*	.04	.19*
FRAU	.21*	.07	.08*	.05	.17*
ALTER	.00	.08	-.06	.15*	.10*
ERWERB	.01	-.11*	.01	-.08*	-.08*
KONTAKT	.15*	.02	.07*	-.04	.09*
POLINT	.14*	.11*	.08*	-.06	.11*
LINKS	.04	.03	.01	.06	.08*
SCHICHT	.08*	.04	-.04	-.13*	-.02
OST	.00	-.04	.09*	-.01	.01
ORT	-.04	-.18*	-.01	.07	-.05
BILDUNG	.04	.01	.05	-.04	.02
HH	-.01	.11*	.04	-.25*	-.06
HP_EINK	-.04	.02	.05	-.12*	-.05
<i>adj. R²</i>	.16	.10	.09	.22	.16
<i>N</i>	1324	1324	1319	1318	1287

*signifikant für $p < .01$

Tabelle 4.5: Regression auf die Module des Bodenstein-Index

	MOBIL	ESSEN	WOHNEN	KLEID	ABFALL	UV_BD
	Beta					Beta
UBetr	.05	-.02	.06	.03	-.11*	.03
UW	.00	.17*	.02	-.04	.08*	.10*
UB	-.02	.13*	-.06*	.11*	.08*	.04
FRAU	.12*	.20*	-.05	.00	.10*	.13*
ALTER	.18*	.00	-.15*	.19*	.08	.04
ERWERB	-.10*	-.01	.00	.00	-.03	-.05
KONTAKT	-.02	.12*	-.04	-.01	.08*	.04
POLINT	-.05	.07	.00	.08*	.11*	.04
LINKS	.11*	.06	.10*	-.02	.03	.13*
SCHICHT	-.11*	.05	-.02	-.13*	.01	-.07
OST	.01	.03	.14*	-.19*	-.06	.06
ORT	.10*	-.07	.16*	-.09*	-.27*	.06
BILDUNG	-.07	.05	-.01	.06	.02	.02
HH	.00	.00	.38*	-.01	.15*	.26*
HP_EINK	-.30*	.02	-.25*	-.12*	.05	-.31*
<i>adj. R²</i>	.27	.13	.42	.09	.17	.29
<i>N</i>	1327	1324	1324	1330	1319	1297

*signifikant für $p < .01$

Häufigkeit von Nachbarschaftskontakten einen starken Einfluss haben. Als markantester Unterschied ist der doch relativ starke Effekt des politischen Interesses auf die Skala des Einkaufsverhaltens (EKV) zu nennen, der bei der entsprechenden Bodenstein-Skala (ESSEN) nicht besteht. Das Verkehrsverhalten (VKV/MOBIL) wird positiv durch das Alter der Befragten und die politische Ortsgrösse beeinflusst, sowie negativ durch den Erwerbstatus, die subjektive Schichtzugehörigkeit und das Einkommen. Unterschiede ergeben sich einerseits dadurch, dass das Modul MOBIL des Bodenstein-Index' zusätzlich vom Geschlecht und der politischen Linksorientierung abhängt, und andererseits durch die starke Beeinflussung des konventionellen Verkehrsverhaltens durch die Haushaltsgrösse. Der zweite Punkt leuchtet ein, wenn man bedenkt, dass die Skala VKV nicht auf Einzelpersonen normiert ist (vgl. auch Fussnote 5).

Die Skalen für das Energieverhalten (ENV), das Bekleidungsverhalten (KLEID) und das Wohnverhalten (WOHNEN) sind jeweils nur in einem der beiden Verhaltenskonstrukte enthalten und weisen erwartungsgemäss eigenständige Abhängigkeitsmuster auf. Energieverhalten und Bekleidungsverhalten werden beide nur schwach über die herangezogenen Variablen erklärt ($\text{adj. } R^2$ je .09) und es bestehen entsprechend wenig spektakuläre Einflüsse. Ersteres kennzeichnet sich durch eine doch relativ starke Abhängigkeit von Umweltwissen und -bewusstsein, gefolgt vom Einfluss des Geschlechts, des Wohnens in Ost- oder Westdeutschland, des politischen Interesses und der Häufigkeit von Nachbarschaftskontakten, während das Bekleidungsverhalten hauptsächlich positiv vom Alter und etwas schwächer vom Umweltbewusstsein und dem politischen Interesse sowie negativ von der subjektiven Schichtzugehörigkeit, der Höhe des Einkommens, der politischen Ortsgrösse und des Wohnorts in den neuen Bundesländern abhängt. Das Wohnverhalten schliesslich wird sehr stark positiv durch die Haushaltsgrösse und stark negativ durch das Einkommen beeinflusst. Ebenfalls positive Effekte haben die politische Ortsgrösse, die politische Linksorientierung und das Wohnen in Ostdeutschland. Alter und Umweltbewusstsein (!) üben einen negativen Einfluss aus.

Um nochmals zusammenzufassen, wie die Effekte auf der aggregierten Ebene durch die Betrachtung der Teilskalen aufgebrochen werden: Die signifikanten Effekte des Umweltwissens und des Umweltbewusstseins auf das konventionelle Umweltverhalten kommen vor allem durch entsprechend hohe Zusammenhänge mit den Teilskalen des Einkaufs- und des Energieverhaltens zustande. Das Müll- und Abfallverhalten zeigt sich weniger abhängig vom Umweltbewusstsein und auf das Verkehrsverhalten haben die Einstellungsskalen überhaupt keinen Einfluss. Der wichtigste weitere Unterschied ist, dass das Verkehrsverhalten im Gegensatz zu den anderen Teilskalen stark von der Haushaltsgrösse und dem Einkommen abhängt, von Variablen also, deren Einfluss auf der aggregierten Ebene verschwindet. Die Effekte auf die Module des Bodenstein-Index zeigen ein noch heterogeneres Bild. Umweltwissen und Umweltbewusstsein haben in erster Linie einen positiven Einfluss auf das Ernährungs-

verhalten und das Abfallverhalten, wobei sich Umweltbewusstsein zusätzlich positiv auf das Bekleidungsverhalten auswirkt, dafür aber negativ auf das Wohnverhalten. Unter anderem dank der starken Gewichtung des Wohnverhaltens kann sich der positive Effekt des Umweltbewusstseins auf der aggregierten Ebene nicht durchsetzen. Der stark negative Einfluss des Einkommens auf den Gesamtindex kommt durch die negativen Effekte auf die beiden hoch gewichteten Module der Mobilität und des Wohnens zustande. Interessanterweise ist jedoch ein positiver Effekt des Einkommens auf das Abfallverhalten zu verzeichnen. Weiter haben Personen, die in grossen Haushalten leben, ein stark positiveres Wohn- und Abfallverhalten.

Die beschriebenen Resultate bestätigen einmal mehr, dass sich die beiden Skalen zur Messung von Umweltverhalten (vor allem (aber nicht nur) die Skala, die nach der Vorgabe von Bodenstein et al. gebildet wurde) aus zum Teil sehr unterschiedlichen Elementen zusammensetzen. Dies ist bei der Verwendung der Masse im Auge zu behalten, denn Aussagen, die sich auf die Gesamtskalen beziehen, können nur die halbe Wahrheit wiedergeben. Trotzdem sollen hier noch einige weitere Analysen auf dem obersten Aggregationsniveau der Verhaltensskalen folgen.

4.3.4 Pfadmodell des Umweltverhaltens

Es ist anzunehmen, dass auch die drei spezifizierten Einstellungselemente sich gegenseitig beeinflussen, und zwar in einer Weise, "dass .. das Umweltbewusstsein ... von der persönlichen und allgemeinen Umweltbetroffenheit sowie vom Umweltwissen abhängig ist" (Diekmann/Preisendörfer 1991: 216). Um ein solches Wirkungsmodell, in welchem verschiedene Regressionsgleichungen parallel und/oder hintereinanderhängend berechnet werden, übersichtlich darstellen zu können, wird üblicherweise auf die Methode des Pfadmodells zurückgegriffen.

In unserem Fall handelt es sich (in Anlehnung an Diekmann/Preisendörfer 1992) um ein vierstufiges Pfadmodell: "Auf der ersten Stufe dieses Modells stehen dabei die verschiedenen soziodemographischen Variablen und Merkmale der politischen Orientierung, auf der zweiten Stufe die persönliche Betroffenheit durch Umweltbelastungen und das Umweltwissen, auf der dritten Stufe das Umweltbewusstsein, und das Ende der Kausalkette bildet schliesslich das Umweltverhalten" (231). Das berechnete Modell ist in Abbildung 4.2 dargestellt, wobei für die soziodemographischen und die politische Orientierung charakterisierenden Variablen jeweils nur die signifikanten Einflüsse wiedergegeben sind (zu einer Übersicht über alle Koeffizienten siehe Anhang, Tabelle C.6).

Die wahrgenommene Umweltbetroffenheit wird hauptsächlich durch strukturelle Gegebenheiten der Wohnsituation geprägt. So wird in grösseren Gemeinden eine höhere Belastung durch negative Umwelteinwirkungen wie z.B. Verkehrslärm berichtet. Personen, die sich einer höheren sozialen Schicht zurechnen, fühlen ihre Lebensqualität weniger durch Umweltbelastungen beeinträchtigt, was sicher unter

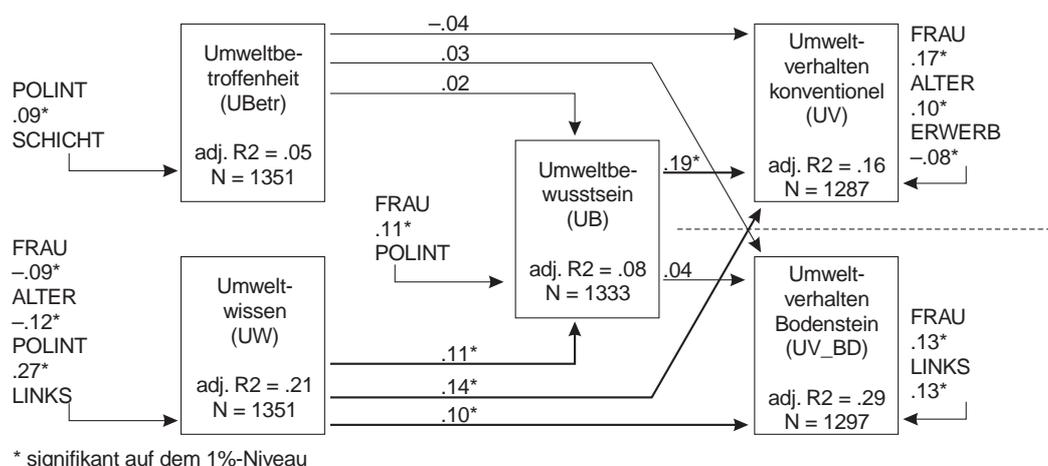


Abbildung 4.2: Klassisches Pfadmodell des Umweltverhaltens (standardisierte OLS-Regressionskoeffizienten)

anderem darauf zurückzuführen, dass die entsprechenden Befragten generell auch in “gehobeneren”, d.h. ruhigeren und schöneren Quartieren wohnen. Die Begründung des Einflusses des politischen Interesses auf die Umweltbetroffenheit ist nicht auf den ersten Blick klar. Ein Erklärungsansatz könnte dahin führen, dass politisch interessierte Personen stärker auf die Probleme der Umwelt sensibilisiert sind, und Umweltbelastungen daher eher wahrnehmen.

Die Hypothese, dass höhere Umweltbetroffenheit ein höheres Umweltbewusstsein zur Folge hat, lässt sich in dem Pfadmodell nicht bestätigen. Auch direkt auf das Umweltverhalten bestehen (bezüglich beider Operationalisierungen) nur nicht-signifikante Effekte. Es kann also im Rahmen dieser Analysen nicht davon ausgegangen werden, dass Personen, die ihre unmittelbare Umwelt als beeinträchtigt wahrnehmen, selbst einen verstärkten Beitrag zum Schutze dieser Umwelt unternehmen.

Anders verhält es sich mit dem Wissen um ökologische Zusammenhänge. Dieses hat einen registrierbaren positiven Einfluss auf das Umweltbewusstsein und wirkt sich auch direkt (bei der konventionellen Messung sogar stärker) auf das Umweltverhalten aus. Selbst wird das Umweltwissen von einer ganzen Reihe von Variablen geprägt. Am auffallendsten und nicht überraschend sind die positiven Effekte des politischen Interesses, der politischen Linksorientierung und der Bildung der Befragten. Zusätzlich scheinen jüngere Personen und Männer besser über Umweltprobleme informiert zu sein.

Neben der Beeinflussung des Umweltbewusstseins durch das Umweltwissen ist es vor allem die politische Orientierung, die sich im Umweltbewusstsein widerspiegelt. Generell zeichnen sich politisch Interessierte und in noch stärkerem Ausmass Links orientierte erwartungsgemäss durch ein höheres Umweltbewusstsein aus. In Diskrepanz zu ihrem geringeren Umweltwissen weisen zusätzlich Frauen ein höheres

Umweltbewusstsein auf.

Wie wir schon aus vorangegangenen Erläuterungen wissen wirkt sich das Umweltbewusstsein nur auf das konventionell gemessene Umweltverhalten aus, während der Bodenstein-Index stärker von strukturell-ökonomischen Gegebenheiten (wie Einkommen und Haushaltsgrösse) abhängt. Interessant ist aber auch zu sehen, dass die Variablen der politischen Orientierung, die bei den Einstellungskomponenten eine sehr wichtige Rolle spielen, auch einen direkten Einfluss auf das Verhalten haben. Es besteht dabei jedoch ein wichtiger Unterschied zwischen den beiden Verhaltenskonstrukten, indem das symbolische Verhalten durch das politische Interesse beeinflusst wird, d.h. erhöhte politische Teilnahme zu einer verstärkten Befolgung von eher oberflächlichen Umwelthandlungen führt, aber erst eine politische Linksorientierung auch bedeutendere Abstriche zugunsten der Umwelt zulässt, was durch den Effekt der Variable LINKS auf den Bodenstein-Index angedeutet wird. Das Ergebnis wird auch durch die erneute Betrachtung der Teilskalen und Module in den Tabellen 4.4 und 4.5 unterstützt, indem das politische Interesse vor allem auf Einkaufs- und Abfallverhalten (EKV, MAV, ABFALL) einen positiven Effekt hat, während Linksorientierte umweltfreundlicher wohnen (WOHNEN) und sich umweltfreundlicher fortbewegen (MOBIL). Schliesslich bleibt herauszuheben, dass sich Frauen scheinbar auf allen Ebenen – der Ebene des Bewusstseins und des symbolischen *und* nichtsymbolischen Verhaltens – durch eine erhöhte Umweltsensibilisierung auszeichnen als Männer, obwohl Männer das Rennen mit einem Vorteil (höheres Umweltwissen) bestreiten.

Ein weiterer Schritt in der Analyse der Beziehungen zwischen Umweltverhalten und -bewusstsein könnte die Aufteilung des *Umweltbewusstseins* auf verschiedene Bereiche sein, die sich thematisch mit den Bereichen des Umweltverhaltens decken. Gemäss Ajzen/Fishbein (1977) ist bei der Gegenüberstellung von Konstrukten mit ähnlich spezifizierter Entität (“defined by their target, action, context, and time elements”, 888) eine erhöhte Korrespondenz zwischen Einstellung und Verhalten zu erwarten. Es gibt verschiedene Gründe, warum diese Strategie hier nicht verfolgt wird:

1. Primäres Interesse ist hier nicht die Erreichung möglichst hoher Zusammenhänge zwischen Einstellung und Verhalten sondern die Ermittlung der Unterschiede zwischen den zwei unterschiedlichen Methoden zur Messung von Umweltverhalten. Es ist nicht zu erwarten, dass die Zerlegung des Umweltbewusstseins in verschiedene Bereiche diesbezüglich zusätzliche Erkenntnisse liefern wird.
2. Der verwendete Datensatz ist nur bedingt auf ein solches Verfahren ausgerichtet. Es lassen sich nur für die konventionellen Verhaltensskalen korrespondierende Bewusstseinskale konstruieren.

Tabelle 4.6: Korrelationen zwischen spezifischem Umweltbewusstsein und -verhalten

	EKV	MAV	ENV	VKV	UV
EKB	.39*	.13*	.22*	.00	.33*
MAB	.22*	.11*	.17*	.00	.22*
ENB	.32*	.18*	.29*	.01	.35*
VKB	.19*	.04	.16*	.20*	.27*
UB	.21*	.08*	.15*	.06*	.22*

$N = 1894$; *signifikant für $p < .01$

3. Wie die Korrelationskoeffizienten in Tabelle 4.6 zeigen, stimmt die Hypothese von Ajzen/Fishbein hier nur bedingt. Die Diagonale der Matrix müsste eigentlich mit den jeweils höchsten Werten besetzt sein, man sieht aber, dass dies aus Sicht der Zeilen (Bewusstsein) wie auch der Spalten (Verhalten) nicht der Fall ist (kursive Werte markieren das jeweilige Maximum in der Zeile, fett gedruckte Werte das Maximum in der Spalte). Drei von vier Bewusstseinskalen korrelieren am höchsten mit dem Einkaufsverhalten und bei dem Müll- und Abfallverhalten weist *nicht* das Müll- und Abfallbewusstsein den höchsten Zusammenhang auf. Allerdings gilt für alle Verhaltensskalen, dass sie mit dem korrespondierenden Bewusstseinskonstrukt jeweils höher korrelieren als mit dem allgemeinen Umweltbewusstsein.

Statt dessen wollen wir eine andere Stossrichtung verfolgen, nämlich die Aufteilung der Umweltbewusstseins in verschiedene psychologische Bewusstseinskomponenten:

4.3.5 Erweitertes Pfadmodell

Das bewährte sozialpsychologische Verfahren der Teilung von Bewusstsein in eine kognitive, affektive und konative Komponente kann auch für umweltsoziologische Untersuchungen verwendet werden (vgl. Bodenstein et al. 1997: 34f.; Preisendörfer 1998: 23ff.).⁵ Die Operationalisierung der drei Komponenten wird nicht immer einheitlich gehandhabt. So sehen Bodenstein et al. die kognitive Komponente als reine Wissenskategorie. Entsprechend verwenden sie zu deren Messung ähnliche Items wie diejenigen, die hier in die Konstruktion der Skala des Umweltwissens (UW) eingeflossen sind (1997: 42ff.). Preisendörfer hingegen siedelt die kognitive Komponente (Aussagen zum Thema der Umwelt mit sachlichem Bezug) viel näher der affektiven (Aussagen zum Thema der Umwelt mit emotionalem Bezug) an, so dass die beiden Kategorien letztlich methodisch nicht mehr getrennt werden (vgl. 1998: 23ff.).

⁵Vgl. Ajzen (1989) zu einer ausführlichen Besprechung der Einstellungskomponenten in Zusammenhang mit Verhalten.

Auch unter der konativen bzw. intentionalen oder Handlungsbereitschaft anzeigenden Komponente kann verschiedenes verstanden werden. Bei Bodenstein et al. werden zu deren Messung Items verwendet, die vor allem als “fremdhandlungsbezogen” bezeichnet werden könnten, Fragen z.B. nach der Mitgliedschaft in Umweltschutzgruppen oder der Teilnahme an Umweltschutzdemonstrationen (1997: 53ff). Ob dadurch wirklich konatives Bewusstsein gemessen wird, ist fraglich. Diese Variablen drücken vielmehr das Umwelt*engagement* eines Befragten aus, also Bemühungen mit dem Ziel, andere Personen oder Institutionen zu umweltfreundlicherem Verhalten zu bewegen, oder die passive oder aktive Unterstützung von Organisationen, die dieses Ziel verfolgen. Anders werden bei Preisendörfer zur Messung der intentionalen Komponente Aussagen herangezogen, die die Bereitschaft eines Befragten ausdrücken, eine bestimmte Umwelthandlung selbst durchzuführen, also “eigenhandlungsbezogen” sind (vgl. 1998: 23ff.).

In dieser Studie soll, mit Rücksicht auf die zur Verfügung stehenden Daten, ein Verfahren gewählt werden, bei dem (1) wie gehabt eine Wissenskomponente (UW) spezifiziert wird (kognitive Komponente im Sinne von Bodenstein et al.), (2) die bisher verwendete Skala des allgemeinen Umweltbewusstseins (UB) in eine affektiv/kognitive Komponente (UB_AK) und (3) eine konative bzw. persönliche Handlungsbereitschaft anzeigende Komponente (UB_KON) im Sinne von Preisendörfer aufgeteilt wird, und (4) eine neue Skala des Umweltengagements (UEng) herbeigezogen wird (konative Komponente im Sinne von Bodenstein et al.).⁶ Die Trennung des allgemeinen Umweltbewusstseins in eine affektiv/kognitive und eine intentionale Komponente wird empirisch durch die Faktorenanalyse der in Frage kommenden Items nahegelegt, da zwei Faktoren extrahiert werden, die die beiden Bewusstseinskomponenten repräsentieren (vgl. Anhang, Tabelle A.4).

Das Einstellungs-Verhaltens-Wirkungsmodell soll in der Weise spezifiziert werden, dass kognitiv/affektives Umweltbewusstsein (unter anderem) von Umweltwissen geprägt wird, selbst aber einen Einfluss auf das konative Umweltbewusstsein hat. Das konative Umweltbewusstsein hingegen ist ein massgebender Faktor für die Erklärung von Umweltverhalten. Es ist anzunehmen, dass die verschiedenen Größen in einem gegenseitigen Abhängigkeitsverhältnis stehen, d.h. Rückkoppelungseffekte möglich sind, und das formulierte, gerichtete Modell eine starke Vereinfachung darstellt. Es geht hier aber in erster Linie nur darum, die Hauptwirkungsrichtungen zu erfassen. Abbildung 4.3 illustriert sehr deutlich, dass die Daten die Hypothese über die Wirkungsweise der Bewusstseinskomponenten auf das Verhalten unterstützt. Wie man erkennen kann, liegt die intentionale Komponente – sozusagen als Vermittler – zwischen dem affektiv/kognitiven Umweltbewusstsein und dem Umweltverhalten. Es macht also auch aus dieser Perspektive Sinn, die affektiv/kognitive von der intentionalen Komponente zu trennen.

⁶Zur Bildung der Skalen siehe Anhang A.3: 97ff.

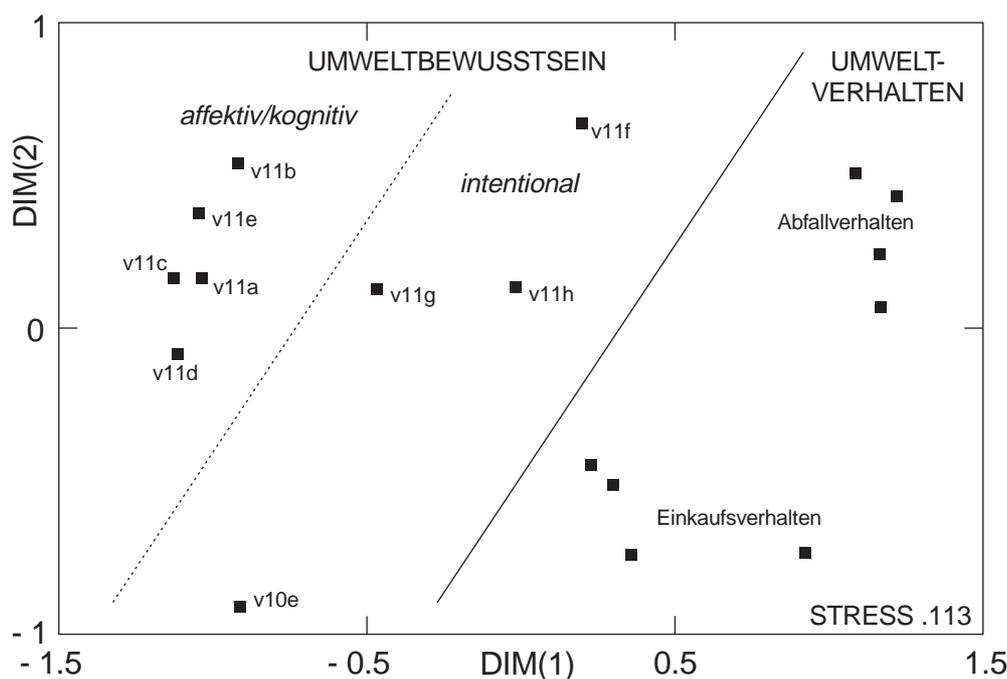


Abbildung 4.3: Zweidimensionaler SSA-Plot der affektiv/kognitiven und intentionalen Bewusstseinskomponenten sowie des Einkaufs- und Abfallverhaltens

Das Umweltengagement stellt in dem Wirkungsmodell gewissermassen eine Sackgasse dar. Es ist anzunehmen, dass es zwar von dem affektiv/kognitiven Umweltbewusstsein beeinflusst wird, die Verbindung zu den eigenen Umwelthandlungen ist jedoch nicht ganz klar. Im folgenden wird angenommen, dass sich das Umweltengagement aus Gründen der Erfüllung sozialer Verpflichtungen und Vermeidung kognitiver Dissonanz ebenfalls wie das affektiv/kognitive Bewusstsein auf die konative Komponente des Umweltbewusstseins auswirkt und eventuell (in weniger starkem Ausmass) direkt auf konkrete Umwelthandlungen.

Eine erste Betrachtung der Korrelationen zwischen den Umwelteinstellungsskalen und dem Umweltverhalten scheint das spezifizierte Wirkungsmodell zu stützen (Tabelle 4.7). Wie man erkennen kann, ist für das konative Umweltbewusstsein (UB_KON) der jeweils höchste Zusammenhang mit den beiden Verhaltensskalen zu verzeichnen (.30 bzw. .12), Umweltengagement (UEng) und das affektiv/kognitive Umweltbewusstsein (UB_AK) haben einen schwächeren Effekt (.22 bzw. .08 und .19 bzw. .10). Die Unterschiede sind allerdings nur bei dem konventionellen Umweltverhalten sehr deutlich, während die Koeffizienten bei dem Bodenstein-Index nahe beieinander und auf tiefem Niveau liegen.

Ein sehr viel differenzierteres (aber leider nicht leicht überschaubares) Bild zeigt das berechnete Pfadmodell (Abbildung 4.4, vgl. auch Tabelle C.8). Gleich wie im vorangegangenen Abschnitt wurde eine Reihe sozialdemographischer Merkmale in

Tabelle 4.7: Korrelationen zwischen affektiv/kognitivem und konativem Umweltbewusstsein, Umweltengagement und Umweltverhalten

	UV	UV_BD
UB_AK	.19	.10
UB_KON	.30	.12
UEng	.22	.08

$N = 1910$; alle signifikant für $p < .01$

das Modell integriert und die verschiedenen Regressionsrechnungen gemäss der formulierten Wirkungshypothese hintereinander gekoppelt. Die beiden Ausgangsregressionen für Umweltbetroffenheit und Umweltwissen sind die selben wie im Pfadmodell im vorangegangenen Abschnitt (Abbildung 4.2) und sollen nicht nochmals erläutert werden. Auch die Betrachtung der Wirkungsweisen dieser beiden Skalen auf die nachfolgenden Konstrukte ergibt keine neuen Erkenntnisse (Einflusslosigkeit von Umweltbetroffenheit und signifikant positive Einflüsse von Umweltwissen auf Umweltbewusstsein und beide Umweltverhaltensskalen), ausser dass das Umweltwissen keinen Effekt auf das konative Umweltbewusstsein hat.

Zu den Zusammenhängen zwischen den beiden Bewusstseinskomponenten und dem Umweltengagement ist anzumerken, dass das konative Umweltbewusstsein sehr stark vom kognitiv/affektiven Umweltbewusstsein bestimmt wird und etwas schwächer auch vom Umweltengagement. Umweltwissen hat hier, wie schon erwähnt, keinen Einfluss. Allerdings hängt das Umweltengagement zu einem gewissen Grad vom Umweltwissen ab, und, wie nicht anders zu erwarten, sehr stark vom politischen Interesse der Befragten. Umweltengagement ist zusätzlich stark an das kognitiv/affektive Umweltbewusstsein gekoppelt und hat selbst gemäss der Eingangs formulierten Hypothese (zusätzlich zu dem Einfluss auf das konative Umweltbewusstsein) einen direkten Effekt auf das symbolische Umweltverhalten.

Interessant ist nun zu sehen, dass das konative Umweltverhalten im Gegensatz zum allgemeinen Umweltbewusstsein im klassischen Pfadmodell *beide* Verhaltenskonstrukte signifikant beeinflusst. Allerdings ist der Effekt auf den Bodenstein-Index nicht sehr hoch und kommt, betrachtet man die Koeffizienten auf der disaggregierten Ebene, durch die positive Beeinflussung der kostengünstigeren Module ESSEN, KLEID und ABFALL zustande (die Module MOBIL und WOHNEN werden sogar negativ beeinflusst (signifikant auf dem 5%-Niveau); vgl. Tabelle C.9 im Anhang). Entsprechend bleiben auch die starken strukturell-ökonomischen Einflüsse durch Einkommen und Haushaltsgrösse unberührt.

Der Effekt des konativen Umweltbewusstseins auf das konventionelle Umweltverhalten ist, wie nicht anders zu erwarten, sehr hoch.

Schliesslich muss genannt werden, dass das Umweltwissen auch bei diesem Modell einen zu beachtenden Einfluss auf beide Verhaltenskonzepte hat, Umweltenga-

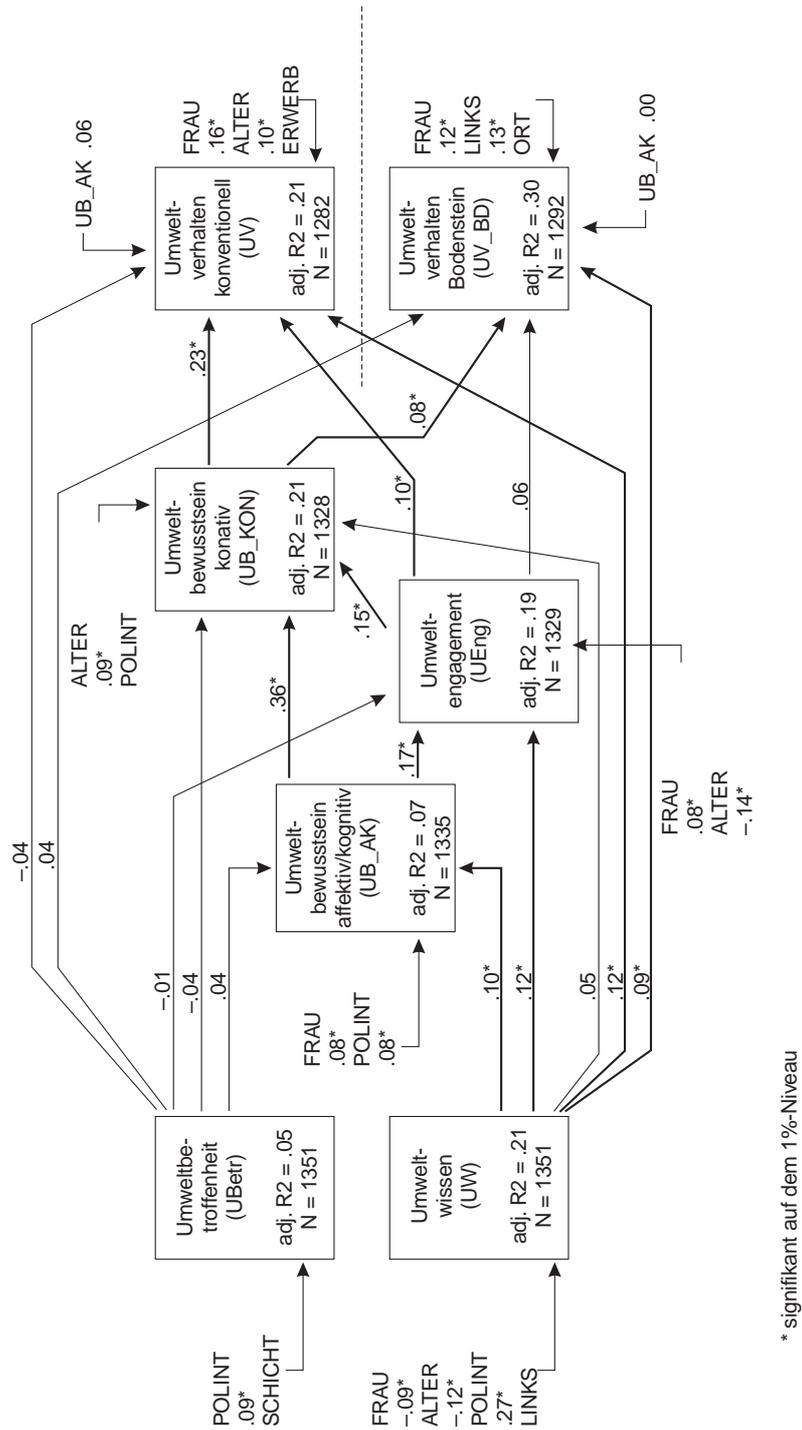


Abbildung 4.4: Erweitertes Pfadmodell des Umweltverhaltens (standardisierte OLS-Regressionskoeffizienten)

gement nur auf das symbolische Verhalten und der Einfluss des affektiv/kognitiven Umweltbewusstseins bei beiden Verhaltensmassen fast vollständig vom konativen Umweltbewusstsein absorbiert wird.

4.4 Zusammenfassung

Wenn man die prägnantesten Resultate der empirischen Analyse nochmals zusammenfasst, sollte bemerkt werden, dass gemäss den eingangs formulierten Hypothesen das konventionelle Umweltverhalten stärker durch Umwelteinstellungskomponenten beeinflusst wird, während der Bodenstein-Index in starkem Zusammenhang mit strukturell-ökonomischen Variablen (hauptsächlich Einkommen und Haushaltsgrösse) steht. Dieses Ergebnis zeigt sich klar bei den Korrelationsanalysen und sticht bei den Regressionsanalysen sogar noch deutlicher hervor.

Allerdings sind die Ergebnisse, wenn nur Berechnungen auf der aggregierten Ebene durchgeführt werden, etwas irreführend, denn die differenzierten Auswertungen der einzelnen Teilskalen und Module der beiden Umweltverhaltenskonstrukte fördern eine erstaunliche Übereinstimmung der Bestimmungsfaktoren von thematisch verwandten Skalen zu Tage. Die generellen Einflusstendenzen auf Verhaltensweisen innerhalb bestimmter Verhaltensbereiche sind also relativ robust gegen die unterschiedlichen Operationalisierungsvarianten. Es liegt dabei der schon vielfach angesprochene Schluss nahe, dass der Einfluss von Einstellungen in Verhaltensbereichen mit niedrigeren Verhaltenskosten hoch ist während in Situationen höherer Handlungsbehinderungen die strukturell-ökonomischen Umstände zum tragen kommen (die Kostensituation der verschiedenen Handlungen wurde hier jedoch nicht ermittelt sondern nur interpretiert).

Die sehr grossen Unterschiede der Einflüsse auf die beiden Gesamtindizes kommen hauptsächlich aufgrund unterschiedlicher Gewichtungen der Teilskalen und der Abdeckung teilweise alternativer Verhaltensbereiche zustande, und, da der Bodenstein-Index höheres Gewicht auf umweltbelastungsintensive Bereiche, für die eine ungünstigere Kostensituation angenommen wird, legt, erstaunen die klaren Resultate bezüglich des Einflusses von Einstellungen versus strukturell-ökonomischer Anreize kaum.

Soziologisch interessant und aussagekräftig ist daher eher die getrennte und detaillierte Betrachtung der Gegebenheiten auf der Ebene von verschiedenen Verhaltensbereichen, zumal bei den Analysen der Gesamtindizes aufgrund der Heterogenitäten der integrierten Bereiche wichtige Zusammenhänge nicht erkannt werden können.

Kapitel 5

Rekapitulation und Ausblick

5.1 Definitiorische Gegenüberstellung

Die Beurteilung der beiden Konzepte zur Messung von Umweltverhalten kann nur befriedigend abgeschlossen werden, wenn nochmals zu den bis jetzt nicht genauer ausgeführten definitiorischen Grundlagen der beiden Ansätze zurückgekehrt wird. Es kann gezeigt werden, dass die grundlegendsten Unterschiede der Ansätze durch ihr unterschiedliches Verständnis des Begriffes “Umweltverhalten” implementiert werden.

5.1.1 Umweltverhalten als naturwissenschaftliche Kategorie

Die Verhaltensmessung nach Bodenstein et al. geht von einem naturwissenschaftlich geprägten Begriff des Umweltverhaltens aus. Umweltverhalten ist danach genau genommen nicht eine soziale oder gesellschaftliche sondern eine physikalische Grösse, obwohl das Handeln in einer konkreten Situation auf vielfältige Weise von sozialen Aspekten durchdrungen ist. Im Kern handelt es sich bei einer Umwelthandlung nicht um eine Relation zwischen Subjekt und Objekt sozialer Art, sondern um eine Relation zwischen einem sozialen Subjekt (eine Einzelperson oder ein Kollektiv von Personen) und einem sozial neutralen Objekt, der Natur (ein Begriff, der noch zu klären ist), Umweltverhalten ist also per se nicht eine soziologische Kategorie.

Definition *Das Ausmass, in dem Dienstleistungen der Natur von einem Individuum oder einer Gruppe von Personen konsumiert werden, bewertet nach der dadurch erzeugten Belastung der Natur, ist gleich dem Umweltverhalten des Individuums oder der Gruppe von Personen.*

Der Begriff der Natur wird hier in eingeschränkter Form verwendet. Der Mensch ist ausgeschlossen von der Natur, er bildet das Gegenstück zur Natur. Das von Menschenhand Geschaffene gehört in der Regel ebenfalls nicht zur Natur (obwohl

sich da Unschärfen ergeben). Das Begriffspaar Mensch und Natur ist erschöpfend, d.h. alles nicht-menschliche gehört zur Natur.

Die Definition steht in Gegensatz zu der Aussage von Bodenstein et al., dass Umwelthandeln eine soziale Kategorie sei (1997: 35). Das soziale Element ist bei dem Umsetzungsversuch von Bodenstein et al. auf theoretischer Ebene nicht zu erkennen und kommt auf praktischer Ebene höchstens durch inkonsistente technische Möglichkeiten zustande. Durch die Abstraktion des Verhaltens zu Energiewerten und die Integration von umweltdiskussionsfremden Handlungsfeldern wird das gemessene Umweltverhalten des sozialen Bezugs entledigt (vgl. 41), d.h. es wird in Grössen gemessen, die durch das handelnde Individuum nicht oder nur teilweise als Kategorien des Umwelthandelns erfasst werden können, was das Konstrukt von der sozialen oder sozialpsychologischen Kategorie der Umwelteinstellungen loslöst. Allerdings, und da muss Bodenstein et al. recht gegeben werden, kommt die Bestimmung des Konzepts des Umwelthandelns (auch eines naturwissenschaftlich geprägten, wie es das von Bodenstein et al. ist) auf sozialem Wege zustande (vgl. 35). In dem vorliegenden Fall handelt es sich um eine relativ naheliegende Ableitung aus der neueren Nachhaltigkeitsdebatte in der umweltpolitischen Diskussion.

Es ist nichts gegen die von Bodenstein et al. angewendete Konzeption einzuwenden, wenn es darum geht ein genaues Abbild der individuell verursachten Umweltbelastungen zu erstellen. Dieses Vorhaben kann sehr nützlich für die Ermittlung von spezifischen Problemfeldern und deren Bestimmungsfaktoren sein. Es wird aufgezeigt, welche Handlungen hauptsächlich zu Umweltbelastungen führen und durch welche demographischen Umstände diese Handlungen in ihrer Ausführungsintensität bestimmt werden. Die Verhaltensmessung im Sinne von Bodenstein et al. besitzt aus naturwissenschaftlich-technischer und auch sozialdemographischer Sicht eine hohe Konstruktvalidität.

Aus sozialpsychologischer Sicht ist das Konstrukt jedoch relativ erklärungs-schwach. Die Verbindung zu soziologisch interessanten Grössen wird abgebrochen, da sich die Umweltverhaltensmessung nicht danach richtet, was sozial als umweltfreundlich oder -feindlich definiert ist. Es besteht die Gefahr einer deterministischen Sichtweise der Art, dass Umweltverhalten nur von exogenen Grössen bestimmt wird, und nicht, sei es auf ökonomisch-anreiztechnischem oder auf sozialpsychologisch-moralischem Wege, beeinflusst werden kann. Bereiche die soziologisch interessant sind – da einstellungsnah und in die Umweltdiskussion eingebunden – werden auf Grund ihres unterstellten geringeren Beitrages zur (massiven) Verminderung der Belastung der Umwelt zur Bedeutungslosigkeit degradiert.

Bezüglich der Inhaltsvalidität sind gegen das Konstrukt von Bodenstein et al. weitere Einwände aufzuführen. Es ist fraglich ob die in dieser Arbeit präsentierte Operationalisierung wirklich ein angemessener Schätzer für die persönlich tatsächlich verursachten Umweltbelastungen ist. Massive Verzerrung sind durch die Absenz von genauen Informationen zu vielen Handlungsfeldern zu erwarten und die eingesetz-

ten Gewichtungen bewegen sich zum Teil hart am Rand der Willkür. Die Probleme bezüglich der Umsetzung und der Inhaltsvalidität entstehen zugegebenermassen einerseits durch eine ungünstige Informationsmenge in dem hier verwendeten Datensatz, andererseits weist aber die Vorlage von Bodenstein et al. derart weiträumige Inkonsistenzen auf, dass sich die Frage danach, was eigentlich gemessen wird, geradezu aufdrängt. Als Beispiel sei hier nur gerade der völlig unglückliche Einsatz der z -Transformation erwähnt. Obwohl lobenswert in seiner Bestrebung ein reliableres, da vermehrt auf objektive Daten abgestütztes Instrument zu sein, weist der Bodenstein-Index eine sehr hohe unsystematische Heterogenität auf, die unter anderem die Gewichtung der einzelnen Elemente mit grossen Schwierigkeiten belastet, und kann bei weitem nicht als den Betrachtungshorizont abdeckend angesehen werden.

Ob im Rahmen der Umfrageforschung überhaupt ein im Sinne von Konstrukt und Inhalt valides Instrument zur Messung von Umweltverhalten als Umweltbelastungsbilanz konstruiert werden kann, ist ernsthaft zu bezweifeln.

5.1.2 Umweltverhalten als soziale Kategorie

Die konventionelle Umweltverhaltensmessung bedient sich einer grundsätzlich anderen definitorischen Grundlage, was vor allem durch Renn (1996) herausgehoben wurde. Renn geht von einer “analytischen Trennung zwischen Umwelt und Natur” (31) aus, wonach die (natürliche) Umwelt “als die für menschliche Zwecke und nach menschlichen Plänen gestaltete Natur verstanden” (ebd.) wird. Es folgt, dass “jede Umwelt .. immer ein Produkt der Wahrnehmung (Merkwelt) und damit sozial vermittelt” (ebd.) ist.

Für die konventionelle soziologische Umweltverhaltensmessung bedeutet dies, dass nicht naturwissenschaftlich-objektive Belastungswerte gemessen werden, sondern, dass sie sich nach der sozialen Definition von “umweltfreundlich” oder “umweltfeindlich” zu richten hat. Entsprechend werden Indikatoren mit starkem Bezug zu der Dimension des Umweltschutzes gewählt und bei der Indexerstellung nicht nach tatsächlichen Umweltbelastungen bewertet, sondern nur danach, ob eine bestimmte Umwelthandlung ausgeführt wird oder nicht, also danach, ob die in der Umweltschutzdiskussion vorgeschlagenen Verhaltensanweisungen befolgt werden oder nicht. Diese Operationalisierung vermag zwar nicht viel über tatsächlich erzeugte Umweltbelastungen auszusagen, und läuft Gefahr, sich nur auf symbolische Handlungen, also Handlungen mit starkem umweltpolitischem Bezug aber kleinem ökologischen Beitrag zu konzentrieren. Sie kann aber Aussagen treffen, über die Zusammenhänge zwischen der umweltpolitischen Diskussion, ihres Niederschlages in Einstellungen und Normen und schliesslich der Ausführung korrespondierender Handlungen. Umweltverhalten wird also in den Kreislauf von Wahrnehmung, sozialer Definition und Handlung eingefügt und nicht als von soziologischen Kategorien abstrahierte Grösse

behandelt.

Bezüglich der Inhaltsvalidität ergeben sich auch bei dieser Konzeption gewisse Schwierigkeiten. Die Definition lässt sich weniger exakt fassen und damit per se weniger genau umsetzen. Zudem müsste sich eine gute Operationalisierung den jeweiligen Entwicklungen im sozialen Diskurs anpassen können. Mit Recht kann beanstandet werden, dass sich der präsentierte Umweltverhaltensmessungsvorschlag zu stark auf einige wenige spezielle Bereiche konzentriert und nicht das ganze Spektrum der umweltpolitischen diskutierten Themen abzudecken vermag.

5.1.3 Fazit

Beide Operationalisierungsversuche vermögen nicht auf ganzer Linie zu überzeugen, was einerseits an der jeweils mangelhaften Durchführung liegen mag, andererseits aber auch aus definatorischen Gründen zustande kommt. Wie dem Bodenstein-Index das soziologische Kalkül abhanden geht, so besteht beim konventionellen Index die Gefahr der ökologischen Belanglosigkeit.

Für zukünftige Forschungen kann also folgendes als erstrebenswert angesehen werden: Erstens sollte bei der Anwendung von Konzepten zur Messung von Umweltverhalten mehr Gewicht auf die Ausarbeitung definatorisch-theoretischer Grundlagen gelegt werden, um den Bezugsrahmen abzustecken, das Erklärungspotential aufzudecken und eine konsistente Messung überhaupt erst zu ermöglichen. Zweitens sollte bei der operationellen Umsetzung auf die exakte Einhaltung der durch die Definition gesetzten Grenzen und vollständige Ausschöpfung des Definitionsraumes geachtet werden, und drittens sollte wohl von der Option der Konstruktion eines "universellen" Masses abgesehen werden. Jedes Mass weist seine Möglichkeiten auf und ist entsprechend einzusetzen. Fruchtbare soziologische Forschung kann nur mit einem Mass soziologischen Bezugs betrieben werden, allerdings sollte nicht aus den Augen verloren werden, dass sich solche Masse zuweilen stark von der "objektiven" Welt, der naturwissenschaftlichen Relevanz entfernen.

Alles in allem scheint, wie auch die diskriminierenden Resultate der empirischen Auswertung gezeigt haben, für die Entwicklung verbesserter und erweiterter Indizes eine Berücksichtigung beider vorgestellten Ansätze zur Messung von Umweltverhalten durchaus angebracht.

Es wäre z.B. eine Erweiterung des konventionellen Ansatzes auf alternative Verhaltensbereiche denkbar, wie im nächsten Abschnitt zu zeigen versucht wird.

5.2 Umweltverhalten und seine Dimensionen

Für dieses Vorhaben soll nochmals auf die Ebene der empirischen Daten zurückgegriffen werden. Abbildung 5.1 zeigt das Ergebnis der Smallest Space Analyse unter Einbezug von allen im Datensatz vorhandenen Variablen, die unter ein Konstrukt des

Umweltverhaltens subsumiert werden könnten.¹ Man erkennt klar, wie die verschiedenen Bereiche des konventionellen Umweltverhaltens und des Bodenstein-Index trotz der zum Teil sehr unterschiedlichen Skalierungen der einzelnen Variablen voneinander getrennt dargestellt werden. Die Bereiche des Mobilitäts- bzw. Verkehrsverhaltens, des Wohn-, Energie-, Einkaufs-, Abfall- und Bekleidungsverhaltens lassen sich sehr deutlich lokalisieren. Es kann erwartet werden, dass durch die Operationalisierung der einzelnen Bereiche mittels der abgebildeten Variablen (oder jeweils einer Auswahl davon) relativ homogene Teilskalen gebildet werden können, die viele verschiedenen Aspekte des Umweltverhaltens abdecken. Die zirkuläre Anordnung der Bereiche ist mehr oder weniger vollständig, d.h. im Gegensatz zu den getrennten SSA-Abbildungen für die beiden besprochenen Umweltverhaltensmasse (siehe Kapitel 3) bestehen keine grossen undefinierte Kreissektoren. Eine Besonderheit ist für den Bereich des Bekleidungsverhaltens zu bemerken, da sich die Variable für das Einkaufen in Second-Hand-Läden auf der dem Bekleidungsverhalten gegenüberliegenden Seite des Kreises befindet. Dies weist darauf hin, dass es sich bei der Tragedauer von Kleidungsstücken und dem Einkaufen von Gebrauchtkleidern um Substitute handelt.

Die in Abbildung 5.1 dargestellten Variablen sind nicht auf einheitliches Skalenniveau genormt, was die der Abbildung zugrundeliegende Matrix linearer Korrelationskoeffizienten problematisiert. Da ordinal wie auch metrisch skalierte Variablen unzulässigerweise zueinander in eine lineare Beziehung gesetzt werden, ist Skepsis gegenüber der dargestellten SSA-Lösung durchaus angebracht. Zudem müssten die Variablen, um zu Indizes zusammengefasst werden zu können, so oder so auf ein einheitliches Skalenniveau transformiert werden, was die Gültigkeit der Resultate mit nicht-transformierten Daten ebenfalls relativiert.

Da einige Items schon in (0-1)-Codierung vorliegen, bietet sich die Dichotomisierung sämtlicher Variablen auf 1 = "umweltfreundlich" und 0 = "nicht umweltfreundlich" an, wodurch aber (insbesondere bei nichtlinearen Abhängigkeiten) Verzerrungen entstehen können, so dass geprüft werden muss, ob die in Abbildung 5.1 dargestellten Resultate erhalten bleiben. Abbildung 5.2 zeigt die methodisch korrekte² Smallest Space Schätzung mit den gleichen aber auf eine dichotome Skala normierten Variablen.³

Der Vergleich der beiden Abbildung deutet auf die Robustheit der Methode hin, denn die beiden Lösungen sich fast identisch. Die Interpretation muss nicht revidiert werden.

¹Die Abbildung zeigt die Dimensionen 1 und 2 der dreidimensionalen Berechnung – die dritte Dimension bleibt hier uninterpretiert. Die zugrundeliegende Korrelationsmatrix ist in Anhang C (Tabelle C.11) wiedergegeben.

²Die Verwendung von Pearson's r ist bei dichotomen Variablen angemessen (vgl. auch Abschnitt 3.1.2)

³Die Abbildung zeigt ebenfalls die Dimensionen 1 und 2 der dreidimensionalen Berechnung (Korrelationsmatrix in Tabelle C.12).

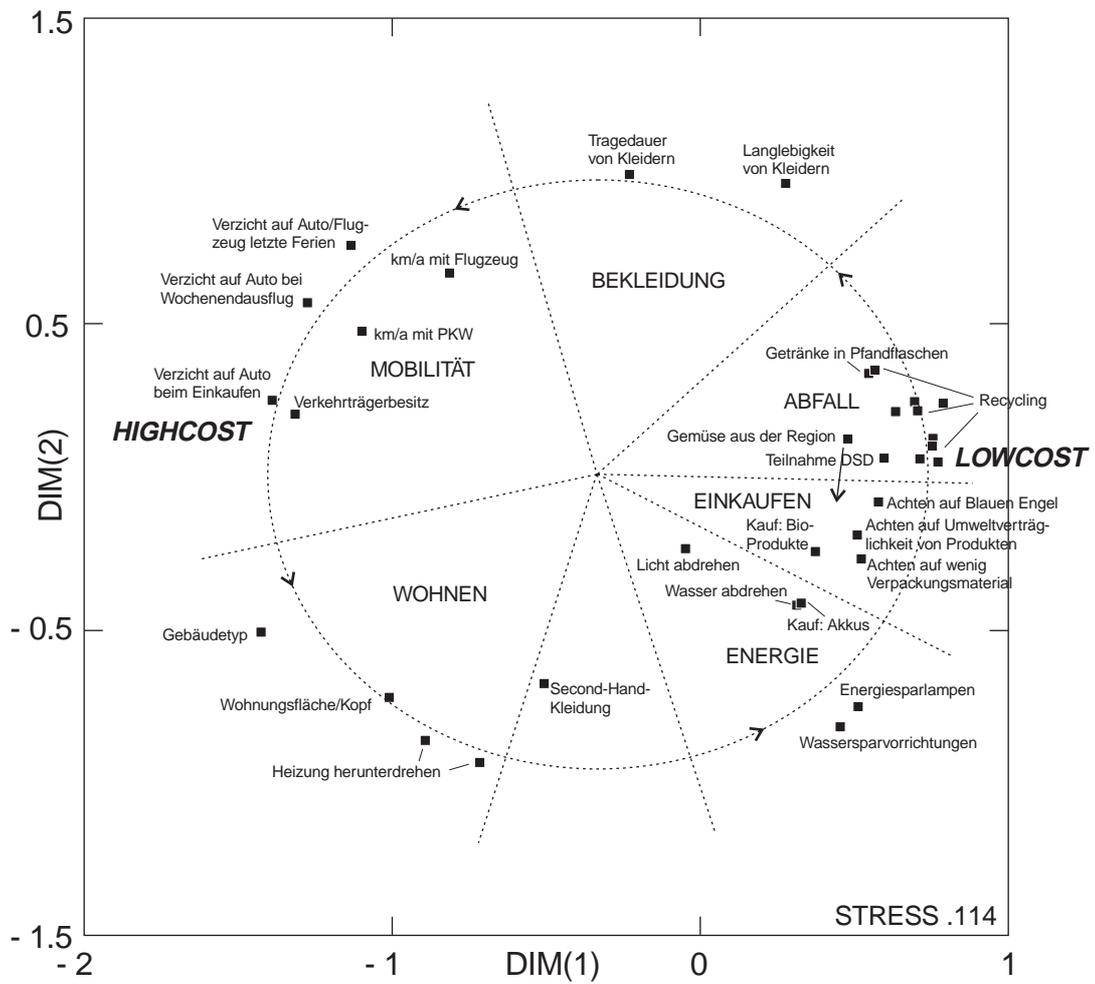


Abbildung 5.1: SSA-Plot aller Verhaltensvariablen

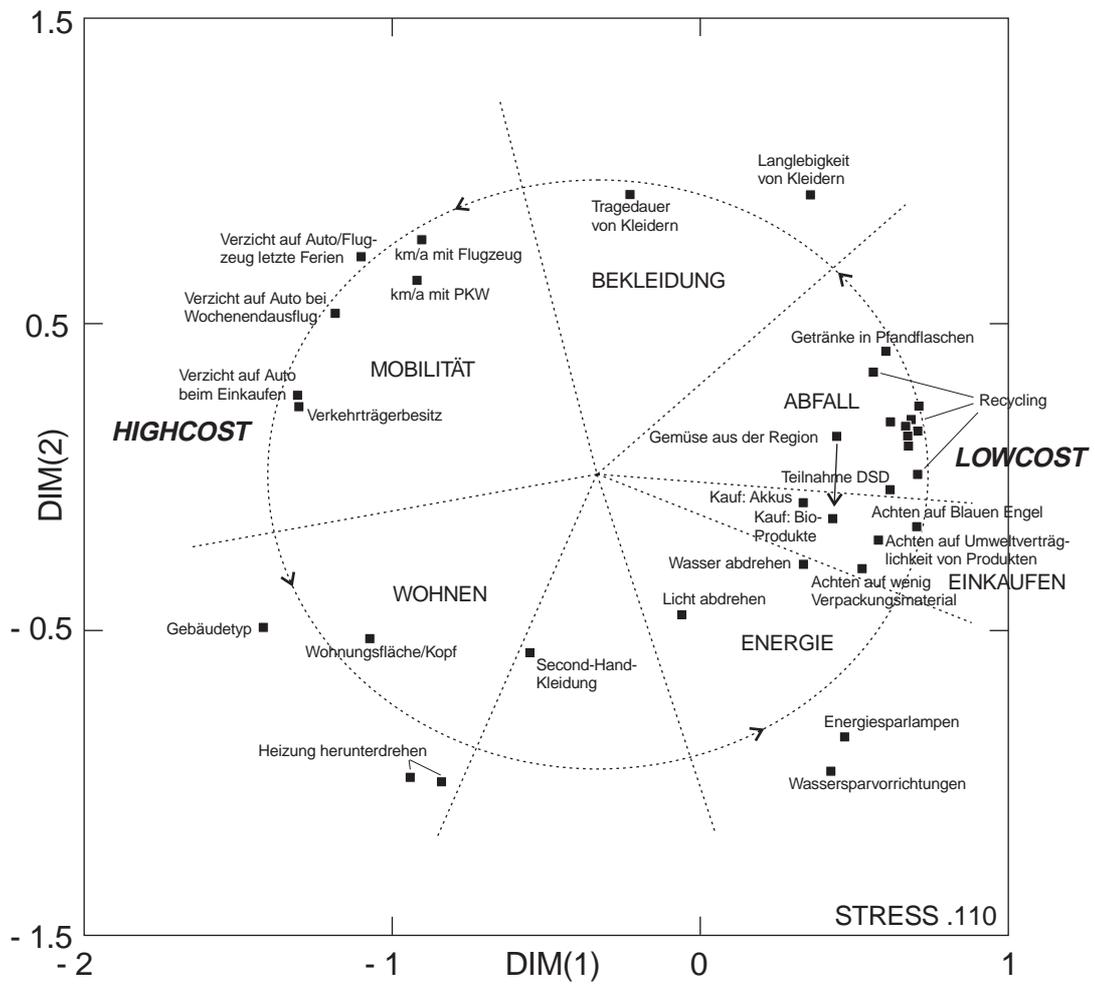


Abbildung 5.2: SSA-Plot der dichotomisierten Verhaltensitems

Mit den dichotomisierten Variablen könnten nun die lokalisierten Bereiche mittels einfacher Addition zu Skalen zusammengefasst werden, wodurch eine optimale Ausschöpfung der im Datensatz vorhandenen Verhaltensinformation erreicht würde. Die so berechneten Skalen würden zwar sicherlich umfassender sein als die beiden besprochenen Ansätze, es kann aber nicht unbedingt von einer höheren Validität ausgegangen werden. Die Methode versucht einzig alle vorhandene Information zu nutzen, stützt sich aber nicht auf zusätzliche Plausibilitätsüberlegungen.

Erstaunlich ist allerdings, dass die (internen) Zusammenhänge trotz der Skalentransformation erhalten bleiben, was ein Hinweis sein könnte, dass auf die komplizierten Umrechnungsverfahren von Bodenstein et al. verzichtet werden kann. Dies müsste allerdings in multivariaten Verfahren genauer getestet werden.

Schlusswort

Die Messung von Umweltverhalten ist, wie wir gesehen haben, keinesfalls trivial. Im Verlaufe dieser Arbeit wurden zwei sehr unterschiedliche Ansätze präsentiert und ausführlich empirisch und theoretisch besprochen und trotzdem kann nicht eine allgemeingültige Schlussfolgerung gefunden, oder gar ein neues idealisiertes Mass vorgeschlagen werden.

Die Ergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass nicht unbedingt die genaue methodisch-technische Skalenkonstruktion entscheidend für die gefundenen Zusammenhänge zu soziologisch interessierenden Grössen ist, sondern den durch die Skalen abgedeckten Verhaltensbereichen eine ungleich grössere Bedeutung zukommt. Das Konstrukt des Umweltverhaltens kann nicht als eine homogene Grösse angesehen werden, es bezieht sich auf verschiedenste thematische Verhaltensdimensionen, die bezüglich der Zusammenhänge zu Umwelteinstellungen oder zu ökonomischen Anreizstrukturen ein jeweiliges Eigenleben führen.

Aus der Sicht der Befunde dieser Arbeit ist es also wohl am fruchtbarsten, wenn sich die Forschung im Bereich der empirischen Umweltsoziologie bei der Bestrebung, ein valideres und reliableres Instrument zur Messung von Umweltverhalten zu erhalten, auf die Vervollständigung des durch das Konstrukt abzudeckenden Merkmalraumes konzentriert. Versuche, wie der von Bodenstein et al. unternommene, ein Verhaltensmass nach naturwissenschaftlich-ökologischen Kriterien zu konstruieren oder allgemein die Erstellung von komplexen Gewichtungs- und Verrechnungsverfahren scheinen eine zweitrangige Rolle zu spielen und sind erst in einem weiterführenden Schritt anzustreben. Der Wert des von Bodenstein et al. vorgeschlagenen Konzepts ist vielmehr in der erfolgreichen Identifikation neuer für das Konstrukt des Umweltverhaltens wichtiger Verhaltensbereiche zu sehen.

Als letztes bleibt darauf hinzuweisen, dass eine erfolgreiche Operationalisierung von Umweltverhalten fähig sein muss, sich den Entwicklungen in der Umweltforschung wie auch in der gesellschaftlichen Umweltdiskussion oder allgemein dem Wandel der sozialen Definition des Umweltproblems anzupassen, will es den zeitgemässen sozialen Gegebenheiten gerecht werden.

Literatur

Ajzen, I., 1989: Attitude Structure and Behavior, in: Pratkanis, A.R., S.J. Breckler und A.G. Greenwald (ed.): Attitude Structure and Function, Erlbaum: Hillsdale, New Jersey.

Ajzen, I., und M. Fishbein, 1974: Attitudes towards Objects as Predictors of Single and Multiple Behavioral Criteria, in: Psychological Review 81(1): 59-74.

Ajzen, I., und M. Fishbein, 1977: Attitude–Behaviour Relations: A Theoretical Analysis and Review of Empirical Research, in: Psychological Bulletin 84(5): 888-918.

Backhaus, K., B. Erichson, W. Plinke und R. Weiber, 1996: Multivariate Analysemethoden. Eine Anwendungsorientierte Einführung, 8., verbesserte Auflage, Springer: Berlin, Heidelberg, New York.

Bodenstein, G., A. Spiller und H. Elbers, 1997: Strategische Konsumententscheidungen: Langfristige Weichenstellungen für das Umwelthandeln – Ergebnisse einer empirischen Studie. Diskussionsbeiträge des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaft der Gerhard-Mercator-Universität, Gesamthochschule Duisburg, Nr. 234.

Borg, I. (ed), 1981: Multidimensional Data Representations: When and Why. Mathesis Press: Ann Arbor.

Borg, I., 1992: Grundlagen und Ergebnisse der Facettentheorie. Hans Huber: Bern.

Borg, I., und T. Staufenbiel, 1993: Theorien und Methoden der Skalierung. Eine Einführung. 2., vollständig neu bearbeitete und erweiterte Auflage, Hans Huber: Bern, Göttingen, Toronto, Seattle.

Borg, I., und P. Groenen, 1997: Modern Multidimensional Scaling. Theory and Application. Springer: New York, Berlin, Heidelberg.

BUND und Misereor (Hg), 1996: Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Birkhäuser: Basel, Boston und Berlin.

Canter, D. (ed), 1985: Facet Theory. Approaches to Social Research. Springer: New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo.

Diekmann, A., 1995: Empirische Sozialforschung. Grundlagen, Methoden, Anwendungen. Rowohlt: Reinbek bei Hamburg.

Diekmann, A., 1996: Homo ÖKOnomicus, in: Diekmann, A. und C. Jäger (Hg): Umweltsoziologie. Sonderband der Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, Westdeutscher Verlag, Opladen: 89-118.

Diekmann, A. und A. Franzen (Hg), 1995: Kooperatives Umwelthandeln. Modelle, Erfahrungen, Massnahmen. Rüegger: Chur und Zürich.

Diekmann, A., und A. Franzen, 1996: Einsicht in ökologische Zusammenhänge und Umweltverhalten, in: Kaufmann-Hayoz, R., A. Di Giulio (Hg): Umweltproblem Mensch. Humanwissenschaftliche Zugänge zu umweltverantwortlichem Handeln. Haupt, Bern: 135-157.

Diekmann, A., T. Gautschi und P. Preisendörfer, 1996: Umweltbewusstsein in Deutschland 1996. Codebuch. Universität Bern und Universität Rostock (mimeo).

Diekmann, A. und P. Preisendörfer, 1991: Umweltbewusstsein, ökonomische Anreize und Umweltverhalten. Empirische Befunde aus der Berner und Münchner Umweltbefragung, in: Schweizerische Zeitschrift für Soziologie, 17: 207-231.

Diekmann, A. und P. Preisendörfer, 1992: Persönliches Umweltverhalten. Diskrepanzen zwischen Anspruch und Wirklichkeit, in: Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, 44: 226-251.

Diekmann, A. und P. Preisendörfer, 1993: Zur Anwendung der Theorie rationalen Handelns in der Umweltforschung. Eine Antwort auf die Kritik von Christian Lüdemann, in: Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie 45(1): 125-134.

Diekmann, A., und P. Preisendörfer, 1998: Umweltbewusstsein und Umweltverhalten in Low- und High-Cost-Situationen. Eine empirische Überprüfung der Low-Cost-Hypothese. Universitäten Bern und Rostock (mimeo).

Fahrmeir, L., R. Künstler, I. Pigeot und G. Tutz, 1997: Statistik. Der Weg zur Datenanalyse, Springer: Berlin, Heidelberg.

Fishbein, M., und I. Ajzen, 1975: Belief, Attitude, Intention and Behaviour. An Introduction to Theory and Research, Addison-Wesley: Reading, Massachusetts.

Franzen, A., 1995: Trittbrettfahren oder Engagement? Übelegungen zum Zusammenhang zwischen Umeltbewusstsein und Umweltverhalten, in: Diekmann, A. und A. Franzen (Hg): Kooperatives Umwelthandeln. Modelle, Erfahrungen, Massnahmen. Rüegger, Chur und Zürich: 133-149.

Franzen, A., 1997: Umweltbewusstsein und Verkehrsverhalten. Empirische Analysen zur Verkehrsmittelwahl und der Akzeptanz umweltpolitischer Massnahmen. Rüegger: Chur und Zürich.

Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel und M. Ménard, 1994: Ökoinventare für Energiesysteme. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW) und Nationaler Energie-Forschungs-Fonds (NEFF).

GFM-GETAS/WBA, 1998: Umweltbewusstsein in Deutschland 1998. Methodendokumentation zur technischen Organisation und Durchführung. Hamburg (mimeo).

Global Challenges Network (GCN) (Hg), 1995: Brauchen Sie die Energiediät? Ein Test von Global Challenges Network und dem Greenpeace-Magazin. Beilage zum Greenpeace-Magazin 1/1995.

Greenpeace Schweiz und Verkehrs-Club der Schweiz (VCS) (Hg), 1992a: Persönliche Energie- und CO₂-Bilanz. Ein Fragebogen zur Bestimmung des privaten Energieverbrauchs und CO₂-Ausstosses. Zürich.

Greenpeace Schweiz und Verkehrs-Club der Schweiz (VCS) (Hg), 1992b: Persönliche Energie- und CO₂-Bilanz. Berechnungsgrundlagen und Kommentar zum Fragebogen. Zürich.

Guttman, L., 1977: What is Not What in Statistics, in: Borg, I. (ed): Multidimensional Data Representations: When and Why. Mathesis Press, Ann Arbor 1981: 20-46.

Hofstetter, P., und A. Braunschweig, 1994: Bewertungsmethoden in Ökobilanzen – ein Überblick, in: GAIA 3 no. 4: 227-236.

Iff, H., 1982: Zur Methodologie von Auswertung und Erhebung, in: Meyer, R., K. Haltiner, R. Hofer, H. Iff und W. Rüegg: Fragen an die Zukunft. Die Bedeutung von Beruf, Bildung und Politik für die zwanzigjährigen Schweizerinnen und Schweizer. Sauerländer, Aarau und Frankfurt/M: 265 - 291.

Kirsch, G., 1991: Umweltbewusstsein und Umweltverhalten – Eine theoretische Skizze eines empirischen Problems, in: ZfU, 3/1991: 249-261.

Kruskal, J.B., 1964a: Multidimensional Scaling by Optimizing Goodness of Fit to a Nonmetric Hypothesis, in: Psychometrika, 29: 1-27.

Kruskal, J.B., 1964b: Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method, in: Psychometrika, 29: 115-129.

Kruskal, J.B. und M. Wish, 1978: Multidimensional Scaling. Sage: Beverly Hills.

Lüdemann, C., 1993: Diskrepanzen zwischen theoretischem Anspruch und forschungspraktischer Wirklichkeit. Eine Kritik der Untersuchung über "Persönliches Umweltverhalten: Diskrepanzen zwischen Anspruch und Wirklichkeit" von Andreas Diekmann und Peter Preisendörfer, in: Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie 45(1): 116-124.

May, M., 1996: Graue Energie und Umweltbelastungen von Heizungssystemen. Jeni Energietechnik AG: Oberburg (CH).

Preisendörfer, P., und A. Franzen, 1996: Der schöne Schein des Umweltbewusstseins, in: Diekmann, A. und C. Jäger (Hg): Umweltsoziologie. Sonderband der Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie. Westdeutscher Verlag, Opladen: 219-244.

Preisendörfer, P., 1998: Umweltbewusstsein in Deutschland 1998. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bonn.

Renn, O., 1996: Rolle und Stellenwert der Soziologie in der Umweltforschung, in: Diekmann, A. und C. Jäger (Hg): Umweltsoziologie. Sonderband der Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie. Westdeutscher Verlag, Opladen: 28-58.

Schnell, R., P.B. Hill, E. Esser, 1993: Methoden der empirischen Sozialforschung, 4., überarbeitete Auflage, Oldenbourg: München.

Spreng, D., 1995: Graue Energie. Energiebilanzen von Energiesystemen. vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich und B.G.Teubner: Stuttgart.

Anhang A

Skalenbildung

Nachfolgend wird die Bildung sämtlicher, in dieser Studie verwendeter und anhand des Deutschen Umweltsurveys 1998 konstruierter Skalen vollständig beschrieben (die Variablennummern beziehen sich auf den Fragebogen des Surveys bzw. die Variablenamen im Datensatz):

A.1 Umweltverhalten (konventionell)

Die konventionellen Skalen des Umweltverhaltens (nach Diekmann/Preisendörfer 1992, Diekmann/Franzen 1996 und Franzen 1997) werden durch einfache Addition gebildet und zwecks einfacherer Vergleichbarkeit auf einen Bereich von 0-10 standardisiert. Hohe Werte stehen für umweltfreundliches Verhalten, tiefe für weniger umweltkonformes Handeln. Das allgemeine Umweltverhalten (Gesamtindex) setzt sich aus 16 gleichgewichteten Items zusammen, die jeweils zu Vierergruppen zusammengefasst die Teilbereiche Einkaufsverhalten, Müll- und Abfallverhalten, Energieverhalten und Verkehrsverhalten konstruieren.

A.1.1 Einkaufsverhalten (EKV)

Um die Skala des Einkaufsverhaltens zu berechnen, werden die Antworten zu den folgenden Variablen aggregiert:¹

v12: "Wie häufig achten Sie beim Einkaufen auf Hinweise, die auf den Verpackungen stehen und etwas zur Umweltverträglichkeit der Produkte aussagen?"

v19: "Wie häufig achten Sie darauf, Produkte zu kaufen, die möglichst wenig Verpackungsmaterial haben?"

v20: "Wie häufig achten Sie beim Kauf von Obst und Gemüse darauf, frische Ware

¹Korrigierte Trennschärfekorrelationskoeffizienten: v12 = .45, v19 = .46, v20 = .38, v21 = .37; Cronbach's Alpha = .64; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 1.91, Erklärte Varianz = 47.8%)

aus der Saison aus Ihrer Region zu kaufen?”

v21: “Wie häufig kaufen Sie Lebensmittel aus kontrolliert-biologischem Anbau?”

Die ursprünglich 5-stufige Skala der Variablen wird jeweils umcodiert auf 1 = ‘immer’ und ‘oft’ sowie 0 = ‘manchmal’, ‘selten’ und ‘nie’.

A.1.2 Müll- und Abfallverhalten (MAV)

Für die Skala des Müll- und Abfallverhaltens werden die folgenden Variablen zusammengeführt:²

v28a: Häufigkeit mit der Papier und Zeitungen vom Restmüll getrennt gesammelt werden.

v28b: Häufigkeit mit der Glas vom Restmüll getrennt gesammelt wird.

v28e: Häufigkeit mit der Aluminium vom Restmüll getrennt gesammelt wird.

v28f: Häufigkeit mit der Batterien vom Restmüll getrennt gesammelt werden.

Die ursprünglich 4-stufige Skala der Variablen wird jeweils umcodiert auf 1 = ‘immer’ sowie 0 = ‘häufig’, ‘gelegentlich’ und ‘nie’.

A.1.3 Energieverhalten (ENV)

Die Skala des Energieverhaltens setzt sich aus den folgenden Variablen zusammen:³

v36: “Verwenden Sie in Ihrem Haushalt Energiesparlampen?” (‘ja, ausschliesslich’ und ‘teils/teils’ = 1, ‘nein’ = 0)

v39: “Drehen Sie beim Duschen während des Einseifens oder während des Shampooierens der Haare das Wasser ab?” (‘ja, ausschliesslich’ = 1, ‘nein’, ‘teils/teils’, und ‘sonstiges (z.B. keine Dusche)’ = 0)

v40: “Haben Sie in Ihrem Haushalt Wasserspar-Einrichtungen, z.B. eine Wasserspartaste an Ihrer Toilette?” (‘ja’ = 1, ‘sonstiges’ und ‘nein’ = 0)

v44: “Wenn Sie im Winter ihre Wohnung für mehr als vier Stunden verlassen, drehen Sie da normalerweise die Heizung ab oder herunter?” (‘ja, drehe ab/herunter’ = 1, ‘nein, drehe nicht ab/herunter’, ‘nein, Heizung wird automatisch heruntergestellt’ und ‘nein, Abdrehen ist technisch nicht möglich’ = 0)

²Korrigierte Trennschärfekorrrelationskoeffizienten: v28a = .60, v28b = .64, v28e = .53, v28f = .49; Cronbach’s Alpha = .77; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 2.39, Erklärte Varianz = 59.7%)

³Korrigierte Trennschärfekorrrelationskoeffizienten: v36 = .20, v39 = .17, v40 = .20, v44 = .08; Cronbach’s Alpha = .31; Faktorenanalyse (principal components): 2 Faktoren (Faktor 1: Eigenwert = 1.33, erklärte Varianz = 33.3%; Faktor 2: Eigenwert = 1.01, erklärte Varianz = 25.2%); Variable v44 lädt auf dem zweiten Faktor, die anderen auf Faktor 1.

Tabelle A.1: Statistische Masszahlen der konventionellen Verhaltensskalen

Skala	<i>N</i>	Mittelw.	Std.abw.	Min	Max	Schiefe	Wölbung
EKV	2019	4.43	3.29	.00	10.00	.17	-1.11
MAV	2015	7.84	3.02	.00	10.00	-1.37	.86
ENV	2009	5.43	2.82	.00	10.00	-.13	-.73
VKV	2012	2.93	3.48	.00	10.00	.95	-.46
UV	1967	5.16	1.73	.00	10.00	-.20	-.11

A.1.4 Verkehrsverhalten (VKV)

Für die Skala des Verkehrsverhaltens werden die folgenden Variablen ausgewählt:⁴

v49d: Autobesitz ('kein Auto' = 1, 'ein oder mehr Autos' = 0)

v66: "Welches Verkehrsmittel verwenden Sie hauptsächlich, wenn Sie am Wochenende einen Ausflug machen?" ('nie einen Ausflug am Wochenende', 'öffentliche Verkehrsmittel', 'Fahrrad', 'zu Fuss' und 'sonstiges' = 1, 'Auto' und 'Motorrad/Moped/Mofa' = 0)

v68: "Mit welchem Verkehrsmittel sind Sie in Ihren letzten Urlaub gefahren, welches Verkehrsmittel oder welche Verkehrsmittel haben Sie für die An- und Rückreise benutzt?" ('Bus eines Reiseunternehmens', 'Bahn (Eisenbahn)', 'Fahrrad', 'Motorrad/Moped/Mofa', 'noch nie in den Urlaub gefahren' und 'sonstiges' = 1, 'Flugzeug' und 'Auto' = 0)

v70: "Wie erledigen Sie in der Regel grössere Haushaltseinkäufe?" ('zu Fuss', 'mit dem Fahrrad', 'mit öffentlichen Verkehrsmitteln' und 'Person erledigt keine Einkäufe' = 1, 'mit dem Auto' und 'mit dem Motorrad/Moped/Mofa' = 0)

A.1.5 Umweltverhalten (UV)

Die Skala des allgemeinen Umweltverhaltens entspricht der auf 0-10 standardisierten Summe der Werte aus den Skalen EKV, MAV, ENV und VKV.

A.1.6 Statistische Übersicht

Tabelle A.1 zeigt eine Übersicht über die statistischen Masszahlen der konventionellen Verhaltensskalen.

⁴Korrigierte Trennschärfekorrelationskoeffizienten: v49d = .68, v66 = .58, v68 = .51, v70 = .56; Cronbach's Alpha = .78; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 2.42, Erklärte Varianz = 60.5%)

A.2 Umweltverhalten nach Bodenstein et al.

Aus Gründen der Verfügbarkeit von spezifischen Daten konnte die Replikation des Bodenstein-Index nur näherungsweise erreicht werden. Zusätzlich wurden zum Teil alternative Gewichtungsfaktoren verwendet, da einerseits die in Bodenstein et al. verwendeten Faktoren an manchen Stellen nicht direkt übertragen werden konnten und andererseits für gewisse Bereiche genauere Angaben zu Gewichtungsfaktoren vorlagen. (Bodenstein et al. beziehen sich weitgehend auf Global Challenges Network 1995. Eine Schrift, die auf den hier herangezogenen Quellen Greenpeace/VCS 1992a und 1992b beruht, aber weniger ausführlich als diese ist.) Die *exakte* Bildung der unterbreiteten Skala kann in Bodenstein et al. (1997: 113-116) nachgeschlagen werden.

Als erstes werden fünf Teilskalen für die Umweltbelastung durch (1) Mobilität, (2) Ernährung, (3) Wohnen, (4) Bekleidung und (5) Abfall gebildet, die dann unter Berücksichtigung einer Gewichtung zum Gesamtindex aggregiert werden. Die Skalen sind in ihrer Originalform umgekehrt gepolt als die konventionellen Umweltverhaltensskalen (tiefe Werte = umweltfreundlicheres Verhalten, und umgekehrt). Aus Gründen der Einfachheit und Übersichtlichkeit sind sie deshalb hier alle mit -1 multipliziert worden.

A.2.1 Teilbereich Mobilität (MOBIL)

Die einflussenden Variablen sind:

- Anzahl der im Jahre 1997 mit dem Auto zurückgelegten Kilometer (inklusive Fahrten als Passagier) (v55/v56)
- Anzahl der im Jahre 1997 gemachten Flüge innerhalb von Deutschland, Europa oder weltweit (v63)
- Schätzung der mit der Bahn im Jahre 1997 zurückgelegten Reisekilometer (v58/v59)
- Anzahl der im Besitz des Haushaltes befindlichen Fahrräder, Mofas/Mopeds, Motorräder und Autos (v49) geteilt durch die Anzahl im Haushalt lebender Personen (s16)

Die Skala wird in folgenden drei Schritten gebildet:

(1) Zurückgelegte Kilometer (KM): Die mit den verschiedenen Verkehrsträgern zurückgelegten Kilometer werden zu einer einzigen Zahl summiert. Dabei werden

folgende Gewichtungen und Umformungen vorgenommen:⁵ a. Multiplikation der gefahrenen Autokilometer⁶ mit einem Durchschnittsverbrauch von 0.11 l/km⁷ und einem Faktor für den totalen Energieeinsatz pro Liter Benzin von 12.2 kWh/l.⁸ Um die kWh/km in kWh/Pkm umzuwandeln, muss der Faktor noch durch die durchschnittliche Anzahl Personen, die sich während einer Fahrt in einem Fahrzeug befinden, geteilt werden (1.7;⁹ Gesamtfaktor: 0.79); b. Schätzung und Addition der Flugkilometer mit 1000 km pro Deutschland-, 2800 km pro Europa-, und 10000 km pro weltweiter Flug,¹⁰ wobei die Kilometer jeweils gewichtet wurden mit einem Faktor für den direkten und den indirekten Energieverbrauch (1.5 kWh/Pkm für Deutschland-, 0.81 kWh/Pkm für Europa- und 0.60 kWh/Pkm für weltweite Flüge);¹¹ c. Schätzung der jährlichen Bahnkilometer anhand von v58 'Häufigkeit der Bahnnutzung' und v59 'Intensität der Bahnnutzung' und Multiplikation mit einem Faktor für Stromverbrauch, Infrastruktur und Unterhalt von 0.38.¹²

(2) Verkehrsträgerbesitz (KG): Der Besitz von Verkehrsträgern wird in Tonnen umgerechnet indem für Fahrräder ein Gewicht von 0.015 t angenommen wurde, für Mofas 0.030 t, für Motorräder 0.220 und für Automobile 1.050 t.¹³

(3) Die beiden Skalen aus (1) und (2) werden *z*-standardisiert und zum Index für den Teilbereich Mobilität aggregiert. Der Index wird zusätzlich mit -1 multipliziert.

Bodenstein et al. (1997: 114) verwendeten zusätzlich die gefahrenen Kilometer mit dem Motorrad und berücksichtigten die Fahrzeugklasse bei der Berechnung des Gesamtgewichts – Informationen die im Deutschen Umweltsurvey 1998 leider fehlen.

⁵Umrechnung der Kilometer zu kWh Energieverbrauch pro Jahr.

⁶Für fehlende Werte bei der Frage nach den zurückgelegten Autokilometern (v56; 16%) wurden Schätzungen eingesetzt, die den Mittelwerten gruppiert nach den Angaben zu v55 'Tage der Autobenutzung pro Woche' entsprechen. Es sind dies: 'weniger als einen Tag' = 2385 km/a; 'ein Tag' = 4293 km/a; 'zwei Tage' = 7427 km/a; 'drei Tage' = 9310 km/a; 'vier Tage' = 11684 km/a; 'fünf Tage' = 12898 km/a; 'sechs Tage' = 16960 km/a; 'sieben Tage' = 19857 km/a und 'fahre nie Auto' = 0 km/a.

⁷Eigene Schätzung

⁸Vgl. Greenpeace/VCS 1992b: 20f. In der Zahl enthalten sind Treibstoff (inkl. Raffinerie und Transport), Pneuverschleiss, Schmieröl, Ersatzteile, Servicegarage, Strassenbau und -unterhalt.

⁹Vgl. Greenpeace/VCS 1992b: 20.

¹⁰Jeweils hin und zurück. Die Zahlen entsprechen den Durchschnittszahlen für Kurz-, Mittel- und Langstreckenflüge (vgl. Greenpeace/VCS 1992b: 23).

¹¹Vgl. Greenpeace/VCS 1992b: 22ff.

(1) Deutschland: $\frac{1.25MJ/Pkm+4.15MJ/Pkm}{3.6} = 1.5kWh/Pkm$

(2) Europa: $\frac{0.37MJ/Pkm+2.53MJ/Pkm}{3.6} = 0.81kWh/Pkm$

(3) Weltweit: $\frac{0.09MJ/Pkm+2.08MJ/Pkm}{3.6} = 0.60kWh/Pkm$

¹²Vgl. Greenpeace/VCS 1992b: 26ff.

(1) Stromverbrauch: $2.65 \cdot \frac{392kJ/Pkm}{3600} = 0.29kWh/Pkm$ (Die Zahl 2.65 entspricht dem europäischen Umwandlungswirkungsgrad für Strom von 37.8%, vgl. Greenpeace/VCS 1992b: Anhang B)

(2) Infrastruktur und Unterhalt: $\frac{0.33MJ/Pkm}{3.6} = 0.09kWh/Pkm$

¹³Vgl. Greenpeace/VCS 1992b: 19.

Zudem unterscheiden sich die eingesetzten Faktoren für die Bewertung der zurückgelegten Kilometer mit spezifischen Verkehrsträgern (der augenfälligste Unterschied ist die relative Überbewertung der Flugkilometer durch Bodenstein et al.).

A.2.2 Teilbereich Ernährung (ESSEN)

Die einflussenden Variablen sind:

- Kauf von Lebensmitteln aus kontrolliert-biologischem Anbau (v21)
- Beim Kauf von Produkten auf möglichst wenig Verpackungsmaterial achten (v19)
- Kauf von frischem Obst und Gemüse aus der Region (v20)

Alle drei Variablen sind skaliert von 1 = 'immer' bis 5 = 'nie', und werden durch Addition zum Index für den Teilbereich Ernährung aggregiert, wobei die erste Variable mit doppeltem Gewicht einfließt. Der Index wird zusätzlich mit -1 multipliziert.

Zwei wichtige Items, die bei Bodenstein et al. (1997: 114) mit doppeltem Gewicht einfließen, können hier nicht beachtet werden: (1) Konsum von Fleischprodukten und (2) Kauf von Tiefkühlprodukten.

A.2.3 Teilbereich Wohnen (WOHNEN)

Die einflussenden Variablen sind:

- Gesamtfläche der Wohnung des Befragten (v117) geteilt durch die Anzahl im Haushalt lebender Personen (s16)
- Art des Hauses in dem sich die Wohnung befindet (v120)
- Heizform (v43)

Die Skala wird in folgenden drei Schritten gebildet:

(1) Flächenverbrauch (QMG): Die Wohnfläche pro Kopf wird mit den folgenden Faktoren gewichtet: Faktor 1.50 für "freistehendes Ein-/Zweifamilienhaus" und "landwirtschaftliches Wohngebäude"; Faktor 1.25 für "Ein-/Zweifamilienhaus als Reihenhaus oder Doppelhaus" und "sonstiges Haus/Gebäude"; Faktor 1.00 für sämtliche anderen Wohnformen (Wohnhaus mit 3 Wohnungen oder mehr, Hochhaus).¹⁴

¹⁴Vgl. zu den Faktoren für die verschiedenen Haustypen Greenpeace/VCS (1992a). Die Gewichtung wird vollzogen, da bei Ein- und Zweifamilienhäusern "die relative Fläche der Nebenräume, der relative Dachanteil und die relative Materialmenge höher sind" (Greenpeace/VCS 1992b: 15).

(2) Heizenergieverbrauch (HEIZQM): Die Wohnfläche pro Kopf wird mit den Faktoren für den Primärressourcenverbrauch in Abhängigkeit der Heizform multipliziert: Faktor 2.65 für Strom, 1.12 für Öl, 1.18 für Gas, 1.05 für Kohle und Holz und 1.11 für Fernwärme.¹⁵ Es wird eine lineare Abhängigkeit zwischen der Wohnungsgrösse und dem Energieaufwand für die Beheizung des Wohnraumes unterstellt. Individuelle Abweichungen – zum Beispiel durch durchschnittlich höhere oder tiefere Zimmertemperatur – können aufgrund des Fehlens von entsprechenden Variablen nicht berücksichtigt werden.

(3) Die aus (1) und (2) resultierenden Werte QMG und HEIZQM werden beide z -standardisiert und zum Index für den Teilbereich Wohnen aggregiert. Wohnfläche und Heizenergieverbrauch fliessen also gleichgewichtet in die Skala ein. Der Index wird zusätzlich mit -1 multipliziert.

Im Deutschen Umweltsurvey 1998 wurden die Höhe der Heizkostenrechnung und die Höhe der Stromrechnung nicht befragt, Grössen die beim Index vom Bodenstein et al. (1997: 113) eine wichtige Rolle spielen. Der oben beschriebene Index ist demnach weniger genau, da der Primärressourcenverbrauch für das Heizen nur in Abhängigkeit der Wohnfläche einfliesst und nicht in seinem tatsächlichen Ausmass, sowie die Höhe des Stromverbrauchs ganz vernachlässigt wird.

A.2.4 Teilbereich Bekleidung (KLEID)

Die einflussenden Variablen sind:

- Durchschnittliche Dauer des Tragens von Kleidungsstücken (v24)
- Kauf von Kleidung in Second-Hand-Läden (v23)

Die Variable v24 wurde auf Monate umcodiert ('für eine Saison' zu 6, 'ein Jahr lang' zu 12, 'zwei bis drei Jahre' zu 30, 'länger als drei Jahre' zu 48 und 'sonstiges' zu einem mittleren Wert von 18) und durch einen Gewichtungsfaktor für den Kauf von Second-Hand-Kleidern geteilt ('immer' = 0.6, 'oft' = 0.7, 'manchmal' = 0.8, 'selten' = 0.9 und 'nie' = 1.0).

Bei Bodenstein et al. (1997: 115) wird zusätzlich noch nach gleichem Schema nach

¹⁵Die Faktoren entsprechen den Umwandlungswirkungsgraden von der Primärenergie zur Endenergie (vgl. Greenpeace/VCS 1992b: Anhang B). Zu bemerken ist, dass sich die verschiedenen Heizformen bezüglich ihres Schadstoffausstosses beträchtlich unterscheiden, was hier aber nicht berücksichtigt wird.

Die Faktoren unterscheiden sich von den von Bodenstein et al. (1997: 113) verwendeten. Es ist nicht ganz klar, wie diese zustande kamen – sie sind nicht zitiert und unterscheiden sich zudem von den Zahlen, die in der von Bodenstein et al. für die meisten anderen in der Indexbildung verwendeten Gewichtungsfaktoren angegebenen Quelle (GCN 1995) zu finden sind.

dem Kauf von ökologisch hergestellten Textilien gewichtet. Auch verwendeten Bodenstein et al. nicht die Dauer des Tragens von Kleidungsstücken sondern die Anzahl gekaufter Kleidungsstücke pro Jahr.

A.2.5 Teilbereich Abfall (ABFALL)

Die einflussenden Variablen sind:

- Beim Kauf von Produkten auf möglichst wenig Verpackungsmaterial achten (v19)
- Papier und Zeitungen (v28a), Glas (v28b), Lebensmittelabfälle (v28c) und Batterien (v28f) getrennt vom Restmüll sammeln
- Kauf von Getränken in Pfandflaschen (v16)

Die von 1-5 skalierte Variable v19 wird umskaliert auf 1-4 und mit den anderen Variablen (1 = 'immer' bis 4 = 'nie') summiert, wobei v28c mit doppeltem Gewicht einfließt. Der Index wird zusätzlich mit -1 multipliziert.

A.2.6 Gesamtindex (UV_BD)

Die fünf einzelnen Module Wohnen, Mobilität, Ernährung, Bekleidung und Abfall werden schliesslich je z -standardisiert und zu einem Index für das Gesamtumweltverhalten aggregiert. Dabei wurden folgende Gewichtungen vorgenommen: Mobilität mit Faktor 8; Ernährung mit Faktor 8; Wohnen mit Faktor 10; Bekleidung mit Faktor 3; Abfall mit Faktor 3. Der Index ist so skaliert, dass höhere Werte ein umweltfreundlicheres Verhalten anzeigen.

$$UV_BD = 8 \cdot z(MOBIL) + 8 \cdot z(ESSEN) + 10 \cdot z(WOHNEN) \\ + 3 \cdot z(KLEID) + 3 \cdot z(ABFALL)$$

Die Gewichtungsfaktoren wurden aus BUND/Misereor (1996: 102ff.) abgeleitet, indem der gesamtdeutsche Anteil am Material- und Energieverbrauch der einzelnen Bereiche betrachtet wurde (Bodenstein et al. 1997: 19 und 74). Allerdings decken sich die in BUND/Misereor aufgeführten Felder nicht eindeutig mit den Verhaltensbereichen bei Bodenstein et al., "so dass eine Umrechnung notwendig wurde" (1997: 74) – worin diese Umrechnung jedoch besteht, ist nicht weiter dokumentiert. Aber, so Bodenstein et al.: "Auch wenn zweifelsohne kein anerkanntes Bewertungsverfahren vorliegt, so sind doch die Fehler, die bei einer überschlagsartigen Gewichtung der Belastungskategorien gemacht werden, erheblich geringer als bei einer einfachen (gleichgewichteten) Addition aller Faktoren" (ebd.).

Tabelle A.2: Statistische Masszahlen der z -standardisierten Bodenstien-Skalen

Skala	N	Mittelw.	Std.abw.	Min	Max	Schiefe	Wölbung
MOBIL	2013	0.00	1.00	-10.43	1.35	-2.40	18.57
ESSEN	2019	0.00	1.00	-2.35	2.27	-.17	-.51
WOHNEN	2014	0.00	1.00	-9.92	1.54	-2.17	8.64
KLEID	2023	0.00	1.00	-2.29	3.16	-.33	-.31
ABFALL	2007	0.00	1.00	-4.02	1.14	-1.11	.85
UV_BD	1966	0.00	1.00	-6.91	2.42	-1.00	2.73

A.2.7 Statistische Übersicht

Tabelle A.2 zeigt die statistischen Masszahlen für die nach Bodenstien et al. (1997) gebildeten Skalen (z -standardisiert). Man bedenke, dass die Werte bezüglich ihrer zentralen Lage und ihrer Streuung standardisiert sind, nicht aber auf einen spezifischen Bereich (anders als die konventionellen Verhaltensskalen, vgl. oben).

A.3 Allgemeine Umweltskalen

Die folgenden Skalen wurden in Anlehnung an die Arbeiten von Diekmann/ Preisdörfer (1991 und 1992), Diekmann/Franzen (1996), Diekmann et al. (1996), Preisdörfer/Franzen (1996) und Franzen (1997) gebildet. Die Skalen wurden nicht weiter theoretisch hinterfragt, sondern analog konstruiert. Trotzdem handelt es sich nicht um strikte Replikationen, sondern die in eine jeweilige Skala einflussenden Items wurden (aus einem durch die genannten Arbeiten abgesteckten Variablen-Pool) mittels Reliabilitäts- und theoretischer Überlegungen ausgesucht. Sämtliche Skalen sind mittels einfacher Addition der einflussenden Variablen berechnet und auf den Skalenbereich von 0 = 'tief' bis 10 = 'hoch' standardisiert worden.

A.3.1 Umweltwissen (UW)

Die Skala des Umweltwissens besteht aus folgenden dichotomisierten Variablen:

v102: Schon einmal von der ökologischen Steuerreform gehört? ('ja' = 1, 'nein' = 0)

v105: Schon einmal von dem Begriff der nachhaltigen Entwicklung gehört? ('ja' = 1, 'nein' und 'weiss nicht' = 0)

v110a: Schätzung des durchschnittlichen Tageswasserverbrauch eines Bundesbürgers (100-199 Liter = 1, sonst 0)

v110b: Schätzung des Anteils des in Deutschland verbrauchten Stroms, der in Atomkraftwerken produziert wird (21-40% = 1, sonst 0)

v110c: Preis einer Kilowattstunde Strom (20-30 Pfennige = 1, sonst 0)

Tabelle A.3: Reliabilitäts- und Faktorenanalyse der Skala des Umweltwissens

Variable	TSK ^a	Faktorenanalyse ^b		
		Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
v102 (ökologische Steuerreform)	.23	.032	.792	.060
v105 (nachhaltige Entwicklung)	.25	.276	.696	-.109
v110a (Schätzung Wasserverbrauch)	.22	.148	-.050	.626
v110b (% Strom aus AKW)	.19	-.226	.340	.641
v110c (Preis für 1 kWh Strom)	.18	.175	-.180	.608
v110d (meiste Energie für Heizung)	.23	.568	.121	.033
v110e (Treibhauseffekt)	.30	.310	.282	.376
v110f (Ozon)	.27	.702	-.018	.118
v110g (rote Liste)	.25	.564	.126	.090
Cronbach's Alpha	.53			
Eigenwert		1.91	1.19	1.03
Erklärte Varianz		21.2	13.3	11.5

^akorrigierter Trennschärfekorrelationskoeffizient; ^bprincipal components, rotation varimax

v110d: Wissen, was im Haushalt am meisten Energie verbraucht ('Heizung' = 1, 'Beleuchtung', 'Kochen/Backen', 'Warmwasser' und 'weiss nicht' = 0)

v110e: Wissen, welches Gas hauptsächlich zum Treibhausgas beiträgt (richtige Antwort = 1, sonst 0)

v110f: Wissen, wo hohe Ozonwerte eine Gefahr darstellen ('am Boden' = 1, 'in der Erdatmosphäre' und 'weiss nicht' = 0)

v110g: Wissen, welches Tier in Deutschland auf der "Roten Liste" steht ('Fischotter' = 1, 'Maikäfer', 'Igel', 'Tagpfauenauge' und 'weiss nicht' = 0)

Tabelle A.3 zeigt die Ergebnisse der Faktoren- und Reliabilitätsanalyse. Cronbach's Alpha ist eher niedrig, wenn man bedenkt, dass sich die Skala aus 9 Items zusammensetzt. Die Komponenten der Faktorenanalyse könnten dahingehend interpretiert werden, dass Faktor 1 die Detail-Wissensfragen widerspiegelt, Faktor 2 die 'schon davon gehört'-Fragen und Faktor 3 die Schätzungen.

A.3.2 Umweltbetroffenheit (UBetr)

Die Skala der persönlichen Umweltbetroffenheit setzt sich aus den folgenden, jeweils auf 0-2 standardisierten Items zusammen:

v2b: Belastung durch Strassenlärm ('stark' = 1, 'nicht so stark' und 'gar nicht' = 0)

v2f: Belastung durch Autoabgase ('stark' = 1, 'nicht so stark' und 'gar nicht' = 0)

v3: Verkehrsdichte der Strasse vor dem Wohnhaus ('stark' = 1, 'nicht so stark' und 'gar nicht' = 0)

v4: Lärmbelastung bei offenem Schlafzimmerfenster ('stark' = 1, 'nicht so stark' und 'gar nicht' = 0)

v7: Lage der Wohnung insgesamt ('eher laut' und 'teils/teils' = 1, 'eher ruhig' = 0)

v8: Nähere Umgebung insgesamt ('eher laut' und 'teils/teils' = 1, 'eher ruhig' = 0)

v9: Zufriedenheit mit der Umweltsituation in der Wohngegend ('überhaupt nicht zufrieden', 'eher unzufrieden' und 'teils/teils' = 1, 'eher zufrieden' und 'sehr zufrieden' = 0)

Es handelt sich um eine sehr homogene Skala mit einem hohen Alpha-Wert.¹⁶

A.3.3 Umweltbewusstsein

Allgemeines Umweltbewusstsein (UB)

Die Skala des allgemeinen Umweltbewusstseins setzt sich demnach aus den Zustimmungen zu den folgenden Aussagen zusammen (jeweils skaliert von 0 = 'stimme überhaupt nicht' zu bis 4 = 'stimme voll und ganz zu'):¹⁷

v10d: Es gibt Grenzen des Wachstums, die unsere industrialisierte Welt schon überschritten hat oder sehr bald erreichen wird.

v11a: Es beunruhigt mich, wenn ich daran denke, unter welchen Umweltverhältnissen unsere Kinder und Enkelkinder wahrscheinlich leben müssen.

v11b: Wenn ich Zeitungsberichte über Umweltprobleme lese oder entsprechende Fernsehmeldungen sehe, bin ich oft empört und wütend.

v11c: Wenn wir so weitermachen wie bisher, steuern wir auf eine Umweltkatastrophe zu.

v11d: Nach meiner Einschätzung wird das Umweltproblem in seiner Bedeutung von vielen Umweltschützern stark übertrieben. (umgekehrt gepolt)

v11e: Es ist noch immer so, dass die Politiker viel zu wenig für den Umweltschutz tun.

v11g: Zugunsten der Umwelt sollten wir alle bereit sein, unseren Lebensstandard einzuschränken.

¹⁶Korrigierte Trennschärfekorrelationskoeffizienten: v2b = .67, v2f = .63, v3 = .63, v4 = .64, v7 = .72, v8 = .66, v9 = .47; Cronbach's Alpha = .86; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 3.88, Erklärte Varianz = 55.4%)

¹⁷Korrigierte Trennschärfekorrelationskoeffizienten: v10d = .34, v11a = .57, v11b = .47, v11c = .66, v11d = .43, v11e = .41, v11g = .40; Cronbach's Alpha = .75; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 2.85, Erklärte Varianz = 40.7%)

Affektiv/kognitive Komponente des allg. Umweltbewusstseins (UB_AK)

Die Skala des affektiv/kognitiven Umweltbewusstseins setzt sich demnach aus den Zustimmungen zu den folgenden Aussagen zusammen (jeweils skaliert von 0 = 'stimme überhaupt nicht' zu bis 4 = 'stimme voll und ganz zu'):¹⁸

v11a: Es beunruhigt mich, wenn ich daran denke, unter welchen Umweltverhältnissen unsere Kinder und Enkelkinder wahrscheinlich leben müssen.

v11b: Wenn ich Zeitungsberichte über Umweltprobleme lese oder entsprechende Fernsehmeldungen sehe, bin ich oft empört und wütend.

v11c: Wenn wir so weitermachen wie bisher, steuern wir auf eine Umweltkatastrophe zu.

v11d: Nach meiner Einschätzung wird das Umweltproblem in seiner Bedeutung von vielen Umweltschützern stark übertrieben. (umgekehrt gepolt)

v11e: Es ist noch immer so, dass die Politiker viel zu wenig für den Umweltschutz tun.

Konative Komponente des allg. Umweltbewusstseins (UB_KON)

Die Skala des konativen Umweltbewusstseins setzt sich demnach aus den Zustimmungen zu den folgenden Aussagen zusammen (jeweils skaliert von 0 = 'stimme überhaupt nicht' zu bis 4 = 'stimme voll und ganz zu'):¹⁹

v10e: Umweltschutzmassnahmen sollten auch dann durchgesetzt werden, wenn dadurch Arbeitsplätze verloren gehen.

v11f: Egal, was die anderen tun, ich selbst versuche, mich soweit wie möglich umweltgerecht zu verhalten.

v11g: Zugunsten der Umwelt sollten wir alle bereit sein, unseren Lebensstandard einzuschränken.

v11h: Ich verhalte mich auch dann umweltbewusst, wenn es zusätzlich erheblich höhere Kosten und Mühen verursacht.

Tabelle A.4 zeigt die Ergebnisse der Reliabilitäts- und Faktorenanalyse, wenn alle Items aus UB_AK und UB_KON in die Rechnungen einbezogen werden.

¹⁸Korrigierte Trennschärfekorrrelationskoeffizienten: v11a = .56, v11b = .48, v11c = .63, v11d = .42, v11e = .41; Cronbach's Alpha = .74; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 2.46, Erklärte Varianz = 49.1%)

¹⁹Korrigierte Trennschärfekorrrelationskoeffizienten: v10e = .24, v11f = .24, v11g = .44, v11h = .45; Cronbach's Alpha = .55; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 1.74, Erklärte Varianz = 43.6%)

Tabelle A.4: Reliabilitäts- und Faktorenanalyse des affektiv/kognitiven und des konativen Umweltbewusstseins

Variable	Bereich	TSK ^a	Faktorenanalyse ^b	
			Faktor 1	Faktor 2
v11a	affektiv/kognitiv	.51	.748	.115
v11b	affektiv/kognitiv	.48	.620	.229
v11c	affektiv/kognitiv	.60	.788	.186
v11d	affektiv/kognitiv	.40	.640	.046
v11e	affektiv/kognitiv	.41	.590	.146
v10e	konativ	.29	.235	.389
v11f	konativ	.28	.068	.592
v11g	konativ	.49	.303	.679
v11h	konativ	.34	.005	.829
Cronbach's Alpha		.74		
Eigenwert			3.02	1.22
Erklärte Varianz			33.6	13.6

^akorrigierter Trennschärfekorrelationskoeffizient; ^bprincipal components, rotation varimax

Einkaufsbewusstsein (EKB)

Die Skala des Einkaufsbewusstseins berechnet sich aus den Zustimmungen zu den folgenden, von 0 = 'stimme überhaupt nicht' zu bis 4 = 'stimme voll und ganz zu' skalierten Fragen:

v27a: Ich bin erschrocken darüber, wie viele umweltschädliche Produkte immer noch in den Regalen der Geschäfte stehen. (affektiv)

v27b: Ich ärgere mich über Leute, die ohne Bedenken grosse Mengen von Konserven Dosen kaufen. (affektiv)

v27c: Die Sorglosigkeit der Leute beim Einkaufen trägt erheblich zu unseren derzeitigen Umweltproblemen bei. (kognitiv)

v27d: Verhaltensänderungen der Leute beim Einkaufen sind dringend notwendig, wenn man im Umweltschutz Fortschritte machen will. (kognitiv)

v27e: Beim Einkaufen bin ich bereit, höhere Preise für Produkte zu bezahlen, die weniger umweltbelastend sind. (konativ)

v27f: Ich bin dazu entschlossen, in Zukunft (noch) mehr Produkte aus kontrolliert-biologischem Anbau zu kaufen. (konativ)

Die Skala ist durch eine relativ hohe Homogenität gekennzeichnet.²⁰

²⁰Korrigierte Trennschärfekorrelationskoeffizienten: v27a = .55, v27b = .59, v27c = .64, v27d = .63, v27e = .53, v27f = .51; Cronbach's Alpha = .81; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 3.11, Erklärte Varianz = 51.9%)

Tabelle A.5: Reliabilitäts- und Faktorenanalyse der Skala des Müll- und Abfallbewusstseins

Variable	TSK ^a	Faktorenanalyse ^b	
		Faktor 1	Faktor 2
v35a (befürchte, im Müll zu ersticken)	.39	.678	.218
v35b (herumliegender Abfall regt mich auf)	.22	.714	-.233
v35c (Müllproblem wird übertrieben)	.37	.629	.251
v35d (Deutsche sind in der Mülltrennung vorbildlich)	.23	.432	.198
v35e (bereit, höhere Müllgebühren zu bezahlen)	.27	.031	.829
v35f (bereit, weitere Müllarten zu trennen)	.29	.223	.646
Cronbach's Alpha	.55		
Eigenwert		1.88	1.04
Erklärte Varianz		31.3	17.2

^akorrigierter Trennschärfekorrelationskoeffizient; ^bprincipal components, rotation varimax

Müll- und Abfallbewusstsein (MAB)

Die Skala des Müll- und Abfallbewusstseins berechnet sich aus den Zustimmungen beziehungsweise Ablehnung zu den folgenden, von 0 = 'stimme überhaupt nicht' zu bis 4 = 'stimme voll und ganz zu' skalierten Fragen:

v35a: Ich befürchte, wir werden bald in dem von uns produzierten Müll ersticken. (affektiv)

v35b: Herumliegender Abfall auf den Strassen und am Wegrand regt mich ziemlich auf. (affektiv)

v35c: In der Umweltschutzdiskussion wird die Bedeutung des Müllproblems und des Recyclings übertrieben. (umgekehrt gepolt; kognitiv)

v35d: Bei der Mülltrennung und beim Recycling sind die Deutschen vorbildlich, und man kann da nicht mehr viel ändern. (umgekehrt gepolt; kognitiv)

v35e: Ich wäre bereit, höhere Müllgebühren zu bezahlen, wenn dadurch der Restmüll umweltschonender beseitigt werden könnte. (konativ)

v35f: Ich wäre dazu bereit, in Zukunft noch weitere Müllarten getrennt zu sammeln. (konativ)

Tabelle A.5 zeigt die Ergebnisse der Faktoren- und Reliabilitätsanalyse. Die Skala weist eine sehr viel geringere Reliabilität auf als die Skala des Einkaufsbewusstseins. Zu bemerken ist auch, dass die Faktorenanalyse die konative von der affektiv-kognitiven Komponente zu trennen vermag.

Tabelle A.6: Reliabilitäts- und Faktorenanalyse der Skala des Energiebewusstseins

Variable	TSK ^a	Faktorenanalyse ^b	
		Faktor 1	Faktor 2
v48a (Ärger über Energieverschwendung)	.25	.394	.669
v48b (ist mir egal, wie die Leute heizen)	.16	.244	.767
v48d (jeder sollte den Warmwasser minimieren)	.22	.655	-.383
v48e (entschlossen, weniger Energie zu verbrauchen)	.38	.758	-.017
v48f (achten auf niedrigen Energieverbr. bei Geräten)	.28	.702	-.266
Cronbach's Alpha	.49		
Eigenwert		1.71	1.25
Erklärte Varianz		34.2	25.1

^akorrigierter Trennschärfekorrrelationskoeffizient; ^bprincipal components, rotation varimax

Energiebewusstsein (ENB)

Die Skala des Energiebewusstseins berechnet sich aus den Zustimmungen beziehungsweise Ablehnung zu den folgenden, von 0 = 'stimme überhaupt nicht' zu bis 4 = 'stimme voll und ganz zu' skalierten Fragen:

v48a: Ich ärgere mich darüber, dass viele Leute Energie verschwenden, indem sie ihre Wohnungen überheizen. (affektiv)

v48b: Es ist mir ziemlich egal, ob Leute ihre Wohnungen mit Kohle, Öl, Gas oder Solarzellen beheizen. (umgekehrt gepolt; affektiv)

v48d: Um Energie zu sparen, sollte sich jeder einzelne selbst bemühen, möglichst wenig warmes Wasser zu verbrauchen. (kognitiv/konativ)

v48e: Ich bin dazu entschlossen, den Energieverbrauch in meinem Haushalt in Zukunft (noch weiter) zu senken. (konativ)

v48f: Bei der Anschaffung neuer Haushaltsgeräte bin ich bereit, vorrangig auf einen niedrigen Energieverbrauch zu achten. (konativ)

Die auch noch in dem Frageblock vorhandene Aussage v48c 'Staatliche Auflagen über Wärmedämmung und Energie-Einsparung beim Bau eines neuen Hauses sind meiner Meinung nach überflüssige Bürokratie' wurde von der Skala ausgeschlossen, da sie einen zu starken Bezug auf andere Dinge als das Energiebewusstsein zu haben scheint (entsprechend lädt sie auch ganz deutlich auf einem eigenen Faktor in der Faktorenanalyse).

Tabelle A.6 zeigt die Ergebnisse der Faktoren- und Reliabilitätsanalyse. Die Skala weist eine sehr viel geringere Reliabilität auf als die Skala des Einkaufsbewusstseins.

Verkehrsbewusstsein (VKB)

Die Skala des Verkehrsbewusstseins berechnet sich aus den Zustimmungen beziehungsweise Ablehnung zu den folgenden, von 0 = ‘stimme überhaupt nicht’ zu bis 4 = ‘stimme voll und ganz zu’ skalierten Fragen:

v82a: Die Umweltschützer kritisieren viel zu einseitig immer nur die Autofahrer. (umgekehrt gepolt; affektiv-kognitiv)

v82b: Es ärgert mich, dass viele Leute, die Busse, Bahnen oder das Fahrrad verwenden könnten, aus Gewohnheit lieber mit dem Auto fahren. (affektiv)

v82c: In Deutschland gehört das Auto auf jeden Fall zu den wichtigsten Umweltsündern. (kognitiv)

v82d: Aus Umweltschutzgründen versuche ich, so wenig wie möglich mit dem Auto unterwegs zu sein (konativ)

v82e: Wenn das Auto unvermeidbar ist und es sich irgendwie regeln lässt, dann bin ich immer gerne bereit, mich einer Fahrgemeinschaft anzuschliessen. (konativ)

v82f: Es ist ungerecht und einseitig, wie der Staat versucht, immer nur den Autofahrern das Geld aus der Tasche zu ziehen. (umgekehrt gepolt; affektiv)

v82g: Ob ich Auto (mit-)fahre oder nicht, letztlich ändert sich dadurch wenig an den Verkehrsproblemen. (umgekehrt gepolt; kognitiv)

v82h: Wenn ich auf das Autofahren verzichte, bin ich ja eigentlich der Dumme, weil ich ja trotzdem von den Verkehrsbelastungen betroffen bin. (umgekehrt gepolt; affektiv-kognitiv)

Tabelle A.7 zeigt die Ergebnisse der Faktoren- und Reliabilitätsanalyse. Die Skala erreicht einen durchschnittlichen Reliabilitätswert. Die extrahierten Faktoren repräsentieren hier nicht die unterschiedlichen Bewusstseinskomponenten, sondern die Polung der entsprechenden Fragen.

A.3.4 Umweltengagement (UEng)

Die Skala des Umweltengagements setzt sich aus den folgenden dichotomisierten (‘ja’ = 1, ‘nein’ = 0) beziehungsweise auf 0–1 standardisierten Variablen zusammen:²¹

v83: Mitgliedschaft bei einer Umweltschutzgruppe

v84a: Bei einer Unterschriftensammlung zu einem Umweltproblem unterschrieben

v84b: Bei einer Umweltorganisation Geld gespendet

v84c: Ein Treffen oder eine Veranstaltung einer Umweltschutzgruppe besucht

v84d: An einer Protestaktion oder Demonstration zu einer Umweltfrage teilgenom-

²¹Korrigierte Trennschärfekorrelationskoeffizienten: v83 = .40, v84a = .56, v84b = .50, v84c = .57, v84d = .43, v84e = .42, v84f = .51, v85 = .37; Cronbach’s Alpha = .77; Faktorenanalyse (principal components): 1 Faktor (Eigenwert = 3.10, Erklärte Varianz = 38.7%)

Tabelle A.7: Reliabilitäts- und Faktorenanalyse der Skala des Verkehrsbewusstseins

Variable	TSK ^a	Faktorenanalyse ^b	
		Faktor 1	Faktor 2
v82a (Kritik zu einseitig an Autofahrer)	.44	.657	.202
v82b (Ärger, dass Leute aus Wohnh. das Auto verw.)	.41	.099	.759
v82c (Auto gehört zu den wichtigsten Umweltsündern)	.35	.223	.539
v82d (versuche, wenig mit dem Auto unterwegs zu sein)	.38	.083	.731
v82e (bereit, sich einer Fahrgemeinschaft anzuschl.)	.31	.056	.634
v82f (ungerecht, nur die Autofahrern zu berappen)	.45	.740	.124
v82g (ändert nichts, wenn ich nicht Auto fahre)	.50	.759	.153
v82h (dumm, wenn ich auf das Autofahren verzichte)	.38	.761	.011
Cronbach's Alpha	.72		
Eigenwert		2.71	1.38
Erklärte Varianz		33.8	17.3

^akorrigierter Trennschärfekorrelationskoeffizient; ^bprincipal components, rotation varimax

men

v84e: Sich bei einer öffentlichen Stelle über ein Umweltproblem beschwert

v84f: Sich an einer konkreten Aktion zum Schutz von Umwelt und Natur beteiligt

v85: Häufigkeit mit der man mit Freunden oder Bekannten über Umweltschutz diskutiert ('sehr häufig' und 'häufig' = 1, 'manchmal', 'selten' und 'nie' = 0)

A.3.5 Statistische Übersicht

Tabelle A.8 zeigt die statistischen Masszahlen der allgemeinen Umweltskalen.

A.4 Skalen der Sozialstatistik

Nachfolgend werden alle verwendeten Hintergrundvariablen und -skalen in alphabetischer Abfolge kurz erläutert. Tabelle A.9 zeigt die statistischen Masszahlen.

ALTER: Alter der Befragten in Jahren (Befragungsdatum abzüglich Geburtsdatum)

BILDUNG: Ausbildungsjahre total ('Schule beendet ohne Abschluss' = 8; 'Volkshauptschulabschluss' und 'Polytechnische Oberschule mit Abschluss 8. oder 9. Klasse' = 9; 'Mittlere Reife, Realschulabschluss' und 'Polytechnische Oberschule mit Abschluss 10. Klasse' = 10; 'Fachhochschulreife (Abschluss einer Fachoberschule etc.)' und 'Abitur (Hochschulreife) bzw. erweiterte Oberschule mit Abschluss 12. Klasse' = 12; 'Fachhochschulabschluss' = 16; 'Universitätsabschluss, Hochschulabschluss' = 17; 'bin noch Schüler/Schülerin' und 'anderer Schulabschluss' = missing).

Tabelle A.8: Statistische Masszahlen der allgemeinen Umweltskalen

Skala	<i>N</i>	Items	Mittelw.	Std.abw.	Min.	Max.	Schiefe	Wölbung
UW	2010	9	4.12	2.17	.00	10.00	.18	-.52
UBetr	1998	7	3.28	2.56	.00	10.00	.81	-.12
UB	2008	7	6.42	1.65	.71	10.00	-.17	-.23
UB_A/K	2019	5	6.56	1.84	.50	10.00	-.23	-.31
UB_KON	2020	4	5.62	1.62	.63	10.00	-.02	-.10
EKB	2017	6	5.18	2.02	.00	10.00	-.11	-.36
MAB	2009	6	5.48	1.56	.42	10.00	-.05	-.15
ENB	2021	5	6.15	1.57	1.00	10.00	-.02	.10
VKB	1990	8	4.30	1.66	.00	10.00	.20	.12
UEng	2017	8	1.01	1.87	.00	10.00	2.11	4.40

Addition von 1.5, wenn eine Lehre abgeschlossen wurde.)²²

ERWERB: 0 = nicht oder nur gelegentlichsmässig erwerbstätig; 1 = voll- oder teilzeiterwerbstätig

FRAU: Geschlecht (0 = männlich; 1 = weiblich)

HH: Anzahl Personen, die im Haushalt wohnen

H_EINK: Haushaltseinkommen in DM

HP_EINK: Haushaltseinkommen in DM pro Haushaltsmitglied

KIND: 0 = keine Kinder; 1 = die befragte Person hat mindestens ein Kind

KONTAKT: Soziale Integration in der Nachbarschaft von 1 = 'keinen Kontakt' bis 2 = 'sehr häufig Kontakt'

LINKS: selbstzugewiesene politische Orientierung von 1 = 'rechts' bis 10 = 'links'

OST: 0 = wohnhaft in den alten Bundesländern; 1 = wohnhaft in den neuen Bundesländern

PARTNER: 0 = lebt nicht mit Partner/Partnerin; 1 = lebt mit Partner/Partnerin

POLINT: selbstberichtetes politisches Interesse von 1 = 'überhaupt nicht' bis 4 = 'sehr stark'

ORT: Einwohnerzahl der politischen Ortsgrösse (Klassenmittelwerte: bis 1999 EW = 999.5; 2000-4999 EW = 3499.5; 5000-19999 EW = 12499.5; 20000-49999 EW = 34999.5; 50000-99999 EW = 74999.5; 100000-499999 EW = 299999.5; über 500000 EW = 1500000)

²²gemäss Vorschlag von Peter Preisendörfer (e-mail vom 2.7.98)

Tabelle A.9: Statistische Masszahlen der Hintergrundvariablen

Skala	<i>N</i>	Mittelw.	Std.abw.	Min	Max	Schiefe	Wölbung
ALTER	2029	47.60	16.98	17.92	95.00	.10	-.84
BILDUNG	1967	11.63	2.31	8.00	18.50	1.48	1.85
ERWERB	2029	.41	.49	.00	1.00	.35	-1.88
FRAU	2029	.52	.50	.00	1.00	-.09	-1.99
H_EINK	1474	3865.32	2034.28	200.00	25000.00	2.58	15.40
HP_EINK	1474	1604.10	940.91	50.00	15000.00	4.53	46.14
KIND	2029	.71	.46	.00	1.00	-.91	-1.18
KONTAKT	2013	3.31	.89	1.00	5.00	-.24	-.05
LINKS	1983	5.85	1.63	1.00	10.00	-.19	.53
OST	2029	.19	.39	.00	1.00	1.57	.47
PARTNER	2029	.75	.43	.00	1.00	-1.18	-.62
POLINT	2016	2.08	.72	1.00	4.00	.52	.43
ORT	2029	318188.7	531506.9	999.5	1500000.0	1.68	1.04
SCHICHT	1993	5.55	1.47	1.00	10.00	-.14	.20

SCHICHT: selbstzugewiesene Schichtzugehörigkeit von 1 = ‘Unterschicht’ bis 10 = ‘Oberschicht’

Anhang B

Weitere Angaben

Technische Abkürzungen:

kJ = Kilojoule

km = Kilometer

km/a = Kilometer pro Jahr

kWh = Kilowattstunde

l = Liter

MJ = Megajoule

Pkm = Personenkilometer

t = Tonne

Umrechnungen:

$1 \text{ kWh} = 3600 \text{ kJ} = 3.6 \text{ MJ}$

Anhang C

Tabellen

Variablenbezeichnungen zu den Tabellen C.10 bis C.13 (vgl. Abbildungen 5.1 und 5.2):

- v12: Achten auf Umweltverträglichkeit von Produkten beim Einkaufen
- v14: Achten auf Blauen Engel beim Einkaufen
- v16: Kauf von Getränken in Pfandflaschen
- v19: Achten auf möglichst wenig Verpackungsmaterial beim Einkaufen
- v20: Kauf von frischem Obst und Gemüse aus der Region
- v21: Kauf von Produkten aus kontrolliert-biologischem Anbau
- v22: Kauf von aufladbaren Batterien
- v23: Kauf von Kleidern in Second-Hand-Läden
- v24: Tragedauer von Kleidungsstücken
- v25: Achten auf die Langlebigkeit der Kleidungsstücke beim Kauf neuer Kleider
- v28a: Getrennte Entsorgung von Papier und Zeitungen
- v28b: Getrennte Entsorgung von Glas
- v28c: Getrennte Entsorgung von Lebensmittelabfällen
- v28d: Getrennte Entsorgung von Plastik
- v28e: Getrennte Entsorgung von Aluminium
- v28f: Getrennte Entsorgung von Batterien
- v28g: Getrennte Entsorgung von Konservendosen
- v28h: Getrennte Entsorgung von Textilien
- v28j: Getrennte Entsorgung von Medikamenten
- v34: Teilnahme am Dualen System
- v36: Verwendung von Energiesparlampen
- v37: Licht abdrehen beim Verlassen des Zimmers
- v39: Wasser abdrehen beim Einseifen oder Shampooieren
- v40: Vorhandensein von Wasserspareinrichtungen
- v44: Herunterdrehen der Heizung beim Verlassen der Wohnung
- v45: Herunterdrehen der Heizung in der Nacht

- v49: Verkehrsträgerbesitz (negativ gepolt)
v55_56: Zurückgelegte Kilometer mit dem PKW (negativ gepolt)
v63: Häufigkeit der Benutzung des Flugzeugs (negativ gepolt)
v65_66: Verzicht auf das Auto bei Wochenendausflügen
v68: Verzicht auf Auto und Flugzeug im letzten Urlaub
v70: Verzicht auf das Auto bei grösseren Einkäufen
v117: Wohnungsfläche pro Kopf
v120: Haustyp

Tabelle C.1: Korrelationsmatrix zu Abbildung 3.1

<i>N</i> = 1967	v12	v19	v20	v21	v28a	v28b	v28e	v28f
v12	1.000	.441	.260	.265	.135	.165	.188	.210
v19	.441	1.000	.288	.258	.167	.177	.184	.178
v20	.260	.288	1.000	.298	.173	.197	.218	.166
v21	.265	.258	.298	1.000	.114	.139	.174	.159
v28a	.135	.167	.173	.114	1.000	.734	.396	.335
v28b	.165	.177	.197	.139	.734	1.000	.423	.391
v28e	.188	.184	.218	.174	.396	.423	1.000	.445
v28f	.210	.178	.166	.159	.335	.391	.445	1.000
v36	.127	.141	.072	.060	.073	.088	.100	.143
v39	.156	.178	.203	.134	.174	.153	.177	.164
v40	.098	.130	.041	.052	.082	.076	.069	.114
v44	.006	.006	-.035	.010	-.042	-.038	-.077	-.007
v49d	-.106	-.116	-.085	-.052	-.096	-.071	-.102	-.102
v66	-.002	.001	-.011	-.022	-.084	-.075	-.040	-.062
v68	-.060	-.068	.003	-.028	-.044	-.014	-.004	-.055
v70	-.036	-.055	-.045	.003	-.091	-.062	-.097	-.102
	v36	v39	v40	v44	v49d	v66	v68	v70
v12	.127	.156	.098	.006	-.106	-.002	-.060	-.036
v19	.141	.178	.130	.006	-.116	.001	-.068	-.055
v20	.072	.203	.041	-.035	-.085	-.011	.003	-.045
v21	.060	.134	.052	.010	-.052	-.022	-.028	.003
v28a	.073	.174	.082	-.042	-.096	-.084	-.044	-.091
v28b	.088	.153	.076	-.038	-.071	-.075	-.014	-.062
v28e	.100	.177	.069	-.077	-.102	-.040	-.004	-.097
v28f	.143	.164	.114	-.007	-.102	-.062	-.055	-.102
v36	1.000	.122	.217	.027	-.122	-.061	-.079	-.057
v39	.122	1.000	.101	.088	-.069	-.035	.012	-.051
v40	.217	.101	1.000	.041	-.083	-.046	-.090	-.103
v44	.027	.088	.041	1.000	.057	.015	-.025	.087
v49d	-.122	-.069	-.083	.057	1.000	.549	.489	.556
v66	-.061	-.035	-.046	.015	.549	1.000	.420	.446
v68	-.079	.012	-.090	-.025	.489	.420	1.000	.365
v70	-.057	-.051	-.103	.087	.556	.446	.365	1.000

Tabelle C.2: Korrelationskoeffizienten zwischen den Items der konventionellen Verhaltensskalen und verschiedenen Drittvariablen

	Einkaufsverhalten				Abfallverhalten			
	v12	v19	v20	v21	v28a	v28b	v28e	d28f
FRAU	.11	.15	.16	.06	.06	.07	.07	.04
ALTER	-.02	-.05	.09	.02	.14	.10	.07	.02
ERWERB	.03	.03	-.01	-.02	-.04	-.08	-.07	.03
KIND	.07	.02	.14	.07	.16	.16	.12	.
KONTAKT	.14	.13	.14	.12	.07	.08	.13	.17
POLINT	.18	.14	.06	.05	.09	.09	.06	.09
LINKS	.01	.06	.04	.08	.03	.03	.03	.00
SCHICHT	.14	.12	.05	.06	.06	.02	.06	.05
OST	-.02	.01	.06	-.03	.07	.08	.03	-.09
PARTNER	.07	.04	.06	.05	.11	.07	.06	.03
H_EINK	.08	.04	.01	.01	.03	.02	.07	.08
HP_EINK	.05	.02	.00	.04	.00	-.02	.01	.01
ORT	.01	-.05	-.15	-.06	-.17	-.19	-.24	-.08
BILDUNG	.12	.10	.06	.03	.01	-.01	.03	.04
HH	.06	.05	.02	.00	.05	.04	.07	.06

	Energieverhalten				Verkehrsverhalten			
	v36	v39	v40	v44	v49d	v66	v68	v70
FRAU	-.02	.04	.01	.00	.08	.05	.05	.05
ALTER	-.06	.03	-.04	-.08	.20	.14	.19	.06
ERWERB	.05	.01	.03	.05	-.20	-.14	-.22	-.22
KIND	.01	.08	.04	-.06	-.07	-.09	-.04	-.13
KONTAKT	.07	.10	.07	-.03	-.07	-.04	.00	-.10
POLINT	.11	.05	.10	.06	-.14	-.08	-.13	-.12
LINKS	.03	-.02	.07	.08	.08	.04	.04	.06
SCHICHT	.01	.03	.00	.02	-.24	-.16	-.23	-.20
OST	-.02	.09	.12	.00	.08	.01	.07	-.05
PARTNER	.04	.04	.05	-.06	-.28	-.20	-.20	-.27
H_EINK	.09	.04	.07	-.02	-.32	-.17	-.24	-.19
HP_EINK	.01	.02	.02	.05	-.07	-.04	-.11	-.07
ORT	-.02	-.17	-.05	.08	.15	.08	-.02	.18
BILDUNG	.08	.08	.10	.05	-.20	-.11	-.23	-.17
HH	.09	.04	.08	-.06	-.31	-.15	-.18	-.16

Tabelle C.3: Korrelationsmatrix zu Abbildung 3.4

$N = 1966$	QMG	HEIZQM	KM	KG	v21	v19	v20
QMG	1,000	.845	.054	.299	.009	.004	-.072
HEIZQM	.845	1.000	.033	.252	.024	.017	-.047
KM	.054	.033	1.000	.330	-.008	-.008	.034
KG	.299	.252	.330	1.000	-.054	-.113	-.069
v21	.009	.024	-.008	-.054	1.000	.402	.352
v19	.004	.017	-.008	-.113	.402	1.000	.345
v20	-.072	-.047	.034	-.069	.352	.345	1.000
KLEID	-.017	-.018	.091	.097	-.003	.030	.063
v28a	-.078	-.033	-.038	-.083	.119	.187	.182
v28b	-.066	.003	-.008	-.059	.154	.174	.204
v28c	-.134	-.050	-.024	-.101	.163	.164	.230
v28f	-.064	-.048	-.070	-.114	.135	.208	.162
v16	-.115	-.084	-.023	-.133	.200	.235	.215
	KLEID	v28A	v28B	v28C	v28F	v16	
QMG	-.017	-.078	-.066	-.134	-.064	-.115	
HEIZQM	-.018	-.033	.003	-.050	-.048	-.084	
KM	.091	-.038	-.008	-.024	-.070	-.023	
KG	.097	-.083	-.059	-.101	-.114	-.133	
v21	-.003	.119	.154	.163	.135	.200	
v19	.030	.187	.174	.164	.208	.235	
v20	.063	.182	.204	.230	.162	.215	
KLEID	1.000	.101	.070	.083	.064	.099	
v28a	.101	1.000	.698	.306	.313	.255	
v28b	.070	.698	1.000	.327	.352	.247	
v28c	.083	.306	.327	1.000	.306	.197	
v28f	.064	.313	.352	.306	1.000	.189	
v16	.099	.255	.247	.197	.189	1,000	

Tabelle C.4: Korrelationskoeffizienten zwischen Items des Bodenstein-Index und verschiedenen Drittvariablen

	Mobilität					Ernährung		
	PKW	BAHN	FLUG	KM	KG	v21	v19	v20
FRAU	-.27	.00	.00	-.21	-.06	-.10	-.16	-.17
ALTER	-.18	.17	-.12	-.16	-.06	.04	.07	-.13
ERWERB	.34	.02	.19	.26	.21	-.01	-.03	.03
KIND	-.01	.14	-.10	-.05	-.11	-.04	-.03	-.15
KONTAKT	.03	.03	-.03	.03	.04	-.11	-.15	-.16
POLINT	.17	-.12	.10	.16	.12	-.09	-.14	-.08
LINKS	-.07	-.06	.00	-.07	-.10	-.08	-.06	-.03
SCHICHT	.20	-.03	.15	.17	.26	-.11	-.10	-.05
OST	-.04	.09	-.04	-.05	-.10	-.02	.00	-.09
PARTNER	.14	.16	.05	.07	.05	-.05	-.06	-.08
H_EINK	.29	-.10	.26	.32	.23	-.08	-.05	-.02
HP_EINK	.23	-.08	.21	.20	.36	-.07	-.01	-.04
ORT	-.05	-.10	.07	-.04	-.13	.06	.09	.17
BILDUNG	.23	-.16	.21	.22	.18	-.09	-.10	-.07
HH	.11	.00	.01	.13	-.14	-.03	-.07	.02

	Wohnen			Abfall					
	v117	QM	HEIZQM	v19	v28a	v28b	v28c	v28f	v16
FRAU	.03	.03	.04	-.16	-.04	-.05	-.06	-.02	-.06
ALTER	-.03	.34	.31	.07	-.12	-.08	-.06	.04	-.05
ERWERB	.06	-.05	-.04	-.03	.01	.05	.02	-.05	-.02
KIND	.16	-.09	-.09	-.03	-.13	-.14	-.14	-.07	-.07
KONTAKT	.15	.07	.06	-.15	-.08	-.08	-.14	-.15	-.11
POLINT	.12	.04	.04	-.14	-.09	-.08	-.06	-.09	-.07
LINKS	-.16	-.13	-.12	-.06	-.03	-.05	.02	.00	.01
SCHICHT	.27	.14	.11	-.10	-.06	-.03	.00	-.07	-.15
OST	-.25	-.17	-.18	.00	-.06	-.07	-.03	.12	.12
PARTNER	.18	-.28	-.25	-.06	-.11	-.08	-.06	-.03	-.09
H_EINK	.46	-.03	-.03	-.05	-.05	-.06	-.11	-.09	-.10
HP_EINK	.13	.48	.43	-.01	.00	.01	.00	-.03	-.05
ORT	-.23	-.08	-.07	.09	.18	.18	.35	.10	.12
BILDUNG	.14	.04	.02	-.10	-.02	.00	-.01	-.05	-.06
HH	.38	-.57	-.52	-.07	-.05	-.06	-.15	-.07	-.05

Tabelle C.5: Korrelationsmatrix zu Abbildung 4.1

$N = 1931$	EKV	MAV	ENV	VKV	WOHNEN	MOBIL	ESSEN	KLEID	ABFALL
EKV	1.000	.331	.220	-.078	-.016	-.058	.806	.049	.458
MAV	.331	1.000	.180	-.120	-.073	-.060	.273	.123	.715
ENV	.220	.180	1.000	-.091	.022	-.087	.210	.026	.227
VKV	-.078	-.120	-.091	1.000	-.037	.592	-.111	.100	-.181
WOHNEN	-.016	-.073	.022	-.037	1.000	.216	-.006	-.016	-.107
MOBIL	-.058	-.060	-.087	.592	.216	1.000	-.058	.109	-.129
ESSEN	.806	.273	.210	-.111	-.006	-.058	1.000	.025	.441
KLEID	.049	.123	.026	.100	-.016	.109	.025	1.000	.108
ABFALL	.458	.715	.227	-.181	-.107	-.129	.441	.108	1.000

Tabelle C.6: Daten zum klassischen Pfadmodell des Umweltverhaltens in Abbildung 4.2

	UBetr	UW Beta	UB	UV	UV_BD Beta
UBetr			.02	-.04	.03
UW			.11*	.14*	.10*
UB				.19*	.04
FRAU	.03	-.09*	.11*	.17*	.13*
ALTER	-.06	-.12*	-.02	.10*	.04
ERWERB	-.05	.03	-.05	-.08*	-.05
KONTAKT	-.06	.02	-.04	.09*	.04
POLINT	.09*	.27*	.10*	.11*	.04
LINKS	-.03	.11*	.18*	.08*	.13*
SCHICHT	-.09*	.09*	-.02	-.02	-.07
OST	.05	.03	-.02	.01	.06
ORT	.15*	-.07*	.05	-.05	.06
BILDUNG	.01	.13*	.03	.02	.02
HH	-.05	-.04	-.08	-.06	.26*
HP_EINK	-.06	.04	-.01	-.05	-.31*
$adj. R^2$.05	.21	.08	.16	.29
N	1351	1351	1333	1287	1297

*signifikant für $p < .01$

Tabelle C.7: Korrelationsmatrix zu Abbildung 4.3

$N = 1992$	v10e	v11a	v11b	v11c	v11d	v11e	v11f	v11g	v11h
v10e	1.000	.151	.145	.227	.172	.179	.031	.236	.226
v11a	.151	1.000	.428	.518	.311	.321	.146	.290	.135
v11b	.145	.428	1.000	.416	.268	.269	.211	.245	.202
v11c	.227	.518	.416	1.000	.411	.387	.125	.376	.179
v11d	.172	.311	.268	.411	1.000	.237	.101	.223	.098
v11e	.179	.321	.269	.387	.237	1.000	.190	.220	.110
v11f	.031	.146	.211	.125	.101	.190	1.000	.232	.268
v11g	.236	.290	.245	.376	.223	.220	.232	1.000	.414
v11h	.226	.135	.202	.179	.098	.110	.268	.414	1.000
v12	.108	.174	.130	.097	.141	.176	.209	.197	.244
v19	.101	.147	.136	.101	.158	.148	.133	.199	.193
v20	.035	.014	.009	-.016	.019	.056	.219	.074	.092
v21	.157	.111	.066	.091	.135	.096	.125	.170	.197
v28a	-.015	.036	.090	.044	.060	.055	.206	.093	.150
v28b	.002	-.012	.047	-.016	.022	.044	.192	.078	.137
v28e	.059	.011	.015	-.021	-.019	.024	.216	.126	.197
v28f	.050	.036	.046	.002	.072	.038	.185	.097	.127
	v12	v19	v20	v21	v28a	v28b	v28e	v28f	
v10e	.108	.101	.035	.157	-.015	.002	.059	.050	
v11a	.174	.147	.014	.111	.036	-.012	.011	.036	
v11b	.130	.136	.009	.066	.090	.047	.015	.046	
v11c	.097	.101	-.016	.091	.044	-.016	-.021	.002	
v11d	.141	.158	.019	.135	.060	.022	-.019	.072	
v11e	.176	.148	.056	.096	.055	.044	.024	.038	
v11f	.209	.133	.219	.125	.206	.192	.216	.185	
v11g	.197	.199	.074	.170	.093	.078	.126	.097	
v11h	.244	.193	.092	.197	.150	.137	.197	.127	
v12	1.000	.505	.359	.398	.121	.138	.177	.214	
v19	.505	1.000	.347	.397	.187	.173	.203	.209	
v20	.359	.347	1.000	.355	.180	.201	.219	.161	
v21	.398	.397	.355	1.000	.120	.155	.213	.134	
v28a	.121	.187	.180	.120	1.000	.700	.334	.309	
v28b	.138	.173	.201	.155	.700	1.000	.336	.349	
v28e	.177	.203	.219	.213	.334	.336	1.000	.350	
v28f	.214	.209	.161	.134	.309	.349	.350	1.000	

Tabelle C.8: Daten zum erweiterten Pfadmodell des Umweltverhaltens in Abbildung 4.4

	UBetr	UW	UB_AK Beta	UEng	UB_KON	UV	UV_BD Beta
UBetr			.04	-.01	-.04	-.04	.04
UW			.10*	.12*	.05	.12*	.09*
UB_AK				.17*	.36*	.06	.00
UEng					.15*	.10*	.06
UB_KON						.23*	.08*
FRAU	.03	-.09*	.08*	.08*	.04	.16*	.12*
ALTER	-.06	-.12*	-.03	-.14*	.09*	.10*	.05
ERWERB	-.05	.03	-.04	-.01	-.03	-.08*	-.05
KONTAKT	-.06	.02	-.03	.08*	.00	.07*	.03
POLINT	.09*	.27*	.08*	.23*	.08*	.07	.02
LINKS	-.03	.11*	.19*	.04	.00	.07*	.13*
SCHICHT	-.09*	.09*	-.02	.02	.03	-.03	-.07
OST	.05	.03	.00	.01	-.01	.01	.06
ORT	.15*	-.07*	.03	-.01	-.08*	-.02	.06*
BILDUNG	.01	.14*	.01	.10*	.04	.00	.01
HH	-.05	-.04	-.09*	.00	.03	-.08	.26*
HP_EINK	-.06	.04	-.02	.06	-.01	-.06	-.31*
<i>adj. R</i> ²	.05	.21	.07	.19	.21	.21	.30
<i>N</i>	1351	1351	1335	1329	1328	1282	1292

*signifikant für $p < .01$

Tabelle C.9: Regressionsgleichungen für die Module des Bodenstien-Index mit erweiterten Einstellungsskalen

	MOBIL	ESSEN	WOHNEN	KLEID	ABFALL
	Beta				
UBetr	.05*	-.01	.06**	.03	-.10**
UW	.00	.15**	.01	-.05	.07*
UB_AK	.02	.03	-.03	.05	-.02
UEng	-.02	.12**	-.00	.04	.05
UB_KON	-.06*	.19**	-.05*	.11**	.21**
FRAU	.12**	.18**	-.05*	.00	.09**
ALTER	.18**	.00	-.14**	.19**	.08*
ERWERB	-.11**	-.01	.00	.01	-.02
KONTAKT	-.02	.11**	-.04	-.02	.07**
POLINT	-.04	.03	.00	.07*	.08**
LINKS	.11**	.05	.10**	-.02	.03
SCHICHT	-.10**	.04	-.02	-.13**	.00
OST	.01	.03	.14**	-.19**	-.06*
ORT	.10**	-.05	.15**	-.07**	.25**
BILDUNG	-.06*	.03	-.01	.05	.01
HH	.00	.00	.38**	-.02	.14**
HP_EINK	-.30**	.01	-.25**	-.13**	.05
<i>adj. R</i> ²	.27	.17	.41	.10	.20
<i>N</i>	1323	1320	1319	1325	1314

*signifikant für $p < .05$; **signifikant für $p < .01$

Tabelle C.10: Korrelationsmatrix zu Abbildung 5.1

$N = 1914$	v12	v14	v16	v19	v20	v21	v22	v23	v24	v25	v28a	v28b
v12	1.000	.386	.232	.512	.354	.405	.191	.134	-.024	.069	.136	.152
v14	.386	1.000	.215	.306	.210	.261	.160	.085	-.006	.090	.139	.148
v16	.232	.215	1.000	.196	.167	.173	.076	-.004	.074	.126	.180	.188
v19	.512	.306	.196	1.000	.347	.398	.177	.142	-.013	.073	.193	.178
v20	.354	.210	.167	.347	1.000	.351	.102	.020	.056	.107	.189	.210
v21	.405	.261	.173	.398	.351	1.000	.188	.150	-.039	.035	.120	.156
v22	.191	.160	.076	.177	.102	.188	1.000	.127	.016	.011	.084	.128
v23	.134	.085	-.004	.142	.020	.150	.127	1.000	-.078	-.046	-.094	-.028
v24	-.024	-.006	.074	-.013	.056	-.039	.016	-.078	1.000	.247	.119	.071
v25	.069	.090	.126	.073	.107	.035	.011	-.046	.247	1.000	.097	.066
v28a	.136	.139	.180	.193	.189	.120	.084	-.094	.119	.097	1.000	.693
v28b	.152	.148	.188	.178	.210	.156	.128	-.028	.071	.066	.693	1.000
v28c	.166	.139	.159	.155	.222	.155	.136	.016	.069	.073	.311	.333
v28d	.186	.156	.147	.201	.263	.142	.068	-.037	.036	.105	.426	.448
v28e	.181	.166	.152	.199	.216	.196	.066	-.010	.068	.090	.338	.341
v28f	.212	.204	.158	.207	.159	.132	.132	.019	.058	.079	.315	.355
v28g	.157	.158	.137	.196	.170	.136	.117	-.002	.054	.117	.399	.399
v28h	.196	.172	.187	.190	.215	.168	.068	-.012	.083	.083	.344	.340
v28j	.181	.220	.136	.183	.170	.188	.115	.013	.090	.106	.293	.287
v34	.083	.139	.027	.099	.087	.072	.027	-.050	-.027	.027	.256	.277
v36	.147	.108	.074	.185	.123	.066	.151	.070	.009	.103	.073	.082
v37	.115	.032	.042	.120	.129	.138	.006	-.035	.021	.036	.144	.116
v39	.164	.096	.088	.209	.172	.147	.115	.030	.038	.053	.148	.132
v40	.106	.086	.047	.155	.063	.033	.045	.015	-.008	-.006	.087	.094
v44	.022	.016	.019	.032	-.022	.056	-.036	.079	-.027	-.024	-.021	-.014
v45	.019	.029	.017	-.004	-.019	.030	-.017	.039	-.001	-.054	-.023	-.043
v49	-.084	-.089	-.102	-.115	-.073	-.048	-.051	.074	.071	-.032	-.086	-.062
v55_56	.003	-.048	.001	-.008	.053	-.013	-.041	-.004	.063	-.013	-.044	.005
v63	.017	.028	.008	.001	-.013	.006	.026	-.085	.078	.050	-.029	-.029
v65_66	-.037	-.078	-.049	-.040	-.026	-.057	-.081	.032	.056	-.023	-.110	-.088
v68	-.084	-.095	-.010	-.083	-.002	-.078	-.062	.013	.105	.000	-.059	-.025
v70	-.074	-.051	-.036	-.076	-.073	-.055	-.006	.068	.034	-.081	-.107	-.072
v117	-.031	-.026	-.084	.012	-.055	.011	.036	.108	-.049	-.125	-.053	-.034
v120	-.048	-.082	-.139	-.053	-.085	-.033	-.023	.038	-.012	-.048	-.154	-.168
	v28c	v28d	v28e	v28f	v28g	v28h	v28j	v34	v36	v37	v39	v40
v12	.166	.186	.181	.212	.157	.196	.181	.083	.147	.115	.164	.106
v14	.139	.156	.166	.204	.158	.172	.220	.139	.108	.032	.096	.086
v16	.159	.147	.152	.158	.137	.187	.136	.027	.074	.042	.088	.047
v19	.155	.201	.199	.207	.196	.190	.183	.099	.185	.120	.209	.155
v20	.222	.263	.216	.159	.170	.215	.170	.087	.123	.129	.172	.063
v21	.155	.142	.196	.132	.136	.168	.188	.072	.066	.138	.147	.033
v22	.136	.068	.066	.132	.117	.068	.115	.027	.151	.006	.115	.045
v23	.016	-.037	-.010	.019	-.002	-.012	.013	-.050	.070	-.035	.030	.015
v24	.069	.036	.068	.058	.054	.083	.090	-.027	.009	.021	.038	-.008
v25	.073	.105	.090	.079	.117	.083	.106	.027	.103	.036	.053	-.006
v28a	.311	.426	.338	.315	.399	.344	.293	.256	.073	.144	.148	.087
v28b	.333	.448	.341	.355	.399	.340	.287	.277	.082	.116	.132	.094
v28c	1.000	.499	.440	.306	.481	.397	.282	.262	.080	.121	.183	.062
v28d	.499	1.000	.684	.406	.700	.445	.316	.433	.154	.108	.185	.121
v28e	.440	.684	1.000	.363	.681	.364	.283	.343	.141	.074	.157	.075
v28f	.306	.406	.363	1.000	.394	.437	.490	.194	.147	.083	.133	.103
v28g	.481	.700	.681	.394	1.000	.385	.280	.351	.124	.085	.202	.114
v28h	.397	.445	.364	.437	.385	1.000	.522	.216	.114	.100	.148	.075
v28j	.282	.316	.283	.490	.280	.522	1.000	.203	.086	.080	.107	.030
v34	.262	.433	.343	.194	.351	.216	.203	1.000	.057	.047	.113	.095
v36	.080	.154	.141	.147	.124	.114	.086	.057	1.000	.043	.133	.195
v37	.121	.108	.074	.083	.085	.100	.080	.047	.043	1.000	.156	.091
v39	.183	.185	.157	.133	.202	.148	.107	.113	.133	.156	1.000	.086
v40	.062	.121	.075	.103	.114	.075	.030	.095	.195	.091	.086	1.000
v44	-.078	-.073	-.054	.013	.004	-.008	-.017	-.019	.044	.100	.105	.039
v45	-.122	-.070	-.036	-.010	-.005	-.056	-.057	-.002	-.001	.058	.061	.000
v49	-.100	-.078	-.106	-.116	-.108	-.070	-.010	.008	-.093	.021	-.067	-.054
v55_56	-.017	.005	-.007	-.072	-.013	-.055	-.008	-.011	-.041	.048	-.020	-.052
v63	-.024	-.043	-.026	-.023	-.023	-.006	.001	-.019	-.037	.028	.028	-.061
v65_66	-.062	-.062	-.073	-.082	-.098	-.060	-.028	-.025	-.049	-.019	-.053	-.046
v68	-.041	-.045	-.038	-.088	-.040	-.017	.002	-.010	-.066	-.001	-.007	-.086
v70	-.147	-.123	-.121	-.112	-.116	-.123	-.049	-.052	-.056	-.023	-.048	-.107
v117	-.053	-.055	-.057	-.044	-.045	-.016	-.017	.031	-.014	.009	-.013	.027
v120	-.309	-.230	-.187	-.115	-.197	-.155	-.104	-.147	-.103	.037	-.079	-.041

Tabelle C.11: Fortsetzung der Korrelationsmatrix zu Abbildung 5.1

	v44	v45	v49	v55_56	v63	v65_66	v68	v70	v117	v120
v12	.022	.019	-.084	.003	.017	-.037	-.084	-.074	-.031	-.048
v14	.016	.029	-.089	-.048	.028	-.078	-.095	-.051	-.026	-.082
v16	.019	.017	-.102	.001	.008	-.049	-.010	-.036	-.084	-.139
v19	.032	-.004	-.115	-.008	.001	-.040	-.083	-.076	.012	-.053
v20	-.022	-.019	-.073	.053	-.013	-.026	-.002	-.073	-.055	-.085
v21	.056	.030	-.048	-.013	.006	-.057	-.078	-.055	.011	-.033
v22	-.036	-.017	-.051	-.041	.026	-.081	-.062	-.006	.036	-.023
v23	.079	.039	.074	-.004	-.085	.032	.013	.068	.108	.038
v24	-.027	-.001	.071	.063	.078	.056	.105	.034	-.049	-.012
v25	-.024	-.054	-.032	-.013	.050	-.023	.000	-.081	-.125	-.048
v28a	-.021	-.023	-.086	-.044	-.029	-.110	-.059	-.107	-.053	-.154
v28b	-.014	-.043	-.062	.005	-.029	-.088	-.025	-.072	-.034	-.168
v28c	-.078	-.122	-.100	-.017	-.024	-.062	-.041	-.147	-.053	-.309
v28d	-.073	-.070	-.078	.005	-.043	-.062	-.045	-.123	-.055	-.230
v28e	-.054	-.036	-.106	-.007	-.026	-.073	-.038	-.121	-.057	-.187
v28f	.013	-.010	-.116	-.072	-.023	-.082	-.088	-.112	-.044	-.115
v28g	.004	-.005	-.108	-.013	-.023	-.098	-.040	-.116	-.045	-.197
v28h	-.008	-.056	-.070	-.055	-.006	-.060	-.017	-.123	-.016	-.155
v28j	-.017	-.057	-.010	-.008	.001	-.028	.002	-.049	-.017	-.104
v34	-.019	-.002	.008	-.011	-.019	-.025	-.010	-.052	.031	-.147
v36	.044	-.001	-.093	-.041	-.037	-.049	-.066	-.056	-.014	-.103
v37	.100	.058	.021	.048	.028	-.019	-.001	-.023	.009	.037
v39	.105	.061	-.067	-.020	.028	-.053	-.007	-.048	-.013	-.079
v40	.039	.000	-.054	-.052	-.061	-.046	-.086	-.107	.027	-.041
v44	1.000	.608	.039	.021	-.024	.015	-.024	.082	.048	.161
v45	.608	1.000	.048	.020	.038	.025	-.012	.040	.054	.189
v49	.039	.048	1.000	.404	.079	.406	.337	.436	.289	.207
v55_56	.021	.020	.404	1.000	.111	.337	.336	.354	.027	.071
v63	-.024	.038	.079	.111	1.000	.060	.114	.067	.036	.033
v65_66	.015	.025	.406	.337	.060	1.000	.419	.451	-.057	.057
v68	-.024	-.012	.337	.336	.114	.419	1.000	.363	-.062	.034
v70	.082	.040	.436	.354	.067	.451	.363	1.000	-.005	.186
v117	.048	.054	.289	.027	.036	-.057	-.062	-.005	1.000	.248
v120	.161	.189	.207	.071	.033	.057	.034	.186	.248	1.000

Tabelle C.12: Korrelationsmatrix zu Abbildung 5.2

$N = 1918$	d12	d14	d16	d19	d20	d21	d22	d23	d24	d25	d28a	d28b
d12	1.000	.368	.253	.443	.264	.270	.165	.081	-.026	.086	.140	.172
d14	.368	1.000	.220	.289	.212	.206	.154	.071	-.024	.091	.149	.174
d16	.253	.220	1.000	.216	.146	.141	.088	.007	.059	.113	.213	.211
d19	.443	.289	.216	1.000	.292	.261	.140	.147	-.006	.079	.173	.183
d20	.264	.212	.146	.292	1.000	.303	.136	.018	.054	.106	.179	.205
d21	.270	.206	.141	.261	.303	1.000	.175	.055	.011	.022	.116	.140
d22	.165	.154	.088	.140	.136	.175	1.000	.094	.038	.026	.116	.140
d23	.081	.071	.007	.147	.018	.055	.094	1.000	-.043	-.027	-.084	-.045
d24	-.026	-.024	.059	-.006	.054	.011	.038	-.043	1.000	.190	.097	.074
d25	.086	.091	.113	.079	.106	.022	.026	-.027	.190	1.000	.116	.090
d28a	.140	.149	.213	.173	.179	.116	.116	-.084	.097	.116	1.000	.740
d28b	.172	.174	.211	.183	.205	.140	.140	-.045	.074	.090	.740	1.000
d28c	.178	.139	.175	.146	.220	.135	.133	-.024	.097	.108	.382	.397
d28d	.181	.159	.163	.171	.225	.120	.101	-.057	.063	.135	.491	.530
d28e	.191	.175	.184	.186	.219	.171	.090	-.026	.098	.116	.400	.426
d28f	.213	.215	.151	.180	.166	.161	.156	-.041	.042	.110	.336	.395
d28g	.192	.186	.179	.206	.194	.139	.141	-.030	.091	.149	.467	.500
d28h	.207	.174	.197	.180	.199	.151	.109	-.052	.077	.115	.385	.399
d28j	.169	.203	.147	.133	.171	.177	.138	-.009	.111	.128	.312	.328
d34	.134	.152	.061	.110	.095	.061	.049	-.056	-.003	.040	.226	.246
d36	.130	.096	.035	.138	.073	.058	.139	.085	.009	.073	.072	.087
d37	.078	.014	.022	.085	.122	.030	.015	-.044	.037	.044	.131	.112
d39	.157	.111	.131	.180	.201	.128	.096	.022	.062	.082	.175	.152
d40	.090	.084	.028	.126	.033	.053	.009	.017	-.014	-.007	.078	.076
d44	.003	.017	-.003	.007	-.028	.009	-.043	.050	-.014	-.022	-.044	-.035
d45	-.012	.030	.010	-.022	-.032	.003	-.031	.014	.008	-.052	-.034	-.053
d49	-.036	-.054	-.044	-.064	-.057	-.014	.010	.038	.051	-.017	-.058	-.050
d56	-.018	-.053	-.004	-.001	.050	.004	-.020	-.009	.062	-.014	.008	.045
d63	-.033	-.004	-.009	-.053	.012	.001	-.029	-.015	.084	.033	-.030	-.034
d66	-.007	-.076	-.032	-.007	-.013	-.023	-.064	.034	.094	-.021	-.077	-.073
d68	-.061	-.093	.002	-.066	.003	-.032	-.038	.020	.128	.001	-.040	-.013
d70	-.043	-.052	-.002	-.057	-.046	.005	.014	.087	.056	-.081	-.093	-.069
d117	-.023	-.037	-.029	.011	-.006	-.036	-.001	.117	-.063	-.113	-.017	-.008
d120	-.065	-.088	-.136	-.065	-.067	.000	-.035	.019	-.019	-.059	-.164	-.157
	d28c	d28d	d28e	d28f	d28g	d28h	d28j	d34	d36	d37	d39	d40
d12	.178	.181	.191	.213	.192	.207	.169	.134	.130	.078	.157	.090
d14	.139	.159	.175	.215	.186	.174	.203	.152	.096	.014	.111	.084
d16	.175	.163	.184	.151	.179	.197	.147	.061	.035	.022	.131	.028
d19	.146	.171	.186	.180	.206	.180	.133	.110	.138	.085	.180	.126
d20	.220	.225	.219	.166	.194	.199	.171	.095	.073	.122	.201	.033
d21	.135	.120	.171	.161	.139	.151	.177	.061	.058	.030	.128	.053
d22	.133	.101	.090	.156	.141	.109	.138	.049	.139	.015	.096	.009
d23	-.024	-.057	-.026	-.041	-.030	-.052	-.009	-.056	.085	-.044	.022	.017
d24	.097	.063	.098	.042	.091	.077	.111	-.003	.009	.037	.062	-.014
d25	.108	.135	.116	.110	.149	.115	.128	.040	.073	.044	.082	-.007
d28a	.382	.491	.400	.336	.467	.385	.312	.226	.072	.131	.175	.078
d28b	.397	.530	.426	.395	.500	.399	.328	.246	.087	.112	.152	.076
d28c	1.000	.534	.467	.344	.482	.436	.359	.258	.052	.100	.214	.042
d28d	.534	1.000	.697	.449	.679	.473	.398	.366	.118	.103	.207	.098
d28e	.467	.697	1.000	.451	.664	.427	.367	.311	.108	.068	.171	.069
d28f	.344	.449	.451	1.000	.464	.474	.504	.189	.151	.087	.162	.110
d28g	.482	.679	.664	.464	1.000	.429	.373	.316	.133	.080	.228	.113
d28h	.436	.473	.427	.474	.429	1.000	.525	.213	.082	.067	.192	.053
d28j	.359	.398	.367	.504	.373	.525	1.000	.196	.081	.037	.123	.027
d34	.258	.366	.311	.189	.316	.213	.196	1.000	.084	.048	.141	.106
d36	.052	.118	.108	.151	.133	.082	.081	.084	1.000	.092	.126	.214
d37	.100	.103	.068	.087	.080	.067	.037	.048	.092	1.000	.123	.115
d39	.214	.207	.171	.162	.228	.192	.123	.141	.126	.123	1.000	.090
d40	.042	.098	.069	.110	.113	.053	.027	.106	.214	.115	.090	1.000
d44	-.084	-.103	-.076	-.012	-.024	-.016	-.049	-.020	.030	.094	.089	.038
d45	-.122	-.105	-.055	-.032	-.046	-.044	-.074	-.001	-.013	.066	.045	-.001
d49	-.058	-.060	-.040	-.072	-.080	-.053	-.018	.003	-.114	.008	-.019	-.093
d56	.007	.054	.077	.024	.014	.009	.037	.024	-.044	.020	-.006	-.034
d63	.032	-.005	-.006	-.016	-.008	.015	.025	.008	-.045	-.023	.019	-.062
d66	-.058	-.056	-.043	-.063	-.082	-.031	-.006	-.018	-.060	-.021	-.039	-.048
d68	-.037	-.030	-.004	-.054	-.021	.009	.020	-.003	-.077	.001	.015	-.089
d70	-.143	-.115	-.105	-.105	-.103	-.078	-.043	-.062	-.061	-.018	-.056	-.105
d117	-.036	-.020	-.025	-.030	-.035	-.001	.006	.017	-.025	.055	-.002	.017
d120	-.270	-.216	-.164	-.102	-.174	-.126	-.102	-.165	-.109	.034	-.060	-.051

Tabelle C.13: Fortsetzung der Korrelationsmatrix zu Abbildung 5.2

	d44	d45	d49	d56	d63	d66	d68	d70	d117	d120
d12	.003	-.012	-.036	-.018	-.033	-.007	-.061	-.043	-.023	-.065
d14	.017	.030	-.054	-.053	-.004	-.076	-.093	-.052	-.037	-.088
d16	-.003	.010	-.044	-.004	-.009	-.032	.002	-.002	-.029	-.136
d19	.007	-.022	-.064	-.001	-.053	-.007	-.066	-.057	.011	-.065
d20	-.028	-.032	-.057	.050	.012	-.013	.003	-.046	-.006	-.067
d21	.009	.003	-.014	.004	.001	-.023	-.032	.005	-.036	.000
d22	-.043	-.031	.010	-.020	-.029	-.064	-.038	.014	-.001	-.035
d23	.050	.014	.038	-.009	-.015	.034	.020	.087	.117	.019
d24	-.014	.008	.051	.062	.084	.094	.128	.056	-.063	-.019
d25	-.022	-.052	-.017	-.014	.033	-.021	.001	-.081	-.113	-.059
d28a	-.044	-.034	-.058	.008	-.030	-.077	-.040	-.093	-.017	-.164
d28b	-.035	-.053	-.050	.045	-.034	-.073	-.013	-.069	-.008	-.157
d28c	-.084	-.122	-.058	.007	.032	-.058	-.037	-.143	-.036	-.270
d28d	-.103	-.105	-.060	.054	-.005	-.056	-.030	-.115	-.020	-.216
d28e	-.076	-.055	-.040	.077	-.006	-.043	-.004	-.105	-.025	-.164
d28f	-.012	-.032	-.072	.024	-.016	-.063	-.054	-.105	-.030	-.102
d28g	-.024	-.046	-.080	.014	-.008	-.082	-.021	-.103	-.035	-.174
d28h	-.016	-.044	-.053	.009	.015	-.031	.009	-.078	-.001	-.126
d28j	-.049	-.074	-.018	.037	.025	-.006	.020	-.043	.006	-.102
d34	-.020	-.001	.003	.024	.008	-.018	-.003	-.062	.017	-.165
d36	.030	-.013	-.114	-.044	-.045	-.060	-.077	-.061	-.025	-.109
d37	.094	.066	.008	.020	-.023	-.021	.001	-.018	.055	.034
d39	.089	.045	-.019	-.006	.019	-.039	.015	-.056	-.002	-.060
d40	.038	-.001	-.093	-.034	-.062	-.048	-.089	-.105	.017	-.051
d44	1.000	.608	.035	.010	-.040	.017	-.023	.082	.090	.165
d45	.608	1.000	.037	.022	-.015	.026	-.011	.040	.071	.176
d49	.035	.037	1.000	.211	.142	.286	.237	.311	.254	.183
d56	.010	.022	.211	1.000	.149	.239	.255	.298	-.008	.054
d63	-.040	-.015	.142	.149	1.000	.048	.198	.079	.058	-.024
d66	.017	.026	.286	.239	.048	1.000	.420	.449	-.032	.054
d68	-.023	-.011	.237	.255	.198	.420	1.000	.361	-.042	.061
d70	.082	.040	.311	.298	.079	.449	.361	1.000	.041	.190
d117	.090	.071	.254	-.008	.058	-.032	-.042	.041	1.000	.254
d120	.165	.176	.183	.054	-.024	.054	.061	.190	.254	1.000