

Ökologische Performanz von Mehrheits- und Konsensdemokratien

Eine empirische Analyse der OECD-Länder 2000 bis 2015

**Hausarbeit zur Erlangung des  
akademischen Grades  
Master of Arts in Politikwissenschaft  
Empirische Demokratieforschung**

vorgelegt dem Fachbereich 02 – Sozialwissenschaften, Medien und Sport  
der Johannes Gutenberg-Universität Mainz

von

Lisa Klagges

aus Paderborn

2019

Erstgutachterin:

Zweitgutachter:

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	Einleitung	1
<b>2</b>	Umweltpolitik und ökologische Performanz	3
<b>2.1</b>	Das Problem der abhängigen Variable	5
<b>2.2</b>	Das Konzept der starken und schwachen Nachhaltigkeit	8
<b>3</b>	Theoretischer Rahmen	12
<b>3.1</b>	Neuer Institutionalismus und Institutionenbegriff	12
<b>3.2</b>	Demokratische Strukturen: Mehrheits- und Konsensdemokratien	13
<b>3.2.1</b>	Zwei Dimensionen von Mehrheits- und Konsensdemokratien	14
<b>3.2.2</b>	Demokratische Strukturen und politische Performanz	18
<b>4</b>	Forschungsstand: Demokratische Strukturen und ökologische Performanz	20
<b>5</b>	Hypothesen	24
<b>6</b>	Daten und Messung	26
<b>6.1</b>	Abhängige Variable: Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit	27
<b>6.1.1</b>	Auswahl und Zuordnung der Indikatoren	27
<b>6.1.2</b>	Umgang mit Fehlenden Werten	31
<b>6.1.3</b>	Normalisierung der Einzelindikatoren	34
<b>6.1.4</b>	Index für die Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit	38
<b>6.2</b>	Unabhängige Variable: Konsens- und Mehrheitsdemokratie	43
<b>6.2.1</b>	Exekutive-Parteien Dimension	43
<b>6.2.2</b>	Föderalismus-Unitarismus Dimension	45
<b>6.2.3</b>	Institutionelle Strukturen im zweidimensionalen Raum	47
<b>6.3</b>	Weitere relevante Faktoren zur Erklärung ökologischer Performanz	50
<b>6.4</b>	Analyseverfahren: Repeated Measures Design	59
<b>7</b>	Empirische Analyse	65
<b>7.1</b>	Bivariate Ergebnisse	65
<b>7.2</b>	Multivariate Ergebnisse	66
<b>7.2.1</b>	Institutionelle Strukturen und ökologische Performanz	67
<b>7.2.2</b>	Robustheitstest: Mittelwertmodelle	72
<b>7.2.3</b>	Notwendigkeit des Konzepts starker und schwacher Nachhaltigkeit	74
<b>8</b>	Fazit	77
	Literaturverzeichnis	
	Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	
	Anhang	

## 1 Einleitung

Eine der zentralen Herausforderungen des aktuellen Jahrhunderts ist die Lösung umweltpolitischer Probleme, welche insbesondere vor dem Hintergrund steigender Bevölkerungszahlen und ersten spürbaren Folgen des Klimawandels immer dringlicher werden. Regelmäßige alarmierende Berichte über die auf menschliches Handeln zurückführbare Zerstörung von Naturkapital führt zu einem steigenden Problembewusstsein und sich häufenden Forderungen nach einer nachhaltigen Lebensweise.

Dabei fällt das umweltpolitische Engagement von Staaten, gemessen am Ergebnis der jeweiligen Politik (Performanz), unterschiedlich stark aus, was in erster Linie auf bestehende wirtschaftliche Strukturen zurückgeführt wird. Weitestgehend unerforscht ist jedoch, inwiefern die zwischen Staaten variierenden institutionellen politischen Strukturen ebenfalls einen Erklärungsfaktor in diesem Politikfeld darstellen.

So ist umstritten, ob eine entscheidungsfreudige Politik durch mehrheitsdemokratische Strukturen tatsächlich die besseren Politikergebnisse erzielt, oder ob die Performanz in Konsensdemokratien, in denen aufgrund der Inklusion möglichst vieler Interessen Kompromisse und Verhandlungen vorherrschen, letztendlich doch die bessere ist. Die Diskussion über die Wirkung institutioneller Strukturen kann also als Zielkonflikt zwischen entschlossener, handlungsfähiger Politik und Qualität der Maßnahmen beschrieben werden. Arendt Lijphart (1999, 2012) argumentiert auf Basis der Typologie von Mehrheits- und Konsensdemokratien, dass die Politik von letzteren aufgrund des inklusiven Charakters als „kinder“ und „gentler“ bezeichnet werden kann und deshalb insbesondere im Bereich der Umweltpolitik eine bessere Performanz aufzuweisen hat.

Aufbauend auf dieser Diskussion ergibt sich folglich die Fragestellung nach einem Zusammenhang zwischen demokratischen Institutionen und ökologischer Performanz: *Unterscheidet sich die ökologische Performanz von Konsens- und Mehrheitsdemokratien? Weisen konsensdemokratische Strukturen eine signifikant bessere ökologische Performanz auf?*

Bei der Analyse ökologischer Performanz entsteht vor allem das Problem der abhängigen Variable: Welcher Indikator erfasst die Vielfalt eines Politikfeldes wie das der Umweltpolitik? Da mit Blick auf den Forschungsstand bei der Auswahl von Indikatoren kein einheitliches Vorgehen erkennbar ist, dient hier das Konzept der starken und schwachen Nachhaltigkeit (Neumayer 2010) als theoretische Grundlage für die Messung ökologischer Performanz. Während das Konzept der starken Nachhaltigkeit auf den Erhalt des

Naturkapitals setzt, geht das schwache Nachhaltigkeitskonzept von der Substituierbarkeit desselben aus, wodurch die Politik einer starken Nachhaltigkeitskonzeption primär die Strategie zur Vermeidung umweltschädlichen Konsums, die der schwachen Nachhaltigkeit eher eine Effizienzstrategie verfolgt. Eine Unterscheidung ökologischer Indikatoren nach ihrem zugrundeliegendem Nachhaltigkeitskonzept stellt eine wesentliche Neuerung der ökologischen Performanzmessung in der Politikwissenschaft dar (Ward 2008, Wurster 2013), die bisher jedoch überwiegend im Rahmen eines Vergleichs demokratischer und autokratischer Performanz aufgegriffen wurde. Anknüpfend an die hier aufgeworfene Forschungsfrage zu demokratischen Institutionen stellt sich folglich die Frage, ob konsensdemokratische Strukturen eine bessere ökologische Performanz sowohl im Bereich der starken Nachhaltigkeit als auch im Bereich der schwachen Nachhaltigkeit aufweisen.

Untersucht werden 29 OECD-Länder in den Jahren 2000 bis 2015. Damit handelt es sich ausschließlich um hoch industrialisierte Staaten, die durch den Industrialisierungsprozess und eine ausgeprägte Konsumgesellschaft für einen Großteil der weltweiten Verschmutzung verantwortlich ist. So verbrauchen die hier ausgewählten Länder beispielsweise die Ressourcen von insgesamt mehr als 3,2 Welten (Global Footprint Network 2019). Damit ist die Generalisierbarkeit der Ergebnisse zwar begrenzt, aufgrund der fortschreitenden Industrialisierung von Entwicklungsländern ist aber anzunehmen, dass sich die Umweltprobleme dieser Länder zukünftig angleichen werden.

Zur Beantwortung der Fragestellung erfolgt zunächst die Herausarbeitung der Besonderheiten des Politikfelds Umwelt und einer Definition des Begriffs der politischen Performanz (2). Der Forschungsstand zur Messung politischer Performanz wird insbesondere erörtert (2.1), um die Vorzüge des Konzepts der starken und schwachen Nachhaltigkeit hervorzuheben (2.2). Den theoretischen Rahmen bildet Lijpharts Typologie von Konsens und Mehrheitsdemokratien und deren Implikationen für die politische Leistungsfähigkeit (3). Der Forschungsstand wird entsprechend der Fragestellung dieser Arbeit speziell in Bezug auf ökologische Performanz zusammengefasst (4). Darauf aufbauend werden Hypothesen für den Effekt institutioneller Strukturen formuliert (5). Die Operationalisierung (6) unterteilt sich in die Messung ökologischer Performanz (6.1), die Messung demokratischer Strukturen (6.2) sowie der Identifikation relevanter Kontrollfaktoren (6.3). Basierend auf der Datenauswahl wird das Analyseverfahren besprochen (6.4). Die empirische Analyse ist unterteilt in bivariate und multivariate Ergebnisse (7). Abschließend werden die Ergebnisse in einem Fazit zusammengefasst um aufbauend Schwerpunkte für die weitere Forschung zu identifizieren (8).

## 2 Umweltpolitik und ökologische Performanz

Nach dem ersten deutschen Umweltprogramm (1971: 6) wird Umweltpolitik definiert als:

„Gesamtheit aller Maßnahmen, die notwendig sind, um dem Menschen eine Umwelt zu sichern, wie er sie für seine Gesundheit und ein menschenwürdiges Dasein braucht, um Boden, Luft und Wasser, Pflanzen- und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe zu schützen und um Schäden oder Nachteile aus menschlichen Eingriffen zu beseitigen.“

Diese Definition, die später um die Bereiche Klimaschutz und nachhaltige Ressourcennutzung ergänzt wurde, verdeutlicht die Vielschichtigkeit des Aufgabengebietes (Muno 2010: 352). Aufgrund der thematischen Überschneidungen mit Bereichen wie Wirtschafts-, Energie- Landwirtschafts- und Verkehrspolitik (Tosun 2015:641), stellt Umweltpolitik eine „Querschnittsaufgabe [dar], die in viele andere Politikfelder hineinreicht“ (Muno 2010: 352). Dieser Umstand erschwert eine eindeutige Identifikation von Ursache und Wirkung, da das Ergebnis umweltpolitischer Maßnahmen lediglich ein Erklärungsfaktor neben vielen anderen darstellt. So muss beispielsweise nachgewiesen werden, dass ein Rückgang von Treibhausgas Emissionen tatsächlich durch eine erfolgreiche Umweltpolitik statt durch steigende Energiepreise oder eine wirtschaftliche Rezession verursacht wurde (Muno 2010: 266-267). Eine Analyse der Wirkung umweltpolitischer Maßnahmen kann folglich nur durch Identifikation und Kontrolle sämtlicher weiteren relevanten Einflussfaktoren erfolgen.

Die Bereitstellung eines öffentlichen Gutes<sup>1</sup>, wie in diesem Fall eine intakte Umwelt, fällt in den Aufgabenbereich des Staates, da diese Güter vom Markt nicht in ausreichender Menge zur Verfügung gestellt werden und der Staat regulierend eingreifen und Anreize setzen muss (Scruggs 2003: 1-2). Obwohl Umweltprobleme in erster Linie durch wirtschaftliche Entscheidungen und individuelles Verhalten verursacht werden, werden diese doch durch Regulierungen und Anreize im Rahmen der Umweltpolitik direkt beeinflusst (Scruggs 2003: 2), weshalb die Verantwortlichkeit für eine verbesserte oder verschlechterte Umweltbilanz eines Landes doch der Politik zugeschrieben werden kann. Diese Verantwortung wird auch durch die zunehmende Internationalisierung dieses Politikfelds nicht eingeschränkt. Denn trotz des grenzüberschreitenden Charakters vieler umweltpolitischer Probleme liegt, mit Ausnahme der Europäischen Union, die Umsetzung national und international beschlossener Maßnahmen noch immer auf Ebene des Nationalstaates (Muno 2010: 351): „Nation-states remain the primary repository of authority

---

<sup>1</sup> Öffentliche Güter sind durch Nicht-Ausschließbarkeit und der Abwesenheit der Rivalität im Konsum gekennzeichnet (Olson 1968: 13, 36-37).

over environmental issues. In most countries, nation-states also maintain a great deal of authority over environmental policy goals and are ultimately responsible for implementing international policies“ (Scruggs 2008: 22).

Die angesprochenen Besonderheiten des Politikfelds Umwelt haben Auswirkungen auf die Analyse des Untersuchungsgegenstands dieser Arbeit, der ökologischen Performanz. Der Begriff der politischen Performanz wird in Bezug auf seine evaluierende Bedeutung synonym zum Begriff der politischen Leistungsfähigkeit verwendet (Roller 2007: 227; Lange/Waschkuhn 2010: 778). Demnach bezieht sich die politische Performanz auf die „Evaluation [des] Handelns [politischer Akteure] und seiner Ergebnisse“ (Roller 2007: 227). Dabei wird unterschieden zwischen genereller und zielbezogener Performanz wie auch zwischen systemischer und demokratischer Performanz (Roller 2005: 23-24). Im Gegensatz zur generellen Performanz (Bewertung allgemeiner Leistungen) stützt sich die Bewertung der Umweltpolitik auf die „Realisierung ganz bestimmter substantieller Ziele“ (Roller 2007: 228) und ist somit der zielbezogenen Performanz zuzuordnen. Zudem bezieht sich die Bewertung der Umweltpolitik auf Ergebnisse, welche durch den politischen Prozess hervorgebracht werden, was der systemischen Performanz zuzuordnen ist (Roller 2005: 23). Folglich kann die Bewertung von Umweltpolitik als systemische, zielbezogene Performanz eingeordnet werden.

Zentral für die Performanz sind Outcomes, nicht Outputs. Während Outputs die Ergebnisse bestimmter politischer Entscheidungen sind und damit im Fokus der Policy-Forschung stehen, handelt es sich bei Outcomes um das Ergebnis der Outputs (Jahn 2013: 52). Bewertet wird folglich, zu welchem Grad bestimmte politische Ziele erreicht wurden: „we do not analyse activities or efforts to reach the goals [...] but instead the actual results or outcomes“ (Roller 2005: 3). In Bezug auf die umweltpolitische Performanz ist folglich nicht die aus dem politischen Prozess entstandene umweltpolitischen Maßnahme interessant, sondern die langfristige Wirkung der umweltpolitischen Politik.

Auf Basis dieser Definition lassen sich einige Kriterien an die umweltpolitischen Outcomes formulieren. Zunächst muss es sich um ein Ziel handeln, welches von Bürgern als wünschenswert angesehen wird und dementsprechend eine Forderung an die Politik darstellt (Roller 2005: 29-30). Insofern muss das Problem sowohl für Bürger als auch für die Politik sichtbar sein (Jahn 2016: 92). Nach Roller (2005: 30) kann dieses Kriterium als erfüllt betrachtet werden: „Today it is possible to demonstrate both comparatively and systematically that security, welfare, and environmental protection are among the goals most highly prized by citizens“.

Gleichzeitig muss ein Ziel, beziehungsweise die Lösung eines Problems, durch die Politik beeinflussbar sein, sodass dieser auch eine klare Verantwortlichkeit für Outcomes zugeschrieben werden kann (Jahn 2016: 92; Roller 2005: 29). Insbesondere im Bereich der Umweltperformanz ist dieses Kriterium oftmals nur eingeschränkt erfüllt, da Probleme wie beschrieben oft multidimensional und grenzüberschreitend auftreten. Während die Verantwortlichkeit der Politik bei Outputs eindeutig zuzuordnen ist, gilt dies nicht automatisch auch für Outcomes. Gerade im Bereich der Umweltpolitik können Outcomes nur zu einem bestimmten Teil durch Outputs erklärt werden (Roller 2005: 32-34; Jahn 2013: 152), was bei der Operationalisierung der Umweltperformanz zu berücksichtigen ist. Auswertungen von Umfragedaten zeigen allerdings, dass eine Zuschreibung der Verantwortlichkeit nichtsdestotrotz insbesondere im Bereich der Umwelt stattfindet (Roller 2005: 30-31, Appendix A).

Trotz der allgemeinen Verwendung von Outcomes für die Messung ökologischer Performanz sind die Möglichkeiten der Operationalisierung vielfältig (Kapitel 2.1). Insbesondere bei der Auswahl von Indikatoren ist kein einheitliches Vorgehen erkennbar. Deshalb greift diese Arbeit auf die Unterscheidung zwischen einer starken und schwachen Nachhaltigkeitskonzeption der Umweltpolitik zurück, welche den theoretischen Rahmen für die Messung ökologischer Performanz in dieser Arbeit bildet (Kapitel 2.2).

## **2.1 Das Problem der abhängigen Variable**

Studien zur Umweltpolitik, speziell zur ökologischen Performanz, haben das Problem der abhängigen Variable gemeinsam (Tosun 2015: 657): Welcher Indikator erfasst die Vielfalt eines Politikfeldes wie das der Umweltpolitik? Üblicherweise werden in Analysen zur ökologischen Performanz spezifische Outcome-Indikatoren verwendet (Fiorino 2011: 370), was aufgrund der im vorherigen Kapitel festgelegten Definition von Performanz auch hier als Kriterium für die Auswahl von Indikatoren bildet. Folglich liegt der Schwerpunkt der Darstellung der bisherigen politikwissenschaftlichen Praxis zur Messung ökologischer Performanz auf Outcome-Indikatoren. Output-Indikatoren werden daher an dieser Stelle nicht thematisiert.

Die Problematik der abhängigen Variable fasst Fiorino (2011: 369) unter der Prämisse der Datenverfügbarkeit zusammen: „The task in explaining environmental performance at all scales of governance is to define it in terms that are measureable and comparable over time and across units of analysis“. Insbesondere in Bezug auf ökologische Performanz spielt die Datenverfügbarkeit eine zentrale Rolle. So konstatiert Jahn (2016: xiii): „Finding a reliable

data for a long period on environmental records even for the most developed countries is far from easy“. Sofern Daten für alle Länder existieren, stehen sie oftmals nur als Querschnitt zur Verfügung (Jahn 2016: xiv, 95). Sind Längsschnittdaten verfügbar, sind sie in der Regel nicht für alle Länder erhoben worden und/oder weisen unregelmäßige Messpunkte auf, was Verfahren der Datenersetzung notwendig macht (Jahn 2016: xiv). Zum gleichen Schluss kommt Roller (2005: 16): „Many Indicators show gaps in the data series. Data are missing not only for individual points in time or periods, but certain nations lack entire data series.“ Internationale Organisationen wie die Weltbank, OECD, UNEP und FAO ermöglichen jedoch ein Mindestmaß an Vergleichbarkeit (siehe dazu auch Kapitel 6.1.1).

Zunächst bietet sich die Möglichkeit einzelne Indikatoren stellvertretend für ökologische Performanz zu untersuchen. Unabhängig des untersuchten theoretischen Zusammenhangs ist die Verwendung von Indikatoren zu Luftverschmutzung- und Treibhausgasemissionen besonders verbreitet (u.a. Crepaz 1995, Neumayer 2003, Wälti 2004, Li/Reuveny 2006, Farzin/Bond 2008, Cao/Prakash 2012), da Daten sowohl international als auch für einen großen Zeitraum zur Verfügung stehen. Je nach Datenverfügbarkeit, welche wesentlich von Länderauswahl und Untersuchungszeitraum abhängt, werden aber auch andere Maße, beispielsweise Indikatoren zu Wasserverschmutzung, Landverödung und Abholzung, Müllproduktion und Energiemix genutzt (u.a. Midlarsky 1998, Li/Reuveny 2006, Wurster 2011, 2013), um ökologische Performanz zu messen. „In sum, the environmental Indicators used to define the dependent variable in studies of national [environmental] performance vary widely“, konstatiert Fiorino (2011: 371).

Fraglich ist jedoch, ob mit Verwendung einzelner Indikatoren Aussagen über die allgemeine ökologische Performanz gemacht werden können: “It is nevertheless doubtful that single issues can be taken as representative of general environmental issues” (Jahn 2016: 8), zumal der ausgewählte Indikator auch die Ergebnisse der Analyse beeinflussen kann (Poloni-Staudinger 2008: 414). Ein robustes Maß sollte folglich möglichst viele Bereiche der Umweltpolitik berücksichtigen (Scruggs 2008: 21): “By examining changes in multiple Indicators, we can better judge overall successes much more effectively than if we just look at one specific pollutant in making general claims.”

In der politikwissenschaftlichen Literatur lassen sich deshalb Beispiele von eigens gebildeten multidimensionalen Indizes finden (Palmer 1997, Jahn 1998, Scruggs 1999, Roller 2005). Hinzukommend besteht die Möglichkeit multidimensionale Verbundindizes zur Messung ökologischer Performanz heranzuziehen, die außerhalb der politikwissenschaftlichen Forschung entwickelt wurden (Jahn 2016: 95). Eines der am

häufigsten verwendeten Maße stellt der *Environmental Performance Index* (EPI) der Universität Yale dar<sup>2</sup>, welcher ab 2006 alle zwei Jahre veröffentlicht wird. Der Index besteht aus insgesamt 24 Outcome-Indikatoren, welche den Bereichen „ecosystem vitality“ und „environmental health“ zugeordnet sind (Wendling et al. 2018: 2). Aufgrund sich ändernder Methodik stellen die Daten jedoch einzelne Querschnitte dar, sodass eine Interpretation als Zeitreihe nicht möglich ist (Jahn 2016: 95). Jahresweise liegen hingegen seit 2005 Daten des *Climate Change Performance Indizes* (CCPI), einer Kooperation von Germanwatch, dem NewClimate Institute und dem Climate Action Network, vor, welcher aus 14 Indikatoren der Teilbereiche Treibhausgase, Erneuerbare Energie, Energienutzung sowie Energiepolitik besteht (Burck et al. 2018: 6). Allerdings hat dieses Maß zum einen den Nachteil, dass es sich auf den Bereich Klima- und Energiepolitik beschränkt und zum anderen, dass neben Outcomes auch Outputs bei der Messung von Performanz berücksichtigt werden. Der ökologische Fußabdruck, „measured as the area of biologically productive land, and water required to produce the resources consumed and to assimilate the wastes generated“ (Wackernagel et al. 2002: 9266), wird seit 1960 jährlich veröffentlicht und stellt somit den einzigen multidimensionalen Index dar, der sowohl Querschnitts- als auch Längsschnittsanalysen ermöglicht (Jahn 2016: 96). Kritisiert werden kann allerdings der starke Fokus auf Biodiversität sowie die anspruchsvolle Berechnung, welche teilweise auf umstrittenen Annahmen beruht (Jahn 2016: 96).

Solche multidimensionalen Indizes haben den Vorteil, dass sie viele Indikatoren in einem einzelnen Maß berücksichtigen. Somit können verschiedenste Bereiche umweltpolitischer Performanz berücksichtigt werden (Jahn 2016: 6), wodurch allgemeine Trends identifiziert und die allgemeine Performanz von Staaten bewertet werden kann (OECD 2008: 13). Sofern ein Verbundindex bedacht konstruiert wurde, liegt die Rechtfertigung seiner Nutzung in der entsprechenden Forschungsfrage sowie in der Akzeptanz im entsprechenden Forschungsfeld (OECD 2008: 13-14). Die Frage, die sich jedoch insbesondere in Bezug auf umweltpolitische Performanz stellt, betrifft die Gegenläufigkeit einzelner Indikatoren. So muss die Performanz in verschiedenen Bereichen der Umweltpolitik nicht konsistent sein: „although countries may effectively tackle some problems, they perform poorly on others“ (Scruggs 2003: 6). Sofern dies zutrifft oder gegenläufige Trends bestehen, kann dies dazu führen, dass Kausalzusammenhänge verdeckt werden (Jahn 2016: 6, 89). Jahn (2016: 128) argumentiert deshalb, dass die der ökologischen Performanz zugrundeliegenden Dimensionen identifiziert werden müssen, sodass Indizes nur aus den einer entsprechenden

---

<sup>2</sup> Der EPI ersetzte den *Environmental Sustainability Index* (ESI), welcher Daten für die Jahre 1999 bis 2005 erhoben hat, die aufgrund von Änderungen der Methodik ebenfalls nicht als Zeitreihe zu interpretieren sind.

Dimension zugehörigen Indikatoren gebildet werden: “Even if this approach cannot solve all problems of aggregation, it is a good compromise between using many individual Indizes and using composite Indizes and thereby combines the pros of both approaches.”

Aus diesem Grund werden idealerweise explorative Faktorenanalysen durchgeführt (Scruggs 2003, Poloni-Staudinger 2008, Jahn 2016)<sup>3</sup>, welche eine Gruppierung von Indikatoren hinsichtlich der Höhe ihrer Korrelationen vornehmen (OECD 2008: 32). So lassen sich „unique policy responses related to environmental issues“ (Poloni-Staudinger 2008: 419) identifizieren, was eine detaillierte Analyse institutioneller Effekte ermöglicht, während Effekte durch die Nutzung von Verbundindikatoren möglicherweise überdeckt werden. Lauth et al. (2015: 89) sehen die Faktorenanalyse als Test auf Eindimensionalität bei selbstständig durchgeführter Indexbildung als zwingende Voraussetzung an, während theoretische Begründungen nur selten stark genug sind, um auf eine solche verzichten zu können.

Zunächst stellt sich allerdings die Frage, welche Indikatoren für die Messung ökologischer Performanz berücksichtigt werden sollen. Aufgrund der großen Vielfalt ökologischer Indikatoren, scheint eine theoriegeleitete Auswahl angebracht. Ein solcher Ansatz bietet das Konzept der starken und schwachen Nachhaltigkeit, welches im folgenden Kapitel theoretisch erörtert wird und zugleich den Grundpfeiler für die empirische Analyse dieser Arbeit darstellt.

## **2.2 Das Konzept der starken und schwachen ökologischen Nachhaltigkeit**

Der Begriff der Nachhaltigkeit wurde geprägt durch die UN-Konferenz in Rio 1992, bei welcher durch die Agenda 21 erstmals konkrete Leitlinien für nachhaltige Entwicklung beschlossen wurden (Neumayer 2010: 1). Grundlage für diese Leitlinien bildete die Definition für Nachhaltigkeit, welche durch die Brundtland Kommission entwickelt wurde (WCED 1987: 37): „Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“. Eine ökonomische Ausdrucksweise dieser Definition ist bei Neumayer (2010: 7) zu finden, welcher Entwicklung dann als nachhaltig bestimmt, „if it does not decrease the capacity to provide non-declining per capita utility for infinity“. Beide Definitionen fordern eine

---

<sup>3</sup> Jahn (2016) kann drei Faktoren isolieren, bei Poloni-Staudinger (2008) sind es hingegen vier Faktoren. Ursache dafür kann die Auswahl der verwendeten Indikatoren sein, beispielsweise verwendet Poloni-Staudinger auch Output-Indikatoren, während Jahn ausschließlich Outcomes analysiert. Scruggs (2003: 6) spricht zwar von einem multidimensionalen Index, geht aber davon aus, dass die von ihm verwendeten Indikatoren keine gegensätzlichen Entwicklungen aufweisen. Diese Annahme bestätigt Scruggs (2003: 519) durch Anwendung einer Faktorenanalyse, welche belegt, dass alle Variablen auf einen einzigen Faktor laden. Ein Vergleich der verwendeten Indikatoren und extrahierten Faktoren ist in Appendix B zu finden.

gleichbleibende Fähigkeit zur Bereitstellung von Nutzen, welche durch zur Verfügung stehendes Kapital ermöglicht wird: „Capital is defined [...] as a stock that provides current and future utility“ (Neumayer 2010: 7). Zentral ist folglich nicht die konstante Bereitstellung von Nutzen, sondern die konstante Fähigkeit zur Nutzengewinnung durch vorhandenes Kapital. Nachhaltige Entwicklung liegt nach obenstehenden Definitionen also dann vor, wenn die Bedingung des konstanten Kapitals über die Zeit erfüllt ist.

Dabei kann zwischen verschiedenen Formen von nutzenstiftendem Kapital unterschieden werden, welche sich gleichwertig gegenüberstehen (Neumayer 2010: 7-8): Naturkapital beschreibt den ökonomischen Wert der Natur („the totality of nature – [...] resources, plants, species, ecosystems and so on“). Bei künstlichem („man-made“) Kapital handelt es sich beispielsweise um Unternehmen, Maschinen und Infrastruktur. Humankapital wiederum beschreibt den Wert der Aneignung von Wissen und Fähigkeiten.

Auf Basis der obenstehenden Nachhaltigkeitsdimension kann folglich eine Art des Kapitals durch eine andere ersetzt werden, da lediglich die Summe des Kapitals und der damit verbundenen Nutzengewinnung von Interesse ist. Folglich kann Naturkapital durch künstliches Kapital und Humankapital substituiert werden (Neumayer 2010: 1): „[It] does not matter whether the current generation uses up non-renewable resources or dumps CO<sub>2</sub> in the atmosphere as long as enough machineries, roads and ports as well as schools and universities are built in compensation“. Eine Begrenzung dieser Substitution gibt es prinzipiell nicht, diese wird theoretisch jedoch durch den Markt geschaffen, was auch als „resource optimism“ bezeichnet wird. Ist eine natürliche Ressource knapp beziehungsweise die Nachfrage hoch, steigt diese im Preis, sodass die Verwendung einer anderen Ressource oder Recycling wirtschaftlicher wird (Neumayer 2010: 48-49). Dieser Ansatz, der von der Substituierbarkeit des Naturkapitals ausgeht, stellt die schwache Nachhaltigkeitskonzeption dar, welche auf die neoklassischen Ökonomen Solow und Hartwick zurückgeht (Neumayer 2010: 1).

Demgegenüber steht die Argumentation der starken Nachhaltigkeitskonzeption, dass Naturkapital ein Komplementärgut darstellt, welches nicht durch andere Formen von Kapital substituierbar ist. Diese Überlegungen sind zurückzuführen auf die Umweltökonominnen Daly und Costanza (Neumayer 2010: 23). Dabei sind zwei unterschiedliche Interpretationen starker Nachhaltigkeit denkbar. Eine Sichtweise wäre, dass der Wert des Naturkapitals konstant gehalten werden sollte, sodass Substitution von Naturkapital durch anderes Naturkapital denkbar wäre. Nach Neumayer (2010: 24) widerspricht dies dem Sinn des starken Nachhaltigkeitskonzepts: „To put it drastically, it would be strange to assume that

more man-made capital cannot substitute for a bigger hole in the ozone layer, but an increased number of whales can“. Als plausibler wird die zweite Interpretation angesehen (Neumayer 2010: 25), dass lediglich das sogenannte kritische Naturkapital, welches die wesentlichen Funktionen der Natur gewährleistet, aufrechterhalten bleiben muss. Auf konzeptioneller Ebene kann folglich zwischen starker und schwacher Nachhaltigkeit unterschieden werden. Diese Unterscheidung ist essenziell, da „die rationale Wahl eines Grundkonzeptes zu klaren Zielvorgaben für politisches Handeln führt.“ (Döring/Ott 2001: 315).

Aufgrund der Nichtsubstituierbarkeit von Naturkapital kann die logische Konsequenz einer starken Nachhaltigkeitskonzeption nur eine Einschränkung des Konsums sein. Der Rückgang von Naturkapital durch menschlichen Konsum, beziehungsweise die Erzeugung von künstlichem Kapital, ist weit fortgeschritten, sodass sich am Beispiel des Klimawandels erkennen lässt, dass wesentliche Funktionen der Natur aus dem Gleichgewicht kommen könnten, wenn der Ausstoß von Treibhausgasen nicht gesenkt wird. Um das kritische Naturkapital zu erhalten ist aus politischer Sicht folglich eine Suffizienzstrategie erforderlich, welche nur durch tiefgreifendes Umdenken im Konsumverhalten zu erreichenden ist (Wurster 2013: 78). Dabei handelt es sich um eine Änderung von Konsummustern, welche durch allgemeine Konsumreduzierung oder durch Substitution des umweltbelastenden Konsums durch weniger umweltbelastende Güter und Verhalten (Fischer et al. 2013: 7, 10). Eine solche, der Politik zugrundeliegende Strategie bezieht sich auf alle Umweltbereiche zugleich, da dieser auf Basis eines starken Nachhaltigkeitsverständnisses sowohl eine Einschränkung des Konsums in Bezug auf den Wasserverbrauch als auch auf den Energieverbrauch oder die Müllproduktion bedeutet.

Die politische Strategie aus Sicht der schwachen Nachhaltigkeitskonzeption lässt sich nicht ganz eindeutig ableiten, da prinzipiell jede Entwicklung als nachhaltig betrachtet wird, solange die Bedingung des konstanten (Gesamt-) Kapitals erfüllt ist, also die Kosten (in Form von Naturkapital) den Nutzen nicht übersteigen. Es kann jedoch argumentiert werden, dass Kosten auf Seiten des Naturkapitals durch Effizienzsteigerungen und Ausgleichszahlungen abgemildert werden können. So können Produktions- und Konsummuster durch Recycling weiterhin nachhaltig sein, da die Kosten auf Seiten des Naturkapitals verringert werden und der Gesamtnutzen die Kosten damit weiterhin übersteigt. Eine Umweltpolitik, der eine schwache Nachhaltigkeitskonzeption zugrunde liegt, kann je nach Umweltbereich sehr vielfältig sein, da Effizienzsteigerungen durch unterschiedlichste Maßnahmen realisiert werden können. Hinzu kommt, dass im Gegensatz

zur starken Nachhaltigkeitskonzeption die Umsetzung in jedem Bereich einzeln vorgenommen werden kann, da aufgrund der Substitutionsannahme eine hohe Effizienz in einem Umweltbereich die schwache Performanz in einem anderen Bereich ausgleichen kann. Daran schließt sich die Überlegung an, ob diese Effizienzsteigerungen unterschiedlich teuer sind, weshalb der Fokus möglicherweise auf Bereichen liegt, in denen eine Effizienzsteigerung möglichst kostengünstig zu realisieren ist.

Die beiden Konzepte schließen sich nicht gegenseitig aus, sondern das Verhältnis von schwacher und starker Nachhaltigkeit kann vielmehr als notwendige und hinreichende Bedingung beschrieben werden. Für ein Mindestmaß an Nachhaltigkeit sorgt folglich das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit, während das Konzept starker Nachhaltigkeit weit darüber hinausgeht (Neumayer 2010: 23):

„Proponents of SS [strong sustainability] are not against achieving WS [weak sustainability]. Rather, they would regard achieving WS as an important first, but insufficient, step into the right direction. In a sense, SS encompasses WS, but adding further requirements. In this perspective, WS is better than traditional neoclassical economics, but it is still a far away from what is needed for SD [sustainable development].“

Obwohl es sich bei diesem Konzept um das einflussreichste Paradigma im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion handelt, bleibt es in empirischen Studien zur ökologischen Performanz in der Regel unberücksichtigt. Neben Wurster (2013), der ökologische Performanzunterschiede in demokratischen und autokratischen Regimen und ihren Subtypen testet, wird das Konzept lediglich von Jahn (1998, 2016) und Ward (2008) aufgegriffen.

Jahn (2016: 19) spricht von einem „Cleavage zwischen ‚green‘ und ‚growth‘ oriented development“ und unterscheidet eine expansionistische, konsumorientierte Politik von einer limitierten Politikausrichtung, welche durch den Energieverbrauch eines Landes operationalisiert wird. Ward (2008) und Wurster (2013) unterscheiden die Konzepte hingegen anhand der verwendeten Indikatoren, die jeweils einem der Konzepte zugeordnet werden. So werden Indikatoren für ein schwaches Nachhaltigkeitskonzept durch „dimensions related to adaptivity, substitutability and the treatment of symptoms only“ gebildet, während Indikatoren für eine starke Nachhaltigkeitsstrategie “real lifetime changes in the sense of a sufficiency strategie” darstellen (Wurster 2013: 81). Schwache Nachhaltigkeitsindikatoren sind bei Wurster (2013: 82) die Ausweisung von Naturschutzgebieten<sup>4</sup>, der Anteil erneuerbarer Energie<sup>5</sup> sowie die Energieeffizienz<sup>6</sup>. Ward

---

<sup>4</sup> Marin und terrestrisch in Prozent der Landfläche.

<sup>5</sup> Anteil am Energiekonsum.

<sup>6</sup> Bruttoinlandsprodukt pro Einheit Energienutzung.

(2008: 390) hingegen nutzt den *Genuine Saving* Indikator der Weltbank<sup>7</sup>. Als starke Nachhaltigkeitsindikatoren verwendet Wurster (2013: 82) CO<sub>2</sub> Emissionen<sup>8</sup>, städtische Müllproduktion<sup>9</sup> sowie Energienutzung<sup>10</sup>. Ward (2008: 390, 393) greift hingegen auf den (logarithmierten) ökologischen Fußabdruck zurück<sup>11</sup>.

Insbesondere bei der Frage der abhängigen Variable im Bereich der Umweltpolitik sollten Überlegungen zur starken und schwachen Nachhaltigkeit Berücksichtigung finden, da durch diese eine erste Ordnung der zur Verfügung stehenden Indikatoren ermöglicht wird. Da das Konzept weitere Annahmen beispielsweise über Kosten der Implementierung und Breite des Handlungsfeldes impliziert, können Zusammenhänge und Mechanismen jeglicher Art zielgenauer analysiert werden.

### **3 Theoretischer Rahmen**

Der neue Institutionalismus liefert den theoretischen Rahmen dieser Arbeit. Dessen Grundzüge werden dargestellt und der Institutionenbegriff definiert (Kapitel 3.1). Darauf aufbauend wird Lijpharts Typologie der Konsens- und Mehrheitsdemokratien vorgestellt (Kapitel 3.2).

#### **3.1 Neuer Institutionalismus und Institutionenbegriff**

Do institutions matter? Dies ist die übergeordnete Frage, derer sich der Institutionalismus widmet. March und Olsen (2011: 160) definieren diesen als „general approach to the study of political institutions, a set of theoretical ideas and hypotheses concerning the relations between institutional characteristics and political agency, performance and change.“ Nach dem Institutionalismus können Unterschiede in politischen Outcomes folglich durch institutionelle Unterschiede erklärt werden (Roller 2005: 1-2). Inzwischen wird der Einfluss von Institutionen nicht mehr als fraglich angesehen, sondern es stellt sich vielmehr die Frage in welchem Ausmaß und in welcher Art und Weise diese sich auswirken (March/Olsen 2011: 162-163). Dabei weisen March und Olsen (2011:165) auch auf die

---

<sup>7</sup> „Adjusted net saving (ANS) is measured as gross national saving minus depreciation of produced capital, depletion of subsoil assets and timber resources, the cost of air pollution damage to human health, plus a credit for education expenditures“ (Lange et. al. 2018: 31): Als Prozent des Nationaleinkommens implizieren negative Werte dabei eine Verletzung der Nachhaltigkeitsdefinition, während positive Werte „wealth and future well-being“ verdeutlichen. Detaillierte Informationen zur Messung bei Hamilton (2000). Dieser Indikator wird von Neumayer (2010: 5) für die Messung schwacher Nachhaltigkeit empfohlen.

<sup>8</sup> Tonnen pro Kopf.

<sup>9</sup> Kilogramm pro 1.000 Einwohner.

<sup>10</sup> Öläquivalentes Kilogramm pro 1.000 Einwohner.

<sup>11</sup> Weitere Informationen in Wackernagel et al. (2002).

Designfrage demokratischer Institutionen hin: „These interests in describing the effects of institutions are supplemented by interests in designing them, particularly in designing them for democratic political systems“.

Bei der Entstehung politischer Entscheidungen stellt der neue Institutionalismus (March/Olsen 1989) interessen geleitete Akteure neben Institutionen in den Mittelpunkt (Styckow 2007:23): Demnach beeinflusst der institutionelle Kontext „die Art und Weise, in der Akteure Entscheidungen treffen und durchsetzen“. Institutionen können folglich als „soziale Regelsysteme“ definiert werden, „die das Verhalten von Akteuren regulieren und damit auch sichere Erwartungen an das Verhalten anderer Akteure erlauben“ (Styckow 2007: 28-29).

Politisch wird eine Institution jedoch erst durch den Bezug zu „kollektiv verbindliche[n] Entscheidungen“ (Styckow 2007: 29): „Als Grundsätze der politischen Willensbildung legen sie fest, was Akteuren bei dem Versuch, ihre Interessen im politischen Prozess geltend zu machen, erlaubt ist und wie der politische Wettbewerb entschieden wird.“ Dabei können formelle Institutionen von informellen unterschieden werden. Während erstere schriftlich, beispielsweise in Verfassungen und Gesetzen, festgehalten werden und somit juristisch sanktioniert werden können, handelt es sich bei informellen Institutionen um ungeschriebene Verhaltensvorschriften, deren Verstöße vor allem soziale Missbilligung mit sich bringt (Styckow 2007: 29-31). Eine wesentliche Eigenschaft von Institutionen ist ihre relative Stabilität über die Zeit. March und Olsen (2011: 159) machen diese zum Bestandteil ihres Institutionenbegriffs, indem sie sie als „relatively invariant in the face of turnover of individuals and relatively resilient to the idiosyncratic preferences and expectations of individuals and changing external circumstances“ beschreiben.

### **3.2 Demokratische Strukturen: Mehrheits- und Konsensdemokratien**

Lijpharts Typologie der Mehrheits- und Konsensdemokratien, bei welcher die Organisation demokratischer Institutionen und deren Folgen im Mittelpunkt stehen (Lijphart 2012: 1), dominiert die Demokratieforschung insbesondere in Bezug auf die unterschiedliche Leistungsfähigkeit demokratischer Regime (Roller 2005: 4; Bogaards 2017: 1). Aus der Demokratiedefinition „government by and for the people“ (Lijphart 2012: 1-2) ergibt sich der grundlegende Unterschied von Mehrheits- und Konsensdemokratien durch die Antwort auf die Frage, „[w]essen Interessen eine Regierung berücksichtigen [soll], wenn – wie das der Normalfall in komplexen Gesellschaften ist – die Bürger nicht alle dasselbe wollen“ (Styckow 2007: 255). Während der Mehrheitsentscheid auf der kleinstmöglichen Anzahl an

Akteuren beruht, integriert der Konsensentscheid eine maximale Anzahl von Interessen und geht somit über den Mehrheitsentscheid hinaus (Lijphart 2012:2, Stykow 2007: 255-256).

Daraus ergeben sich unterschiedliche Eigenschaften, die die beiden Demokratietypen kennzeichnen (Lijphart 2012: 2): Mehrheitsdemokratien konzentrieren die Macht, indem die Mehrheit weitgehende Handlungsautonomie erhält und sind folglich von starkem Wettbewerb geprägt. Durch die Inklusion so vieler Interessen wie möglich sind Konsensdemokratien hingegen geprägt durch Integration, Verhandlungsprozesse und Kompromisse. Im Gegensatz zu Mehrheitsdemokratien findet in Konsensdemokratien somit eine Machtverteilung beziehungsweise -kontrolle statt.

### **3.2.1 Zwei Dimensionen von Mehrheits- und Konsensdemokratien**

Nach der Argumentation Lijpharts (2012: 2) können, basierend auf dieser grundlegenden Unterscheidung zwischen Mehrheits- und Konsensdemokratie, politische Institutionen und Regeln deduktiv zugeordnet werden. Diese Zuordnung wird für bestimmte Strukturmerkmale vorgenommen, welche Lijphart als die wesentlichen Institutionen und Regeln demokratischer Systeme identifiziert.

So wird die Exekutivmacht durch Einparteienregierungen in Mehrheitsdemokratien konzentriert, während sie durch Koalitionen in Konsensdemokratien verteilt wird (Lijphart 2012: 79-80). Die Dominanz der Exekutive steht charakteristisch für die Mehrheitsdemokratie, da ebenfalls Macht konzentriert wird, während ein Machtgleichgewicht von Exekutive und Legislative für die Konsensdemokratie steht (Lijphart 2012: 105-106). Durch vergleichbare Argumentation können Zweiparteiensysteme und Mehrheitswahlrecht der Mehrheitsdemokratie zugeordnet werden, während Vielparteiensysteme und Verhältniswahlrecht zur Konsensdemokratie gehören (Lijphart 2012: 60-63, 130-131). Das Interessensgruppensystem der Mehrheitsdemokratie ist der Pluralismus, da Interessen hier im Wettbewerb zueinanderstehen und eher unkoordiniert auftreten (Lijphart 2012: 158-159). Konsensdemokratien weisen hingegen ein korporatistisches Interessensgruppensystem<sup>12</sup> auf, in welchem Interessen in Dachorganisationen organisiert sind und so in den politischen Entscheidungsfindungsprozess eingebunden werden können. Machtkonzentration als Charakteristikum der Mehrheitsdemokratie findet sich darüber hinaus auch in einer zentralen

---

<sup>12</sup> Die Berücksichtigung der Organisation von Interessensgruppen verdeutlicht ein breites Institutionenverständnis, da diese zwar an kollektiv politischen Entscheidungen beteiligt sind, diese aufgrund ihres ökonomischen Schwerpunkts jedoch eher als „politico-economic“ bezeichnet werden können (Roller 2005: 112). Weite Diskussion dieser Definition in Kapitel 4 und Kapitel 6.2.1.

Staatsorganisation sowie in der Konzentration der Legislative in einem Einkammersystem (Lijphart 2012: 174-175, 187). Analog dazu ist die Machtverteilung als Charakteristikum der Konsensdemokratie in einer föderalen Staatsorganisation sowie der Legislativteilung in Zweikammersystemen verwirklicht. Verfassungsänderungen, die durch einfache Mehrheiten beschlossen werden können und die Interpretation der Verfassung durch das Parlament verdeutlichen die Macht der Parlamentsmehrheit und stehen somit für mehrheitsdemokratische Strukturen, während rigide Verfassungen und deren Interpretation durch unabhängige Verfassungsgerichte konsensdemokratische Strukturen verkörpern (Lijphart 2012: 204-205). Zuletzt betont Lijphart (2012: 226-227) die Bedeutung von Zentralbanken als Schlüsselinstitutionen politischer Prozesse, welche durch die Exekutivkontrolle ebenfalls als mehrheitsdemokratisch oder durch Unabhängigkeit als konsensdemokratisch klassifiziert werden können.

Die Messungen dieser Institutionen sind in Tabelle 1 aufgelistet und werden durch Lijphart (1999, 2012) kapitelweise ausführlich begründet. Insgesamt untersucht Lijphart 36 etablierte Demokratien<sup>13</sup> in einem Zeitraum von 1945 bis 1996 (Lijphart 1999), beziehungsweise 1945 bis 2010 (Lijphart 2012). Auf Basis der Indikatoren lassen sich Idealtypen von Mehrheits- und Konsensdemokratien identifizieren, da theoretisch davon ausgegangen werden kann, dass mehrheits- oder konsensdemokratische Strukturen der Institutionen jeweils nicht unabhängig voneinander auftreten (Lijphart 2012: 2): „Because the majoritarian characteristics are derived from the same principle and hence are logically connected, one could also expect them to occur together in the real world; the same applies to the consensus characteristics.“ Tatsächlich weisen teilweise hohe Korrelationen der Indikatoren untereinander auf solche Muster hin (Lijphart 2012: 241). Starke Zusammenhänge sind insbesondere zwischen Parteiensystem, Wahlsystem und Konzentration der Exekutive sowie zwischen Zentralisierungsgrad und Konzentration der Legislative vorhanden.

### **Tabelle 1:** Operationalisierung von Mehrheits- und Konsensdemokratien nach Lijphart

---

<sup>13</sup> Dabei müssen Staaten nicht nur demokratisch sein (Bewertung als frei durch Freedom House), sondern auch zu einem gewissen Grad stabil und konsolidiert sein. Aus diesem Grund untersucht Lijphart (2012: 50) nur Länder, die seit mindestens dem Ende der 1980er Jahren durchgehend als demokratisch bewertet wurden und für die Daten für einen Zeitraum von mindestens zwanzig Jahren vorliegen.

Konzept	Indikator
1. Grad der Konzentration der Exekutivmacht	Dauer der Regierung der jeweils kleinstmöglichen Koalition („minimal-winning cabinets“) oder der Alleinregierung in Prozent des Untersuchungszeitraums (S. 99–100)
2. Kräfteverhältnis zwischen Exekutive und Legislative/Dominanz der Exekutive	Ein im Wesentlichen auf der durchschnittlichen Lebensdauer von Kabinetten basierender Dominanz-Index (mit Sonderberechnungen der Präsidentsysteme) (S. 118–123)
3. Fragmentierungsgrad des Parteiensystems	Laakso-Taagepera-Indikator der Anzahl der wichtigsten Parteien in der zentralstaatlichen Legislative ( $N = 1/\sum s_i^2$ , $s_i^2$ = quadrierter Sitzanteil jeder Partei im Parlament) (S. 66, 74–75)
4. Wahlsystem/Wahlsystembedingte Disproportionalität der Stimmen- und Parlamentssitzeverteilung	Gallagher-Index (Wurzel aus der halbierten Summe der quadrierten Differenzen der Stimmen- und Parlamentssitzeanteile der Parteien – ohne die kleinen, als „sonstige“ klassifizierten Parteien) (S. 145, 150–151)
5. Pluralistische oder korporatistische Staat-Verbände-Beziehung	Index des Interessengruppenpluralismus nach Siaroff (1998) mit Ergänzungen (S. 162–166)
6. Machtaufteilung der Staatsstruktur (Föderalismus versus Einheitsstaat)	Föderalismus- und Dezentralisations-Skala von 1,0 (unitarisch und zentralisiert) bis 5,0 (föderal und dezentralisiert) (S. 178)
7. Konzentrations- bzw. Aufteilungsgrad der Legislativmacht (Einkammer- bzw. Zweikammersystem)	Skala der Legislativmachtkonzentration von 1,0 (Unikameralismus) bis 4,0 (starker Bikameralismus) (S. 199–200)
8. Schwierigkeitsgrad der Verfassungsänderung	Skala der zur Verfassungsänderung erforderlichen Mehrheit von 1,0 (einfache Mehrheit) bis 4,0 (über zwei Drittel hinausreichende Supermajorität) (S. 208)
9. Letztentscheidungsrecht über Gesetze (Parlament oder Verfassungsgericht)	Skala der Stärke verfassungsgerichtlicher Gesetzesüberprüfung von 1,0 (keine Überprüfung) bis 4,0 (weit ausgebauter Überprüfung) (S. 215)
10. Grad der Zentralbankautonomie	Schätzungen auf der Basis von Indizes der Zentralbankautonomie (S. 234–235)

**Quelle:** Schmidt (2019: 332) mit Seitenangaben aus Lijphart (2012).

Durch explorative Faktorenanalyse (Hauptachsenanalyse), deren Ergebnisse in Abbildung 1 aufgeführt sind, kann Lijphart (2012: 242) zwei Faktoren isolieren<sup>14</sup>. Aus den zehn Indikatoren ergeben sich folglich zwei voneinander abzugrenzende Cluster, wobei jeweils die ersten fünf und die letzten fünf Indikatoren auf einen Faktor laden. Was bereits über die Korrelationen sichtbar wurde, zeigt sich auch in den Ergebnissen der Faktorenanalyse: Die Variablen, die am stärksten auf den ersten Faktor laden, den Lijphart deshalb *executive-party dimension* (Exekutive-Parteien Dimension) nennt, sind Parteiensystem, Wahlsystem und Konzentration der Exekutive. Zentrale Elemente des zweiten Faktors, der *federal-unitary dimension* (Föderalismus-Unitarismus Dimension), sind hingegen Zentralisierungsgrad und Konzentration der Legislative.

### Abbildung 1: Ergebnisse der explorativen Faktorenanalyse nach Lijphart

<sup>14</sup> Durch die Wahl eines orthogonalen Rotationsverfahrens wird davon ausgegangen, dass die beiden Faktoren unkorreliert sind (Lijphart 2012: 242).

Variable	Factor I	Factor II
Effective number of parliamentary parties	-0.91	0.09
Minimal winning one-party cabinets	0.92	-0.09
Executive dominance	0.84	0.08
Electoral disproportionality	0.66	-0.03
Interest group pluralism	0.72	-0.10
Federalism-decentralization	-0.19	0.98
Bicameralism	0.03	0.72
Constitutional rigidity	0.10	0.60
Judicial review	0.28	0.53
Central bank independence	-0.03	0.61

**Quelle:** Lijphart (2012: 242).

**Anmerkung:** Hauptachsenanalyse mit orthogonaler Varimax-Rotation.

Diese Ergebnisse gehen teilweise einher mit dem klassischen Verständnis von Föderalismus, nach welchem Föderalismus in erster Linie eine Machtaufteilung zwischen Zentralregierung und regionalen Regierungen bedeute, indirekt aber auch mit Zweikammersystem, rigider Verfassung und unabhängigem Verfassungsgericht einhergehen müsse (Lijphart 2012: 4-5). Dabei bleibt allerdings die Frage offen, weshalb auch die Zentralbank auf diesen Faktor lädt und warum diese Variablen eine zweite Dimension bilden, anstatt ebenfalls auf den ersten Faktor zu laden. Lijphart (2012: 5) argumentiert deshalb, dass eine logische Trennung der beiden Dimensionen vielmehr darin liegt, dass die Exekutive-Parteien Dimension alle Elemente beinhaltet, die eine „multiparty face-to-face interaction *within* cabinets, legislatures, legislative committees, and concertation meetings between governments and interest groups“ darstellen. Bei den vier Föderalismuselementen sowie die Zentralbank handelt es sich hingegen um eine institutionelle Separation.

Durch die zweidimensionale Struktur von Mehrheits- und Konsensdemokratien können diese nur innerhalb eines zweidimensionalen Raums interpretiert werden, bei welchem die Exekutive-Parteien Dimension die x-Achse und die Föderalismus-Unitarismus Dimension die y-Achse bildet (Lijphart 2012: 244). Dadurch ergeben sich zwei Felder, die sozusagen die „reinen“ Mehrheits- und Konsensdemokratien darstellen (zentrale Mehrheitsdemokratien und föderale Konsensdemokratien), sowie zwei Felder, die hybride Demokratiestrukturen bilden (zentrale Konsensdemokratien und föderale Mehrheitsdemokratien).

Idealtypen für die verschiedenen Demokratieformen existieren empirisch nicht, allerdings sind bestimmte Prototypen erkennbar. So weisen Großbritannien und Neuseeland einen Großteil der für zentrale Mehrheitsdemokratien typischen Merkmale auf, während Belgien, Deutschland und die Schweiz klar den föderalen Konsensdemokratien zugeordnet werden können (Lijphart 2012: 10-26, 33-40, 244-245). Kanada ist durch mehrheitsdemokratische

Eigenschaften auf der Exekutiven-Parteien Dimension und konsensuelle Ausprägungen auf der Föderalismus-Unitarismus Dimension ein Beispiel für eine hybride Demokratieform (Lijphart 2012: 245). Ebenso wie die nordeuropäischen Staatsformen, die tendenziell zentral organisiert sind, auf der Exekutive-Parteien Dimension allerdings konsensuelle Strukturen aufweisen (Lijphart 2012: 242).

### **3.2.2 Demokratische Strukturen und politische Performanz**

Auf Basis der Ausprägungen der zehn Strukturmerkmale lassen sich theoretisch bereits einige Folgen für die Performanz politischer Regime ableiten. Wesentlich für die Mehrheitsdemokratie sind die auf Basis des Mehrheitswahlrechts und Zweiparteiensystems typischerweise entstehenden Einparteienregierungen, die gemeinhin als effektivere Entscheidungsträger gelten, was Lijphart (2012: 256) als Lowell Axiom bezeichnet<sup>15</sup>. Sie zeichnen sich im Vergleich zu Konsensdemokratien durch ein „decisive leadership“ aus, welches sich durch eine schnelle Entscheidungsfindung und -implementierung ausdrückt. Dieser Zusammenhang wurde für lange Zeit nicht in Frage gestellt, „perhaps because its logic appears to be so strong that no test was thought to be needed“ (Lijphart 2012: 256).

Zugleich existieren jedoch einige Argumente, die für eine höhere Leistungsfähigkeit von Konsensdemokratien sprechen. Zunächst stellt sich die Frage, ob die Fähigkeit einer schnellen Entscheidungsfindung zwangsläufig auch mit guten, im Sinne von qualitativ hochwertigen Entscheidungen einhergehen muss (Lijphart 2012: 256-257). Hinzukommend können Regierungswechsel in Mehrheitsdemokratien starke und abrupte Richtungsänderungen bedeuten, obwohl oftmals „not so much a strong hand as a steady one“ benötigt wird (Lijphart 2012: 257). Ein weiteres zentrales Argument betrifft die Integration von Minderheiten in den Entscheidungsprozess von Konsensdemokratien, deren Interessen durch das proportionale Wahlsystem besser repräsentiert werden, wodurch die Erosion des politischen Systems durch Vertrauensverlust und Legitimitätsabspruch vorgebeugt werden kann (Lijphart 2012: 255). Zwar kann die Exklusion von Minderheiten unter dem Mehrheitsprinzip durch die Möglichkeit abgemildert werden, dass diese in der nächsten Wahl selbst die Mehrheit stellen. Dies gilt allerdings nur für sehr homogene Gesellschaften, während in heterogenen Gesellschaften ein fortwährender Ausschluss von Minderheiten möglich ist (Lijphart 2012: 2). Darauf aufbauend kann zusätzlich angeführt werden, dass die erfolgreiche Implementierung einer konsensuellen Entscheidung einfacher ist, wenn diese

---

<sup>15</sup> Zurückgehend auf Lowell (1896), der „one-party majority cabinets“ als beständiger und dominanter beschreibt und daraus schlussfolgert, dass es sich damit auch um effektivere Entscheidungsträger handelt (Lijphart 2012: 62).

nicht gegen den Willen ganzer Teile der Gesellschaft durchgesetzt wird (Lijphart 2012: 257).

Diese gegensätzlichen Argumente für Mehrheits- und Konsensdemokratie beschreibt Lijphart als trade-off zwischen Effektivität und Qualität politischer Entscheidungen (Lijphart 2012: 255). Welche Argumentation tatsächlich zutrifft ist unklar, Lijphart sieht Konsensdemokratien jedoch leicht im Vorteil: „Because the theoretical arguments and the empirical evidence [...] are mixed but give at least a slight edge to consensus democracy, my working hypothesis is that consensus democracy produces better results [...]“ (Lijphart 2012: 261). Insbesondere für Politikbereiche wie Sozialpolitik und Umweltschutz geht Lijphart (2012: 287) von Vorteilen der Konsensdemokratie aus, die er als „kinder, gentler qualities“ bezeichnet. Durch die Inklusion verschiedenster Interessen entstehen Entscheidungen weniger aus „self-interest and power politics“, sondern durch Überzeugungen auf Basis von entstehender „community orientation and social consciousness“.

Die Performanz wird anhand einer ganzen Reihe von Kriterien getestet<sup>16</sup>, darunter Effektivitätsmaße wie Wirtschaftswachstum, Arbeitslosigkeit, Inflation, Korruption, Gewaltmaße sowie Qualitätsmaße wie Freiheitsrechte, Repräsentation von Frauen, Maße für ökonomische Ungleichheit, politischer Beteiligung, Zufriedenheit mit der Demokratie, Ausgaben für Wohlfahrtsstaat, Umweltmaße und Inhaftierungen. Dabei kommt Lijphart (2012: 255-295) zu dem Schluss<sup>17</sup>, dass Mehrheitsdemokratien bei Effektivitätsmaßen keine bessere Performanz aufweisen, sondern im Gegenteil Konsensdemokratien tendenziell die effektivere Politik machen. In Bezug auf Qualitätsmaße ist die bessere Performanz von Konsensdemokratien noch deutlicher. Die Effekte zeigen sich allerdings lediglich für die Exekutive-Parteien Dimension, während für die Föderalismus-Unitarismus Dimension keine signifikanten Zusammenhänge feststellbar sind.

Lijpharts Typologie von Mehrheits- und Konsensdemokratien ist Gegenstand unzähliger Untersuchungen. Dabei steht sowohl die Typologie als solche als auch der Link zu politischer Performanz auf dem Prüfstand. Einen Überblick über die Literatur liefert Bogaards (2017), der die Ergebnisse bezüglich der Performanz demokratischer Strukturen

---

<sup>16</sup> Performanz wird von Lijphart nicht klar definiert, sodass die verwendeten Indikatoren sowohl Outputs als auch Outcomes darstellen (Roller 2005: 8): „What these measures all have in common is that they are related to policies, but by measuring different aspects of outputs and outcomes they reflect quite different policy manifestations“.

<sup>17</sup> Die Ergebnisse der zweiten Auflage sind sogar noch stärker als in der Originalversion von 1999, da Konsensdemokratien nun auch signifikante positive Effekte in Bezug auf makroökonomische Performanz (Bogaards 2017: 8).

wie folgt zusammenfasst: „Consensus democracy performs at least as well as, but often better than, majoritarian democracy“ (Bogaards 2017: 17).

Offene Fragen betreffen in erster Linie die Erklärung für die unterschiedlichen Ergebnisse der zwei Dimensionen sowie die Behandlung von Korporatismus (Bogaards 2017: 17)<sup>18</sup>. Letzteres betrifft die Definition des politischen Institutionenbegriffs, da Korporatismus primär als eine Institution der politischen Ökonomie bezeichnet werden kann (Roller 2005: 229): „Given the policy-specificity and how interest-guided it is, one can also assume that – unlike other informal structures – corporatism primarily has positive effects on economic and social policy performance“. Folglich kann nicht ausgeschlossen werden, dass Zusammenhänge zwischen Exekutive-Parteien Dimension und Performanz auf diese einzelne institutionelle Struktur zurückgeführt werden kann, was bei der Vorstellung des Forschungsstands im folgenden Kapitel detaillierter thematisiert wird.

#### **4 Forschungsstand: Demokratische Strukturen und ökologische Performanz**

Die empirische Forschung bietet ein breites Feld von Analysen, die den Zusammenhang zwischen politischen Institutionen und ökologischer Performanz untersuchen. Da die gänzliche Darstellung des Forschungsstandes daher jeglichen Rahmen sprengen würde, konzentriert sich dieses Kapitel in erster Linie auf Studien, die speziell den Zusammenhang zwischen konsens- beziehungsweise mehrheitsdemokratischen Strukturen und ökologischer Performanz untersuchen, der auch in dieser Arbeit im Vordergrund steht. Auf verwandte Forschungsfragen, die die hiesige tangieren wird verkürzt am Ende des Kapitels eingegangen.

Die Anzahl expliziter Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen mehrheits- und konsensdemokratischen Strukturen und ökologischer Performanz ist überschaubar. Die Ergebnisse der relevanten Studien sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Dabei fällt neben Unterschieden in der Auswahl von Untersuchungsländern und -zeitraum vor allem die unterschiedliche Operationalisierung ökologischer Performanz auf (siehe Kapitel 2.1). Gerade diese Unterschiede, beginnend mit der Auswahl der Indikatoren bis hin zu der Art der Informationsverdichtung, erschweren einen Vergleich der Befunde erheblich.

---

<sup>18</sup> Hinzu kommt grundsätzliche Kritik, die sich beispielsweise auf die Übertragbarkeit des Konzeptes auf andere Untersuchungsländer, -zeiträume und Datenquellen beziehen (Coppedge 2018) oder weitere Dimensionen postulieren (Vatter 2009), auf die an dieser Stelle jedoch nicht weiter thematisiert werden soll.

Für die Operationalisierung demokratischer Strukturen wird mit Ausnahme von Ozymy/Rey (2013), die einen jahresweisen Proxy aus dem *Comparative Political Data Set* (CPDS) verwenden<sup>19</sup>, auf die Daten Lijpharts (1999, 2012) zurückgegriffen. Roller (2005) konstatiert für die Exekutive-Parteien Dimension je nach Operationalisierung der ökologischen Performanz einen positiven Effekt von konsensdemokratischen Strukturen. Im Gegensatz dazu deuten die Ergebnisse hinsichtlich der Föderalismus-Unitarismus Dimension auf einen Vorteil von Mehrheitsdemokratien, wobei auch dieser Effekt nicht bei allen abhängigen Variablen auftritt. Die Analyse Poloni-Staudingers (2008) ist mit anderen Analysen ökologischer Performanz kaum vergleichbar, da hier für die Messung auch Output-Indikatoren herangezogen werden. Dementsprechend gemischt fallen auch die Ergebnisse aus: Je nach zugrundeliegendem Faktor kann sowohl ein positiver, negativer als auch gar kein Zusammenhang festgestellt werden.

**Tabelle 2:** Überblick über den Forschungsstand

Quelle	Fallzahl (Länder)	Untersuchungszeitraum	Messung institutioneller Strukturen	Messung Umweltperformanz	Exekutive-Parteien Dimension	Föderalismus-Unitarismus Dimension	Methode
Lijphart 1999	36	1981-1996	Lijphart 1999	Palmer Index (CO <sub>2</sub> Emissionen, Düngernutzung, Abholzung) Energieeffizienz	+	kein	lineare Regression
Roller 2005	21	1974-1995	Lijphart 1999	Index "environmental quality" (SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> , städtischer Müll [- pro Kopf], Düngernutzung [pro km <sup>2</sup> ]) SO <sub>x</sub> [pro Kopf] Städtischer Müll [pro Kopf] Wasserverbrauch [pro Kopf]	kein + +	- kein kein	
Poloni-Staudinger 2008	23	1990-1999	Lijphart 1999	Faktor "mondane environmentalism" (Recycling für Glas und Papier [%], Ausgaben für Abwasseraufbereitung [pro Kopf], bleifreier Kraftstoff [Marktanteil], Naturschutzgebiete[%])	+	+	
				Faktor "environmental taxation" (Steuern von Energie, Wasser, Stickoxiden [% an Gesamtsteuern])	kein	kein	
				Faktor "conservation" (Naturreservate [%], ICUN Redbooks) Faktor "nuclear energy production"	- kein	+ kein	
Lijphart 2012	36	1981-2010	Lijphart 2012	EPI	+	kein	lineare Regression
Ozmy Rey 2013	21	2010	CPDS: Ifirstp (2009), instcons (2008)	EPI (gesamt)	+	kein	lineare Regression
				EPI Subindex Biodiversität (Naturschutzgebiete [%])	+	-	
				EPI Subindex Luftverschmutzung (SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , VOCs [- pro Kopf])	+	-	
				EPI Subindex Klimawandel (Treibhausgase [pro Kopf], CO <sub>2</sub> Intensität, Treibhausgas Intensität)	+	kein	
	21 (*Jahre)	2000-2006		Naturschutzgebiete [%] SO <sub>2</sub> [pro Kopf] Treibhausgase [pro Kopf]	+ kein kein / -	kein kein kein	GLS Regression

Ozmy und Rey (2013) messen Umweltperformanz wie Lijphart anhand des EPI und dessen Subindizes und stellen ebenfalls einen positiven Zusammenhang zwischen Konsensdemokratie und Umweltperformanz in Bezug auf die Exekutive-Parteien Dimension fest. Der Föderalismus-Unitarismus Dimension kann, je nach abhängiger Variable, kein Effekt oder ein negativer Effekt zugeschrieben werden. Dabei nimmt die Operationalisierung der unabhängigen Variable eine zentrale Rolle ein, da diese zum einen

<sup>19</sup> Die Variablen werden auch für diese Analyse verwendet. Detaillierte Informationen zur Messung beinhaltet neben Armingeon et al. (2018) auch das Kapitel 6.2.

eine der wenigen alternativen Messungen von Konsens- und Mehrheitsdemokratien darstellt und die Organisationsform von Interessensgruppen zum anderen explizit herausgenommen wird, sodass der Analyse eine enge Institutionendefinition zugrunde liegt. Der zweite Analyseteil, eine gepoolte Zeitreihenanalyse von sieben Jahren, misst hingegen keine Länderunterschiede (*between* Effekte), sondern explizit jährliche Veränderungen (*within* Effekte), weshalb diese Ergebnisse nicht direkt mit den zuvor beschriebenen Befunden vergleichbar sind.

Tendenziell ist auf Basis der Exekutiven-Parteien Dimension folglich ein eher positiver Zusammenhang zwischen konsensdemokratischen Strukturen und ökologischer Performanz erkennbar, auch wenn in einigen Fällen kein statistisch signifikanter Zusammenhang gemessen wurde. Wesentlich unklarer stellen sich die Ergebnisse für die Föderalismus-Unitarismus Dimension dar, da hier sowohl ein positiver, negativer als auch gar kein Zusammenhang nachgewiesen werden kann. Folglich ergibt der Forschungsstand ein gemischtes Bild.

#### *Abgrenzung zu Analysen des Vetospieler Ansatzes*

Zusätzlich zu diesen Studien können zahlreiche weitere Untersuchungen angeführt werden, die jedoch nicht die institutionelle Ausgestaltung im Sinne von Lijphart als unabhängige Variable testen, sondern Outcomes durch unterschiedliche Akteure in vergleichsweise stabilen, institutionellen Kontexten erklären. „Das zentrale Unterscheidungskriterium besteht daher nicht in der mehr oder weniger großen Inklusivität der berücksichtigten Bürgerpräferenzen, sondern in der mehr oder weniger großen Chance, dass relevante, Änderung bewirkende politische Entscheidungen möglich sind“ (Styckow 2007: 265). Der Vetospieler Ansatz, dessen bekannteste Variante die Theorie von Tsebelis (2002) darstellt, ergänzt die Diskussion folglich um eine weitere Eigenschaft, der Möglichkeit Reformen durchzuführen (Schmidt 2002: 152). Theoretisch geht eine geringere Anzahl von Vetospielern mit den Überlegungen zur Mehrheitsdemokratie einher, weshalb die Hypothesen gegensätzlich formuliert werden können (Jahn 2016: 24-25): Nach Lijphart weisen Konsensdemokratien eine bessere Performanz aufgrund ihrer Inklusivität auf. Der Vetospieler Ansatz geht bei Konsensdemokratien hingegen von einer Vielzahl von Vetospielern aus, welche politische Prozesse blockieren können, weshalb die Performanz von Mehrheitsdemokratien besser ausfallen müsste. Allerdings ist die Anzahl von Vetospielern nicht allein ausschlaggebend für das Innovationspotential von Demokratien beziehungsweise für die Änderung des Status Quos, sondern weitere Faktoren wie die Spannweite der Präferenzen, die interne Kohäsion innerhalb von kollektiven Akteuren oder

die strategische Orientierung anderer Vetospieler (kooperativ oder kompetitiv) spielen ebenfalls eine zentrale Rolle (Styckow 2007: 266-268). Insofern sind die beiden Konzepte zwar ähnlich, ihre Messung aber nicht identisch, weshalb sie nicht ohne Weiteres verglichen werden können. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle auf eine Darstellung des Forschungsstands zur Vetospieler Theorie und dessen Weiterentwicklungen<sup>20</sup> verzichtet, auch wenn diese gelegentlich zur Erklärung ökologischer Performanz herangezogen werden.

### *Abgrenzung zu Analysen von Einzelinstitutionen*

Hinzukommend findet sich eine ganze Reihe von Analysen, die den Zusammenhang zwischen bestimmten Einzelinstitutionen und ökologischer Performanz untersuchen<sup>21</sup>. Allerdings muss betont werden, dass die Analyse einzelner institutioneller Strukturen nur indirekt Teil dieser Untersuchung ist, da diese nicht einzeln, sondern als gemeinsam als institutionelle Gebilde getestet werden. „Der Nachteil [...] institutioneller Teilsysteme besteht darin, dass sie diese aus ihrer Einbettung in dem Gesamtkontext herauslösen“, wobei gerade dieses Zusammenspiel „entscheidend für die Funktionsweise des Gesamtsystems, für die Wirkungen von Institutionen und damit für die Ergebnisse von Politik“ ist (Styckow 2007: 254). So argumentiert Roller (2005: 4), dass erstens die bestehenden Strukturen nach bestimmten Mustern entstehen und zweitens, dass institutionelle Strukturen zwar unterschiedliche Effekte aufweisen können, es aber letztendlich auf die Kombination dieser institutionellen Strukturen ankommt. Folglich sollten diese auch als institutionelles Gesamtgefüge getestet werden, wie es durch Lijpharts Typologie ermöglicht wird.

Insbesondere in Bezug auf Umweltperformanz muss allerdings mit Blick auf die Analysen einzelner Institutionen die Bedeutung korporatistischer Strukturen betont werden<sup>22</sup>. Empirisch kann ein starker, positiver Zusammenhang zwischen korporatistischen Strukturen und Umweltperformanz unabhängig von der Operationalisierung der abhängigen Variable

---

<sup>20</sup> Für die Analyse ökologischer Performanz entwickelt Jahn (2016) beispielsweise ein auf dem Vetospieler Ansatz basierendes *agenda setting power model*.

<sup>21</sup> Am weitreichendsten ist diesbezüglich die Analyse von Scruggs (2003).

<sup>22</sup> Nach Scruggs (2003: 140-141) sind mindestens drei Faktoren für eine bessere Umweltperformanz korporatistischer Strukturen ausschlaggebend: „provision of information to regulated and regulating parties, flexibility in the ultimate implementation of policy by regulated actors, and the organizational structure of corporate interests“. Jahn (2016: 22-23) bezieht die Argumentation Scruggs auf das Politikfeld Umwelt: Die Organisation von Interessen in Verbänden ermöglicht regelmäßigen Informationsaustausch und Diskussion von Problemen und Lösungen in einer eingegrenzten Anzahl von Akteuren, welche an der Entscheidungsfindung wie der Implementierung beteiligt werden können. Umweltprobleme werden zwar nachrangig behandelt, da korporatistische Strukturen sich in erster Linie der Lösung ökonomischer Probleme widmen, sofern die beiden Themenfelder allerdings positiv miteinander verbunden sind, kann auch die Umweltpolitik von korporatistischen Strukturen im Sinne von „established negotiation and information exchange rules“ profitieren.

klar belegt werden (Crepaz 1995; Scruggs 1999, 2001, 2003; Walti 2004; Jahn 1998, 2016). Da Korporatismus auch Teil von Lijpharts Exekutive-Parteien Dimension ist, stellt sich die Frage, inwiefern der Zusammenhang zwischen dieser Dimension und politischer Performanz auf korporatistische Strukturen zurückzuführen ist. In Bezug auf die Performanz bestimmter Politikfelder konnte diese Annahme bestätigt werden. Beispielsweise testet Roller (2005: 234) die Robustheit ihrer Ergebnisse, indem einer alternativen Schätzung eine enge Institutionendefinition zugrunde gelegt wird. Dazu wird die Exekutive-Parteien Dimension ohne Interessengruppen gebildet. Obwohl Roller nachweisen kann, dass Korporatismus in Bezug auf die Outcomes von Wirtschafts- und Sozialpolitik die ausschlaggebende Institution darstellt, kann diese Annahme in Bezug auf Umweltpolitik nicht aufrechterhalten werden. Folglich kann angenommen werden, dass der Zusammenhang zwischen Exekutive-Parteien Dimension und ökologischer Performanz nicht zwangsläufig auf die Inklusion von korporatistischen Strukturen zurückführbar ist.

## **5 Hypothesen**

Aufbauend auf Lijpharts Typologie der Konsens- und Mehrheitsdemokratie werden unter Berücksichtigung der in Kapitel 2.2 eingeführten Nachhaltigkeitsdimensionen ökologischer Performanz Erwartungen bezüglich des Effekts konsensdemokratischer Strukturen auf ökologische Performanz formuliert.

Da durch die Inklusion einer Vielzahl von Interessen Eigenschaften der Konsensdemokratie zu Tage treten, die Lijphart (2012: 287) als „kinder“ und „gentler“ bezeichnet, ist zunächst davon auszugehen, dass konsensuellere Strukturen mit einer besseren ökologischen Performanz einhergehen. Auch wenn Lijphart diese Qualitäten lediglich für die Exekutive-Parteien Dimension nachweisen kann, gilt die theoretische Begründung darüber hinaus, da auch durch föderale Strukturen im Sinne der Konsensdemokratie eine Machtteilung herbeigeführt wird.

**H1:** Länder mit konsensdemokratischen Strukturen der Exekutive-Parteien Dimension weisen eine bessere ökologische Performanz auf.

**H2:** Länder mit konsensdemokratischen Strukturen der Föderalismus-Unitarismus Dimension weisen eine bessere ökologische Performanz auf.

Da durch konsensdemokratische Strukturen vor allem auch die Interessen der jüngeren Generation berücksichtigt werden, die ein stärkeres Interesse am Erhalt des Naturkapitals

haben dürften und damit verstärkt eine Politik starker Nachhaltigkeitskonzeption verfolgen. Werden diese Interessen folglich verstärkt berücksichtigt, sollte sich dies durch geringeren Konsum beziehungsweise umweltfreundlicheren Konsum auswirken und somit zu einer besseren ökologischen Performanz führen. Je konsensdemokratischer die Strukturen sind, desto besser wird folglich die ökologische Performanz starker Nachhaltigkeit angenommen. Dies bezieht sich ebenfalls auf beide Dimensionen institutioneller Strukturen. Zwar ist auf Basis der Ergebnisse Lijpharts nicht prinzipiell davon auszugehen, dass die Föderalismus-Unitarismus Dimension für die Erklärung politischer Performanz relevant ist, jedoch wird dies durch den hier dargelegten Mechanismus inklusiver Politik zunächst postuliert.

**H1<sub>(stark)</sub>**: Länder mit konsensdemokratischen Strukturen der Exekutive-Parteien Dimension weisen eine bessere ökologische Performanz der starken Nachhaltigkeitskonzeption auf.

**H2<sub>(stark)</sub>**: Länder mit konsensdemokratischen Strukturen der Föderalismus-Unitarismus Dimension weisen eine bessere ökologische Performanz der starken Nachhaltigkeitskonzeption auf.

Das Argument, dass ökologische Interessen in Konsensdemokratien durch Inklusion verstärkt Berücksichtigung finden, kann zugleich auf die schwache Nachhaltigkeitsdimension übertragen werden. Da auch in Bezug auf Effizienz politische Entscheidungen theoretisch von der Inklusivität politischer Interessen profitieren sollten, kann kein Argument angeführt werden, weshalb konsensdemokratische Strukturen in Bezug auf schwache Nachhaltigkeitsindikatoren einen anderen Effekt zeigen sollten.

**H1<sub>(schwach)</sub>**: Länder mit konsensdemokratischen Strukturen der Exekutive-Parteien Dimension weisen eine bessere ökologische Performanz der schwachen Nachhaltigkeitskonzeption auf.

**H2<sub>(schwach)</sub>**: Länder mit konsensdemokratischen Strukturen der Föderalismus-Unitarismus Dimension weisen eine bessere ökologische Performanz der schwachen Nachhaltigkeitskonzeption auf.

## 6 Daten und Messung

Ausgangspunkt der Länderauswahl sind die Mitglieder der OECD, also hochentwickelte Industriestaaten. Für diese Staaten kann eine hohe Übereinstimmung „with respect to social, economic and political characteristics“ konstatiert werden (Roller 2005: 14). Aufgrund dieser relativ homogenen Gruppe von Ländern folgt diese Analyse dem Most Similar System Design<sup>23</sup>, nach welchem die Varianz einer abhängigen Variable durch die Varianz einer unabhängigen Variable erklärt werden kann, da sich der Kontext und damit weitere unabhängige Variablen im Idealfall nicht unterscheiden (Przeworski/Teune 1970: 32).

Aufgrund des Forschungsdesigns und der damit zusammenhängenden Fallauswahl ist die Generalisierbarkeit der Ergebnisse eingeschränkt (Roller 2005: 14). Allerdings merkt Scruggs (2003: 17) an, dass die Auswahl der Länder auch durch vergleichbare Bemühungen bei der Bewältigung umweltpolitischer Probleme, die primär durch den Industrialisierungsprozess verursacht wurden, begründet werden kann. Damit sei die Stichprobe zwar verzerrt, Ergebnisse auf Basis dieser Länderauswahl werden zukünftig aber auch für Entwicklungsländer relevant, deren Umweltprobleme sich aufgrund einer fortschreitenden Industrialisierung angleichen: „Given this fact, what we can say about determinants of environmental performance in wealthy, postindustrial democracies should have implications for other countries as they develop.“

Die ökologische Performanz von Industriestaaten ist zudem zentral hinsichtlich des Verschmutzungslevels. So lässt sich anhand des ökologischen Fußabdrucks festhalten, dass OECD-Länder die Ressourcen von mehr als drei Welten verbrauchen und die Ressourcennutzung somit doppelt so hoch ausfällt wie im weltweiten Durchschnitt<sup>24</sup> (Global Footprint Network 2019). Diese überdurchschnittliche Nutzung lässt sich an fast allen Einzelindikatoren ökologischer Performanz feststellen (Jahn 2016: 317): „These figures show that highly industrialized countries‘ contribution to environmental degradation is substantial and that their treatment of environmental issues may have an important signaling function for the rest of the world.“

Allerdings können nicht alle 36 OECD-Länder untersucht werden. Mangels Daten für die Exekutive-Parteien Dimension (vergl. Kapitel 6.2.1) fallen fünf der OECD-Länder aus der Untersuchung heraus: Mexiko, Türkei, Südkorea, Chile und Israel, wobei in erster Linie letztere ins Gewicht fallen. Mexico und die Türkei hätten in jedem Fall ausgeschlossen werden müssen, da diese im Untersuchungszeitraum lediglich als eingeschränkt frei

---

<sup>23</sup> Zurückgehend auf die Differenzmethode nach Mill (1975: 428-433).

<sup>24</sup> Vergleiche Appendix C.

eingestuft wurden (Freedom House 2018) und somit die im theoretischen Teil (Kapitel 3) dargelegte Wirkungsweise demokratischer Institutionen angezweifelt werden kann. Ein Ausschluss Südkoreas hätte ebenfalls erwogen werden müssen, da südostasiatische Länder bezüglich ihrer umweltpolitischen Performanz in der Regel Extremwerte aufweisen („high pollution countries“), welche die empirischen Ergebnisse verzerren können (Scruggs 2003: 17). Zusätzlich werden die Kleinstaaten Luxemburg und Island<sup>25</sup> von der Untersuchung ausgeschlossen, da diese eine starke Abhängigkeit von internationalen Einflüssen aufweisen können (Lijphart 2012: 261). Folglich bilden die Daten von 29 OECD-Ländern der Jahre 2000 bis 2015 die Basis dieser Untersuchung.

Die Auswahl des Untersuchungszeitraums basiert in erster Linie auf der Datenverfügbarkeit ökologischer Indikatoren (vergl. Kapitel 6.1.1). Durch diese Eingrenzung muss eine alternative Datenquelle für die unabhängige Variable der demokratischen Strukturen verwendet werden, da Lijpharts Daten einen Zeitraum bis lediglich 2010 umfassen. Das Kapitel der Operationalisierung ist folglich dreigeteilt: Zunächst wird die Messung der ökologischen Performanz erörtert und gemäß dem Konzept der starken und schwachen Nachhaltigkeit ein Index für jedes Performanzkonzept erstellt (Kapitel 6.1). Des Weiteren wird die Messung der institutionellen Strukturen, der Konsens- und Mehrheitsdemokratie vorgestellt (Kapitel 6.2). Für die multivariaten Berechnungen wird eine Auswahl an Kontrollvariablen getroffen (Kapitel 6.3), bevor abschließend die Analysemethode vorgestellt wird.

## **6.1 Abhängige Variable: Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit**

Für die Messung ökologischer Performanz müssen den beiden Nachhaltigkeitskonzepten zunächst Indikatoren zugewiesen werden (Kapitel 6.1.1). Darauf aufbauend müssen fehlende Werte durch ein geeignetes Imputationsverfahren ersetzt werden (Kapitel 6.1.2). Anschließend werden die Indikatoren normalisiert (Kapitel 6.1.3), bevor final Performanzindizes zur Erfassung des starken und schwachen Nachhaltigkeitskonzepts gebildet werden können (Kapitel 6.1.4).

### **6.1.1 Auswahl und Zuordnung der Indikatoren**

Eine Zuordnung ökologischer Indikatoren zu den Konzepten starker und schwacher Nachhaltigkeit erfolgt (entsprechend der Argumentation in Kapitel 2.2) anhand der Überlegung, ob diese Konsumverzicht/-substitution (stark) oder lediglich

---

<sup>25</sup> Die gängige Definition von Kleinstaaten trifft auf Staaten unter eine Millionen Einwohner zu (Anckar 2008: 69).

Effizienzsteigerung (schwach) messen. Diese Methodik orientiert sich an der Studie Wursters (2013), dessen Fokus jedoch auf der Erklärung variierender Performanz von demokratischen und autokratischen Regimen liegt.

Die Auswahl sollte auf Basis eines festgelegten theoretischen Rahmens getätigt werden (OECD 2008: 22). Durch die hier verwendete Definition von ökologischer Performanz (Kapitel 2.1) ist die Auswahl auf Outcome-Indikatoren beschränkt. Dabei wird versucht möglichst viele Bereiche, die Umweltschutz direkt oder indirekt betreffen zu berücksichtigen<sup>26</sup>: Biodiversität, Wasser, Müll, Landwirtschaft, Luftverschmutzung, Energie und Klima. Bei einer solchen Messung muss berücksichtigt werden, dass die einzelnen Bereiche alles andere als unabhängig voneinander sind. Beispielsweise verursacht der Energiesektor einen Großteil von Luftverschmutzung und Treibhausgasemissionen. Während die Nutzung von Pestiziden die Biodiversität direkt tangiert, spiegelt sich die Düngernutzung neben der Bodenqualität auch in der Wasserqualität wider und beeinflusst damit indirekt die Biodiversität. Gleichzeitig beeinflussen Praktiken der Landwirtschaft wie die Massentierhaltung ebenfalls Treibhausgasemissionen. Insofern decken diese Teilbereiche eine Vielzahl ökologisch relevanter Faktoren ab<sup>27</sup>.

Im Idealfall sollte die Auswahl von Indikatoren weniger aufgrund der Datenverfügbarkeit als aufgrund von theoretisch wünschenswerten Indikatoren getroffen werden (OECD 2008: 22), was insbesondere im Bereich der Umweltpolitik aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit oftmals jedoch oftmals problematisch ist. So können spezielle Umweltschutzbereiche wie beispielsweise Gewässer- und Meeresverschmutzung, Atommüllproduktion, das Aufkommen von Elektroschrott oder auch der aktuell stark diskutierte Plastikverbrauch und die damit verbundene Belastung durch Mikroplastik nicht berücksichtigt werden. Zugleich tangiert die Datenverfügbarkeit den gewählten Untersuchungszeitraum. Da ein Großteil der ökologischen Indikatoren erst ab 1990 unregelmäßig erfasst und erst ab 2000 regelmäßig erhoben wird, wird der Untersuchungszeitraum auf die Jahre 2000 bis 2015 begrenzt, um Ersetzungsmethoden (Kapitel 6.1.2) weitestgehend vermeiden zu können.

Für die Messung der ökologischen Performanz des schwachen Nachhaltigkeitskonzepts werden sechs Einzelindikatoren ausgewählt. Die Ausweisung von Naturschutzgebieten wird

---

<sup>26</sup> Basierend auf der Definition von Umweltpolitik (Kapitel 2).

<sup>27</sup> Die Eigenschaften der ausgewählten Indikatoren bezüglich ihrer Ursachen und ihrer Folgen für die Umwelt sowie die Vor- und Nachteile ihrer Messung sollen an dieser Stelle nicht erörtert werden. Detaillierte Beschreibungen finden sich beispielsweise bei Scruggs (2003: 29-47), Jahn (2016: 101-128) sowie OECD (2004: 17-276).

nach dem Vorbild Wursters (2013) als schwacher Nachhaltigkeitsindikator gewählt, weil der Eindruck entsteht, eine solche Maßnahme könne den Konsum von Umwelt substituieren. Statt die Umwelt in die Handlungsentscheidung einzubeziehen, steht der Konsum des Menschen im Vordergrund, welcher durch eine Art Ausgleichszahlung gerechtfertigt wird. Bei Wasseraufbereitungs- und Recyclingquoten ist der menschliche Konsum ebenfalls ausschlaggebend, da dessen Folgen lediglich abgemildert werden sollen. Sie stellen somit eine klare Effizienzsteigerung dar. Durch eine analoge Argumentation lassen sich Dünger- und Pestizidverbrauch dem Konzept der schwachen Nachhaltigkeit zuordnen. Der Indikator der CO<sub>2</sub> Intensität, welcher angibt, wieviel CO<sub>2</sub> für eine Einheit Energieverbrauch produziert wird, ist ein typisches Maß für die Effizienz des Energiesektors (Pehnt 2010) und fällt folglich ebenfalls in die Gruppe der schwachen Nachhaltigkeitsindikatoren. Die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energieträgern stellt zwar keine Umweltbelastung – wie die Nutzung fossiler Energieträger – dar, allerdings kann ein erhöhter Konsum durch CO<sub>2</sub> neutrale Energiegewinnung gerechtfertigt werden. So legt Wurster (2013: 81) nahe:

„While high energy efficiency and a high share of renewable energies head to a more efficient and careful use of natural resources, this is not necessarily linked to a decline in consumption of resources as a whole, because there is the risk of an ecological rebound effect.“

Im Gegensatz zur schwachen Nachhaltigkeitskonzeption geht die starke Konzeption (Kapitel 2.2), darüber hinaus und verdeutlicht ein tiefergehendes Umdenken des Konsumverhaltens. Somit messen die Indikatoren die Realisierung einer starken Nachhaltigkeitskonzeption über Konsumniveaus in den Bereichen Wasser, Müll, Luftverschmutzung, Energieeinheiten sowie Treibhausgasemissionen. Außerdem misst der Anteil der ökologischen Landwirtschaft einen Konsumverzicht konventioneller Landwirtschaft und aller damit einhergehenden Beeinträchtigungen der Umwelt. Der Anteil bedrohter Tier- und Pflanzenarten (ICUN Red List) wäre als Indikator für die Biodiversität wünschenswert gewesen<sup>28</sup>, da dieser die Auswirkungen des menschlichen Konsums auf Flora und Fauna misst. Vergleichbare Daten gibt es bei der OECD jedoch lediglich für das Jahr 2019, weshalb auf diesen Indikator verzichtet werden muss. Abbildung 2 fasst die Zuordnung der Indikatoren zu den Nachhaltigkeitskonzeptionen zusammen.

Die hier aufgeworfene Forschungsfrage zielt primär auf die Erklärung von Länderunterschieden ab und weniger auf die Erklärung kurzfristiger Veränderungen<sup>29</sup>. Es

---

<sup>28</sup> Dies gilt insbesondere für nistende Vogelarten, welche einerseits aufgrund ihrer Abhängigkeit von den Bruthabitaten vergleichsweise sensibel auf Umwelteinflüsse reagieren und andererseits durch die vergleichsweise hohe Erschlossenheit gut messbar sind (Graber/Graber 1976: 2-3).

<sup>29</sup> Kurzfristige Veränderungen werden beispielsweise durch Jahn (2016: 93) untersucht, der deshalb die Nutzung von Veränderungen empfiehlt, weil diese bereits durch das Niveau stark beeinflusst sind, sodass diese indirekt berücksichtigt werden: „if we wish to identify the effects of human action, causal links are best

geht folglich um die Frage, ob konsensuelle demokratische Strukturen eine bessere Leistungsperformanz aufweisen, und weniger darum, ob eine Veränderung mit konsensuelleren Strukturen mit einer verbesserten Performanz einhergeht. Folglich werden für die Messung ökologischer Performanz die Niveaus und nicht die Veränderungen der Indikatoren verwendet (siehe auch Kapitel 6.4).

**Abbildung 2:** Zuordnung von Indikatoren zu Nachhaltigkeitsdimensionen<sup>30</sup>

	schwach	stark
Biodiversität	Naturschutzgebiete (% der Landfläche)	
Wasser	Wasseraufbereitungsquote	Wasserverbrauch (m <sup>3</sup> pro Kopf)
Müll	Recyclingquote	Städtischer Müll (kg pro Kopf)
Landwirtschaft	Pestizidverbrauch (kg pro Ackerfläche) Düngerverbrauch (kg pro Ackerfläche)	Ökologische Landwirtschaft (% der landwirt. Nutzungsfläche)
Luftverschmutzung		Feinstaub PM2.5 (kg pro Kopf) NO <sub>x</sub> Emissionen (kg pro Kopf) SO <sub>x</sub> Emissionen (kg pro Kopf)
Energie	CO <sub>2</sub> Intensität (kg CO <sub>2</sub> pro öläquivalentes kg Energieverbrauch) Erneuerbare Energie (% an gesamter Stromerzeugung)	Energieverbrauch (öläquivalentes kg, pro Kopf)
Klima		Treibhausgas Emissionen (CO <sub>2</sub> äquivalentes kg, pro Kopf)

Der Großteil der Daten stammt von der OECD, einige der Indikatoren hingegen von der Weltbank und der UNEP/FAO. Die Daten dieser Organisationen garantieren ein Mindestmaß an Datenverfügbarkeit sowie Vergleichbarkeit. Erkennbar durch die Anzahl von Fußnoten und Bemerkungen in den einzelnen Datensätzen lässt sich erkennen, dass eine perfekte Vergleichbarkeit nicht gegeben ist (Jahn 2016: 96-97), sondern Werte harmonisiert oder geschätzt werden müssen. Trotz teilweise abweichenden Berechnungsgrundlagen der Länder<sup>31</sup> muss an dieser Stelle davon ausgegangen werden, dass es sich um die besten Daten handelt, die für die hier untersuchten Länder und Jahre verfügbar sind, da keine Möglichkeit für die Prüfung der Reliabilität besteht (Lauth et al. 2015: 86). „This does not ensure perfect comparability, though these institutions aim to maximize crossnational comparability. Thus we start from the assumption that we are employing the best available comparative data, a judgement supported by expert opinion“ (Roller 2005: 16).

Wie generell bei vergleichbaren Daten zur umweltpolitischen Performanz handelt es sich auch bei den hier verwendeten Indikatoren nur in seltenen Fällen um lückenlose Zeitreihen. Lediglich Daten zu Luftverschmutzung, Klima und Energie sind seit mindestens 1990 jährlich verfügbar. Zuvor wurden einige Indikatoren in Zehn- oder Fünfjahresabständen

---

established through analyzing short-term changes“. Die Forschungsfrage ist folglich eine andere.

<sup>30</sup> Einige der verwendeten Indikatoren mussten vorstandardisiert werden, beispielsweise durch Einwohnerzahl, Landfläche oder landwirtschaftliche Nutzfläche. Detaillierte Informationen zu Datenquellen und Transformation der Indikatoren sind der Tabelle D im Anhang zu entnehmen.

<sup>31</sup> Die Analyse von Niveauunterschieden wird beispielsweise von Scruggs (2003: 27) kritisiert, der argumentiert, dass diese aufgrund der unterschiedlichen Erhebungsmethoden und Berechnungsgrundlagen nicht vergleichbar sind und eine Analyse demnach nur auf Basis von Veränderungen realisiert werden kann.

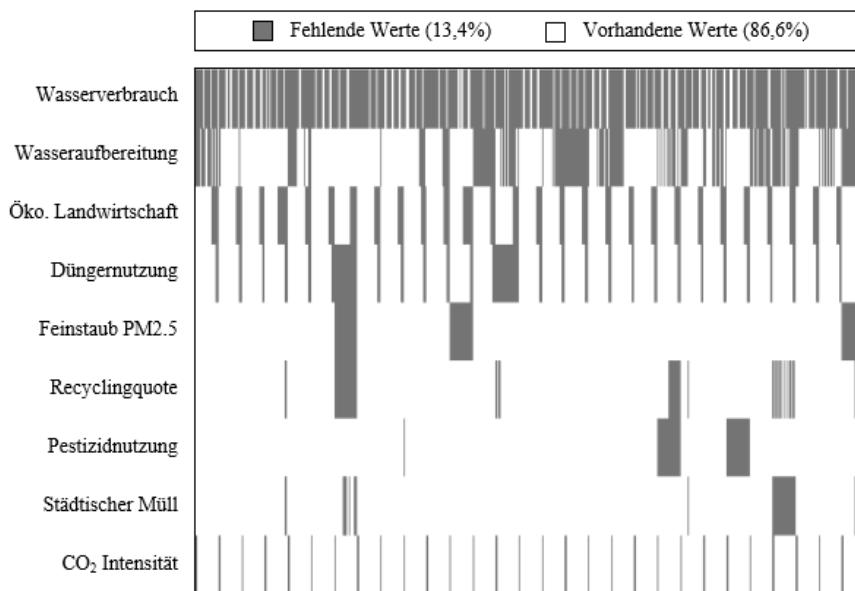
gemessen, andere gar nicht. Mehr oder weniger regelmäßige Datenpunkte aller hier verwendeten Indikatoren sind erst ab der Jahrtausendwende verfügbar, weshalb der Untersuchungszeitraum sich daran orientiert. Nichtsdestotrotz sind trotz des späten Untersuchungszeitraums einige fehlende Werte vorhanden. Aufgrund der Datenverfügbarkeit spielt der Umgang mit fehlenden Werten eine zentrale Rolle bei vergleichenden Studien zu umweltpolitischer Performanz. Das folgende Kapitel widmet sich deshalb dem Ersatz fehlender Werte durch geeignete Imputationsverfahren.

### 6.1.2 Umgang mit fehlenden Werten

Einen Überblick über die Verteilung der fehlenden Werte der ausgewählten ökologischen Performanzindikatoren liefert die *Missingness Map* in Abbildung 3. Die x-Achse ist nach Länderjahren sortiert, sodass als erster Fall Australien 2000 und als letzter Fall USA 2015 aufgelistet ist. Die Variablen wurden nach Anzahl der fehlenden Werte sortiert. Graue Blöcke verdeutlichen folglich einen Ausfall einzelner Länder, während wiederholte kleine Blöcke auf den Ausfall einzelner Jahre hinweisen. Insgesamt liegt der Anteil der fehlenden Werte bei 15 Prozent. Dies ist zwar kein unwesentlicher Teil, stellt aber den minimalen Ausfall dar, da der Untersuchungszeitraum anhand der Datenverfügbarkeit ausgewählt wurde. So ergäbe eine Erweiterung des Untersuchungszeitraums auf die Jahre 1990 bis 2015 beispielsweise einen Ausfall von insgesamt 31 Prozent.

Problematisch ist vor allem der Indikator für den Wasserverbrauch, bei welchem Werte nur etwa alle fünf Jahre vorliegen, wobei sowohl die Zeitpunkte der Messungen in den Ländern unregelmäßig sind als auch die Zeitabstände zwischen denselben. Dadurch weist dieser Indikator für die Untersuchungsjahre fehlende Werte in Höhe von 83 Prozent auf. Ähnliches gilt für den Indikator für Wasseraufbereitung. Hier ist eine Ausfallquote von 37 Prozent zu verzeichnen, wobei diese neben unregelmäßigen Messungen auch auf den Ausfall ganzer Länder (Australien, Vereinigtes Königreich, Italien) zurückzuführen ist, wie die Blöcke in Abbildung 3 verdeutlichen. Weitere Länderausfälle verzeichnen die Indikatoren für Feinstaub (Australien, Japan, Neuseeland), Düngernutzung (Spanien, Tschechien), Pestizidnutzung (Irland, Neuseeland), Recycling (Neuseeland), und Müllherzeugung (Kanada). Einige Indikatoren weisen darüber hinaus bestimmte Jahresausfälle auf, welche in Abbildung 3 durch regelmäßige, dünne Balken markiert sind. Daten für ökologische Landwirtschaft sind erst ab 2004 vorhanden; Daten für die Nutzung von Dünger erst ab 2002. Hingegen sind Daten für die CO<sub>2</sub> Intensität ab 2015 noch nicht verfügbar.

#### **Abbildung 3:** Fehlende Werte



**Anmerkung:** Es sind alle Variablen aufgeführt, die fehlende Werte aufweisen. Alle übrigen Variablen wurden für die Berechnung der angegebenen Prozentwerte aber berücksichtigt.

Fehlende Werte sind ein zentrales Problem in der vergleichenden (Performanz-) Forschung, welchem durch geeignete Imputationsmethoden vorgebeugt wird (Roller 2005: 142). Für die hier vorgenommene Untersuchung erweist sich die Imputation aufgrund der Ausfallhäufigkeit ebenfalls als notwendig. Da Indexwerte pro Jahr berechnet werden sollen, könnte es andernfalls vorkommen, dass Werte für bestimmte Länderjahre nur aus wenigen Indikatoren bestehen könnten, was die Messung der ökologischen Performanz stark verzerren würde. Im Vergleich zu Umfragedaten ist hier aufgrund der Aggregation der Indikatoren in Indizes weniger das Problem systematischer Verzerrungen der Regressionsergebnisse durch *listwise deletion* vorhanden, als das der Verzerrung der Werte der abhängigen Variablen.

Eines der Standardverfahren stellt die multiple Imputation dar, bei der für jeden fehlenden Wert auf Basis relevanter Variablen mehrere Schätzungen durchgeführt werden, wodurch die Unsicherheit der einzelnen Schätzung berücksichtigt werden kann.<sup>32</sup> Insbesondere auf gepoolte Zeitreihendaten treffen die Annahmen der multiplen Imputation jedoch nicht zu (Honaker/King 2010: 565-566). „Trends in time“ und „Shifts in space“ werden nicht berücksichtigt, was zu implausiblen Ergebnissen führen kann (Honaker/King 2010: 562). Aus diesem Grund wird die Anwendung linearer Inter- und Extrapolationsverfahren bevorzugt. Zunächst werden fehlende Werte zwischen vorhandenen Daten durch lineare

<sup>32</sup> „[...] what multiple imputation does is to fill in the holes in the data using a predictive model that incorporates all available information in the observed data together along with any prior knowledge. Separate ‘completed’ data sets are created where the observed data remain the same, but missing values are ‘filled in’ with different imputations. The ‘best guess’ or expected value for any missing value is the mean of the imputed values across these data sets; however, the uncertainty in the predictive model [...] is represented by the variation across the multiple imputations for each missing value“ (Honaker/King 2010: 563).

Interpolation ersetzt. Durch diese Maßnahme reduziert sich der Anteil fehlender Werte bereits auf 9 Prozent. Die Ausfallquote für den Indikator Wasserverbrauch verringert sich auf 28 Prozent, Wasseraufbereitung auf 21 Prozent. Fehlende Randwerte werden im nächsten Schritt durch lineare Extrapolation ersetzt.

Aufgrund der zentralen Rolle des Imputationsverfahrens müssen mögliche Folgen derselben bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Allgemein kann die Annahme einer linearen Entwicklung zwar kritisiert werden (Honaker/King 2010: 566). Zugleich kann aber argumentiert werden, dass der Trend ökologischer Indikatoren keinen kurzfristigen Schwankungen unterliegt oder gar Saisonalität vorliegt. Sind umweltpolitische Maßnahmen einmal implementiert, ist es unwahrscheinlich, dass starke Ausreißer nach unten oder oben auftreten (Roller 2005: 144-145):

„There is an important consequence when one uses such estimation procedures. Because they are based on linear regression, development over time is ‘smoothed’ in the respective cases. This needs to be taken into account particularly when analysing and interpreting longer-term developments. For performance Indicators whose change depends on longer-term factors such as wealth (as in some environmental Indicators), this kind of estimation poses no problems.“

Für den Indikator ökologische Landwirtschaft, welcher Werte erst ab 2004 aufweist, werden die Werte für die ersten drei Jahre nicht extrapoliert, sondern durch den Startwert des Jahres 2004 ersetzt. Damit geht die Annahme einher, dass die ökologische Landwirtschaft vorher nicht im Mittelpunkt des Interesses stand. Tatsächlich sind die Werte für 2004 so gering, dass extrapolierte Vorjahreswerte sogar negativ würden, sodass eine lineare Entwicklung in diesem Fall nicht anzunehmen ist. Vielmehr wird das Jahr 2004 als Startpunkt für Fortschritte im Bereich der ökologischen Landwirtschaft gesehen, während die Vorjahre auf das gleiche Niveau geschätzt werden. Durch die Extrapolation der übrigen Variablen reduziert sich der Anteil fehlender Werte nochmals und liegt nun bei 4 Prozent. Dieser Anteil wird lediglich durch Länderausfälle verursacht, welche aufgrund der kompletten Ausfälle nicht linear inter- oder extrapoliert werden können. Eine Übersicht über den Anteil fehlender Werte der einzelnen Variablen durch die einzelnen Imputationsschritte findet sich in Appendix E.

Aufgrund der Nachteile von Mittelwertimputationen, welche durch eine Verringerung der Varianz zu einer zu optimistischen Schätzung von Standardfehlern führen kann (Koehler/Kreuter 2016: 237), wird dieses Verfahren nicht angewendet. Länderausfälle bleiben folglich bestehen, werden jedoch teilweise abgemildert durch die Bildung von Indizes für Luftverschmutzung und Landwirtschaft. So werden die fehlenden Werte

Australiens, Japans und Neuseelands im Bereich Feinstaub beispielsweise durch die vorhandenen Werte für NO<sub>x</sub>- und SO<sub>x</sub>-Emissionen abgemildert. Dies ist bei den anderen Indikatoren mit Länderausfällen (Wasseraufbereitung, Müllherzeugung und Recycling) nicht der Fall. Da die Analyse der ökologischen Performanz jedoch nicht auf Einzelindikatoren, sondern auf Indizes beruht, kann argumentiert werden, dass diese Länderausfälle durch die vorhandenen Daten in den anderen Indikatoren durch die Indexbildung ebenfalls relativiert werden.

### 6.1.3 Normalisierung der Einzelindikatoren

Für die Bildung von Indizes müssen die Indikatoren zunächst zu einer einheitlichen Skala transformiert werden. Alle Normalisierungsmethoden weisen Vor- und Nachteile auf (OECD 2008: 27-30), die jeweils abgewogen werden müssen. Dabei werden insbesondere die z-Standardisierung und die Minimum-Maximum Methode als geeignete Verfahren betrachtet. Im Gegensatz zur z-Standardisierung (und auch den meisten anderen Verfahren) liegt der Vorteil des Minimum-Maximum Verfahrens in einer einheitlichen Skala von Null bis Eins. Z-standardisierte Werte liegen lediglich um den Wert Null (Mittelwert), sodass extreme Ausreißer, die ein Vielfaches der Standardabweichung vom Mittelwert entfernt liegen auch als ein Vielfaches in den Index einfließen (OECD 2008: 28): „This might not be desirable if the intention is to reward exceptional behaviour, *i.e.*, if an extremely good result on a few Indicators is thought to be better than a lot of average scores.“

Aufgrund der einheitlichen Skala wurde folglich das Minimum-Maximum Verfahren präferiert. Die Werte der verschiedenen Indikatoren anhand folgender Formel transformiert:

$$I_{qc}^t = \frac{x_{qc}^t - \min(x_q)}{\max(x_q) - \min(x_q)},$$

wobei  $x_{qc}^t$  den Originalwert und  $I_{qc}^t$  den standardisierten Wert des Indikators  $q$  eines Landes  $c$  zu einem Zeitpunkt  $t$  darstellt. Für jeden Indikator  $q$  wurde der minimale Wert  $\min(x_q)$  sowie maximale Wert  $\max(x_q)$  über alle Länder und den gesamten Zeitraum ermittelt (OECD 2008: 83). Dies hat im Gegensatz zur jahresweisen Berechnung den Vorteil, dass Entwicklungen über die Zeit abgebildet werden. Durch die Transformation liegt der minimale Wert eines Indikators bei Null, der maximale Wert bei Eins. Alle Indikatoren wurden zudem so gedreht, dass hohe Werte eine gute ökologische Performanz verdeutlichen.

Auch wenn durch die Minimum-Maximum Transformation eine einheitliche Skala für alle Indikatoren vorliegt, heißt das nicht, dass Extremwerte keinerlei Verzerrung verursachen. Bei der Müllproduktion weisen die USA beispielsweise eine so schlechte Performanz auf, dass die Performanz aller anderen Länder sehr hoch ist (arithmetisches Mittel über alle Jahre von 0.92). Da Extremwerte nicht durch Ausschluss vernachlässigt werden sollen<sup>33</sup>, muss diese Relativität aufgrund von Länder- und Jahresauswahl bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Um einen Eindruck der Verteilungen einzelner Variablen zu bekommen, sind die Histogramme in Appendix F aufgeführt. Dabei fällt insbesondere die extreme Polarisierung der Müllproduktion auf, da die äußerst schlechte Performanz der USA dazu führt, dass alle anderen Länder sehr gut dastehen. Rechtsschiefe Verteilungen sind auch bei den Indikatoren für Luftverschmutzung und Pestizidverbrauch erkennbar, leicht linksschief ist die Verteilung der ökologischen Landwirtschaft.

Für eine erste Verdichtung der Daten werden Indikatoren, die dieselben Bereiche abdecken, in einem Mittelwertindex zusammengefasst. Pestizid- und Düngerverbrauch ( $\alpha=0,74$ ) bilden zusammen die Messung der schwachen Konzeption landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit. Die schwache Nachhaltigkeitskonzeption im Bereich Energie wird durch einen Index aus CO<sub>2</sub> Intensität und dem Anteil erneuerbarer Energien ( $\alpha=0,70$ ) gebildet. Die Emissionen von Schwefeloxiden, Stickstoffoxiden und Feinstaub ( $\alpha=0,82$ ) werden in einem Index für Luftverschmutzung (starke Nachhaltigkeit) zusammengefasst. Aufgrund der hohen Werte von Cronbachs Alpha in allen drei Fällen wird davon ausgegangen, dass dieser Schritt unproblematisch ist<sup>34</sup>. Diese Verdichtung hat vor allem den Vorteil, dass bei der folgenden Aggregation für jeden Umweltbereich maximal ein Indikator oder Index pro Nachhaltigkeitskonzept vorliegt und bestimmte Bereiche somit nicht stärker gewichtet werden als andere<sup>35</sup>.

Auf Basis dieser standardisierten Einzelindikatoren beziehungsweise Indizes kann mit Hilfe von Netzdiagrammen ein erster Eindruck sowohl hinsichtlich der ökologischen Gesamtperformanz als auch der Performanz in den einzelnen Umweltbereichen gewonnen werden. Abbildung 4 zeigt die Netzdiagramme aller Länder im Vergleich der Jahre 2000

---

<sup>33</sup> Da es sich hier noch nicht um die abhängige Variable handelt, sondern um Einzelindikatoren, die im Folgenden zu Indizes verdichtet werden sollen, sollen Extremwerte an dieser Stelle vernachlässigt werden. Diese werden, wie oben beschrieben, erst problematisch, wenn sie Regressionsergebnisse beeinflussen. Eine Analyse multivariater Extremwerte der finalen Indizes findet sich deshalb zu Beginn des Ergebniskapitels (Kapitel 7).

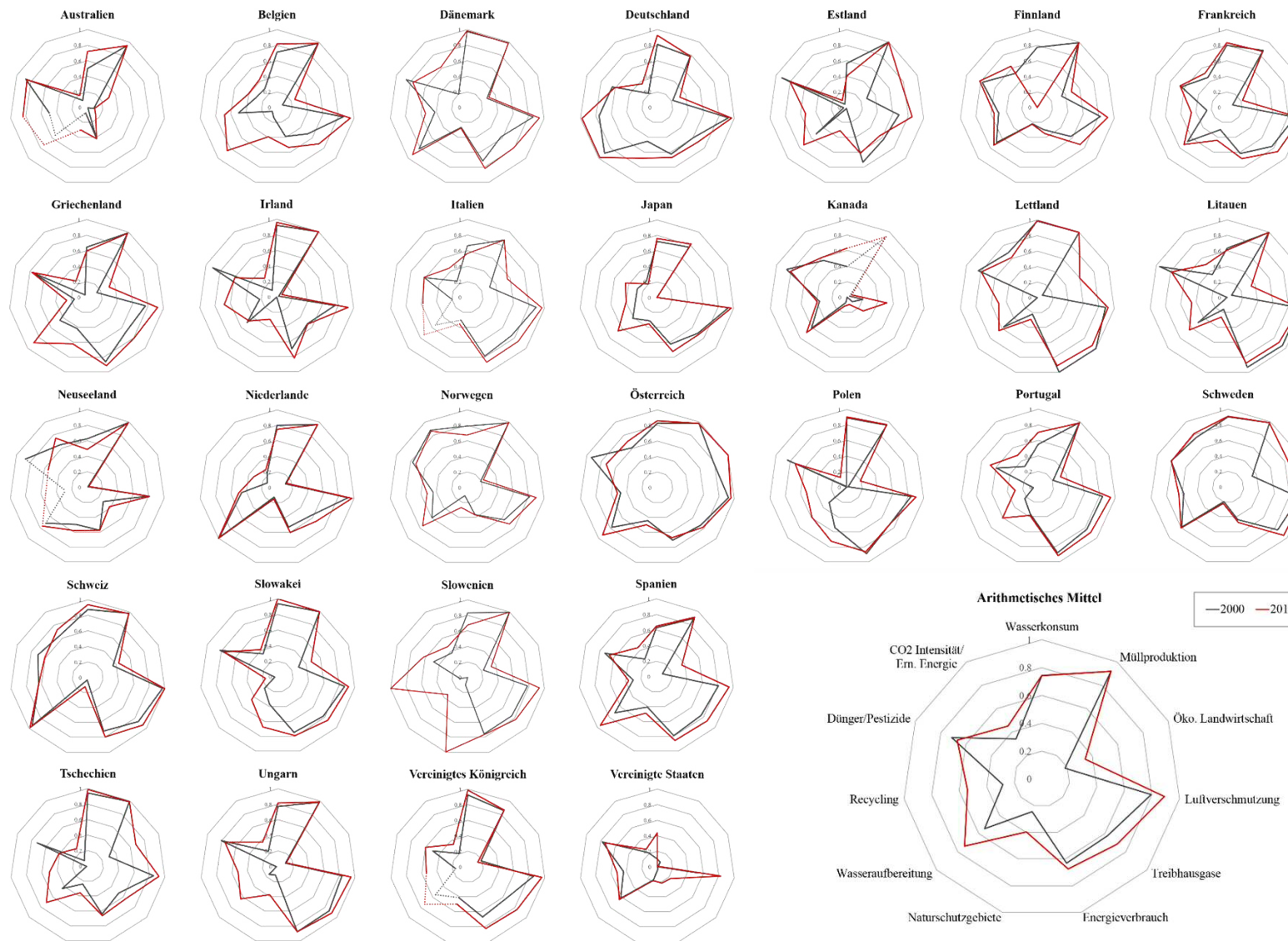
<sup>34</sup> In der Regel wird ein Grenzwert von 0,7 verwendet (OECD 2008:72).

<sup>35</sup> Bei Berücksichtigung der nicht-aggregierten Luftverschmutzungsindikatoren würde dieser Umweltbereich wesentlich höher gewichtet als beispielsweise ein einzelner Indikator starker Nachhaltigkeit für den Bereich Wasser (Wasserverbrauch).

und 2015. Die rechte Seite der Netze bilden starke Nachhaltigkeitsindikatoren/-indizes, die linke Seite besteht aus schwachen Nachhaltigkeitsindikatoren/-indizes. Je größer die Fläche des Netzes, desto besser die ökologische Performanz, wobei diese Aussage als relativ zu bewerten ist. Liegt der Wert eines Indikators bei Eins, wird dadurch nicht verdeutlicht, dass die ökologische Performanz allgemein unverbesserlich ist. Es handelt sich in Folge der Minimum-Maximum Normalisierung lediglich im Vergleich aller hier untersuchten Ländern um eine gute ökologische Performanz. Die arithmetischen Mittelwerte liefern einen ersten Eindruck über die Indikatoren. Wie bereits aus den Histogrammen (Appendix F) erkennbar, schlagen sich rechtsschiefe Verteilungen im Bereich Müllproduktion und Luftverschmutzung in hohen Indikatormittelwerten nieder, während sich die linksschiefe Verteilung in erster Linie im Bereich ökologischer Landwirtschaft zeigt. Prinzipiell ist eine Verbesserung der ökologischen Performanz über die Zeit erkennbar, welche bei schwachen Nachhaltigkeitsindikatoren jedoch wesentlich stärker zu Tage tritt, als bei starken Nachhaltigkeitsindikatoren. Insbesondere Wasserkonsum und Müllproduktion scheinen tendenziell eher invariant zu sein. Starke Verbesserungen der ökologischen Performanz sind im Bereich Recycling und Wasseraufbereitung zu beobachten. Eine Verschlechterung der Performanz ist lediglich für die Dünger- und Pestizidnutzung zu konstatieren.

Bezogen auf die einzelnen Länder ist eine besonders gute Performanz für Schweden, Österreich und der Schweiz zu verzeichnen. Die USA, Australien und Kanada ist hingegen eine besonders schlechte ökologische Performanz zu attestieren. Die Varianz über die Zeit variiert stark nach Ländern und Indikatoren. Ein positiver Trend ist mit wenigen Ausnahmen zwar für fast alle Indikatoren aufzufinden, dessen Stärke ist je nach Land aber mehr oder weniger ausgeprägt. Tendenziell scheinen osteuropäische Länder über die Zeit eine größere Verbesserung aufzuweisen. Mit Ausnahme von Österreich weist kein Land eine sehr gute Performanz in allen Einzelindikatoren auf. Insgesamt lassen sich auf Basis der Netzdiagramme keine eindeutigen Typen ökologischer Performanz erkennen.

**Abbildung 4:** Indikatoren ökologischer Performanz nach Ländern im Vergleich der Jahre 2000 und 2015



**Anmerkung:** Sofern keine Beobachtung für das entsprechende Länderjahr vorliegt, wurde für diese Darstellung eine Mittelwertimputation des jeweiligen Jahres durchgeführt (gestrichelte Linien).

#### 6.1.4 Index für die Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit

Wurde zunächst lediglich die Performanz in einzelnen Umweltbereichen betrachtet, sollen diese nun zu Indizes aggregiert werden. Jedoch werden die Indikatoren aufgrund der in Kapitel 2.1 diskutierten Nachteile von Verbundindizes trotz theoretischer Grundlage nicht automatisch in zwei Indizes – Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit – zusammengefasst. Stattdessen soll durch eine explorative Faktorenanalyse<sup>36</sup> getestet werden, ob die hier gemachte theoretische Annahme der Datenstruktur tatsächlich zutrifft. Dafür müssten die Indikatoren auf zwei Faktoren laden, wobei starke Indikatoren jeweils auf einen Faktor und schwache Indikatoren jeweils auf den anderen Faktor laden sollten.

Ein Blick auf die paarweisen Korrelationen lässt bereits vermuten, dass nicht alle Indikatoren für die Faktorenanalyse geeignet sind, da diese teilweise sehr gering sind (Appendix G). Eine erste Berechnung ergibt zwei Faktoren mit Eigenwert über Eins, jedoch zeigen die Indikatoren ökologische Landwirtschaft und Naturschutzgebiete keine substantiellen Faktorladungen, sodass sie in der Faktorenanalyse nicht weiter berücksichtigt werden können. Dies schlägt sich auch im KMO-Kriterium nieder, welches mit 0,55 nach Kaiser (1945: 35) als „kläglich“ einzustufen ist. Eine erneute Schätzung nach Ausschluss der beiden Indikatoren ergibt ebenfalls eine zweifaktorielle Lösung, die jedoch als unwesentlich besser gewertet werden muss (KMO von 0,56). Dabei weist der Index aus Pestizid- und Düngernutzung keine substantielle Faktorladung auf. Zugleich sind bei dem Energieindex für schwache Nachhaltigkeit hohe Beiladungen zu verzeichnen. Beide Indikatoren werden folglich nicht weiter berücksichtigt. Eine erneute Schätzung auf Basis der übrigen sieben Indikatoren zeigt erneut eine Zweifaktorenlösung, bei der jeder der Indikatoren eine substantielle Faktorladung auf einen der Faktoren aufweist, ohne dass hohe Beiladungen bestehen. Das KMO-Kriterium ist in diesem Fall mit 0.70 deutlich besser. Abbildung 5 zeigt die Ladungsmatrix der Variablen nach orthogonaler Varimax-Rotation, welches eines der Standardverfahren explorativer Faktorenanalysen darstellt (OCED 2008: 70).

---

<sup>36</sup> Eine explorative Faktorenanalyse ist ein strukturentdeckendes Verfahren, das „eine Vielzahl von korrelierenden, manifesten Variablen auf einen kleinen Satz latenter Variablen (Faktoren) [zurückführt], die einen möglichst großen Teil der Varianz der Ausgangsvariablen aufklären“ (Klopp 2010: 1). Als Extraktionsverfahren wird die Hauptachsenanalyse gewählt, da hier angenommen wird, dass eine Restvarianz nicht durch das faktoranalytische Modell erklärt werden kann (Backhaus et.al. 2018: 390-393); Die Kommunalität (erklärte Varianz) wird folglich als kleiner Eins angenommen (Uniqueness=1-Kommunalität), was aufgrund anzunehmender Messfehler in den Daten realistisch erscheint. Hinzu kommt die Eigenschaft der Hauptachsenanalyse im Vergleich zur Hauptkomponentenanalyse, dass das Verfahren nicht nur der Datenreduktion dient, sondern kausal interpretiert werden kann. Es soll also die Frage beantwortet werden, was die Ursache für hohe Korrelationen von Variablen ist (Backhaus et. al. 2018: 394).

## Abbildung 5: Ladungsmatrix nach orthogonaler Rotation

Rotated factor loadings (pattern matrix) and unique variances

Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Uniqueness
airemission	0.7694			0.2508
iwaste_mm	0.6606			0.4870
irecycling~m		0.7776		0.3807
ighgpc_mm	0.8984			0.1758
iwaterusep~m	0.5933			0.4708
iwatertrea~m		0.6177		0.5904
ienergyuse~m	0.6718			0.3669

Wie Jahn (2016: 133) anmerkt, ist die Datenstruktur nicht ideal für Faktorenanalysen: „However, one may argue that factor analysis needs independent observations, which is certainly not true for pooled dataset“. Deshalb wird eine explorative Faktorenanalyse mit Durchschnittswerten über die Zeit durchgeführt (Appendix H). Die Ergebnisse stimmen im Wesentlichen überein. Die Ausnahme stellt die Energienutzung dar, da dieser Indikator auf beide Faktoren lädt. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Fallzahl mit 24 Ländern sehr gering<sup>37</sup> und die Vergleichbarkeit deshalb eingeschränkt ist. Aufgrund der nahezu übereinstimmenden Ergebnisse wird die zweifaktorielle Lösung in Abbildung 5 als robust eingeschätzt.

Die identifizierten Faktoren lassen sich auf das Konzept starker und schwacher Nachhaltigkeit übertragen. So beinhaltet der erste Faktor mit Ausnahme der ökologischen Landwirtschaft alle Indikatoren, die in Kapitel 6.1.1 einer starken Nachhaltigkeitskonzeption zugewiesen wurden. Der zweite Faktor besteht mit Recycling und Wasseraufbereitung aus zwei Indikatoren der schwachen Nachhaltigkeitskonzeption. Folglich wird aus den auf die Faktoren ladenden Indikatoren jeweils ein Mittelwertindex gebildet, dessen Ursprungsskala von Null bis Eins auf eine Skala von Null bis Hundert transformiert wurde. Dabei wurde analog zu Jahn (2016: 136) eine Gleichgewichtung der Indikatoren statt einer Gewichtung durch Faktorenladungen gewählt. Ökologische Landwirtschaft scheint auf Basis der Ergebnisse der Faktorenanalyse kein guter Indikator für starke Nachhaltigkeit zu sein. Ähnlich wie bei Energieintensität und dem Anteil erneuerbarer Energie kann für diesen Indikator argumentiert werden, dass steigender Konsum durch Produkte aus ökologischem Anbau gerechtfertigt wird und somit ebenso als Indikator für eine schwache Nachhaltigkeitskonzeption interpretiert werden kann. Aufgrund dieser theoretischen Unklarheit und der Tatsache, dass der Indikator keine substanziellen Faktorladungen

<sup>37</sup> Fünf Länderausfälle durch fehlende Werte in Kanada, Neuseeland, Italien, UK und Australien.

aufweist, wird der Indikator für ökologische Landwirtschaft aus der Untersuchung ausgeschlossen.

Dass die anderen drei schwachen Nachhaltigkeitsindikatoren (Index aus Energieintensität und Anteil erneuerbarer Energie, Index aus Pestizid- und Düngerverbrauch, Naturschutzgebiete) nicht auf diesen zweiten Faktor laden, ist nicht überraschend, da bereits die Korrelationsmatrix (Appendix G) äußerst geringe oder gegenläufige Zusammenhänge zeigt. Dies geht einher mit der in Kapitel 2.2 aufgestellten Vermutung, dass sich eine starke Nachhaltigkeitskonzeption aufgrund der grundlegenden Änderung von Konsummustern tendenziell eher in allen Bereichen niederschlägt, während die Bereiche der schwachen Nachhaltigkeitskonzeption einzeln verwirklicht werden können. Um die Umweltbereiche dieser Indikatoren dennoch berücksichtigen zu können und somit Aussagen über alle Bereiche der schwachen Nachhaltigkeitspolitik machen zu können, werden die anderen drei Bereiche der schwachen Nachhaltigkeitsindikatoren (Energie, Landwirtschaft, Biodiversität) als Robustheitstests in die Analyse einfließen. Auch ein multidimensionaler Verbundindex wird gebildet, der folglich die Effizienzmaße der Bereiche Landwirtschaft, Energie, Biodiversität, Wasser und Müll vereint. Die Skalen werden ebenfalls transformiert und reichen dementsprechend von Eins bis Hundert. Die Zusammensetzung der drei wesentlichen Indizes wird in Abbildung 7 zusammengefasst.

**Abbildung 6:** Zusammensetzung ökologischer Performanzindizes

	starke Nachhaltigkeit (Faktorindex)	schwache Nachhaltigkeit (Faktorindex)	schwache Nachhaltigkeit (Gesamtindex)
Biodiversität			
Wasser	Wasserverbrauch	Wasseraufbereitung	Wasseraufbereitung
Müll	Städtischer Müll	Recycling	Recycling
Landwirtschaft			Dünger-, Pestizidverbrauch (Index)
Luft	Luftverschmutzung (Index)		
Energie	Energieverbrauch		Energieintensität, Erneuerbare Energie (Index)
Klima	Treibhausgase		

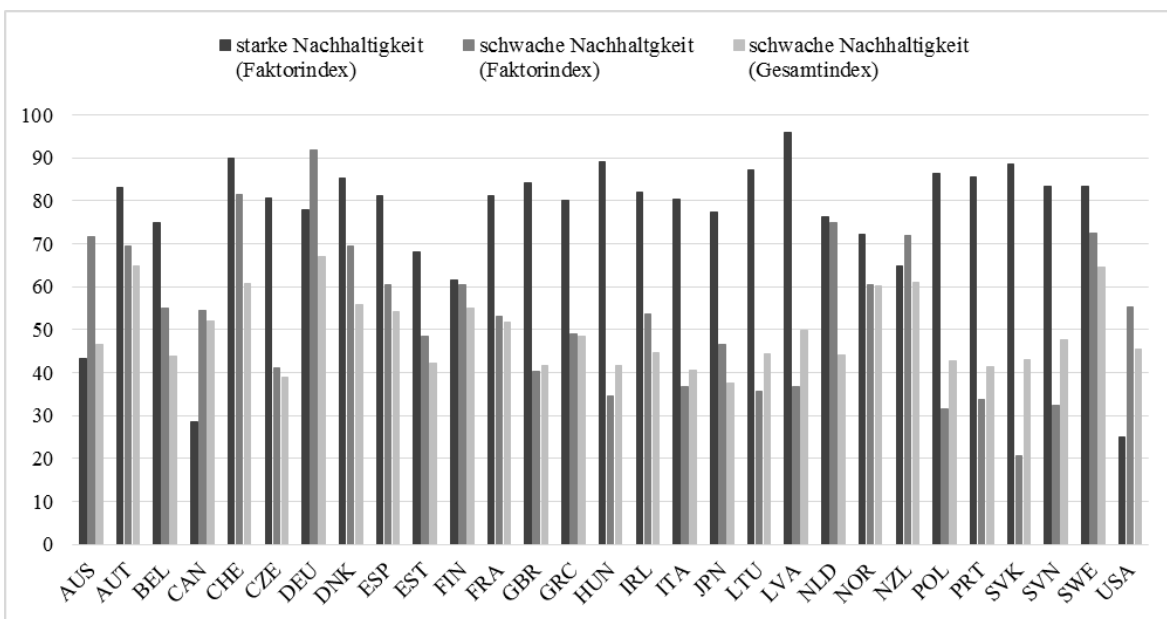
*Cronbachs Alpha=0,83*
*Cronbachs Alpha=0,69*
*Cronbachs Alpha=0,46*

Dass es sich bei dem Verbundindikator um einen multidimensionalen Index handelt verdeutlicht auch Cronbachs Alpha, welches mit einem Wert von 0,46 als sehr gering einzustufen ist. Da bezüglich der schwachen Dimension jedoch nicht nur Aussagen über Recycling und Wasseraufbereitung gemacht werden sollen, nimmt insbesondere der multidimensionale Verbundindex schwacher Nachhaltigkeit eine zentrale Rolle ein. Im

Mittelpunkt der Analyse stehen folglich die auf der Faktorenanalyse basierenden Indizes ökologischer Performanz der starken und schwachen Nachhaltigkeitskonzeption sowie der Gesamtindex schwacher Nachhaltigkeitskonzeption. Abbildung 6 verdeutlicht nochmals die berücksichtigten Indikatoren der jeweiligen Indizes.

Ausgehend von diesen Indizes wird im Folgenden die Varianz über Länder und Jahre dargestellt. Abbildung 7 zeigt die Mittelwerte der drei Indizes nach Ländern. Im Bereich der Performanz starker Nachhaltigkeit stechen insbesondere Lettland und die Schweiz positiv heraus, während USA, Kanada und Australien vergleichsweise schlecht abschneiden. Der Mittelwert dieser Variable liegt bei 75,8 (Standardabweichung 16,7). Der Mittelwert des Faktorindizes schwacher Nachhaltigkeit liegt mit 53,2 deutlich geringer (Standardabweichung 17,1). Hier ist die Performanz in Deutschland und der Schweiz vergleichsweise positiv, während insbesondere die Slowakei eine schlechte Performanz aufweist.

**Abbildung 7:** Ökologische Performanzindizes nach Ländern



In der Grafik deutet sich bereits an, dass der Zusammenhang zwischen dem Performanzindex starker Nachhaltigkeit und denen schwacher Nachhaltigkeit nicht positiv ist. Letztere sind mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,74 hingegen recht stark korreliert. Tatsächlich sind die Korrelationskoeffizienten zwischen den Indizes starker und schwacher Nachhaltigkeit negativ<sup>38</sup>: Je besser der ökologische Performanzindex starker Nachhaltigkeit eines Landes, desto schlechter der Performanzindex schwacher Nachhaltigkeitskonzeption

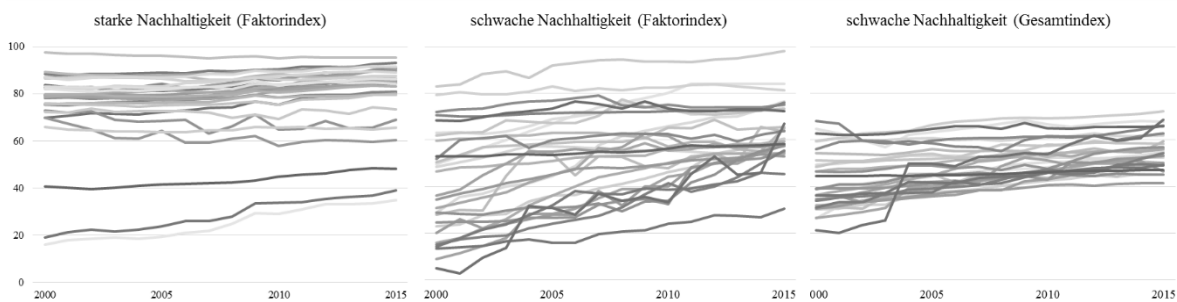
<sup>38</sup> Der Korrelationskoeffizient zwischen starkem Nachhaltigkeitsindex und Faktorindex für schwache Nachhaltigkeit beträgt -0,26. Nahezu keine Korrelation ist zwischen starkem Nachhaltigkeitsindex und dem Gesamtindex für schwache Nachhaltigkeit feststellbar. Der Korrelationskoeffizient liegt bei -0,03.

– und andersherum. Dies verdeutlicht nochmals die Bedeutung der theoretischen Grundlage bei der Verwendung von ökologischen Performanzindikatoren.

Die Varianz des Gesamtindizes der schwachen Nachhaltigkeit ist wie erwartet wesentlich geringer als bei dem Faktorindex, da die teilweise gegensätzlichen Entwicklungen der Einzelindikatoren sich gegenseitig aufheben und die Indexwerte der Länder sich somit angleichen. Dies ist auch bei der Entwicklung über die Zeit zu beobachten (Abbildung 8). Die Sinnhaftigkeit dieses Indizes ergibt sich folglich allein aus theoretischen Gründen, da die Forschungsfrage auf die Erklärung ökologischer Performanz schwacher Nachhaltigkeit im Allgemeinen abzielt und nicht nur auf die Erklärung von Recyclings- und Abwasseraufbereitungsstrukturen.

Bei Betrachtung der Entwicklung der Indizes einzelner Länder über die Zeit ist in allen drei Fällen ein leicht positiver Trend erkennbar: In der Regel steigt sowohl die Performanz der starker als auch schwacher Nachhaltigkeit der untersuchten Länder. Obwohl auch bei der starken Nachhaltigkeit vereinzelte Länderjahre leichte negative Entwicklungen aufweisen, sind stärkere Schwankungen bei der schwachen Nachhaltigkeit (Faktorindex) zu erkennen. Diese Schwankungen scheinen aber unabhängig von der Wirtschaftskrise 2008 zu sein<sup>39</sup> und haben keinen Einfluss auf den positiven Gesamttrend.

**Abbildung 8:** Ökologische Performanzindizes im Zeitverlauf



<sup>39</sup> Wie Jahn (2016: 7-8) argumentiert, könne sich die Veränderung der ökonomischen Lage theoretisch sowohl positiv als auch negativ für die ökologische Performanz auswirken. Letztendlich stellt sich hier die grundlegende Frage, welchen Einfluss Wirtschaftsleistung und -wachstum auf die ökologische Performanz haben (Kapitel 6.3).

## 6.2 Unabhängige Variable: Politische Institutionen

Wie aus den Ausführungen zum theoretischen Rahmen hervorgeht (Kapitel 3), bilden die institutionellen Strukturen die unabhängige Variable dieser Untersuchung. Dabei soll nicht der Zusammenhang von Einzelinstitutionen und Performanz untersucht werden, sondern der übergreifende Effekt eines institutionellen Arrangements. Da der Untersuchungsrahmen aufgrund der Datenverfügbarkeit ökologischer Indikatoren auf die Jahre nach der Jahrtausendwende beschränkt ist, können die Daten Lijpharts (1999, 2012) nicht ohne Weiteres verwendet werden, weil dessen Daten einen maximalen Untersuchungszeitraum von 1945 bis 2010 beziehungsweise von 1981 bis 2010 umfassen. Im Folgenden wird versucht, diese Daten durch neuere verfügbare Daten zu ersetzen, um die Dimensionen Lijpharts möglichst adäquat abbilden zu können.

### 6.2.1 Exekutive-Parteien Dimension

Das Comparative Political Data Set (Armingeon et al. 2018) bietet ein Proxy für die erste Dimension (*executive-parties dimension*). Dieser besteht aus den vier Einzelindikatoren Anzahl effektiver Parteien, Abwesenheit von Einparteienregierung oder minimaler Gewinnkoalition, Proportionalität des Wahlsystems sowie Anzahl von Regierungsveränderungen (Armingeon et al. 2018: 75). Damit deckt der Proxy vier der fünf Elemente von Lijpharts erster Dimension ab. Interessensgruppen wurden aus theoretischen Überlegungen nicht einbezogen (Armingeon et al. 2018: 75), da diese, wie bereits in Kapitel 3.2.1 sowie in Kapitel 4 beschrieben, aufgrund ihres Schwerpunkts auf Wirtschaftspolitik primär als wirtschaftspolitische Institutionen beschrieben werden können. Durch die Exklusion korporatistischer beziehungsweise pluralistischer Organisationsstruktur von Interessensgruppen wird dieser Messung (und damit dieser Untersuchung) folglich ein enger Institutionenbegriff zugrunde gelegt.

Tabelle 3 enthält die wesentlichen Informationen zur Messung der Indikatoren der Exekutive-Parteien Dimension, wobei höhere Werte jeweils konsensuellere institutionelle Strukturen verdeutlichen. Die Messungen gleichen denen Lijpharts sehr stark. Lediglich bezüglich der Konzentration der Exekutive unterscheiden sie sich jedoch erheblich. Da Lijphart mit Durchschnittswerten für den gesamten Untersuchungszeitraum arbeitet, verwendet dieser das arithmetische Mittel vom prozentualen Anteil von Einparteienregierungen und minimalen Gewinnkoalitionen. Da dies bei der Erstellung von Zeitreihendaten nicht möglich ist, bilden Armingeon et al. (2018) eine binäre Variable, die die Abwesenheit dieser beiden Regierungstypen misst. Damit ändert sich unter Umständen

die Aussage erheblich. So liegen Deutschland und Österreich bei Lijpharts Messung eher im konsensuellen Bereich, weil die Existenz von Einparteienregierung und minimaler Gewinnkoalition gleichermaßen in die Messung einfließen, während beide Länder bei einer binären Messung durch die in Untersuchungszeitraum durchgehend bestehenden minimalen Gewinnkoalitionen eindeutig als eher mehrheitsdemokratisch eingestuft werden.

**Tabelle 3:** Indikatoren der Exekutive-Parteien Dimension des CPDS

Institution	Indikator	Messung
Parteiensystem	Anzahl effektiver Parteien	Laakso and Taagepera (1979)= $1/(1-Rae\ Index)$
Konzentration der Exekutive	Abwesenheit von Einparteienregierung oder minimaler Gewinnkoalition	Dummyvariable: 0=Anwesenheit 1=Abwesenheit
Wahlssystem	Proportionalität des Wahlsystems	Verhältnis von Stimmanteil zu Sitzanteil nach Gallagher (1991); Transformation durch Multiplikation mit (-1)
Dominanz der Exekutive (Verhältnis von Legislative und Exekutive)	Anzahl von Regierungsveränderungen pro Jahr	Nach Woldendorp/Keman/Budge (2000): Wahlen, freiwilliger Rücktritt von Regierungschef oder Rücktritt aus gesundheitlichen Gründen, Auflösung oder Erweiterung der Koalition, fehlende Unterstützung des Parlaments, Eingreifen des Staatschefs)

**Anmerkung:** Angaben auf Basis von Armingeon et al. (2018).

Der Index wurde von Armingeon et al. (2018: 75) erstellt, indem jeweils die Durchschnitte der letzten zehn Jahre gebildet wurden. Der Wert eines Landes für 2000 entspricht somit dem arithmetischen Mittel der Jahre 1991 bis 2000. Diese Werte wurden über alle Länder nach jedem Zeitpunkt z-standardisiert, da die Indikatoren unterschiedliche Skalen aufweisen. Die Werte wurden so transformiert, dass höhere Werte eine konsensuellere Struktur verdeutlichen. Nach Addition der vier z-standardisierten Zehnjahresmittelwerte wurden diese erneut z-standardisiert. Der so gebildete Index korreliert mit einem signifikanten Korrelationskoeffizienten von 0,9 sehr hoch mit Lijpharts Messung, sodass dieser als gute Alternative zu Lijpharts Daten bewertet werden kann.

Die vorhandenen Werte im CPDS decken einen Zeitraum von 1969 bis 2016 ab und umfassen auch Länder, die nicht Teil dieser Untersuchung sind, was die z-Standardisierung der Daten beeinflusst. Aus diesem Grund werden nicht die Werte der im CPDS vorhandenen Variable verwendet, sondern die Daten werden eigenständig für die hier untersuchten Länder und den entsprechenden Zeitraum berechnet. Dabei orientiert sich die Vorgehensweise an der Beschriebenen Codierung von Armingeon et. al. (2018). Allerdings wurde die z-Standardisierung der (Zehnjahresmittelwerte der) Einzelindikatoren nicht zu jedem Zeitpunkt einzeln durchgeführt, sondern über alle Länder und den gesamten Zeitraum

vorgenommen, damit die Entwicklung über die Zeit dargestellt werden kann. Auf gleiche Weise wurden die summierten Werte z-standardisiert. Folglich weisen die Daten einen Mittelwert von Null und eine Standardabweichung von Eins auf.

### 6.2.2 Föderalismus-Unitarismus Dimension

Das Grundgerüst für die Föderalismus-Unitarismus Dimension liefert der „Index of institutional constraints of central state government“ (*instcons*) von Schmidt (1996), welcher ebenfalls im CPDS enthalten ist (Armingeon et al. 2018: 11). Dieser besteht aus Komponenten, die alle binär gemessen werden: EU-Mitgliedschaft, Föderalismus, Bikameralismus, Verfassungsrigidität, Unabhängigkeit der Zentralbank und Regelmäßigkeit von Referenden. Der Index hat folglich eine Skala von Null bis Sechs, wobei geringe Werte für eine zentralere Struktur stehen. Allerdings stehen bei dieser Variablen keine Werte für die acht osteuropäischen Länder zur Verfügung. Obwohl die osteuropäischen Länder in anderen vergleichenden Studien in aller Regel nicht berücksichtigt werden<sup>40</sup>, sind diese von zentraler Bedeutung. Da auch einige der osteuropäischen Staaten zu hochentwickelten Industrieländern zählen und eine Interpretation von Ergebnissen ohne diese Staaten eine weitere Einschränkung auf westliche Länder bedeuten würde, werden die Werte für diese Länder über andere Datenquellen bezogen und ersetzt. Der Grund für die Vernachlässigung postkommunistischer Staaten liegt primär an der Länge des Bestehens ihrer demokratischen Institutionen. Lijphart (2012:50) selbst berücksichtigt nur Länder, die seit mindestens zwanzig Jahren demokratisch sind.<sup>41</sup> Durch den vergleichsweise späten Untersuchungszeitraum dieser Analyse wird jedoch argumentiert, dass dieses Kriterium vernachlässigt werden kann. Spätestens mit dem Jahr 2013 sind sämtliche Untersuchungsländer seit mindestens zwanzig Jahren demokratisch und diese Konsolidierung verdeutlicht auch ihre Aufnahme in die Europäische Union.

Der CPDS enthält Einzelindikatoren für EU Mitgliedschaft (*eu*), Föderalismus (*fed*), Bikameralismus (*bic*) und Regelmäßigkeit von Referenden (*referen*), die auch Werte für osteuropäische Länder aufweisen. Am unproblematischsten ist die EU Mitgliedschaft, die ohnehin binär codiert ist. Alle Länder wurden 2004 durch die Osterweiterung in die EU aufgenommen. Die Variable für Föderalismus unterscheidet zwar zwischen keinem, schwachem und starkem Föderalismus, wobei die osteuropäischen Untersuchungsländer

---

<sup>40</sup> Ein Versuch der Übertragung von Lijpharts Typologie der Konsens- und Mehrheitsdemokratien auf (ausschließlich) postkommunistische Länder ist bei Roberts (2006) und Fortin (2008) zu finden.

<sup>41</sup> Ungarn wird bereits seit 1989-1990, Tschechien, Estland, Litauen, Lettland sowie Slowenien werden ab 1990-1991, Polen wird ab 1991-1992 und die Slowakei ab 1992-1993 durchgehend als frei eingestuft (Freedom House 2019).

jedoch ausnahmslos zentral organisiert sind. Die Messung des Bikameralismus ist mit der siebenstufigen Messung Lijpharts (2012: 199) vergleichbar. Da für den Schmidt-Index aber eine binäre Variable gebildet werden muss, werden Unikameralismus/schwacher Bikameralismus und mittlerer/starker Bikameralismus jeweils zusammengefasst. Von den osteuropäischen Ländern weisen nur Slowenien und Polen eine mittlere Form des Bikameralismus auf, während die anderen Länder lediglich eine Kammer haben oder das Kammersystem wie in Tschechien als schwacher Bikameralismus klassifiziert wurde. Die Variable bezüglich der direktdemokratischen Elemente unterscheidet zwischen regelmäßig, unregelmäßig/keinen durchgeführten Referenden. In die Kategorie regelmäßiger Referenden fällt jedoch ausnahmslos die Schweiz.

Für die Messung der Verfassungsrigidität werden Daten von Tsebelis (2017) hinzugezogen. Alternative Datenquellen (vgl. Lorenz 2005) kommen nicht in Frage, da osteuropäische Länder dort nicht oder nur vereinzelt berücksichtigt werden. Tsebelis Datensatz beinhaltet für die jeweils aktuelle Verfassung (Stand 2013) die benötigte Mehrheit für die Annahme einer Verfassungsänderung. Diese können auch mit der vierstufigen Messung Lijpharts (2012: 208) verglichen werden. Da eine binäre Codierung für den Schmidt-Index erforderlich ist, stellt die 2/3-Mehrheit den Grenzwert dar. Länder, die eine 2/3-Mehrheit oder mehr Stimmen für eine Verfassungsänderung benötigen, werden zusammengefasst, was der Kategorie 3 und 4 bei Lijphart entspricht (Litauen, Lettland, Polen, Ungarn, Slowenien). Ebenso bilden alle Fälle, in denen weniger als eine 2/3-Mehrheit benötigt wird, eine Kategorie, was bei Lijphart wiederum Kategorie 1 und 2 entspricht (Estland, Slowakei, Tschechien).<sup>42</sup>

Die Daten zur Unabhängigkeit der Zentralbank stammen von Garriga (2016a). Die Berechnung ähnelt stark dem Index von Cukierman et al. (1992), welcher auch von Lijphart (2012: 234-235) verwendet wird. Dementsprechend ist die Korrelation der beiden Indizes (0,92) sehr hoch (Garriga 2016b: 13). Der Index kann Werte von Null bis Eins annehmen, wobei höhere Werte Unabhängigkeit implizieren. Da eine binäre Codierung für den Schmidt-Index erforderlich ist, wird der Grenzwert bei 0,5 angesetzt. Dies scheint deshalb gerechtfertigt, als dass Länder mit abhängiger Zentralbank auch deutlich unter diesem Grenzwert liegen. Die Werte des Garriga-Indizes für die hier untersuchten osteuropäischen Länder über die Zeit sind in Appendix I einsehbar. Ein deutlicher Wechsel zur

---

<sup>42</sup> Durch die Verfassungsänderung in Ungarn 2011 ergibt sich keine Änderung für die Rigidität (Ungarische Republik 1989: §24). Sofern zu Beginn der 1990er Jahre noch keine Verfassung vorlag, wurden die vorgesehenen Zehnjahresmittelwerte auf Basis der vorhandenen Werte berechnet, was letztendlich jedoch keinen Unterschied macht, da an den Verfassungen diesbezüglich in osteuropäischen Ländern keine Änderungen vorgenommen wurden und der Mittelwert über die Jahre folglich gleich bleibt.

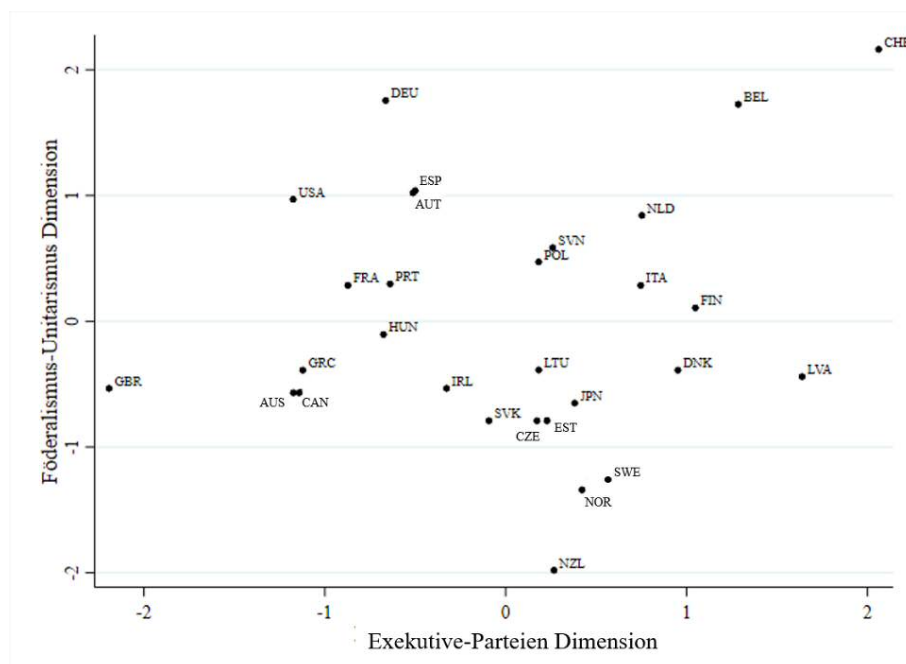
Unabhängigkeit ist in Litauen und Ungarn 2001 erkennbar, welcher dadurch zu erklären ist, dass die Abhängigkeit der Zentralbanken Teil des EU-Vertrags ist und damit eine der Voraussetzungen für den EU-Beitritt darstellt. In den anderen hier untersuchten osteuropäischen Ländern sind die Zentralbanken seit den 1990er Jahren tendenziell eher unabhängig, was durch die europäische Integration nochmals verstärkt wurde. Da der Garriga-Index lediglich über Daten bis 2012 verfügt, werden die Werte von 2012 für die folgenden vier Jahre ersetzt mit der Annahme, dass durch die Verbundenheit zur EZB nur geringfügige Änderungen des Indizes möglich sind, sodass ein Wechsel bis zur Abhängigkeit von Zentralbank auszuschließen ist.

Entsprechend der Exekutive-Parteien Dimension werden z-standardisierte Zehnjahresmittelwerte gebildet, addiert und erneut z-standardisiert, sodass auch hier ein Mittelwert von Null sowie eine Standardabweichung von Eins vorliegt.

### 6.2.3 Institutionelle Strukturen im zweidimensionalen Raum

Die Länder lassen sich durch die Kombination der beiden Dimensionen in einem zweidimensionalen Raum verteilen (Abbildung 9). Hohe Werte auf der Exekutive-Parteien Dimension verdeutlichen konsensuelle Entscheidungsfindungen. Hohe Werte auf der Unitarismus-Föderalismus Dimension stehen für institutionelle Separation.

**Abbildung 9:** Institutionelle Strukturen im zweidimensionalen Raum



**Anmerkung:** Mittelwerte der Jahre 2000 bis 2015.

Das Vereinigte Königreich, welches wurde von Lijphart (2012: 10-20) als eine Art Idealtyp von Mehrheitsdemokratie eingestuft wurde, zeigt wie erwartet eine vergleichsweise zentrale

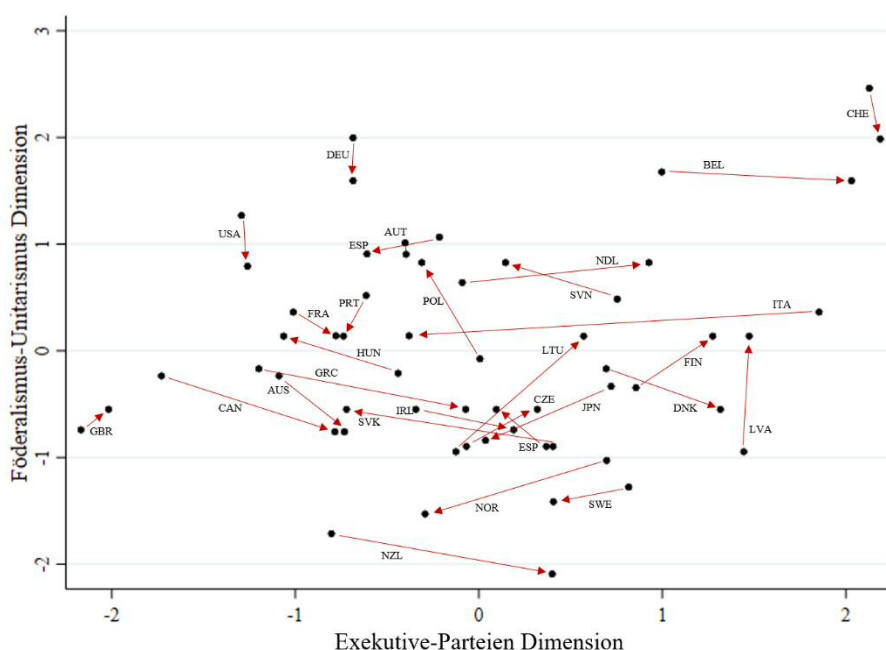
und mehrheitsdemokratische Struktur auf. Im Gegensatz dazu liegt Belgien, nach Lijphart (2012: 33-40) Idealtyp der Konsensdemokratie, eindeutig im föderalen und konsensdemokratischen Bereich. Hybride Strukturformen sind beispielsweise in skandinavischen Staaten zu finden, welche eher zentral und zugleich konsensdemokratisch organisiert sind.

Die Länderauswahl wirkt sich grundlegend auf die z-Standardisierung aus, sodass der Nullpunkt hier nicht als „Grenze“ zwischen konsens- und mehrheitsdemokratischen Strukturen beziehungsweise föderalen und zentralen Strukturen interpretiert werden kann. Es muss berücksichtigt werden, dass es sich vorwiegend um zentrale und konsensuelle Demokratien handelt. Im Gegensatz zur Untersuchung Lijpharts konnten beispielsweise sämtliche karibische Staaten, bei denen es sich tendenziell eher um zentrale Mehrheitsdemokratien handelt, nicht berücksichtigt werden. Außerdem weisen die hinzukommenden osteuropäischen Staaten eher zentrale und mehrheitsdemokratische Strukturen auf. Dadurch liegt ein Land wie Deutschland, welches bei Lijphart (2012: 244) im Bereich einer föderalen Konsensdemokratie liegt, hier beispielsweise im negativen Bereich der Exekutive-Parteien Dimension. Obwohl Deutschland konsensdemokratische Strukturen für die Exekutive-Parteien Dimension aufweist, sind diese im Vergleich zu allen anderen hier betrachteten Ländern eben weniger konsensdemokratisch. Gleiches gilt beispielsweise für zentral organisierte Länder wie Portugal oder Finnland, welche hier im positiven Bereich der Föderalismus-Unitarismus Dimension liegen. Um ansatzweise eine Vergleichbarkeit mit dem zweidimensionalen Raum Lijpharts herstellen zu können, müsste der Nullpunkt folglich auf der Exekutive-Parteien Dimension in den negativen Bereich liegen (bei etwa -0,8) und auf der Föderalismus- Unitarismus Dimension im positiven Bereich (bei etwa 0,8), wobei hinzukommend der unterschiedliche Zeithorizont in Betracht gezogen werden muss. Neben den Unterschieden in der Messung der beiden institutionellen Dimensionen muss folglich insbesondere die Länderauswahl bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Abbildung 10 zeigt die Entwicklung der Länder über die Zeit, indem die Jahre 2000 und 2015 miteinander verglichen werden. Die Varianz ist im Vergleich zu den Ergebnissen Lijpharts (2012: 250-251) als groß einzustufen, jedoch werden hier statt der Perioden 1945-1980 und 1981-2010 Jahreswerte mit einem Zeithorizont von fünfzehn Jahren miteinander verglichen. Ein Großteil der zeitlichen Varianz ist auf der Exekutive-Parteien Dimension zu finden. Dies ist einleuchtend, da es sich eher um empirische Strukturen handelt, die als variabler im Vergleich zu konstitutionellen Strukturen einzustufen sind (Lijphart 2012: 250).

Auffällig ist hier insbesondere Italien, dessen Entwicklung in den negativen Bereich der Exekutive-Parteien Dimension sich in allen vier Einzelindikatoren wiederfindet. Erklären lässt sich diese Entwicklung durch die Wahlrechtsreformen 1993 und 2005 (Kneisler 2010: 194-198).<sup>43</sup> Ebenso lässt sich ein Großteil der Entwicklungen anderer Länder für diese Dimension auf Transformationsprozesse des Parteiensystems zurückführen (Marco 2019, Ismayr 2009, Ismayr 2010, Walchuk 2012, Murakami 2009). Die Varianz auf der zweiten Dimension ist wesentlich geringer. Veränderungen sind vor allem in osteuropäischen Ländern feststellbar, welche auf den EU-Beitritt und damit verbundene Änderungen, insbesondere im Bereich der Zentralbank, zurückzuführen sind.

**Abbildung 10:** Entwicklung institutioneller Strukturen im Zeitverlauf



**Anmerkung:** Vergleich der Jahreswerte 2000 und 2015.

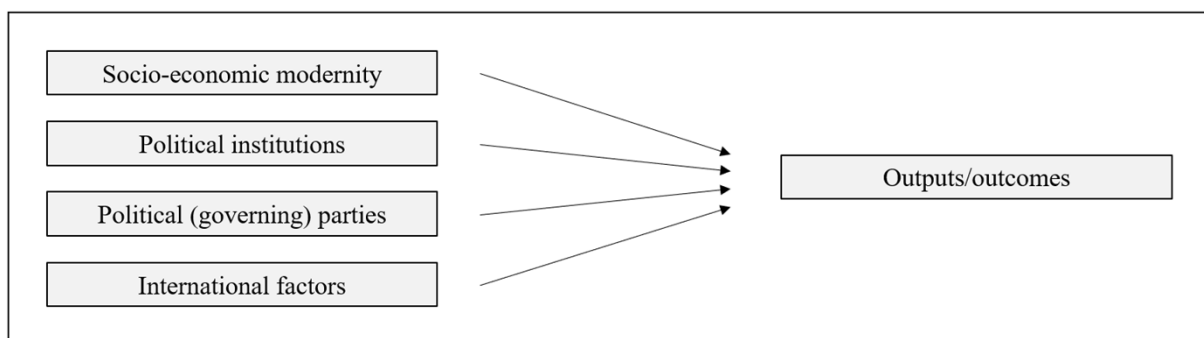
Unter Berücksichtigung dieser nicht unwesentlichen Varianz über die Zeit, scheint eine Analyse von Mittelwerten über die Zeit die Methode zweiter Wahl zu sein, da ein nicht unwesentlicher Teil der Varianz verloren geht. Aus diesem Grund konzentriert sich der Analyseteil dieser Arbeit auf ein *repeated measure design* (Kapitel Analyseverfahren).

### 6.3 Weitere relevante Kontrollvariablen zur Erklärung ökologischer Performanz

<sup>43</sup> Zunächst wurde 1993 ein Mehrheitswahlsystem eingeführt, jedoch blieb die Parteienfragmentierung trotz der Reform hoch und die Regierungen instabil. 2005 wurde zwar eine Verhältniswahl eingeführt, „welche jedoch als zentrale Komponente eine Mehrheitsprämie beinhaltet. Einige Experten sind daher der Ansicht, dass das eigentlich proportionale Wahlrecht von 2005 stärkere majoritäre Grundzüge hat als das *mattarellum* von 1993“ (Kneisler 2010: 198).

Für die multivariaten Modellschätzungen müssen zusätzliche Faktoren kontrolliert werden, um den Effekt institutioneller Strukturen isolieren zu können. Orientierungshilfe bietet das Standardmodell der vergleichenden Politikfeldforschung (Abbildung 11), welches sozio-ökonomische, internationale und politische Faktoren im Sinne von Institutionen und Akteuren berücksichtigt (Roller 2005: 84). Im Vergleich zum Erklärungsmodell der vergleichenden Demokratieforschung hat dieses Modell den Vorteil, dass nicht nur politische Institutionen, sondern auch politische Akteure Teil der Untersuchung darstellen. Dies ist notwendig, sofern die Annahme gilt, dass Performanz auf politische Entscheidungen zurückzuführen ist (Roller 2005: 80). Allerdings wurde das Modell der vergleichenden Politikfeldforschung in erster Linie für die Erklärung von Outputs entwickelt, was bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden muss (Roller 2005: 82-84): „Since outcomes are only controllable to a limited extent, one should assume that the relationship between explanatory factors and outcomes is less stable than that between explanatory factors and outputs“ (Scharpf 1989: 149, zitiert nach Roller 2005: 82).

**Abbildung 11:** Das Standardmodell der vergleichenden Politikfeldforschung



**Quelle:** Roller (2005: 84).

Es gibt keine einheitliche Vorgehensweise für die Auswahl von Kontrollvariablen (Jahn 2016: 4). Roller (2005: 8-9) bezeichnet die Modellspezifizierung Lijpharts als rudimentär, da (auch aufgrund der Fallzahl) lediglich für wirtschaftliche Entwicklung und Bevölkerungsgröße kontrolliert wird, wodurch fraglich ist, ob der Effekt institutioneller Strukturen auf (ökologische) Performanz nicht durch andere Faktoren bestimmt wird. Aus diesem Grund sollen auf Basis des Standardmodells der vergleichenden Politikforschung weitere Kontrollvariablen identifiziert werden, die in Bezug auf ökologische Performanz theoretische Erklärungskraft besitzen. Zunächst werden dafür Einflüsse politischer Akteure diskutiert. Sozio-ökonomische Modernität betrifft sowohl Faktoren der Gesellschaftsstruktur als auch der Wirtschaft. Zuletzt wird der Einfluss internationaler

Faktoren besprochen. Einen Überblick über die verwendeten erklärenden Variablen, ihrer Codierung und Verteilung liefert Tabelle 4 am Ende dieses Teilkapitels.

### *Politische Akteure*

Politische Akteure spielen, unter Berücksichtigung politischer Institutionen, insbesondere in Bezug auf die Erklärung von Politikinhalt und deren Veränderung eine große Rolle, wie in Kapitel 4 bereits angesprochen wurde. Da davon ausgegangen werden kann, dass grüne oder linksgerichtete Parteien tendenziell ein höheres Interesse an der Umsetzung umweltpolitischer Maßnahmen und somit an der Änderung des Status Quo haben, ist die Stärke dieser Parteien bei der Erklärung ökologischer Performanz zu berücksichtigen. Die Überlegungen des Vetospieler Ansatzes sollten bei der Erklärung von Performanz also nicht ohne Berücksichtigung bleiben (Roller 2005: 86-90).

Als zentraler Akteur wird die Regierung ausgemacht (Roller 2005: 87). Die umweltpolitischen Präferenzen der Regierung werden durch die Rechts-Links-Orientierung des Kabinetts gemessen werden. Der verwendete Indikator aus dem CPDS orientiert sich an der Berechnung Schmidts (1992), welcher die Zusammensetzung der Regierung anhand einer fünfstufigen Skala misst. Da auch grüne Parteien tendenziell dem linksorientierten Parteienspektrum zugeordnet werden können, stellt sich primär die Frage, ob in Ländern in denen keine explizit grünen Parteien existieren oder diese keine Machtopion besitzen, umweltpolitische Politikinhalt auch von anderen linksorientierten und/oder sozialdemokratischen Parteien aufgegriffen werden. Theoretisch sind Argumente für oder gegen eine solche Annahme denkbar<sup>44</sup>. Empirisch liefert Jahn (2016: 223) jedoch einen Beleg, dass linksorientierte Parteien mit einer besseren ökologischen Performanz (unabhängig vom verwendeten Indikator) einhergehen. Folglich wird für diese Untersuchung abgenommen, dass linksorientierte Regierungsparteien zu einer besseren ökologischen Performanz führen, unabhängig von der zugrundeliegenden Nachhaltigkeitskonzeption.

---

<sup>44</sup> Theoretisch kann argumentiert werden, dass linksorientierte Parteien „grüne“ Politikinhalt vertreten, da diese sich für Arbeiterinteressen einsetzen, welche aufgrund ihrer weniger privilegierten Lebensumstände mit Umweltverschmutzung eher in Berührung kommen und mit darauf fußenden gesundheitlichen Problemen konfrontiert sind (Jahn 2016: 178). Andererseits können umweltpolitische Maßnahmen in Konflikt mit wirtschaftlichen Überlegungen stehen, sodass Wirtschaftswachstum und damit den verbundenen Arbeitsplätzen den Vorzug geben wird. Eine ähnliche Ambivalenz kann in Bezug auf rechte Parteien festgestellt werden (Jahn 2016: 178-179).

### *Faktoren der Gesellschaftsstruktur*

Für die Isolation des Effekts institutioneller Strukturen wird außerdem für bestimmte Gesellschaftsstrukturen kontrolliert, von denen erwartet werden kann, dass diese die ökologische Performanz beeinflussen. Dabei werden die Bevölkerungsdichte und die Altersstruktur eines Landes als für die ökologische Performanz relevante Gesellschaftsstrukturen betrachtet. Bezüglich der Bevölkerungsdichte, gemessen als Einwohner pro Quadratkilometer, kann ein positiver Zusammenhang angenommen werden: Je höher größer die Bevölkerungsdichte, desto besser die ökologische Performanz. „Crowded countries, no matter their absolute size, are considered more likely to address environmental pollution problems because larger proportions of their populations confront a given insult“ (Scruggs 2003: 9). Die Altersstruktur einer Gesellschaft ist von Bedeutung, da angenommen werden kann, dass jüngere Generationen ökologische Probleme aufgrund ihrer zukünftig stärkeren Betroffenheit verstärkt aufgreifen. Folglich wird diese Variable als Anteil der Bevölkerung über 65 Jahre gemessen. Die beschriebenen erwarteten Effekte gesellschaftlicher Bedingungen auf ökologische Performanz beziehen sich jeweils sowohl auf die starke als auch auf die schwache Nachhaltigkeitskonzeption ökologischer Performanz.

### *Wirtschaftliche Faktoren*

Die Frage, wie der Zusammenhang zwischen Wirtschaftsleistung und ökologischer Performanz aussieht, ist Gegenstand eines komplett eigenen Forschungsgebiets, dessen Diskussion bei der Analyse ökologischer Performanz unentbehrlich ist. Prinzipiell sind zwei verschiedene Formen des Zusammenhangs denkbar. Ausgehend von einem linearen Zusammenhang kann zunächst angenommen werden, dass steigender Wohlstand (erhöhte Produktion) mit höheren Umweltkosten einhergeht, was Jahn (2016: 18) als „prosperity pollution hypothesis“ bezeichnet. Im Gegensatz dazu geht die „prosperity cleaning-up hypothesis“ von einem umgedrehten Zusammenhang aus. Grund dafür ist das Vorhandensein von technologischen und monetären Ressourcen (höhere Investitionen) sowie der bei steigendem Einkommen erhöhten Nachfrage nach Umweltschutzmaßnahmen (Jahn 2016: 18; Scruggs 2003: 7). Hinzu kommt der Wechsel von Industrie- zu Dienstleistungssektor (Jahn 2016: 18). Zugleich ist jedoch auch eine Mischform dieser beiden Grundsatzthesen denkbar. Ein solcher Zusammenhang ist als ökologische Kuznets-Kurve bekannt und kann graphisch als umgedrehter U-förmiger (quadratischer) Zusammenhang dargestellt werden (Jahn 2016: 161). Dabei ist steigende Entwicklung zunächst nur auf Kosten der Umwelt möglich, ab einem gewissen Wohlstandsniveau

(Wendepunkt) geht wirtschaftliche Entwicklung jedoch mit Umweltschutz einher (Roller 2005: 170-171; Wurster 2013: 83-84).

Das empirische Bild ist gemischt, da Zusammenhänge stark von den verwendeten Indikatoren abhängen (Shafik 1994:764). So konstatiert Scruggs (2003: 8):

„For some environmental Indicators, such as the quality of drinking water, quality improves in line with rising income. Other Indicators, such as carbon dioxide emissions, deteriorate as national income increases. Still others do indeed follow the U-shaped pattern suggested by the Kuznets curve.”

Die Zusammenführung dieser Indikatoren zu Indizes (Kapitel 6.1.4) verkompliziert die Dinge zusätzlich. Dementsprechend unterschiedlich sind folglich auch die empirischen Anhaltspunkte. Es lassen sich allerdings verstärkt empirische Hinweise für das Vorliegen einer ökologischen Kuznets-Kurve finden ein zweiter Wendepunkt auftritt (Scruggs 2003: 8), da sehr hoher Wohlstand trotz der durch die „prosperity cleaning-up hypothesis“ beschriebenen Vorteile mit erhöhtem Konsum sowie Produktion und somit erhöhten Umweltbelastungen einhergeht (Konsumgesellschaft). Jahn (2016: 330) nennt diese Entwicklung „wipe-out effects“, die er am Beispiel von Autos erläutert, welche heute zwar weniger umweltbelastend sind, deren erhöhte Nutzung aber noch immer zu erhöhten Emissionen führen. Dies wäre ein N-förmiger Zusammenhang, der durch eine kubische Funktion beschrieben werden kann. Die Bedeutung eines solchen Zusammenhangs wäre weitreichend, so merkt Jahn (2016: 331) an: “Most recommendations for how to overcome the ecological crisis stem from the belief that economic and environmental interests are compatible”. Bei einem N-förmigen Zusammenhang ist dies jedoch klar nicht der Fall, da umweltpolitische Probleme in hochentwickelten, „high consumption societies“ (Jahn 2016: 331) wieder ansteigen, weshalb Scruggs (2003: 9) diese Länder auch als überentwickelt bezeichnet.

“This means that the achievements made in the past get lost in the most recent decade(s). This finding implies that the hope of a development according to the environmental Kuznets’ Curve that has inspired EMT [ecological modernization theory] and many policy suggestions may have been overly optimistic” (Jahn 2016: 330).

Da die wirtschaftliche Entwicklung, gemessen als GDP pro Kopf (PPP), eine der wesentlichen Kontrollvariablen dieser Untersuchung darstellt, muss zunächst überprüft werden, welcher der Zusammenhänge in Bezug auf die ökologische Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit vorliegt, um gegebenenfalls die entsprechende Transformation in die multivariaten Modelle einfließen lassen zu können. Die bivariaten Korrelationen lassen bereits vermuten, dass der Zusammenhang in Bezug auf die beiden ökologischen

Performanzindizes unterschiedlich aussieht. Während der Zusammenhang zwischen GDP und dem Performanzindex starker Nachhaltigkeit leicht negativ ausfällt ( $r=-0,28$ ), ist die Korrelation zwischen GDP und (Faktor-)Index schwacher Nachhaltigkeit positiv ( $r=0,67$ ). Da die Korrelationen jedoch lediglich die Richtung beschreiben, aber noch nichts über die Form des Zusammenhangs aussagen, wird unter Berücksichtigung der in Kapitel 6.4 spezifizierten Modellierungen die ökologische Performanz auf das GDP regressiert, wobei zunächst der lineare Zusammenhang getestet wird und aufbauend Schätzungen mit quadriertem sowie kubischem Term durchgeführt werden<sup>45</sup>.

Für den Performanzindex starker Nachhaltigkeit erhöht sich dabei durch Inklusion der GDP(-Transformationen) das Gütemaß AIC jeweils deutlich, sodass davon ausgegangen werden muss, dass die kubische Transformation den real existierenden Zusammenhang am besten beschreibt. Da der Regressionskoeffizient des kubischen Terms jedoch ein negatives Vorzeichen aufweist, handelt es sich nicht um einen N-förmigen Zusammenhang wie oben beschrieben, sondern um einen umgedrehten Zusammenhang. Demnach würden vergleichsweise arme und vergleichsweise reiche Staaten eine bessere Performanz (im Bereich starker Nachhaltigkeit) aufweisen, was einer umgedrehten Kuznets-Kurve entspricht. Da Signifikanzen dieser Terme (Interaktionsterme) nicht mehr interpretiert werden können (Brambor et al. 2006: 74-76), werden die Zusammenhänge in Abbildung 12 graphisch dargestellt. In Bezug auf den Index für starke Nachhaltigkeit kann kein signifikanter Effekt des GDP festgestellt werden. Zwar deutet sich in der Tendenz eine umgedrehte N-förmige Verteilung an, die Konfidenzintervalle sind jedoch so groß, dass von einem signifikanten Einfluss nicht gesprochen werden kann<sup>46</sup>. Aufgrund des steigenden Gütemaßes, muss jedoch trotzdem davon ausgegangen werden, dass eine (umgedrehte) N-Form den Zusammenhang zwischen GDP und ökologischer Performanz starker Nachhaltigkeit am besten beschreibt.

Ein anderes Bild ergibt sich mit Blick auf beide Performanzindizes schwacher Nachhaltigkeit. Während die Inklusion des quadratischen Terms die Gütemaße der Regression noch deutlich erhöhen, verschlechtern sich sowohl AIC als auch BIC durch die Inklusion des kubischen Terms. Aus diesem Grund wird angenommen, dass der quadratische Term den Zusammenhang zwischen GDP und ökologischer Performanz schwacher Nachhaltigkeit am besten beschreibt. Da das Vorzeichen des Koeffizienten jedoch negativ

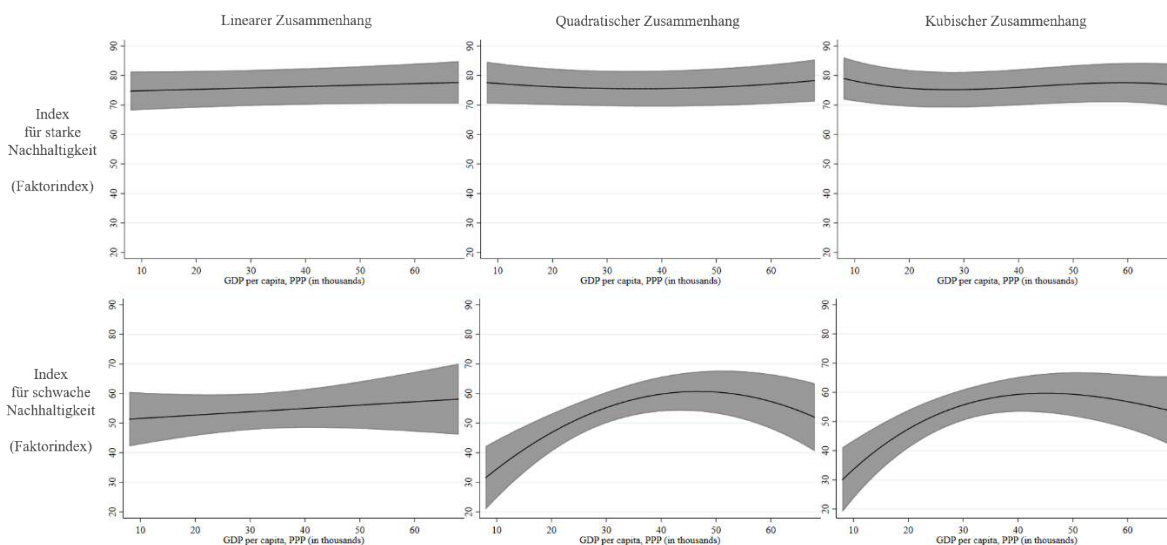
---

<sup>45</sup> Die Modelle sind in Appendix J im Anhang einsehbar.

<sup>46</sup> Durch einen Scatterplot lassen sich Australien, USA und Kanada als bivariate Ausreißer identifizieren, da die ökologische Performanz (der starken Nachhaltigkeitsdimension) dieser Staaten besonders schlecht ausfällt. Durch Ausschluss dieser Fälle wird die Schätzung zwar genauer (kleiner Konfidenzintervalle), es ergibt sich jedoch keine wesentliche Änderung des Zusammenhangs mit dem GDP, wie Appendix K zeigt.

ist, hätten Länder mit geringerem sowie sehr hohem GDP eine schlechtere schwache ökologische Performanz als Länder mit einem durchschnittlichen GDP. Dieses Ergebnis beschreibt folglich genau das Gegenteil von dem, was die ökologische Kuznets-Kurve postuliert. Die Vorhersage des Effekts in der unteren mittleren Grafik in Abbildung 12 verdeutlicht jedoch, dass in erster Linie ein signifikanter Unterschied zwischen Ländern mit geringem und Ländern mit mittlerem GDP besteht. Aufgrund der Größe des Konfidenzintervalls und absinkender Performanz kann hingegen nicht davon ausgegangen werden, dass signifikante Unterschiede zu extrem reichen Staaten bestehen<sup>47</sup>.

**Abbildung 12:** Wirtschaftliches Leistungsniveau und ökologische Performanz



**Anmerkung:** Vorhersage des Effekts von wirtschaftlichem Leistungsniveau auf ökologische Performanz mit 95% Konfidenzintervall. Berechnungen ohne die Berücksichtigung von Kontrollvariablen sowie basierend auf der in Kapitel 6.4 spezifizierten *Random-Intercept* Modellierung mit Jahres FE und AR1-Fehlerterm und Zeitverzögerung der abhängigen Variable um ein Jahr.

Diese Ergebnisse sind nicht unplausibel, sofern der wesentliche Unterschied der starken und schwachen Nachhaltigkeitskonzeption bedacht wird. Starke Indikatoren verdeutlichen Konsummuster, welche durch das Wirtschaftsniveau (ganz im Gegensatz zum Wachstum) wie hier aufgezeigt wird, nur unwesentlich beeinflusst werden. Wie in Kapitel 2.2 verdeutlicht wurde, kann ökologische Performanz der starken Nachhaltigkeit in erster Linie durch gesamtgesellschaftliches Umdenken und Konsumverzicht verbessert werden. Wirtschaftlicher Wohlstand führt theoretisch eher zu erhöhtem Konsum, was in der Vorhersage zwar angedeutet wird, aber keine signifikante Erklärungskraft besitzt (kubischer Zusammenhang). Möglicherweise wird solch ein Effekt durch andere Entwicklungen

<sup>47</sup> In Bezug auf den schwachen Performanzindex, der alle Indikatoren einschließt, zeigen sich ähnliche Zusammenhänge, die jedoch auf Basis der graphischen Interpretation als durchweg insignifikant klassifiziert werden müssen (Appendix K).

überdeckt (stärkere Forderung nach Umweltschutz, weniger Verschmutzung durch Dienstleistungsgesellschaft). Schwache Nachhaltigkeitsindikatoren stehen hingegen für Effizienzsteigerungen, die durch das Wirtschaftsniveau durchaus beeinflusst werden, da technologische und monetäre Ressourcen in Bereichen schwacher Nachhaltigkeit eingesetzt werden können, wo sie im Idealfall kurzfristig zu Verbesserungen ökologischer Performanz führen.

Für die multivariaten Modelle zur Erklärung ökologischer Performanz durch demokratische Strukturen soll folglich nicht ein linearer Term des GDP getestet werden, sondern je nach Nachhaltigkeitskonzeption der quadratische (schwach) beziehungsweise der kubische Term (stark). So werden alle multivariaten Modelle zur Erklärung ökologischer Performanz starker Nachhaltigkeit mit kubischen Term des GDP gerechnet, während zur Erklärung der Performanz schwacher Nachhaltigkeit der quadratische Term als erklärende Variable herangezogen wird<sup>48</sup>.

Hinzukommend wird für das Wirtschaftswachstum kontrolliert, da durch dieses kurzfristige finanzielle Mittel bereitgestellt werden, die als Investitionen in bestimmten Umweltbereichen eingesetzt werden können. Dies würde eher Indikatoren der schwachen Nachhaltigkeit betreffen, da hier durch gezielte Investitionen zeitnahe Effizienzsteigerungen erzielt werden können. Zugleich erhöht Wirtschaftswachstum den Konsum, sodass zum einen ein negativer Effekt mit Indikatoren starker Nachhaltigkeit anzunehmen ist und, welche zum anderen aber durch Investitionseffekte aufgehoben werden können.

#### *Internationale und sonstige Faktoren*

Internationale Faktoren, die die ökologische Performanz, sowohl in ihrer starken als auch schwachen Form beeinflussen, sind in erster Linie Faktoren der Globalisierung. Der Globalisierungsgrad eines Landes wird durch die Offenheit der Marktwirtschaft gemessen. Für diesen Indikator können zwei konkurrierende Hypothesen aufgestellt werden (Jahn 2016: 21, Wurster 2013: 84). Zum einen könnten „policy diffusion and convergence“ zu höheren Umweltstandards führen, zum anderen könnte ein erhöhter Wettbewerb mit Deregulierungen einhergehen<sup>49</sup>. Das hier verwendete Maß für die Offenheit der Marktwirtschaft ist der Anteil aller summierten Importe und Exporte am GDP.

---

<sup>48</sup> Da es sich dabei dem kubischen Term um einen dreifachen Interaktionsterm handelt, ist der quadratische Term sowie der lineare Term ebenfalls in den Modellen enthalten (Brambor et al. 2006: 66). Ebenso beinhalten Modelle zur Erklärung schwacher Nachhaltigkeit sowohl den quadratischen Term, als auch den linearen Term als erklärende Variable. Eine Beschreibung in Bezug auf die ökologische Kuznets-Kurve findet sich bei Jahn (2016: 161-162).

<sup>49</sup> Jahn (2016: 332) findet Hinweise auf die Verschlechterung ökologischer Performanz durch die Offenheit der Marktwirtschaft.

Aufgrund der Berücksichtigung osteuropäischer Staaten, wird zusätzlich für postkommunistische Gesellschaftsstrukturen kontrolliert. Diese postkommunistischen Gesellschaftsstrukturen spielen insbesondere auf Unterschiede in Lebensbedingungen sowie des Sozialisationshintergrunds an. Da die wirtschaftliche Entwicklung jedoch bereits gesondert getestet wird, stehen hier gesellschaftspolitische Unterschiede im Vordergrund, die durch eine kommunistische Sozialisation verursacht wurden; es handelt sich hierbei primär um Unterschiede von Werten und Einstellungen, „die einer Sozialisation in einer sozialistischen Gesellschaftsordnung mit diktatorischen Organisationsmustern und kollektivistischen Grundprinzipien geschuldet sind“ (Rippl 2004: 77) und somit eine geringe Auseinandersetzung mit Umweltproblemen in postkommunistischen Ländern erklären können. Hinzu kommt, dass der Bevölkerung öffentliche Informationen bezüglich Umweltthemen und -problemen erst seit den 1990er Jahren zugänglich sind, sodass diese Länder im Vergleich zu anderen Ländern eine kürzere Tradition in Sachen Umweltpolitik aufweisen (Rippl 2004: 8-9).

Eine Übersicht über Quelle, Codierung und Verteilung aller verwendeten erklärenden Variablen bietet Tabelle 4. Dabei bleibt fraglich, ob mit dieser Auswahl alle relevanten Faktoren für die Erklärung ökologischer Performanz berücksichtigt werden. So könnte beispielsweise argumentiert werden, dass Ölpreise oder die Abhängigkeit von fossilen Energieträgern massiven Einfluss auf Emissionen haben. Da hier jedoch die allgemeine ökologische Performanz im Mittelpunkt steht und nicht die Performanz in einzelnen Umweltfeldern, wurden solche bereichsspezifischen Faktoren nicht.

**Tabelle 4:** Erklärende Variablen im Überblick

	Variable	Beschreibung	Quelle	Änderung im Vergleich zur Ursprungsvariable	Skalenniveau	Codierung	Verteilung
Demokratische Strukturen	dimension1	Exekutive-Parteien Dimension	CPDS	Eigene Berechnung	metrisch	min -2,33 max 2,20	Arith. Mittel = 0 Std.Abw. = 0,98
	dimension2	Föderalismus-Unitarismus Dimension	CPDS	Eigene Berechnung, Ersatz fehlender Werte	metrisch	min -2,12 max 2,46	Arith. Mittel = 0 Std.Abw. = 0,98
Politische Akteure	gov_party	Regierungsparteien	CPDS		ordinal	1 hegemony of right-wing (and centre) parties 2 dominance of right-wing (and centre) parties 3 balance of power between left and right 4 dominance of social-democratic and other left parties 5 hegemony of social-democratic and other left parties	1 173 (37,37%) 2 96 (20,73%) 3 72 (15,55%) 4 55 (11,88%) 5 67 (14,47%)
Wirtschaftliche Faktoren	gdp	Wirtschaftsleistung	Weltbank GDP per capita, PPP (current international \$) NY.GDP.PCAP.PP.CD	Transformation= Variable/1000	metrisch	min 8,09 max 68,58	Arith. Mittel = 32,45 Std.Abw. = 11,29
	gdp_growth	Wirtschaftswachstum	Weltbank GDP growth (annual %) NY.GDP.MKTP.KD.ZG	Mittelwertzentrierung (urspr. arith. Mittel = 2,17)	metrisch	min -16,99 max 23,39	Arith. Mittel = 0 Std.Abw. = 3,41
Gesellschaftsstruktur	age65	Altersstruktur	Weltbank Population ages 65 and above (% of total) SP.POP.65UP.TO.ZS	Mittelwertzentrierung (urspr. arith. Mittel = 16,14)	metrisch	min -5,58 max 9,88	Arith. Mittel = 0 Std.Abw. = 2,59
	popdensity	Bevölkerungsdichte	Weltbank Population density (people per sq. km of land area) EN.POP.DNST	Mittelwertzentrierung (urspr. arith. Mittel = 123,54)	metrisch	min -121,05 max 379,27	Arith. Mittel = 0 Std.Abw. = 116,07
Internationale Faktoren	trade	Offenheit der Marktwirtschaft	Weltbank Trade = sum of exports and imports of goods and service (% of GDP) NE.TRD.GNFS.ZS	Mittelwertzentrierung (urspr. arith. Mittel = 90,50)	metrisch	min -70,70 max 125,69	Arith. Mittel = 0 Std.Abw. = 41,56
	postcom	Postkommunismus	-	-	nominal	0 Kein Postkommunismus 1 Postkommunismus	0 336 (72,41%) 1 128 (27,59%)

**Anmerkung:** Für Italien 2012 liegt kein Wert für die Zusammensetzung der Regierung vor (partieloses Kabinett Monti). In multivariaten Modellschätzungen entfällt diese Beobachtung folglich.

## 6.4 Analyseverfahren: Repeated measures design

Aggregatdaten, definiert als „numerische Abbildungen von makro-gesellschaftlichen Prozessen“, werden insbesondere in der vergleichenden Politikforschung angewendet, um Aussagen nicht über länderspezifische, sondern allgemeine Zusammenhangsmuster machen zu können (Lauth et al. 2015: 83-85). Bei der Anwendung von Aggregatdaten sind zunächst jedoch grundsätzliche Einschränkungen in Bezug auf die Interpretation der Ergebnisse zu beachten. So merkt Jahn (2009: 148) an, dass zum einen immer die Möglichkeit eines ökologischen Fehlschlusses besteht und zum anderen „durch statistische Zusammenhänge keine kausalen Mechanismen erfasst werden“, sondern diese nur durch Theorien interpretiert werden können.

Ein generelles Problem von quantitativer Aggregatdatenanalyse sind geringe Fallzahlen, welche die Anzahl unabhängiger Variablen durch sinkende Freiheitsgrade stark einschränken (Jahn 2009: 156). Um geringen Fallzahlen entgegenzuwirken, können Länder über Jahre hinweg gepoolt werden (Plümper et al. 2005: 328), sodass Länderjahre die Fallzahl bilden. Aufgrund der steigenden Verfügbarkeit von Zeitreihendaten hat sich dieses Vorgehen zu einem der am häufigsten genutzten Verfahren der Aggregatdatenanalyse entwickelt (Lauth et al. 2015: 115, Schmitt 2015: 410, Plümper et al. 2005: 328-329). Damit geht allerdings die Annahme einher, dass „jede zeitlich variable Analyseeinheit (Beobachtung) eines ursprünglichen Falls [...] als eigenständiger Fall verwendet werden kann“ (Lauth et al. 2015: 114). Diese Annahme ist allerdings problematisch, da Beobachtungen zu mehreren Zeitpunkten höchstwahrscheinlich nicht unabhängig voneinander sind. Da dies eine Grundbedingung der Regressionsanalyse verletzt, kann eine Verzerrung sowohl von Regressionskoeffizienten als auch Standardfehlern die Folge sein (Babones 2019: 164; Lauth et al. 2015: 115),<sup>50</sup> was die Anwendung spezieller Analyseverfahren erfordert (Jahn 2009: 156).

Babones (2019) bezeichnet diese Analyseverfahren als „repeated measure designs“. Dabei sind abhängig von Länder- und Jahresanzahl verschiedene Forschungsdesigns zu unterscheiden (Babones 2019: 163): Übersteigt die Anzahl der beobachteten Jahre die Länderanzahl ( $T > N$ ), werden *time-series cross-section designs*<sup>51</sup> verwendet. Ist hingegen die Anzahl der beobachteten Jahre hingegen gering und die Länderanzahl hoch ( $N > T$ ), werden Mehrebenenendesigns verwendet. Da letzteres in Bezug auf die hier verwendeten Daten der

---

<sup>50</sup> Schmitt (2015: 413) beziffert das Ausmaß von Fehleinschätzungen auf bis zu 600 Prozent.

<sup>51</sup> Der „de facto Beck-Katz-standard“ (Plümper et al. 2005: 327) von Katz und Beck (1995) ist der einflussreichste Ansatz in diesem Bereich.

Fall ist, soll die Forschungsfrage mit Hilfe eines Mehrebenenendesigns beantwortet werden. Darüber hinaus hängt die Modellspezifizierung – abgesehen von der Forschungsfrage – im Wesentlichen von der Fehlertermstruktur ab (Schmitt 2015: 416).

Die Gauss-Markov-Annahmen für OLS-Schätzungen stellen gewisse Anforderungen an die Struktur der Fehlerterme, um effiziente und erwartungstreue Schätzer gewährleisten zu können (Schmitt 2015: 412-413). Es handelt sich um vier Annahmen: der Erwartungswert der Residuen ist Null, es herrscht strikte Exogenität, Fehlerterme sind nicht heteroskedastisch und nicht autokorreliert (Wenzelburger et al. 2014: 27). Die Verletzung dieser Annahmen durch die Verwendung von über Länder und Jahre gepoolte Daten betrifft drei der vier Annahmen. Erstens können nicht kontrollierbare und damit unbeobachtete Unterschiede (Heterogenität der Einheiten) sowohl die abhängige Variable als auch unabhängige Variablen beeinflussen (Schmitt 2015: 413), wodurch die Annahme der strikten Exogenität verletzt wird. Diese Unterschiede können sowohl zwischen Ländern (*country unit heterogeneity*) als auch zwischen Jahren (*unit heterogeneity among years*) auftreten, wobei im ersten Fall die Residuen aller Beobachtungen innerhalb eines Landes zusammenhängen und im zweiten Fall eine Clusterung der Residuen nach Jahren vorliegt (Babones 2019: 165). Die zweite potenzielle Verletzung betrifft die Annahme der Autokorrelation, wobei zwischen zeitlicher und räumlicher Autokorrelation unterschieden werden kann (Babones 2019: 165, 167): Bei zeitlicher Autokorrelation (*dynamic dependence over time*) hängen in einem Land die Fehler der Beobachtung des einen Jahres mit Fehlern der Beobachtung des Folgejahres zusammen. Räumliche Autokorrelation (*dynamic dependence among countries*) wird hingegen durch zusammenhängende Fehler benachbarter Länder in einem Jahr verursacht. Als drittes kann auch die Annahme der Homoskedastizität durch die gleichzeitige Betrachtung von Querschnitt- und Längsschnittdaten verletzt werden, da die Fehlervarianz von Beobachtungen verschiedener Länder oder/und Jahre variieren kann (Babones 2019: 165): „This is in addition to the heteroskedasticity that might exist, say, between rich and poor countries“. Im Gegensatz zu den anderen Verletzungen beschränkt sich die Verzerrung bei der Parameterschätzung auf die Standardfehler.

Wie Tabelle 5 zeigt, ist die Wahl geeigneter Analyseverfahren abhängig von der angenommenen Fehlerstruktur: Die Heterogenität der Einheiten kann über *fixed effects* für Länder (Länder-FE) beziehungsweise Jahre (Jahres-FE) kontrolliert werden (Babones 2019: 166-167). Zeitliche Autokorrelation kann durch die Inklusion einer *lagged dependent variable* als unabhängige Variable kontrolliert oder durch die explizite

Modellierung autoregressiver Fehlerterme korrigiert werden (Babones 2011: 168-169). Die Berechnung von *panel corrected standard errors* (PCSE), welche von Katz und Beck (1995) vorgeschlagen wird, korrigiert die Schätzung zwar um räumliche Autokorrelation und Heteroskedastizität, stellt jedoch eine weniger effiziente Schätzung für Daten mit wenigen Jahresbeobachtungen dar (Babones 2019: 170): „In practice, PCSE adjustments are usually made only in TSCS settings in which  $T > N$  and are rarely used in MLM [multilevel modelling] settings in which  $N > T$ .“ Da für die hier vorliegenden Daten jedoch davon ausgegangen werden kann, dass homoskedastische Fehlerterme vorliegen<sup>52</sup>, kann die Problematik der PCSE vernachlässigt werden. Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass in Bezug auf die Erklärung ökologischer Performanz keine räumliche Autokorrelation vorliegt.<sup>53</sup> Zugleich ist jedoch davon auszugehen, dass Schätzungen auf Basis der hier vorliegenden Daten um Heterogenität der Einheiten (zeitlich und räumlich) sowie um zeitliche Autokorrelation korrigieren sollten.

**Tabelle 5:** Systematik in Fehlertermen und geeignete Analyseverfahren

<i>Sphericity violation</i>	<i>Dependence structure</i>	<i>Associated tools</i>
Mean dependence	Unit heterogeneity across time units	Multilevel modeling with fixed effects for time
	Unit heterogeneity across countries	Multilevel modeling with fixed effects for country
	Dynamic dependence for adjacent time units	AR(1) error terms and/or lagged dependent vars.
	Dynamic dependence for adjacent countries	Panel corrected standard errors (PCSE)
Variance dependence (heteroskedasticity)	Differences in variance across time units	Generally not corrected—assumed not to exist
	Differences in variance across countries	Panel corrected standard errors (PCSE)

**Quelle:** Babones (2019: 165).

Die Anwendung der entsprechenden Instrumente kann jedoch Auswirkungen auf die Interpretation der Ergebnisse und damit auf die Fragestellung haben, sodass zuvor geklärt werden muss, welche Varianz analysiert werden soll (Wenzelburger et al. 2014: 123): Veränderungen über die Zeit oder Nivauunterschiede der Länder. Wie in Kapitel 6.1.1 bereits diskutiert wurde, liegt der Fokus dieser Untersuchung auf der Analyse von

<sup>52</sup> Die Nullhypothese, dass homoskedastische Fehlerterme vorliegen, konnte in keinem Fall verworfen werden (10 Prozent Niveau). Getestet wurden alle bivariaten sowie Gesamtmodelle für die Faktorenindizes starker und schwacher Nachhaltigkeit sowie dem Gesamtindex schwacher Nachhaltigkeit.

<sup>53</sup> Es konnte keine Argumentation gefunden werden, weshalb Fehlerterme in Modellen zur Erklärung ökologischer Performanz eines Staates mit denen eines Nachbarstaates zusammenhängen sollte. Räumliche Autokorrelation könnte höchstens durch geographische Vor- oder Nachteile entstehen, die jedoch nicht durch räumliche Nähe erklärt werden können. Für diese geographischen Unterschiede schlägt Jahn (2016: 8-9) „country-specific Indizes“ vor.

Niveaunterschieden, da es um die Frage geht, ob konsensuelle demokratische Strukturen eine bessere Leistungsperformanz aufweisen.

Für die hier vorliegende Fragestellung ist die Aufnahme von Länder-FE in das Mehrebenenendesign folglich nicht zielführend, da diese eine Veränderung der Fragestellung bewirken: Aufgrund der Kontrolle sämtlicher Länderunterschiede beschränkt sich die zu erklärende Varianz auf Unterschiede über die Zeit (Schmitt 2015: 417), da die abhängige Variable nur noch die „Abweichung [...] von den länderspezifischen Mittelwerten“ darstellt (Wenzelburger et al. 2014: 128). Aus diesem Grund argumentieren Kittel und Obinger (2002: 21):

„This argument throws out the baby with the bath water because one of the main interests of political scientists in this kind of quantitative analysis is whether institutional variables are able to capture cross-sectional variation to an extent which makes the inclusion of country dummies unnecessary“.

Ebenso fassen es Pümpfer et al. (2015: 334) zusammen: „To sum up, if the theory says something about level effects [...], a fixed effects specification is not the model at hand. If theory predicts level effects, one should not include unit dummies.“ Hingegen ist die Berücksichtigung von Jahres-FE für die Zwecke dieser Untersuchung als notwendig betrachtet. Neben dem Vorteil, dass systematische Fehlerterme aufgrund von *unit heterogeneity among years* ausgeschlossen werden kann, wird einem Effekt nicht-stationärer Daten vorgebeugt (Jahn 2016: 158), bei welchem durch Trenddaten „ein (Schein) Zusammenhang ermittelt wird, der eigentlich nicht vorliegt“ (Schmitt 2015: 413).

Für die Kontrolle zeitlicher Autokorrelation kann eine *lagged dependent variable* (LDV) als unabhängige Variable in die Modellschätzung aufgenommen werden, sodass die Varianz der abhängigen Variable durch die Varianz derselben im Vorjahr erklärt wird. Die Verwendung von LDVs ist jedoch nicht unumstritten und wird aus zwei Gründen abgelehnt (Wenzelburger et al. 2014: 134): Wenn der Autokorrelationskoeffizient *rho* hoch ist, verändert sich erstens die Interpretation der Ergebnisse, da die Regressionskoeffizienten den Effekt des Niveaus der unabhängigen Variablen auf die Veränderung der abhängigen Variable wiedergibt, was mit der Fragestellung konform sein muss und es in diesem Fall nicht ist. Zweitens wird in diesem Fall ein Großteil der Varianz durch die LDV erklärt, sodass die Effekte anderer unabhängiger Variablen instabil werden. Aus diesem Grund wird eine Modellierung von AR1-Fehlertermen (Pümpfer et al. 2005: 352) bevorzugt, die die autoregressive Datenstruktur explizit modellieren statt wegsteuern (Babones 2019: 168-169). Für Forschungsfragen, die sich auf die Erklärung von Varianz zwischen den

Ländern beziehen, kann dieses Verfahren als angemessen angesehen werden (Plümper et al. 2005: 343).

Auf Basis dieser Argumentation wird die Spezifikation des Mehrebenenmodells durch Jahres-FE und Modellierung von AR1-Fehlertermen ergänzt. Da zugleich eine Spezifizierung länderspezifischer Unterschiede über Länder-FE nicht in Frage kommt, werden diese über eine *random-effect* Modellierung (RE) explizit berechnet. Der Unterschied von RE und FE-Modellen liegt im Wesentlichen in der Exogenitätsannahme. Während FE-Modelle die länderspezifische Heterogenität absorbieren und damit die Gauss-Markov Annahme strikter Exogenität erfüllen, muss für RE-Modelle die Annahme getroffen werden, dass Fehlerterme nicht mit den unabhängigen Variablen korrelieren (Wenzelburger et al. 2014: 126; Schmitt 2015: 415). Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass diese Annahme im Bereich der Aggregatdatenanalyse generell (Babones 2019: 179, Schmitt 2015: 415), aber auch insbesondere in Bezug auf die vergleichende Politikforschung (Wenzelburger et al. 2014: 126) oftmals nicht erfüllt ist. Ohne empirische Bestätigung für das Vorliegen strikter Exogenität, ist die Möglichkeit gegeben, dass Schätzer verzerrt und ineffizient sind, weshalb FE-Modelle bevorzugt werden sollten, sofern die Fragestellung dies zulässt (Babones 2019: 180). Mit Hilfe des Hausman-Tests kann die Nullhypothese, dass keine „Korrelation des [länderspezifischen] Fehlers mit den weiteren Prädiktoren von Y besteht“ (Wenzelburger et al. 2014: 126), nicht verworfen werden, sodass davon ausgegangen werden kann, dass in diesem Fall die Exogenitätsannahme erfüllt ist<sup>54</sup>.

Grundsätzlich ergänzt eine RE-Modellierung die Gleichung einer linearen Regression um einen länderspezifischen Fehler  $u_j$ , der sich zusammen mit dem zufälligen Fehler  $v_{ij}$  aus dem ursprünglichen Fehlerterm  $e_{ij}$  ergibt (Wenzelburger et al. 2016: 103, 125):  $y_{ij} = b_0 + b_1x_{ij} + u_j + v_{ij}$ , wobei  $i$  für die in Länder  $j$  geclusterten Jahre stehen. Zusammen mit dem Achsenabschnitt  $b_0$  bildet die länderspezifische Variable  $u_j$  den länderspezifischen Achsenabschnitt (*random intercept model*), wie in der linken Grafik in Abbildung 12 dargestellt wird.

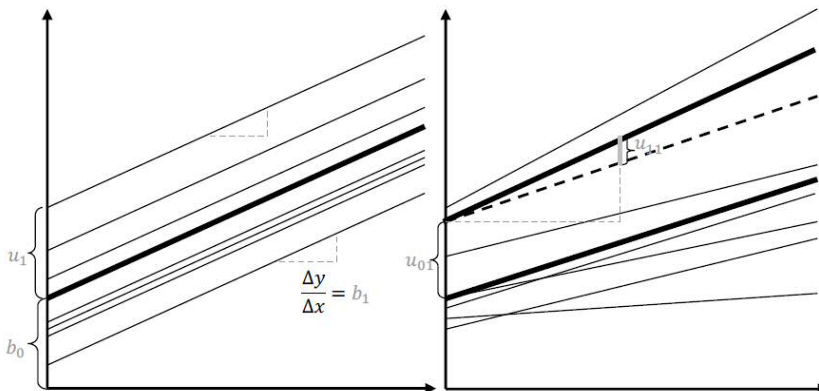
Des Weiteren stellt sich die Frage, ob eine Steigung, zusätzlich zu den länderspezifischen Niveaus, in den einzelnen Ländern unterschiedlich sein kann (*random slope model*), wie in

---

<sup>54</sup> Ergebnisse in Appendix L. Für die Modelle, die den Index für schwache Nachhaltigkeit durch die Exekutive-Parteien Dimension erklären, musste die Nullhypothese allerdings verworfen werden. Da FE-Modelle wie beschrieben aufgrund der hiesigen Fragestellung auch keine Lösung darstellen, wird trotzdem ein RE-Modell gerechnet, was aufgrund der Möglichkeit ineffizienter Schätzer jedoch bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden muss.

der rechten Grafik in Abbildung 13 dargestellt wird (Wenzelburger et al. 2014: 106-107). Theoretisch gibt es jedoch keinen Grund davon auszugehen, dass sich politische Institutionen in unterschiedlichen Ländern unterschiedlich stark auf politische Performanz auswirken. Die Ergebnisse eines Likelihood-Ratio-Tests bestätigt diese Vermutung, da die Nullhypothese, dass der Verzicht auf die Modellierung von *random slopes* eine signifikante Verschlechterung des Modells verursacht, in allen Fällen verworfen werden muss.

**Abbildung 13:** *Random-Intercept-Modell* und *Random-Slope-Modell* im Vergleich



**Quelle:** Wenzelburger et al. 2014: 106

Folglich wird zur Beantwortung der Fragestellung ein *Random-Intercept* Modell mit Jahres FE und AR1-Fehlerterm berechnet. Die abhängigen Variablen werden zudem mit einer Zeitverzögerung von einem Jahr versehen, da davon ausgegangen werden muss, dass institutionellen Arrangements politische Performanz nicht unmittelbar, sondern zeitverzögert beeinflussen. Obwohl die Annahme einer Zeitverzögerung von einem Jahr auch kritisiert werden kann,<sup>55</sup> stellt sie ein Standardverfahren der vergleichenden Politikwissenschaft dar und wird aus diesem Grund in dieser Analyse verwendet.

Insgesamt muss festgehalten werden, dass es für die Schätzung von Niveauunterschieden zwischen Ländern keine ideale statistische Methode gibt. Alternative Lösungen bieten Plümper und Troeger (2007), Allison (2009) sowie Andreß et al. (2013), welche aber ihrerseits ebenfalls kritisiert werden können. Auch die *Between-Option* von Panelanalysen bietet keine zufriedenstellende Lösung, da dieser „nichts anderes als eine Querschnittsregression der gemittelten Jahresbeobachtungen der Länder (bei drastisch reduziertem N [...])“ durchführt (Wenzelbuger et al. 2014: 130). Aufgrund der dargelegten

<sup>55</sup> Aufgrund der Frage „Why should the effect [of institutions] have exactly the same time lag in all countries and all years?“ (Jahn 2016: xv) empfiehlt Jahn (2016: 38-41) eine Methode für länderoptimierte time-lags. Für ein solches Vorgehen sprechen sich auch Plümper et al. (2014: 343-344) aus, welche die Notwendigkeit einer Optimierung insbesondere in Bezug auf Effekte von politischen Institutionen sehen.

Problematik von RE-Modellen (Annahme strikter Exogenität), empfiehlt Barbones (2019: 180) jedoch genau das: eine Analyse von Mittelwerten führt zwar zu einem Verlust von Varianz über die Zeit, liefert möglicherweise aber auch robustere Ergebnisse. Aus diesem Grund wird zusätzlich ein Mittelwertmodell berechnet<sup>56</sup>, um die Robustheit der Ergebnisse des RE-Modells einschätzen zu können.

## **7 Empirische Ergebnisse**

Zunächst wird kurz auf den bivariaten Zusammenhang zwischen institutionellen Strukturen und ökologischer Performanz eingegangen (Kapitel 8.1), bevor die multivariate Analyse diesen Zusammenhang isoliert betrachtet, indem Kontrollvariablen berücksichtigt werden (Kapitel 8.2).

### **7.1 Bivariate Ergebnisse**

Einen ersten Eindruck über den bivariaten Zusammenhang zwischen institutionellen Strukturen und ökologischer Performanz ermöglichen die Scatterplots in Abbildung 14, auf Basis derer sich kein starker Zusammenhang feststellen lässt. Die ökologische Performanz starker Nachhaltigkeit korreliert leicht positiv mit der Exekutive-Parteien Dimension. Ebenso liegt eine leicht positive Korrelation zwischen Performanz schwacher Nachhaltigkeit und Föderalismus-Unitarismus Dimension vor. In diesen Fällen würden konsensuelle Strukturen folglich mit einer erhöhten Performanz einhergehen. In den anderen beiden Fällen liegt die Korrelation nahe Null, was auch durch die Verteilung der entsprechenden Grafiken erkennbar ist.

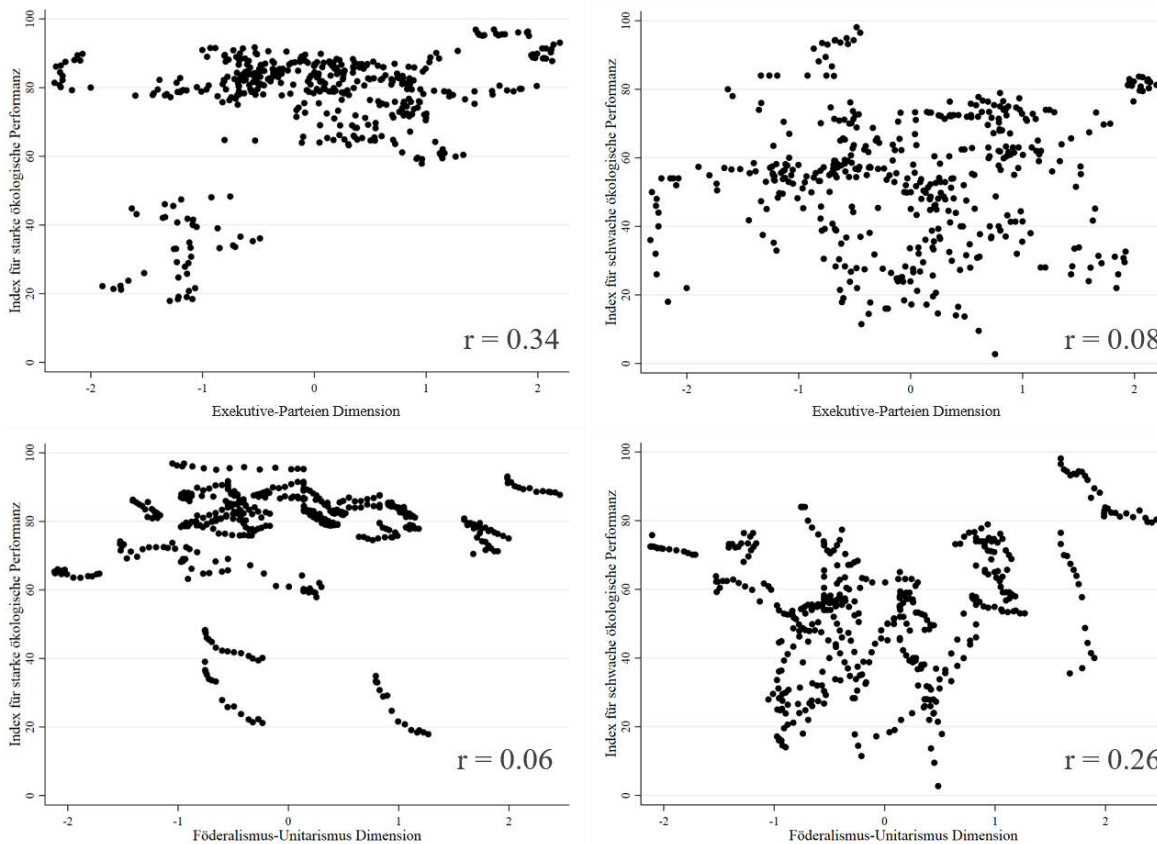
Bezüglich der Performanz starker Nachhaltigkeit lassen sich jedoch einige auffällige Beobachtungen identifizieren, welche durch die Länder USA, Kanada und Australien verursacht werden. Dabei stellt sich die Frage, ob es sich bei diesen Fällen um extreme Fälle handelt, die die Regressionsergebnisse verzerren könnten (Lauth et al. 2015: 98). Unter Ausschluss dieser Länder würde sich der Korrelationskoeffizient des Performanzindizes starker Nachhaltigkeit und Exekutive-Parteien Dimension beispielsweise sogar sein Vorzeichen wechseln (von 0,34 auf -0,04). Aus diesem Grund sollten multivariate Extremwerte identifiziert und gegebenenfalls ausgeschlossen werden. Unter Berücksichtigung der in Kapitel 6.3 vorgestellten Kontrollvariablen kann das Vorliegen

---

<sup>56</sup> Da für jedes Land der Mittelwert über die Jahre 2000 bis 2015 verwendet wird, ergibt sich eine Fallzahl von 29.

multivariater Extremwerte jedoch ausgeschlossen werden (Weber 2010), sodass alle Länderjahre in der Analyse berücksichtigt werden können.

**Abbildung 14:** Institutionelle Strukturen und ökologische Performanz (bivariat)



**Anmerkung:** Dargestellt sind die Zusammenhänge zwischen institutionellen Strukturen und den Faktorindizes ökologischer Performanz. Eine grobe Zuordnung der Datenpunkte zu Ländern ermöglicht Appendix M, welcher die durchschnittlichen Werte der Länder über die Jahre 2000 bis 2015 darstellt.

## 7.2 Multivariate Ergebnisse

Um den Effekt demokratischer Strukturen auf die ökologische Performanz isolieren zu können, werden multivariate Regressionen durchgeführt. Die Modelle testen die beiden Dimensionen demokratischer Strukturen jeweils einzeln. Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse hinsichtlich der Faktorindizes starker und schwacher Nachhaltigkeit (Kapitel 6.1.4). Tabelle 7 enthält die Robustheitstests für die schwache Nachhaltigkeitskonzeption. Während letztere lediglich die Schätzung unter Berücksichtigung aller Kontrollfaktoren beinhaltet, werden die Modelle zur Erklärung der Faktorindizes hierarchisch aufgebaut, sodass den bivariaten Modellen zunächst die Variable der Regierungsparteien hinzugefügt wird. Aufbauend werden wirtschaftliche Faktoren sowie die Faktoren der Gesellschaftsstruktur inkludiert. Im Gesamtmodell werden dann auch internationale Faktoren einbezogen. Anhand der Korrelationsmatrix der erklärenden Variablen können vereinzelt mittlere bis hohe

Korrelationen ausgemacht werden (Appendix N). Auf Basis des berechneten *Variance Inflation Factors* kann allerdings davon ausgegangen werden, dass keine Multikollinearität vorliegt (Appendix O).

Um eine Vergleichbarkeit der Modelle gewährleisten zu können, werden mit Ausnahme der variierenden Modellierung des Wirtschaftseffektes dieselben Kontrollvariablen verwendet, auch wenn durch deren Inklusion das Gütemaß AIC nicht durchgehend eine deutliche Verbesserung der Modellgüte anzeigt. Aufgrund der Jahres-FE ist die Anzahl der verwendeten erklärenden Variablen und damit der Strafterm des AIC bereits sehr groß, weshalb eine Verbesserung des Gütemaßes durch hinzugefügte Variablen nur noch gering ausfallen kann, beziehungsweise teilweise sogar zu einer Verschlechterung führt. Dies ist insbesondere durch die Faktoren der Gesellschaftsstruktur zur Erklärung der Performanz schwacher Nachhaltigkeit der Fall. Aus theoretischen Gründen (Kapitel 6.3) sollen diese Faktoren jedoch weiterhin berücksichtigt werden, zumal argumentiert werden kann, dass die Verschlechterung des AIC so gering ausfallen, dass sie als vernachlässigbar betrachtet werden können. Eine Berechnung der Modelle ohne die Berücksichtigung von Jahres FE führt hingegen zu einer stetigen Verbesserung des Modells, was ebenfalls als Rechtfertigung für diese Vorgehensweise gewertet wird.

Im Folgenden werden zunächst die wesentlichen Ergebnisse bezüglich des Effektes institutioneller Strukturen analysiert (Kapitel 8.2.1). Im Rahmen eines Robustheitstest werden die Ergebnisse durch die Bildung von Mittelwerten auf die Probe gestellt (Kapitel 8.2.2). Darauf aufbauend und unter Hinzuziehung der Effekte weiterer erklärender Variablen wird argumentiert, dass die theoriegeleitete Operationalisierung ökologischer Performanz wesentlich für statistische Zusammenhänge und damit verbundene kausale Erklärungen sind (Kapitel 8.2.3).

### **7.2.1 Institutionelle Strukturen und ökologische Performanz**

Die Exekutive-Parteien Dimension hat einen signifikant positiven Effekt auf die ökologische Performanz starker Nachhaltigkeit (Modell 1a-5a). Je konsensdemokratischer die Strukturen eines Landes, desto besser die starke ökologische Performanz. Die Größe des Effektes ist allerdings nicht besonders ausgeprägt, da Länder, deren Strukturen um eine Standardabweichung konsensueller sind als der Durchschnitt eine verbesserte ökologische Performanz um lediglich 0,6 Einheiten aufweisen. Vergleicht man jedoch die höchste mehrheitsdemokratische Beobachtung dieser Dimension (England 2004) mit der höchsten

**Tabelle 6: Multivariate Regressionsmodelle für die Erklärung ökologischer Performanz**

	Ökologische Performanz (starke Nachhaltigkeit, Faktorindex) (t+1)										Ökologische Performanz (schwache Nachhaltigkeit, Faktorindex) (t+1)									
	1a	2a	3a	4a	5a	1b	2b	3b	4b	5b	6a	7a	8a	8a	10a	6b	7b	8b	9b	10b
dimension1	0.615** (0.305)	0.622** (0.305)	0.649** (0.302)	0.623** (0.302)	0.632** (0.301)						-0.721 (0.879)	-0.717 (0.881)	-0.641 (0.855)	-0.683 (0.858)	-0.576 (0.850)					
dimension2						-3.445*** (1.003)	-3.440*** (1.004)	-2.830*** (1.089)	-3.122*** (1.090)	-3.459*** (1.082)					5.995*** (2.220)	6.000*** (2.221)	3.422 (2.119)	3.650 (2.231)	3.918* (2.148)	
gov_party		0.0229 (0.0595)	0.0327 (0.0588)	0.0308 (0.0587)	0.0282 (0.0585)			0.0112 (0.0587)	0.0182 (0.0585)	0.0159 (0.0584)		0.0121 (0.0579)		0.0141 (0.177)	-0.0275 (0.174)	-0.0236 (0.174)	-0.00796 (0.174)			
gdp			-0.687*** (0.242)	-0.640*** (0.244)	-0.645*** (0.246)			-0.459* (0.258)	-0.363 (0.262)	-0.352 (0.262)			1.690*** (0.362)	1.686*** (0.364)	1.277*** (0.401)			1.541*** (0.376)	1.550*** (0.377)	1.096*** (0.414)
gdp*gdp			0.0189*** (-0.006)	0.0177*** (-0.006)	0.0189*** (-0.006)			0.0143** (-0.006)	0.0120* (-0.007)	0.0129** (-0.006)				-0.0184*** (0.0038)	-0.0186*** (0.0038)	-0.0155*** (0.0041)				
gdp*gdp*gdp			-0.0001*** (0.000)	-0.0001** (0.000)	-0.0001*** (0.000)			-0.0001** (0.000)	-0.0001* (0.000)	-0.0001** (0.000)										
gdp_growth			-0.0132 (0.0235)	-0.0130 (0.0235)	-0.0341 (0.0249)			-0.0224 (0.0238)	-0.0238 (0.0237)	-0.0498** (0.0253)			0.0560 (0.0679)	0.0575 (0.0680)	0.0764 (0.0725)			0.0675 (0.0685)	0.0673 (0.0684)	0.0957 (0.0735)
age65				-0.044 (0.353)	0.0284 (0.349)				-0.178 (0.351)	-0.117 (0.347)				-0.506 (0.819)	-0.710 (0.802)			-0.480 (0.805)	-0.730 (0.786)	
popdensity				0.0466** (0.0231)	0.0545** (0.0216)				0.0576** (0.0238)	0.0667*** (0.0223)				0.00980 (0.0238)	0.000329 (0.0225)			-0.00384 (0.0239)	-0.0134 (0.0225)	
trade					0.0226** (0.0112)					0.0275** (0.0112)					0.0143 (0.0305)			0.0078 (0.0305)		
postcom					14.32** (6.100)					14.42** (6.269)					-17.56** (6.826)					-17.88*** (6.593)
FE for time omitted (Appendix)																				
Constant	74.11*** (3.030)	74.04*** (3.033)	81.00*** (4.311)	75.54*** (7.047)	67.41*** (7.383)	74.11*** (3.157)	74.08*** (3.161)	78.11*** (4.556)	72.71*** (7.201)	63.95*** (7.548)	42.72*** (3.356)	42.68*** (3.394)	14.45** (6.860)	20.90 (13.26)	36.22** (14.76)	42.72*** (3.191)	42.64*** (3.231)	16.81** (7.026)	24.23* (13.33)	41.69*** (14.92)
sd (u <sub>i</sub> )	16.318	16.307	16.307	15.655	14.169	17.003	16.997	17.003	16.084	14.580	18.072	18.070	15.229	15.378	14.410	17.183	17.182	14.798	14.831	13.813
sd (v <sub>ij</sub> )	0.006	0.009	0.005	0.025	0.000	0.000	0.004	0.011	0.025	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
rho	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.986	0.986	0.981	0.982	0.979	0.985	0.985	0.980	0.980	0.977
Observations	435	434	434	434	434	435	434	434	434	434	435	434	434	434	434	435	434	434	434	434
Number of groups	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29
AIC	1442.1	1442.5	1437.5	1437.6	1429.7	1434.6	1435.2	1435.5	1433.7	1426.0	2329.0	2327.5	2306.8	2312.3	2308.0	2322.5	2323.0	2306.7	2310.3	2305.2

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

**Anmerkung:** Die Jahres-FE sind in Appendix P aufgeführt. Der Autokorrelationskoeffizient ist dabei in allen geschätzten Modellen sehr hoch, was die Notwendigkeit für die Kontrolle serieller Autokorrelation verdeutlicht. Die Standardabweichung des länderspezifischen Fehlers ist u<sub>i</sub> liegt je nach Schätzung bei bis zu 18 Einheiten auf der ökologischen Performanz Skala und ist somit als hoch einzustufen. Einen groben Eindruck über die Varianz länderspezifischer Vorhersagen ökologischer Performanz durch die institutionelle Struktur liefert Appendix R.

konsensuellen Beobachtung (Schweiz 2015), ergibt sich immerhin ein Unterschied von 2,9 Einheiten auf der Skala des Performanzindizes.

Hingegen ist ein solcher Effekt der Exekutive-Parteien Dimension in Bezug auf die Performanz schwacher Nachhaltigkeit nicht ersichtlich (Modell 6a-10a). Da der Index aufgrund der Ergebnisse der Faktorenanalyse lediglich die Indikatoren für Recycling und Wasseraufbereitung berücksichtigt, werden für die Robustheit dieser Ergebnisse Tests mit anderen Indikatoren schwacher Nachhaltigkeit durchgeführt (Tabelle 7). Dabei wurden sowohl die einzelnen Bereiche Landwirtschaft, bestehend aus Dünger- und Pestizidnutzung ( $\alpha=0,74$ ), Energie, bestehend aus Energieeffizienz und Anteil Erneuerbarer Energien ( $\alpha=0,70$ ) sowie dem Einzelindikator für Naturschutzgebiete berücksichtigt, als auch der multidimensionaler Gesamtindikator, der sämtliche der hier diskutierten Indikatoren schwacher Nachhaltigkeit zusammenführt, um einen Gesamteindruck des Effektes demokratischer Strukturen bekommen zu können. Mit Blick auf die Ergebnisse lässt sich feststellen, dass der Effekt der Exekutive-Parteien Dimension auf die Performanz schwacher Nachhaltigkeit höchst unterschiedlich ausfällt. Es sind sowohl Umweltbereiche festzustellen, in denen konsensdemokratische Strukturen dieser Dimension positive, als auch negative Erklärungskraft besitzen, wobei die Ergebnisse mit Ausnahme des Energiebereichs insignifikant sind. Insgesamt muss folglich davon ausgegangen werden, dass die Exekutive-Parteien Dimension in Bezug auf die ökologische Performanz schwacher Nachhaltigkeit keinen Effekt hat.

Der Zusammenhang zwischen Föderalismus-Unitarismus Dimension und ökologischer Performanz starker Nachhaltigkeit ist signifikant negativ (Modelle 1b bis 5b), wobei die Stärke des Effektes nicht unwesentlich ist. Ein Land, dessen demokratische Strukturen um eine Standardabweichung konsensueller sind, weist eine Verschlechterung der starken ökologischen Performanz um 3,5 Einheiten auf. Vergleicht man die höchste mehrheitsdemokratische Beobachtung dieser Dimension (Neuseeland 2012) mit der höchsten konsensdemokratischen Beobachtung (Schweiz 2000), ergibt sich ein Unterschied von 15,8 Einheiten auf der Skala der starken ökologischen Performanz. Es muss folglich festgehalten werden, dass zentrale Staaten eine bessere ökologische Performanz (für den Bereich starker Nachhaltigkeit) aufweisen, als föderale Staaten.

Ganz anderes sieht der Effekt der Föderalismus-Unitarismus Dimension in Bezug auf Performanz schwacher Nachhaltigkeit aus. Der zunächst signifikant positive Effekt, wird durch wirtschaftliche Faktoren absorbiert (Modell 8b). Unter Berücksichtigung aller relevanten Faktoren (Modell 10b), wird der Regressionskoeffizient wieder signifikant,

jedoch nur auf dem 10 Prozent Niveau. Je föderaler die Organisation eines Staates, desto besser die Performanz schwacher Nachhaltigkeit. Dies muss nicht zwangsläufig auch für andere Bereiche schwacher Nachhaltigkeit gelten, wie die Ergebnisse in Tabelle 7 zeigen. Kein anderes Maß schwacher ökologischer Performanz zeigt einen signifikanten Effekt in die eine oder andere Richtung. Dementsprechend ist auch für den multidimensionalen Verbundindex kein signifikanter Effekt feststellbar.

**Tabelle 7:** Robustheitstests für die Erklärung von Performanz schwacher Nachhaltigkeit

	Gesamtindex schwacher Nachhaltigkeit		Index Landwirtschaft (Pestizide/Dünger)		Index Energie (CO <sub>2</sub> Intensität/ Energieeffizienz)		Einzelindikator Naturschutzgebiete	
	(t+1)		(t+1)		(t+1)		(t+1)	
dimension1	0.0618 (0.537)		-0.914 (0.826)		2.105*** (0.743)		-0.862 (1.269)	
dimension2		1.562 (1.297)		1.391 (1.496)		-2.365 (2.285)		0.433 (2.904)
gov_party	-0.0476 (0.111)	-0.0430 (0.111)	-0.167 (0.189)	-0.149 (0.189)	-0.0836 (0.148)	-0.110 (0.149)	0.129 (0.268)	0.138 (0.268)
gdp	0.704*** (0.253)	0.622** (0.261)	-0.466 (0.382)	-0.555 (0.392)	0.834** (0.350)	0.886** (0.367)	0.247 (0.594)	0.236 (0.616)
gdp*gdp	-0.0076*** (0.0026)	-0.0068*** (0.0027)	0.0036 (0.0040)	0.0044 (0.0041)	-0.0063* (0.0035)	-0.0073** (0.0037)	-0.0033 (0.0061)	-0.0031 (0.0063)
gdp_growth	0.00645 (0.0463)	0.0155 (0.0468)	-0.0489 (0.0765)	-0.0389 (0.0773)	0.0187 (0.0623)	0.0177 (0.0641)	-0.0297 (0.111)	-0.0298 (0.112)
age65	0.326 (0.486)	0.305 (0.481)	0.185 (0.598)	0.0714 (0.595)	0.241 (0.775)	0.0197 (0.765)	0.916 (1.084)	0.906 (1.094)
popdensity	-0.0330** (0.0129)	-0.0379*** (0.0132)	-0.108*** (0.0132)	-0.113*** (0.0138)	-0.0594** (0.0286)	-0.0440 (0.0308)	0.0115 (0.0270)	0.00846 (0.0287)
trade	0.00874 (0.0191)	0.00634 (0.0192)	-0.00707 (0.0280)	-0.0124 (0.0279)	0.000379 (0.0272)	0.00417 (0.0277)	0.00224 (0.0447)	0.000868 (0.0450)
postcom	-5.509 (4.007)	-5.645 (3.942)	-0.0917 (4.768)	-0.707 (4.742)	-6.667 (8.155)	-6.642 (8.565)	8.993 (8.704)	8.797 (8.792)
FE for time omitted (Appendix)								
Constant	31.59*** (9.048)	34.07*** (9.235)	91.23*** (12.12)	95.65*** (12.45)	23.69* (14.21)	24.26* (14.55)	4.240 (20.56)	5.023 (21.32)
sd (ui)	8.302	8.133	9.079	9.015	12.302	9.018	17.591	17.807
sd (v <sub>ij</sub> )	0.000	0.000	0.000	0.000	13.306	16.818	0.000	0.000
rho	0.974	0.973	0.938	0.937	0.979	0.961	0.967	0.968
Observations	434	434	434	434	434	434	434	434
Number of groups	29	29	29	29	29	29	29	29

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

**Anmerkung:** Die Jahres-FE sind in Appendix Q aufgeführt.

Zusammengefasst lassen sich für die institutionellen Strukturen sehr unterschiedliche Ergebnisse konstatieren, die in Tabelle 8 zusammengefasst werden. Je konsensdemokratischer institutionelle Strukturen der Exekutive-Parteien Dimension, desto besser fällt die ökologische Performanz im Bereich der starken Nachhaltigkeit aus. Hinsichtlich der zuvor aufgestellten Hypothesen (Kapitel 5) kann  $H1_{(stark)}$  somit bestätigt werden. Hingegen weisen konsensdemokratische Strukturen der Föderalismus-Unitarismus Dimension eine schlechtere Performanz ökologischer Nachhaltigkeit auf. Folglich muss

Hypothese **H2**<sub>(stark)</sub> verworfen werden, da ganz im Gegenteil für den Bereich der starken Nachhaltigkeit festgehalten werden muss, dass zentrale Konsensdemokratien die beste ökologische Performanz aufweisen, während die schlechteste ökologische Performanz bei föderalen Mehrheitsdemokratien auftritt. Die „kinder“, „gentler“ Qualitäten von Konsensdemokratien beziehen sich hier folglich nur auf die Exekutive-Parteien Dimension. Die Ergebnisse konsensdemokratischer Strukturen der Föderalismus-Unitarismus Dimension widersprechen jedoch der Annahme, dass Konsensdemokratien als ganze Mehrheitsdemokratien überlegen sind.

**Tabelle 8:** Effekte konsensdemokratischer Strukturen auf ökologische Performanz (RIM)

	Ökologische Performanz (starke Nachhaltigkeit)	Ökologische Performanz (schwache Nachhaltigkeit)
Exekutive-Parteien Dimension	<b>positiv</b>	<b>kein</b> (positiv)
Föderalismus-Unitarismus Dimension	<b>negativ</b>	<b>positiv</b> (kein)

In Bezug auf die ökologische Performanz schwacher Nachhaltigkeit gestalten sich die Ergebnisse etwas komplizierter. Von der Exekutive-Parteien Dimension geht zunächst kein Effekt aus, weshalb Hypothese **H1**<sub>(schwach)</sub> nicht bestätigt werden kann. Auch wenn ein positiver Effekt im Energiebereich zu verzeichnen ist, hebt dieser sich doch über alle Umweltbereiche auf. Für die Föderalismus-Unitarismus Dimension ist ein Zusammenhang ebenfalls abhängig von dem untersuchten Bereich. Da der Faktorindex schwacher Nachhaltigkeit durch Recycling und Wasseraufbereitung gebildet wurde, kann für diese beiden Umweltbereiche ein positiver Effekt von konsensdemokratischen (föderalen) Strukturen konstatiert werden. Ob damit Hypothese **H2**<sub>(schwach)</sub> bestätigt werden kann, ist jedoch fraglich. Wie die Ergebnisse aus Tabelle 7 zeigen, variieren die Zusammenhänge allerdings nicht nur bezüglich ihrer Richtung, sondern auch hinsichtlich ihrer Signifikanz. Da die Zusammenhänge in den einzelnen Bereichen sehr unterschiedlich ausfallen, zeigt der multidimensionale Verbundindikator keinen Effekt institutioneller Strukturen. Dieses nicht eindeutige Ergebnis stimmt mit der ursprünglichen Vermutung überein, dass es sich bei Indikatoren schwacher Nachhaltigkeit um individuelle Umweltbereiche als um einen eindimensionalen Politikbereich handelt. So erfolgt der Aufbau von Recyclingstrukturen oder die Ausweisung von Naturschutzgebieten beispielsweise unabhängig voneinander. Dementsprechend kann Hypothese **H2**<sub>(schwach)</sub> in Bezug auf Recycling und Abwasseraufbereitung zwar als bestätigt angesehen werden, da jedoch eine allgemeine Aussage über alle Umweltbereiche gemacht werden soll, scheint der multidimensionale

Verbundindikator das robustere Maß zu sein. Wird dieser als Grundlage für ökologische Performanz schwacher Nachhaltigkeit betrachtet, wird ist kein signifikanter Effekt feststellbar.

### 7.2.2 Robustheitstest: Mittelwertmodelle

Auf Basis der im Kapitel des Analyseverfahrens (6.4) dargelegten Argumentation, sollen über den Gesamtzeitraum gebildete Mittelwerte die Robustheit der *Random-Intercept* Modelle testen. Da sich die Fallzahl so aus den 29 untersuchten Ländern ergibt, ist die Anzahl möglicher Kontrollvariablen beschränkt. Wird die Regression mit allen Kontrollvariablen gerechnet, was nach der Faustregel Jahns (2012: 378) gerade noch als möglich betrachtet werden kann (ein Drittel der Fälle minus Konstante), stimmen die Richtungen der Koeffizienten, jedoch sind die Effekte insignifikant, was bei der Fallzahl nicht weiter verwundert.

**Tabelle 9:** Mittelwertmodelle zur Erklärung ökologischer Performanz

	starke Nachhaltigkeit (Faktorindex)		schwache Nachhaltigkeit (Faktorindex)		schwache Nachhaltigkeit (Gesamtindex)	
dimension1	3.619 (2.841)		2.949 (3.217)		2.202 (1.596)	
dimension2		-0.690 (2.826)		3.101 (3.068)		1.860 (1.545)
gov_party	10.49*** (3.477)	9.848** (3.586)	3.243 (3.936)	3.026 (3.893)	4.530** (1.953)	4.330** (1.961)
gdp	-0.263 (0.438)	-0.0958 (0.444)	0.786 (0.496)	0.829 (0.482)	0.446* (0.246)	0.489* (0.243)
gpd_growth	3.260 (3.334)	3.406 (3.518)	4.084 (3.775)	5.080 (3.820)	1.105 (1.873)	1.739 (1.924)
age65	3.023* (1.465)	3.730** (1.417)	1.142 (1.659)	1.610 (1.538)	0.934 (0.823)	1.297 (0.775)
popdensity	0.0241 (0.0236)	0.0261 (0.0254)	-0.00421 (0.0267)	-0.0115 (0.0276)	-0.0353** (0.0132)	-0.0396*** (0.0139)
trade	0.126 (0.0836)	0.160* (0.0839)	-0.00227 (0.0946)	0.0103 (0.0911)	0.00484 (0.0470)	0.0160 (0.0459)
postcom	-2.248 (10.58)	0.476 (10.86)	-19.48 (11.98)	-18.77 (11.80)	-4.840 (5.942)	-4.125 (5.940)
Constant	-11.07 (38.80)	-30.69 (37.49)	-1.448 (43.93)	-12.44 (40.71)	11.59 (21.80)	2.762 (20.50)
Observations	29	29	29	29	29	29
R-squared	0.650	0.623	0.574	0.578	0.567	0.558

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Um die Anzahl der Freiheitsgrade nicht zu sehr zu schmälern, werden deshalb reduzierte Modelle geschätzt. Aufgrund von signifikanten bivariaten Effekten werden zur Erklärung ökologischer Performanz starker Nachhaltigkeit zunächst die Variablen der Regierungsparteien, GDP pro Kopf und die Offenheit der Marktwirtschaft berücksichtigt. Für die Performanz schwacher Nachhaltigkeit sind es hingegen lediglich GDP pro Kopf

sowie die Variable für Postkommunismus. Die Regressionsergebnisse sind in Tabelle 10 aufgeführt. Diese im Hinblick auf institutionelle Strukturen wesentlichen Ergebnisse bestätigen sich auch durch Variation der Kontrollvariablen, wie in Appendix T zu sehen ist.

**Tabelle 10:** Reduzierte Mittelwertmodelle zur Erklärung ökologischer Performanz

	Starke Nachhaltigkeit (Faktorindex)		Schwache Nachhaltigkeit (Faktorindex)		Schwache Nachhaltigkeit (Gesamtindex)	
dimension1	6.320** (2.756)		3.107 (2.607)		1.528 (1.636)	
dimension2		2.211 (2.766)		1.898 (2.524)		0.109 (1.585)
gov_party	10.69*** (3.534)	9.460** (3.810)				
gdp	-0.391 (0.264)	-0.391 (0.296)	0.683* (0.397)	0.764* (0.393)	0.253 (0.249)	0.311 (0.247)
trade	0.0956 (0.0662)	0.146** (0.0674)				
postcom			-14.73* (8.592)	-11.64 (8.343)	-4.016 (5.392)	-2.522 (5.239)
Constant	53.61*** (15.80)	52.09*** (17.39)	35.12** (14.99)	31.63** (14.79)	42.28*** (9.410)	40.01*** (9.286)
Observations	29	29	29	29	29	29
R-squared	0.516	0.425	0.536	0.521	0.245	0.219

Standard errors in parentheses: \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Der positive Effekt der Exekutive-Parteien Dimension bleibt für die Erklärung der Performanz starker Nachhaltigkeit erhalten und kann somit als robust eingestuft werden. Damit kann Hypothese **H1**<sub>(stark)</sub> folglich bestätigt werden. Zugleich zeigt die Föderalismus-Unitarismus Dimension jedoch auch keinen signifikanten Effekt auf die starke ökologische Performanz, obwohl Modelle 1b bis 5b (Tabelle 6) aufgrund der hochsignifikanten negativen Effekte eine nicht unwesentliche Verschlechterung durch föderale Strukturen vermuten lassen. Auf Basis der Mittelwertmodelle muss Hypothese **H2**<sub>(stark)</sub> zwar verworfen werden, fraglich bleibt aber, worauf die unterschiedlichen Ergebnisse der *Random-Intercept* Modelle und der Mittelwertmodelle diesbezüglich zurückzuführen sind. Insofern schließt sich dieses Ergebnis für die starke Nachhaltigkeitskonzeption dem Forschungsstand an, der für einen Effekt der Föderalismus-Unitarismus Dimension ebenfalls in der Überzahl keinen Effekt feststellen kann, mit einigen Ausnahmen aber Hinweise auf einen negativen Effekt liefert<sup>57</sup>.

Entsprechend der Ergebnisse der *Random-Intercept* Modelle zeigen auch die Mittelwertmodelle keinen Effekt der Exekutive-Parteien Dimension auf die Performanz starker Nachhaltigkeit. Da der Hausman-Test eine Modellierung von RE nicht empfiehlt ist

<sup>57</sup> Roller (2005) weist einen negativen Effekt in Bezug auf den „Environmental Quality Index“, der zum Großteil starke Nachhaltigkeitsindikatoren vereint, sowie in Bezug auf den Wasserverbrauch nach, welcher ebenfalls ein Indikator für starke Nachhaltigkeit darstellt. In die gleiche Richtung geht das Ergebnis von Ozymy und Rey (2013) für den EPI Subindex der Luftverschmutzung.

es fraglich, ob die Ergebnisse der *Random-Intercept* Modelle überhaupt interpretiert werden sollten. Da die Mittelwertmodelle jedoch auf dasselbe Ergebnis kommen, muss die Hypothese **H1**<sub>(schwach)</sub> verworfen werden. Ein komplizierteres Bild ergibt sich mit Blick auf die Föderalismus-Unitarismus Dimension. In Bezug auf die Performanz schwacher Nachhaltigkeit muss der in Modell 5b (Tabelle 6) aufgetretene, positive Effekt föderaler Strukturen als nicht robust eingestuft werden. Zum einen bleibt der Effekt, wie im vorherigen Kapitel gezeigt wurde in anderen Umweltbereichen (Tabelle 7) nicht bestehen, zum anderen bleibt der Effekt in sämtlichen Mittelwertmodellen aus. Hypothese **H2**<sub>(schwach)</sub> muss folglich ebenfalls verworfen werden. Für die Performanz schwacher Nachhaltigkeit muss folglich konstatiert werden, dass institutionelle Faktoren nicht zu einer Erklärung derselben beitragen.

Weshalb die RIM Modelle einen negativen Effekt zeigen, der in den Mittelwertmodellen ausbleibt, kann nicht abschließend geklärt werden. Möglicherweise ist davon auszugehen, dass es einen Zusammenhang zwischen kurzfristigen Veränderungen der Varianz institutioneller Strukturen und der Varianz ökologischer Performanz gibt, der durch die Bildung von Mittelwerten absorbiert wird. Aus dieser Sicht erscheint es durchaus sinnvoll in Bezug auf ökologische Performanz nicht nur Länderunterschiede, sondern Veränderungen zu untersuchen. Zwar wird argumentiert, dass insbesondere die Strukturen der Föderalismus-Unitarismus Dimension invariant sind. Da in dieser Analyse jedoch auch osteuropäische Staaten berücksichtigt werden, ist die Varianz der Föderalismus-Unitarismus Dimension vergleichsweise groß, da sich Veränderungen mindestens bezüglich der EU-Mitgliedschaft sowie der Unabhängigkeit der Zentralbank ergeben.

### **7.2.3 Notwendigkeit des Konzepts starker und schwacher Nachhaltigkeit**

Die Ergebnisse der hier primär untersuchten Effekte institutioneller Strukturen verdeutlichen bereits das Erfordernis einer differenzierten Untersuchung ökologischer Performanz, da gegenläufige statistische Effekte bei Verwendung multidimensionaler Indizes verdeckt bleiben könnten. Dass eine Unterscheidung in starke und schwache ökologische Performanz essentiell ist, zeigt sich neben den Effekten institutioneller Strukturen auch unter Betrachtung der statistischen Zusammenhänge mit anderen unabhängigen Variablen. Während lediglich drei der Kontrollvariablen keinerlei signifikante Effekte zeigen<sup>58</sup>, sind

---

<sup>58</sup> Dies gilt für die Regierungszusammensetzung und die Altersstruktur, aber auch für die Wirtschaftsleistung, deren Effekt (vergleiche Tabelle 6) durch die Berücksichtigung relevanter Faktoren insignifikant wird (eine Interpretation des Effektes anhand der Regressionstabelle nicht möglich; graphische Darstellung in Appendix S). Um einer Überspezifikation des Modells zu entgehen, wurden alle Mittelwertmodelle mit linearem GDP geschätzt, wodurch aber keine wesentlichen Veränderungen auftraten. Da das AIC Kriterium jedoch durch die nicht-linearen Terme eine wesentlich bessere Modellgüte bescheinigt, werden diese weiterhin in den Analysen

bezüglich der anderen Variablen wesentliche Unterschiede von Effekten auf die ökologische Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit zu verzeichnen.

Gegensätzlich zu der in Kapitel 6.3 formulierten Erwartung, hat das Wirtschaftswachstum keinen signifikanten Effekt auf die Performanz schwacher Nachhaltigkeit. Dies gilt unabhängig von der Messung derselben. Für die Performanz starker Nachhaltigkeit lassen sich hingegen Hinweise finden, dass Länder mit überdurchschnittlichem Wachstum ökologisch schlechter dastehen (Modell 5b). Die Stärke des Effektes ist jedoch als äußerst gering zu betrachten<sup>59</sup> und aufgrund fehlender Signifikanz des Koeffizienten in den anderen Modellen (insbesondere Modell 5a) nicht als besonders robust zu bewerten. Aufgrund der gegenläufigen Annahmen, die in Kapitel 6.3 formuliert wurden, ist ein solches Ergebnis aufgrund sich gegenseitig aufhebender Entwicklungen durchaus plausibel. Im Vordergrund dieser Ergebnisse steht hier jedoch, dass der Effekt des Wirtschaftswachstums möglicherweise in Bezug auf die Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit jeweils unterschiedlich ausfällt.

Die Bevölkerungsdichte weist einen signifikant positiven Effekt auf die Performanz starker Nachhaltigkeit auf. Je höher die Dichte, desto besser die Performanz. Dies entspricht der Erwartung aus Kapitel 6.3, dass in dichter bevölkerten Ländern Umweltprobleme wie beispielsweise Luftverschmutzung und Müllproduktion eher zu Tage treten und Menschen in größeren Mengen von diesen Problemen betroffen sind, was dazu führt, dass diese politisch eher thematisiert und angegangen werden. Hinsichtlich des Indizes schwacher Nachhaltigkeit zeigt sich ein solcher Effekt hingegen nicht, allerdings ist mit Blick auf die Robustheitstests (Tabelle 7) festzuhalten, dass je nach verwendeter Messung ein negativer Effekt auftritt. Dies ist im Bereich Energie und Landwirtschaft der Fall, sodass sich dieser auch im multidimensionalen Verbundindex schwacher ökologischer Performanz niederschlägt. Für die Landwirtschaft kann dies damit begründet werden, dass eine Effizienzsteigerung aufgrund von vergleichsweise geringen Agrarflächen notwendig ist. Auch im Bereich Energie kann sich die begrenzte Fläche beispielsweise in Bezug auf erneuerbare Energie als negativer Faktor erweisen, allerdings ist der Effekt nicht robust. In der Tendenz würde eine hohe Bevölkerungsdichte also eher mit einer schlechteren ökologischen Performanz einhergehen. Dies verdeutlicht nochmals die Notwendigkeit der Unterscheidung der starken und schwachen Nachhaltigkeitsdimension, da möglicherweise

---

verwendet.

<sup>59</sup> Ein Wachstum von 10 Prozentpunkten über dem Durchschnitt wäre demnach mit einer schlechteren Performanz von 0,5 Punkten auf der Skala der starken Performanz verbunden.

gegenläufige Effekte bei Vermischung starker und schwacher Nachhaltigkeitsindikatoren zu einer Verwässerung der Ergebnisse führen können.

Die Offenheit der Marktwirtschaft führt in Bezug auf die Performanz starker Nachhaltigkeit zu einer Verbesserung. Auch wenn diese Verbesserung nicht als allzu hoch bewertet werden kann, ist dies ein Hinweis auf die Erhöhung von Umweltstandards durch internationalen Handel. Dieser Hinweis beschränkt sich allerdings auf die starke Nachhaltigkeitskonzeption ökologischer Performanz, was diese Dimensionsunterscheidung nochmals bestärkt.

Zuletzt muss festgehalten werden, dass sich auch der Effekt postkommunistischer Staaten bezüglich starker und schwacher Nachhaltigkeit unterschiedlich verhält. Während die Performanz starker Nachhaltigkeit in diesen Staaten deutlich besser ist, ist die Performanz schwacher Nachhaltigkeit deutlich schlechter. Der Nivauunterschied der Performanz starker Nachhaltigkeit ist möglicherweise durch Unterschiede in wirtschaftlichen Strukturen zu erklären, die nicht durch die Wirtschaftsleistung und -wachstum erklärt werden können, da für diese separat kontrolliert wird. Zwar ist konnte sich die Wirtschaftsleistung postkommunistischer Länder im Laufe der Zeit angleichen, trotzdem scheint es wesentliche Unterschiede in Produktions- beziehungsweise Konsummuster dieser Länder zu geben. So könnten mögliche Ursachen der vergleichsweise hohe Anteil des Landwirtschaftssektors oder die Konzentration auf weniger verschmutzende Industriezweige sein. Die wesentlich schlechtere Bilanz im Bereich der Performanz schwacher Nachhaltigkeit, also dem Aufbau von Strukturen für Recycling und Wasseraufbereitung, kann hingegen auf die verkürzte Tradition postkommunistischer Staaten im Bereich Umweltpolitik zurückgeführt werden. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass dies speziell für diese beiden Indikatoren gilt. Mit Blick auf die Robustheitstests der Performanz schwacher Nachhaltigkeit kann dieser Effekt nicht aufrechterhalten werden. Auch in Bezug auf diese Variable ist folglich die Unterscheidung der starken und schwachen Nachhaltigkeitsdimension essenziell.

Auf Basis dieser Ergebnisse lässt sich also die Bedeutsamkeit der Unterscheidung zwischen starker und schwacher ökologischer Performanz hervorheben. Während die starken Nachhaltigkeitsindikatoren vergleichsweise konsistent sind, sind die Indikatoren schwacher Nachhaltigkeit äußerst heterogen. Dies betrifft nicht nur Konsistenz der Indikatoren an sich, sondern auch die Effekte, die von dem hier untersuchten, zentralen Erklärungsfaktor, den institutionellen Strukturen, ausgeht. Die unterschiedlichen und teilweise sogar gegenläufigen Effekte in Bezug auf die Performanz starker und schwacher Nachhaltigkeit verdeutlichen eine Verwässerung statistischer Zusammenhänge und im Rahmen der hier angewandten Theorie auch kausaler Mechanismen bei Bildung eines multidimensionalen

Verbundindizes aus allen hier verwendeten Indikatoren. Dies betrifft jedoch nicht nur die erklärende Variable der institutionellen Strukturen, sondern wie soeben dargelegt auch andere Erklärungsfaktoren wie Wirtschaftsleistung und -wachstum, Bevölkerungsdichte, Offenheit der Marktwirtschaft und Postkommunismus. Insofern ist die Notwendigkeit einer solchen Unterscheidung nicht nur beschränkt auf die Untersuchung institutioneller Strukturen, sondern betrifft jegliche Analyse der Erklärung ökologischer Performanz.

## **9 Fazit**

Zusammenfassend kann konstatiert werden, dass konsensdemokratische Strukturen der Exekutive-Parteien Dimension mit einer besseren ökologischen Performanz starker Nachhaltigkeit einhergehen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit dem Forschungsstand und unterstützt Lijpharts Annahme einer „kinder“, „gentler“ Politik von Konsensdemokratien. Mit Blick auf die in Kapitel 3 dargelegte theoretische Argumentation können inklusivere Strukturen durch Berücksichtigung vieler Interessen folglich eine bessere Bilanz für den Erhalt des Naturkapitals ziehen und sind einer nachhaltigen Entwicklung damit näher.

Währenddessen kann nicht eindeutig beantwortet werden, ob die Föderalismus-Unitarismus Dimension einen Effekt aufweist. Hinweise auf einen negativen Effekt dieser Dimension auf ökologische Performanz starker Nachhaltigkeit lassen sich finden, tauchen in den Mittelwertmodellen allerdings nicht mehr auf. Dieser Zusammenhang sollte Bestandteil weiterer Forschung sein, da bei Bestätigung eines negativen Effektes, dieser den positiven Effekt der Exekutive-Parteien Dimension weit übersteigen würde. Hinzukommend müsste in jedem Fall eine Erklärung gefunden werden, weshalb sich die Vorteile einer inklusiven Politik auf nur eine Dimension institutioneller Strukturen beschränkt (Bogaards 2017: 17). Ein negativer Effekt würde für eine Sichtweise des Vetospieler Ansatzes sprechen, nach dem zentrale Strukturen mit einer geringeren Anzahl an Vetospielern einhergehen, sodass eine Blockade umweltpolitische Maßnahmen unwahrscheinlicher wird. Die Politik zum Erhalt des Naturkapitals wäre somit in konsensorientierten informellen Institutionen mit einer zentralen Ausgestaltung konstitutioneller Institutionen erfolgreicher.

Bezüglich schwacher ökologischer Performanz kann kein bereichsübergreifender Effekt institutioneller Strukturen festgestellt werden. Der positive Effekt föderaler Strukturen beschränkt sich auf den aus Recycling und Wasseraufbereitung gebildeten Index in den *Random-Intercept* Modellen, was durch die Lokalität dieser Problemfelder plausibilisiert

werden kann. Lokale Effizienzprobleme wie Recycling und Wasseraufbereitung ließen sich demnach möglicherweise über föderale Strukturen besser lösen als über eine zentrale Organisation. Insgesamt können die beiden aufgestellten Hypothesen, dass konsensdemokratische Strukturen zu besseren Outcomes schwacher Nachhaltigkeitsindikatoren führen, nicht bestätigt werden. Möglicherweise ist dieses Ergebnis darauf zurückzuführen, dass eine schwache Nachhaltigkeitskonzeption theoretisch im Interesse aller liegt. Auch in Mehrheitsdemokratien, in denen grüne Interessen weniger Gehör finden, kann davon ausgegangen werden, dass eine Effizienzstrategie bezüglich der Ressourcennutzung verfolgt wird. Da es auf Basis dieser Überlegung lediglich Gegner und Befürworter bestimmter Maßnahmen gibt (Tosun 2015: 641), beschränken sich die Vorteile von Konsensdemokratien möglicherweise lediglich auf Maßnahmen, deren Verwirklichung komplizierter und kostenintensiver sind, da diese unter dem Mehrheitsprinzip nachrangig forciert werden würden. Da konsensdemokratische Strukturen (Föderalismus-Unitarismus Dimension) mit Effizienzsteigerung des Energie-, Müll- und Wassersektors einhergehen, könnte vermutet werden, dass es sich hierbei um ebendiese Maßnahmen handelt.

Herausgestellt werden konnte die Notwendigkeit einer theoretischen Grundlage für die Messung ökologischer Performanz. Eine Beschränkung auf Outcomes ist sinnvoll, reduziert die Vielfalt möglicher Indikatoren jedoch kaum. Die Unterscheidung, ob Indikatoren einer starken oder schwachen Nachhaltigkeitskonzeption zugrunde liegen, bietet eine sinnvolle Lösung für die Auswahl von Indikatoren und verdeutlicht zugleich, was genau durch ökologische Performanz eigentlich gemessen wird. Insbesondere da Forschungsergebnisse abhängig von der Messung ökologischer Performanz zu sein scheinen (Kapitel 4), ist eine theoretische Grundlage für eine differenzierte Analyse ökologischer Performanz hilfreich. Diese könnte mit Blick auf den Forschungsstand erklären, weshalb in der Regel ein positiver Effekt (Verwendung starker Nachhaltigkeitsindikatoren) und gelegentlich kein Effekt (Verwendung schwacher Nachhaltigkeitsindikatoren) der Exekutive-Parteien Dimension konstatiert werden kann. Mit Blick auf die teilweise unterschiedlichen, teilweise sogar gegenläufigen Effekte eines Großteils der erklärenden Faktoren der hier durchgeführten empirischen Untersuchung scheint diese Unterscheidung nicht nur sinnvoll, sondern auch notwendig, zumal die Ergebnisse der explorativen Faktorenanalyse eine solch theoriegeleitete Einteilung der Indikatoren unterstützt.

Einige wesentliche Probleme der Aggregatanalyse ökologischer Performanz können identifiziert werden. Zunächst ist die Datenproblematik zu nennen, da für viele wichtige Umweltbereiche keine oder als nicht ausreichend reliabel zu bewertende Daten vorliegen.

Auch deshalb kann nicht endgültig ausgeschlossen werden, dass in der Analyse nicht alle relevanten Faktoren zur Erklärung ökologischer Performanz berücksichtigt werden. Vor allem aber betrifft dies die Messung ökologischer Performanz. Unter Hinzuziehung von weiteren Indikatoren zu beispielsweise Biodiversität, Bodenerosion, Wasserverschmutzung würde die Verteilung aggregierter Indizes möglicherweise von den hier gebildeten Indizes abweichen.

Bezüglich der Aggregation verweist Jahn (2016: 8-9) auf den Umstand, dass ökologische Performanz nicht überall dasselbe bedeuten muss und schlägt deshalb die Bildung länderspezifischer Indizes vor. So liege der Fokus mediterraner Länder eher auf der Wasserversorgung, während skandinavische Länder aus Heizgründen einen Schwerpunkt auf Luftverschmutzung und Energieversorgung legen würden. Länderspezifisch bedingt könnte auch der Effekt institutioneller Strukturen sein, da es sich bei einer allgemeinen Zeitverzögerung von einem Jahr um eine recht starke Annahme handelt, die angezweifelt werden kann (Jahn 2016: 39-40). Diesbezüglich wäre es folglich sinnvoll länderspezifische time-lags in die Analyse einfließen zu lassen.

Zuletzt muss, wie in Kapitel 6.4 kurz angedeutet, auf das grundsätzliche Problem quantitativer Aggregatdatenanalyse verwiesen werden, dass statistische Zusammenhänge keine kausalen Mechanismen verdeutlichen, sondern diese nur mittels entsprechender Theorien interpretiert werden können (Jahn 2009: 148). Ergebnisse quantitativer Verfahren sollten deshalb idealerweise durch „differenzierte fallspezifische Analyse“ untermauert werden (Schmidt 2015: 409, Jahn 2009: 148), um „deeper and more comprehensive insights“ zu gewinnen (Jahn 2016: 328). Da dies im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich ist, könnte der hier aufgezeigte Zusammenhang zwischen institutionellen Strukturen und ökologischer Performanz die Grundlage für die qualitative Forschung bilden.

## Literaturverzeichnis

- Allison, Paul (2009): Fixed Effects Regression Models, Thousand Oaks: Sage.
- Anckar, Dag (2008): Microstate Democracy. Majority or Consensus; Diffusion or Problem-Solving?, in: Democratization, Vol. 15, Nr. 1, S.67-85.
- Anderson, Liam (2001): The Implications of Institutional Design for Macroeconomic Performance. Reassessing the Claims of Consensus Democracy, in: Comparative Political Studies, Vol. 34, Nr. 4, S. 429-452.
- Andreß, Hans-Jürgen / Glosch, Katrin / Schmidt, Alexander W. (2013): Applied Panel Data Analysis for Economic and Social Surveys, Heidelberg: Springer.
- Armingeon, Klaus, Virginia Wenger, Fiona Wiedemeier, Christian Isler, Laura Knöpfel, David Weisstanner and Sarah Engler (2018): Comparative Political Data Set 1969-2016, Bern: Institute of Political Science, University of Berne.
- Babones. Salvatore (2014): Methods for Quantitative Macro-Comparative Research, Los Angeles: Sage.
- Backhaus, Klaus / Erichson, Bernd / Plinke, Wulff / Weiber, Rolf (2018): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung, 15. Auflage, Berlin/Heidelberg: Springer Gabler.
- Beck, Nathaniel / Katz, Jonathan N. (1995): What to do (and not to do) with Time-Series Cross-Section Data, in: American Political Science Review, Vol. 89, Nr. 3, S. 634-647.
- Bogaards, Matthijs (2017): Comparative Political Regimes. Consensus and Majoritarian Democracy, in: Oxford Research Encyclopedia of Politics, <http://politics.oxfordre.com/view/10.1093/acrefore/9780190228637.001.0001/acrefore-9780190228637-e-65> (Zugriff am 16.06.2019).
- Brambor, Thomas / Clark, William R. / Golder, Matt (2006): Improving Interaction Models: Improving Empirical Analyses, in: Political Analysis, Vol. 14, S. 63-82.
- Burck, Jan / Marten, Franziska / Bals, Christoph / Hagen, Ursula / Frisch, Carolin / Höhne, Niklas / Nascimento, Leonardo (2018): Climate Change Performance Index. Background and Methodology, [https://www.climate-change-performance-index.org/sites/default/files/documents/background\\_and\\_methodology\\_ccpi\\_2019.pdf](https://www.climate-change-performance-index.org/sites/default/files/documents/background_and_methodology_ccpi_2019.pdf) (Zugriff 16.08.2019).

- Cao, Xun / Prakash, Aseem (2012): Trade Competition and Domestic Pollution. A Panel Study 1980-2003, in: *International Organization*, Vol. 64, Nr. 3, S. 481-503.
- Coppedge, Michael (2018): Rethinking Consensus vs. Majoritarian Democracy, Working Paper 78, The Varieties of Democracy Institute.
- Crepaz, Markus M. L. (1996): Explaining national variations of air pollution levels: Political institutions and their impact on environmental policy-making, in: *Environmental Politics*, Vol. 4, Nr. 3, S. 391-414.
- Cukierman, Alex / Webb, Steven B. / Neyapti, Bilin (1992): Measuring the Independence of Central Banks and Its Effects on Policy Outcomes, in: *The World Bank Economic Review*, Vol. 6, Nr. 3, S. 353-398.
- Deutsche Bundesregierung (1971): Umweltprogramm der Bundesregierung, Bonn: Bundesministerium des Innern.
- Döring, Ralf / Ott, Konrad (2001): Nachhaltigkeitskonzepte, in: *Zeitschrift für Wirtschafts- und Umweltethik*, Vol. 2, Nr. 3, S. 315-342.
- Farzin, Hossein Y. / Bond, Craig A. (2008): Democracy and Environmental Quality, in: *Journal of Development Economics*, Vol. 81, S. 213-235.
- Fiorino, Daniel J. (2011): Explaining National Environmental Performance. Approaches, Evidence, and Implications, in: *Policy Sciences*, Vol. 44, Nr. 4, S. 367-389.
- Fischer, Corinna / Grieshammer, Rainer / Barth, Regine / Brohmann, Bettina / Brunn, Christoph / Heyen, Dirk Arne / Keimeyer, Friedhelm / Wolff, Franziska (2013): Mehr als nur weniger. Suffizienz: Begriff, Begründung und Potenziale, Working Paper 2, Öko-Institut e.V.
- Fortin, Jessica (2008): Patterns of Democracy? Counterevidence from Nineteen Post-Communist Countries, in: *Zeitschrift für Vergleichende Politikwissenschaft*, Vol. 2, Nr. 2, S.199-220.
- Freedom House (2018): Freedom of the World, <https://freedomhouse.org/report/freedom-world/freedom-world-2018> (Zugriff am 27.06.2019).
- Freedom House (2019): Country and Territory Ratings and Statuses, 1973-2018, <https://freedomhouse.org/content/freedom-world-data-and-resources> (Zugriff 16.07.2019).

- Garriga, Ana Carolina (2016a): Central Bank Independence in the World. A New Data Set, in: International Interactions, Vol. 42, Nr. 5, S. 849-868.
- Garriga, Ana Carolina (2016b): Central Bank Independence in the World. A New Data Set, Online Appendix [https://drive.google.com/file/d/0B6aTJWE\\_InwvRWVkyNBJX2drNGM/view](https://drive.google.com/file/d/0B6aTJWE_InwvRWVkyNBJX2drNGM/view) (14.05.2019).
- Global Footprint Network (2019): National Footprint and Biocapacity Accounts 2019 Public Data Package, <https://www.footprintnetwork.org/licenses/public-data-package-free/> (Zugriff 16.07.2019).
- Hamilton, Kirk (2000): Genuine Saving as a Sustainability Indicator, in: Environment Department Papers Nr. 77, The World Bank.
- Honaker, James / King, Gary (2010): What to Do about Missing Values in Time-Series Cross-Section Data, in: American Journal of Political Science, Vol. 54, Nr. 2, S. 561-581.
- Ismayr, Wolfgang (2009): Die politischen Systeme Westeuropas, 4. Auflage, Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Ismayr, Wolfgang (2010): Die politischen Systeme Osteuropas, 3. Auflage, Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Jahn, Detlef (1998): Environmental Performance and Policy Regimes. Explaining Variations in 18 OECD-Countries, in: Policy Sciences, Vol. 31, Nr. 2, S. 107-131.
- Jahn, Detlef (2009): Die Aggregatdatenanalyse in der vergleichenden Politikwissenschaft, in: Pickel, Susanne / Pickel, Gert / Lauth, Hans-Joachim / Jahn, Detlef (Hrsg.): Methoden der vergleichenden Politik- und Sozialwissenschaft. Neue Entwicklungen und Anwendungen, Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 173-196.
- Jahn, Detlef (2013): Einführung in die vergleichende Politikwissenschaft, Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Jahn, Detlef (2013): Einführung in die vergleichende Politikwissenschaft, 2. Auflage, Wiesbaden: Springer VS.
- Jahn, Detlef (2016): The Politics of Environmental Performance. Institutions and Preferences in Industrialized Democracies, Cambridge: Cambridge University Press.

- Jean W. Graber / Richard R. Graber (1976): Environmental Evaluations using Birds and their Habitats. Biological Notes Nr. 97, Urbana, Ill.: State of Illinois Dept. of Registration and Education, Natural History Survey Division.
- Kaiser, Henry F. (1974): An Index of Factorial Simplicity, in: Psychometrika, Vol. 39, Nr. 1, S. 31-36.
- Kittel, Bernhard / Obinger, Herbert (2002): Political Parties, Institutions, and the Dynamics of Social Expenditure in Times of Austerity, MPIfG discussion paper Nr. 02/1, Köln: Max-Planck- Institut für Gesellschaftsforschung.
- Klopp, Eric (2010): Explorative Faktorenanalyse, [http://psydok.psycharchives.de/jspui/bitstream/20.500.11780/3369/1/Explorative\\_Faktorenanalyse\\_final.pdf](http://psydok.psycharchives.de/jspui/bitstream/20.500.11780/3369/1/Explorative_Faktorenanalyse_final.pdf) (Zugriff am 18.05.2019).
- Kneisler, Isabel (2010): Das italienische Parteiensystem im Wandel, Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Kohler, Ulrich / Kreuter, Frauke (2016): Datenanalyse mit Stata. Allgemeine Konzepte der Datenanalyse und ihre praktische Anwendung, Berlin: De Gruyter Oldenbourg.
- Laasko, Markku / Taagepera, Rein (1979): Effective Number of Parties: A Measure with Application to West Europe, in: Comparative Political Studies, Vol. 12, Nr.1, S. 3-27.
- Lange, Glenn-Marie / Wodon, Quentin / Carey, Kevin (2018): The Changing Wealth of Nations 2018. Building a Sustainable Future, Washington: Weltbank.
- Lange, Stefan / Waschkuhn, Arno (2010): Performanz, in: Nohlen, Dieter / Schultze, Rainer-Olaf (Hrsg.): Lexikon der Politikwissenschaft, Band 2, 4. Auflage, München: C. H. Beck, S. 728-729.
- Lauth, Hans-Joachim / Pickel, Gert / Pickel, Susanne (2015): Methoden der vergleichenden Politikwissenschaft. Eine Einführung, 2. Auflage, Wiesbaden: Springer VS.
- Li, Quan / Reuveny, Rafael (2006): Democracy and Environmental Degradation, in: International Studies Quarterly, Vol. 50, Nr. 4, S. 935-956.
- Lijphart, Arend (1999): Patterns of Democracy. Government Forms and Performance in Thirty-Six Countries, New Haven: Yale University Press.
- Lijphart, Arend (2012): Patterns of Democracy. Government Forms and Performance in Thirty-Six Countries, 2. Auflage, New Haven: Yale University Press.

- Lorenz, Astrid (2005): How to Measure Constitutional Rigidity: Four Concepts and two Alternatives, in: Journal of Theoretical Politics, Vol. 17, Nr. 3, S. 341-363.
- Lowell, Lawrence (1896): Governments and Parties in Continental Europe, Boston: Houghton Mifflin.
- March, James G. / Olsen, Johan P. (2011): Elaborating the “New Institutionalism”, in: Goodin, Robert E. (Hrsg.): The Oxford Handbook of Political Science, Oxford: Oxford University Press, S. 159-175.
- Marco, Lisi (2019): Party System Change, the European Crisis and the State of Democracy, New York: Routledge.
- Midlarsky, Manus I. (1998): Democracy and the Environment: An Empirical Assessment, in: Journal of Peace Research, Special Issue on Environmental Conflict, Vol. 35, Nr. 3, S. 341-361.
- Mill, John Stuart (1875): A system of logic, ratiocinative and inductive. Being a connected view of the principles of evidence and the methods of scientific investigation, 9. Auflage, London: Longmans, Green, Reader, and Dyer.
- Muno, Wolfgang (2010): Umweltpolitik, in: Lauth, Hans-Joachim (Hrsg.): Vergleichende Regierungslehre, 3. Auflage, Wiesbaden: VS Verlag, S. 349-372.
- Murakami, Hiroshi (2009): The Changing Party System in Japan 1993-2007: More Competition and Limited Convergence, in: Ritsumeikan Law Review, Vol. 26, S. 27-48.
- Neumayer, Eric (2003): Are Left-Wing Party Strength and Corporatism Good for the Environment? Evidence from Panel Analysis of Air Pollution in the OECD Countries, in: Ecological Economics, Vol 45, Nr. 2, S. 203-220.
- Neumayer, Eric (2010): Weak versus Strong Sustainability. Exploring the Limits of two Opposing Paradigms, Cheltenham: Edward Elgar.
- OECD (2004): OCED Environmental Data Compendium 2004, Paris: OCED Publication.
- OECD (2008): Handbook on Constructing Composite Indicators. Methodology and User Guide, Paris: OECD Publications.
- Olson, Mancur (1968): Die Logik des kollektiven Handelns. Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen, Tübingen: J. C. B. Mohr (Paul Siebeck).

- Ozzy, Joshua / Rey, Denis (2013): Wild Spaces or Polluted Places: Contentious Policies, Consensus Institutions, and Environmental Performance in Industrialized Democracies, in: *Global Environmental Politics*, Vol. 13, Nr. 4, S. 81-100.
- Palmer, Monte (1997): *Political Development. Dilemmas and Challenges*, Itasca: F. E. Peacock.
- Pehnt, Martin (2010): Energieeffizienz – Definitionen, Indikatoren, Wirkungen, in: Pehnt, Martin (Hrsg.): *Energieeffizienz. Ein Lehr- und Handbuch*, Berlin: Springer, S. 1-34.
- Plümper, Thomas / Troeger, Vera E. (2007): Efficient Estimation of Time-Invariant and Rarely Changing Variables in Finite Sample Panel Analyses Unit Fixed Effects, in: *Political Analysis*, Vol. 15, Nr. 2, S.124-139.
- Plümper, Thomas / Troeger, Vera E. / Manow, Philip (2005): Panel Data Analysis in Comparative Politics. Linking Method to Theory, in: *European Journal of Political Research*, Vol. 44, Nr. 2, S. 327–354.
- Poloni-Staudinger, Lori M. (2008): Are consensus democracies more environmentally effective?, in: *Environmental Politics*, Vol. 17, Nr. 3, S. 410-430.
- Przeworski, Adam / Teune, Henry (1970): *The Logic of Comparative Social Inquiry*, New York: John Wiley.
- Rippl, Susanne (2004): *Umweltbewusstsein und Umweltverhalten. Ein empirischer Theorienvergleich aus kulturvergleichender Perspektive*. Habilitationsschrift, Technische Universität Chemnitz.
- Roberts, Andrew (2006): What Kind of Democracy is Emerging in Eastern Europe?, in: *Post-Soviet Affairs*, Vol.22,Nr. 1, S.37-64.
- Roller, Edeltraud (2005): *The Performance of Democracies. Political Institutions and Public Policy*, Oxford: Oxford University Press.
- Roller, Edeltraud (2007): Politische Performanz, in: Fuchs, Dieter / Roller, Edeltraud (Hrsg.): *Lexikon Politik. Hundert Grundbegriffe*, Stuttgart: Reclam, S. 226-231.
- Scharpf, Fritz W. (1989): Decision Rules, Decision Styles, and Policy Choices, in: *Journal of Theoretical Politics*, Vol. 1, Nr. 1, S. 149-176.

- Schmidt, Manfred G. (1992): Regierungen. Parteipolitische Zusammensetzung, in: Manfred G. Schmidt (Hrsg.): Lexikon der Politik, Band 3: Die westlichen Länder, München: C.H. Beck, S. 155-183.
- Schmidt, Manfred G. (1996): When Parties Matter. A Review of the Possibilities and Limits of Partisan Influence on Public Policy, in: European Journal of Political Research, Vol. 30, Nr. 2, S.155-183.
- Schmidt, Manfred G. (2002): Political performance and Types of Democracy. Findings from Comparative Studies, in: European Journal of Political Research, Vol. 41, Nr. 1, S. 147-163.
- Schmidt, Manfred G. (2019): Demokratietheorien, 6. Auflage, Wiesbaden: Springer VS.
- Schmitt, Carina (2015): Makro-quantitative Methoden, in: Wenzelburger, Georg / Zohlnhöfer, Reimut (Hrsg.): Handbuch Policy-Forschung, Wiesbaden: Springer VS, S. 409-428.
- Scuggs, Lyle A. (2001): Is There Really a Link Between Neo-Corporatism and Environmental Performance? Updated Evidence and New Data for the 1980s and 1990s, in: British Journal of Political Science, Vol. 31, Nr. 4, S. 686-692.
- Scuggs, Lyle A. (2003): Sustaining Abundance. Environmental Performance in Industrial Democracies, Cambridge: Cambridge University Press.
- Scuggs, Lyle A. (1999): Institutions and Environmental Performance in Seventeen Western Democracies, in: British Journal of Political Science, Vol. 29, Nr. 1, S. 1-31.
- Shafik, Nemat (1994): Economic Development and Environmental Quality. An Econometric Analysis, in: Oxford Economic Papers, Vol. 46, Issue Supplement, S. 757-773.
- Spieß, Martin (2005): Analyse von Längsschnittdaten mit fehlenden Werten, Habilitationsschrift, Universität Bremen.
- Styckow, Petra (2007): Vergleich politischer Systeme, Paderborn: Wilhelm Fink Verlag.
- Tosun, Jale (2015): Umweltpolitik, in: Wenzelburger, Georg / Zohlnhöfer, Reimut (Hrsg.): Handbuch Policy-Forschung, Wiesbaden: Springer VS, S. 641-662.
- Tsebelis, George (2002): Veto Players. How Political Institutions Work, Princeton: Princeton University Press.

- Tsebelis, George (2017): Constitutional Data, <https://sites.lsa.umich.edu/tsebelis/data/constitutional-data-2/> (Zugriff 26.07.2019).
- Tsebelis, George (2017): The Time Inconsistency of Long Constitutions: Evidence from the World, in: *European Journal of Political Research*, Vol. 56, Nr. 4, S. 820-845.
- Ungarische Republik (1989): Verfassung der Ungarischen Republik vom 20. August 1949 in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Oktober 1989, <http://www.verfassungen.eu/hu/verf49-89.htm> (Zugriff 20.05.2019)
- Vatter, Adrian (2009): Lijphart Expanded: Three Dimensions of Democracy in Advanced OECD Countries?, in: *European Political Science Review*, Vol. 1, Nr. 1, S.125-154.
- Wackernagel, Mathis / Schulz, Niels B. / Deumling, Diana / Linares, Alejandro C. / Jenkins, Martin / Kapos, Valerie / Monfreda, Chad / Loh, Jonathan / Myers, Norman / Norgaard, Richard / Randers, Jorgen (2002): Tracking the Ecological Overshoot of the Human Economy, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 99, Nr. 14, S. 9266-9271.
- Walchuck, Brad (2011): A Whole New Ballgame: The Rise of Canada's Fifth Party System, in: *American Review of Canadian Studies*, Vol. 42, Nr. 3, S. 418-434.
- Wälti, Sonja (2004): How Multilevel Structures Affect Environmental Policy in Industrialized Countries, in: *European Journal of Political Research*, Vol. 43, Nr. 4, S. 599-634.
- Ward, Hugh (2008): Liberal Democracy and Sustainability, in: *Environmental Politics*, Vol. 17, Nr. 3, S. 386-409.
- WCED (1987): *Our Common Future*. Report of the World Commission on Environment and Development, New York: Vereinte Nationen.
- Weber, Sylvain (2010): bacon: An effective way to detect outliers in multivariate data using Stata (and Mata), in: *The Stata Journal*, Vol. 10, Nr. 3, S. 331-338.
- Wendling, Zachary A. / Emersion, John W. / Esty, Daniel C. / Levy, Marc A. / De Sherbinin, Alex et al. (2018): *Environmental Performance Index 2018. Technical Appendix*, New Haven: Yale Center for Environmental Law and Policy.
- Wenzelburger, Georg / Jäcke, Sebastian / König, Pascal (2014): *Weiterführende statistische Methoden für Politikwissenschaftler. Eine anwendungsbezogene Einführung mit Stata*, München: De Gruyter Oldenbourg.

Woldendorp, Jaap / Keman, Hans / Budge, Ian (2000): *Government in 48 Democracies 1945-1998. Composition-Duration-Personnel*, Dordrecht: Kluwer.

Wurster, Stefan (2011): Sustainability and Regime Type: Do Democracies Perform Better in Promoting Sustainable Development than Autocracies?, in: *Journal for Comparative Government and European Policy*, Vol. 9, Nr. 4, S. 538-559.

Wuster, Stefan (2013): Comparing ecological sustainability in autocracies and democracies, in: *Contemporary Politics*, Vol. 19, Nr. 1, S. 76-93.

## **Tabellenverzeichnis**

### *Tabelle 1:*

Operationalisierung von Mehrheits- und Konsensdemokratien nach Lijphart 16

### *Tabelle 2:*

Überblick über den Forschungsstand 21

### *Tabelle 3:*

Indikatoren der Exekutive-Parteien Dimension des CPDS 44

### *Tabelle 4:*

Erklärende Variablen im Überblick 58

### *Tabelle 5:*

Systematik in Fehlertermen und geeignete Analyseverfahren 61

### *Tabelle 6:*

Multivariate Regressionsmodelle für die Erklärung ökologischer Performanz 68

### *Tabelle 7:*

Robustheitstests für die Erklärung von Performanz schwacher Nachhaltigkeit 70

### *Tabelle 8:*

Effekte konsensdemokratischer Strukturen auf ökologische Performanz (RIM) 71

### *Tabelle 9:*

Mittelwertmodelle zur Erklärung ökologischer Performanz 72

### *Tabelle 10:*

Reduzierte Mittelwertmodelle zur Erklärung ökologischer Performanz 73

## **Abbildungsverzeichnis**

<i>Abbildung 1:</i>	
Ergebnisse der explorativen Faktorenanalyse nach Lijphart	17
<i>Abbildung 2:</i>	
Zuordnung von Indikatoren zu Nachhaltigkeitsdimensionen	30
<i>Abbildung 3:</i>	
Fehlende Werte	32
<i>Abbildung 4:</i>	
Indikatoren ökologischer Performanz nach Ländern im Vergleich der Jahre 2000 und 2015	37
<i>Abbildung 5:</i>	
Ladungsmatrix nach orthogonaler Rotation	39
<i>Abbildung 6:</i>	
Zusammensetzung ökologischer Performanzindizes	40
<i>Abbildung 7:</i>	
Ökologische Performanzindizes nach Ländern	41
<i>Abbildung 8:</i>	
Ökologische Performanzindizes im Zeitverlauf	42
<i>Abbildung 9:</i>	
Institutionelle Strukturen im zweidimensionalen Raum	47
<i>Abbildung 10:</i>	
Entwicklung institutioneller Strukturen im Zeitverlauf	49
<i>Abbildung 11:</i>	
Das Standardmodell der vergleichenden Politikfeldforschung	50
<i>Abbildung 12:</i>	
Wirtschaftliches Leistungsniveau und ökologische Performanz	55
<i>Abbildung 13:</i>	
Random-Intercept-Modell und Random-Slope-Modell im Vergleich	64
<i>Abbildung 14:</i>	
Institutionelle Strukturen und ökologische Performanz (bivariat)	66

## **Appendix**

- A** Regierungsverantwortung Umweltpolitik
- B** Messung ökologischer Performanz mit Hilfe explorativer Faktorenanalyse
- C** Ökologischer Fußabdruck der Untersuchungsländer
- D** Quellen und Standardisierung ökologischer Performanzindikatoren
- E** Fehlende Werte und schrittweise Imputation
- F** Histogramme ökologischer Indikatoren
- G** Paarweise Korrelationen von ökologischen Performanzindikatoren
- H** Explorative Faktorenanalyse mit Ländermittelwerten
- I** Unabhängigkeit der Zentralbank nach Garriga
- J** Erklärung ökologischer Performanz durch das wirtschaftliche Leistungsniveau
- K** Vorhersage des Effekts von GDP auf ökologische Performanz
- L** Hausman Test
- M** Institutionelle Strukturen und ökologische Performanz (Ergänzung zu Abb. 14)
- N** Korrelationen unabhängiger Variablen
- O** Variance Inflation Factor
- P** Ergänzung der Jahres FE aus Tabelle 6
- Q** Ergänzung der Jahres FE aus Tabelle 7
- R** Länderspezifische Vorhersage ökologischer Performanz in Abhängigkeit institutioneller Strukturen
- S** Wirtschaftliches Leistungsniveau und ökologische Performanz
- T** Reduzierte Mittelwertmodelle mit variierender Kombination von Kontrollvariablen

## Appendix A: Regierungsverantwortung Umweltpolitik

	ISSP 1996	ISSP 2006	ISSP 2016
Australien	96.2	95.1	90.2
Belgien			91.7
Kannada	92.7	93.7	
Tschechien	97.0	89.9	87.3
Denmark			89.6
Finnland			85.3
Frankreich	95.2	96.5	94.0
Deutschland	96.3	94.2	93.4
Ungarn	97.4	95.8	94.1
Irland	97.6	96.0	
Italien	97.1		
Japan	94.2	89.8	85.2
Lettland	93.5	91.4	87.9
Litauen			89.0
Neuseeland	96.5	92.4	91.6
Norwegen	93.9	92.3	90.1
Polen	96.1	97.8	
Slowakei			93.3
Slowenien	94.9	95.3	96.2
Spanien	97.4	97.0	95.6
Schweden	93.9	89.5	87.0
Schweiz	88.6	89.6	89.3
Großbritannien	95.1	91.3	88.2
USA	88.7	93.7	90.4
	94.8	93.4	90.5

Quelle: ISSP 1996, 2006, 2016

Anmerkung: Anteil zustimmender Antworten auf die Frage „On the whole, do you think it should or should not be the government's responsibility to impose strict laws to make industry do less damage to the environment“.

## Appendix B: Messung ökologischer Performanz mit Hilfe explorativer Faktorenanalyse

Quelle	Determinanten von Umweltperformanz	Messung von ökologischer Performanz					
		Methode	Faktoren	Bestehend aus			
Scruggs 2003	strukturelle, kulturelle und institutionelle Faktoren	Aggregierter Index, anschließende EFA	Environmental Performance	SOx			
				Nox			
				Städtischer Müll [pro Kopf]			
				Recycling von Glas und Papier [%]			
				Zugang Abwasseraufbereitung [% Bevölkerung]			
				Düngernutzung [pro 10000 Agrarfläche]			
Poloni-Staudinger 2008	Mehrheits- und Konsensdemokratie	EFA (Varimax Rotation)	Faktor "mundane environmentalism"	Recycling für Glas und Papier [%] Ausgaben für Wasseraufbereitung [pro Kopf] Bleifreier Kraftstoff [Marktanteil] Naturschutzgebiete [%]			
			Faktor "environmental taxation"	Energie [Steuern in % Gesamtsteuern] Wasser [Steuern in % Gesamtsteuern] NO <sub>x</sub> [Steuern in % Gesamtsteuern]			
			Faktor "conservation"	Naturreservate [%] ICUN Redbooks [7stufige Skala]			
			Faktor "nuclear energy production"	Nukleare Energie [% Energieproduktion]			
			Jahn 2016	Agenda Setting Power Model (Präferenzen* Institutionen)	EFA (Parsimax Rotation)	Faktor "General Environmental Performance"	SOx [pro Kopf]
							Nox [pro Kopf]
CO [pro Kopf]							
VOCs [pro Kopf]							
CO2 [pro Kopf]							
Faktor "Mundane Environmental Performance"	Städtischer Müll [pro Kopf]						
	Nuklearer Müll [pro Kopf]						
	Frischwasser Entnahmen [%]						
Faktor "Water Pollution"	Recycling von Glas und Papier [%]						
	Zugang Abwasseraufbereitung [% Bevölkerung]						
				Wasserqualität von Flüssen [DO und BOD Konzentration]			
				Wasserqualität von Seen [HNO <sub>3</sub> und P Konzentration]			
				Düngernutzung [% km <sup>2</sup> ]			

## Appendix C: Ökologischer Fußabdruck der Untersuchungsländer

	2000	2015		2000	2015
Australien	4.33	3.89	Welt	1.38	1.69
Österreich	3.06	3.63	OECD	3.20	3.33
Kanada	4.90	4.71	Untersuchungsländer	3.21	3.30
Chile	1.94	2.60			
Dänemark	4.75	4.39			
Estland	3.24	4.32			
Finnland	3.35	3.55			
Frankreich	2.98	2.86			
Deutschland	2.96	3.00			
Griechenland	3.44	2.51			
Ungarn	1.89	2.16			
Irland	3.42	3.18			
Israel	2.95	3.49			
Italien	3.01	2.70			
Japan	2.84	2.72			
Korea	2.72	3.56			
Lettland	2.30	3.81			
Litauen	1.96	3.41			
Mexico	1.53	1.56			
Niederland	3.39	3.48			
Neuseeland	3.28	3.16			
Norwegen	3.48	3.57			
Tschechien	3.00	3.38			
Polen	2.29	2.54			
Portugal	2.60	2.42			
Slowenien	2.58	2.99			
Slowakei	2.01	2.57			
Spanien	2.99	2.42			
Schweden	3.46	3.74			
Schweiz	3.01	2.89			
Türkei	1.57	2.03			
Vereinigtes Königreich	3.08	2.79			
Vereinigte Staaten	5.52	4.97			
Belgien	4.14	3.88			
Luxemburg	8.04	7.78			

Quelle: Ecological Footprint Network (2019). Ohne Werte für Island.

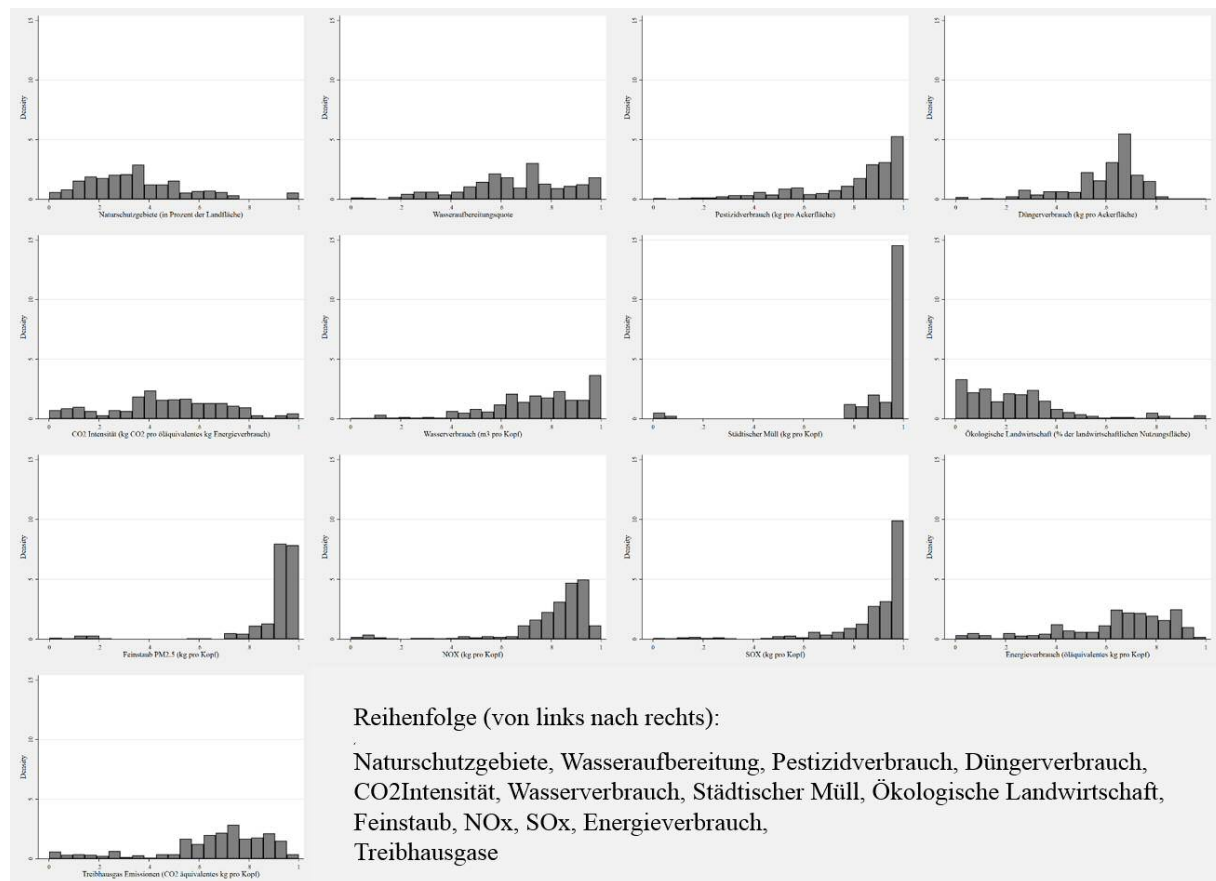
## Appendix D: Quellen und Standardisierung ökologischer Performanzindikatoren

Indikator	Vorstandardisierung	Datenquelle	Transformation
Protected Area (terrestrial+marin, % of total land area)		OECD	(Min-Max)
Wastewater Treatment (% population connected)		OECD	(Min-Max)
Recycling (%)		OECD	(Min-Max)
Pesticides Use (t)	per area of cropland: t/km <sup>2</sup>	FAOstat	(Min-Max)*(-1)
Fertilizer Use (per area of cropland: kg/ha)		FAOstat	(Min-Max)*(-1)
CO <sub>2</sub> Intensity (kg per kg of oil equivalent energy use)		World Bank	(Min-Max)*(-1)
Water Use - Total Water Withdrawal (10 <sup>9</sup> m <sup>3</sup> )	m <sup>3</sup> per capita	Aquastat (FAO)	(Min-Max)*(-1)
Municipal Waste generated (kg per capita)		OECD	(Min-Max)*(-1)
Organic Farming (in 1000 ha)	% of agricultural land	FAOstat	(Min-Max)
Particulates (PM2.5) Emission (kg per capita)		OECD	(Min-Max)*(-1)
Nitrogen Oxides (NO <sub>x</sub> ) Emission (kg per capita)		OECD	(Min-Max)*(-1)
Sulphur Oxides (SO <sub>x</sub> ) Emission (kg per capita)		OECD	(Min-Max)*(-1)
Energy use (kg of oil equivalent, per capita)		World Bank	(Min-Max)*(-1)
Renewable electricity output (% of total electricity output)		World Bank	(Min-Max)
Total greenhouse gas emissions (1000 kg CO <sub>2</sub> equivalent, per capita)		OECD	(Min-Max)*(-1)

## Appendix E: Fehlende Werte und schrittweise Imputation

		Fehlende Werte (%)	Fehlende Werte (%) nach linearer Interpolation	Fehlende Werte (%) nach linearer Inter- und Extrapolation
Indikatoren für starke Nachhaltigkeits- konzeption	Wasserverbrauch	82.8	22.9	10.4
	Städtischer Müll	6.5	3.5	3.5
	Ökologische Landwirtschaft	26.7	26.7	0
	Feinstaub PM2.5	6.9	6.9	6.9
	NO <sub>x</sub>	0	0	0
	SO <sub>x</sub>	0	0	0
	Energieverbrauch	0	0	0
Indikatoren für schwache Nachhaltigkeits- konzeption	Treibhausgase	0	0	0
	Naturschutzgebiete	0	0	0
	Wasseraufbereitung	36.6	20.3	10.4
	Recycling	9.1	6.3	3.5
	Pestizide	7.1	7.1	6.9
	Dünger	18.5	18.5	6.9
	Erneuerbare Energie	0	0	0
CO <sub>2</sub> Intensität	6.3	6.3	0	
		13.4	7.9	3.2

## Appendix F: Histogramme ökologischer Indikatoren



## Appendix G: Paarweise Korrelationen von ökologischen Performanzindikatoren

	Wasser- verbrauch	Städt. Müll	Öko. Land- wirtschaft	Luftver- schmutz- ung	Energie- verbrauch	Treibhaus- gase	Natur- schutz- gebiete	Wasser- aufbe- ereitung	Recycling	Dünger/ Pestizide	Energie- intensität/ RE
Wasserverbrauch	1.00										
Städtischer Müll	0.46	1.00									
Öko. Landwirtschaft	0.20	0.29	1.00								
Luftverschmutzung	0.41	0.15	0.26	1.00							
Energieverbrauch	0.51	0.46	0.13	0.52	1.00						
Treibhausgase	0.53	0.45	0.34	0.79	0.71	1.00					
Naturschutzgebiete	0.20	0.10	0.10	0.30	0.40	0.25	1.00				
Wasseraufbereitung	-0.06	-0.04	0.27	0.11	-0.20	-0.05	-0.19	1.00			
Recycling	0.02	-0.13	0.14	-0.09	-0.37	-0.26	-0.05	0.52	1.00		
Dünger/ Pestizide	-0.06	0.05	0.19	-0.34	-0.02	-0.08	-0.17	-0.08	-0.15	1.00	
Energieintensität/ Erneuerbare Energie	0.05	0.19	0.30	0.20	-0.21	0.26	-0.13	0.28	0.19	0.05	1.00
	0.28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	

## Appendix H: Explorative Faktorenanalyse mit Ländermittelwerten

Rotated factor loadings (pattern matrix) and unique variances

Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Factor4	Uniqueness
mw_airemis~n	0.8518				0.1984
mw_waste	0.6874				0.4716
mw_recycling		0.8132			0.3314
mw_ghgpc	0.8818				0.1529
mw_waterus~c	0.6687				0.3607
mw_watertr~t		0.5913			0.6033
mw_energyuse	0.6011	-0.5314			0.3261

(blanks represent abs (loading) < .5)

## Appendix I: Unabhängigkeit der Zentralbank nach Garriga (2016a)

Jahr	Polen	Tschechien	Ungarn	Slowakei	Slowenien	Estland	Lettland	Litauen
1991	0.46		0.63		0.59			
1992	0.46	0.69	0.63	0.61	0.59		0.48	0.20
1993	0.46	0.69	0.63	0.61	0.59	0.87	0.48	0.20
1994	0.46	0.69	0.63	0.61	0.59	0.87	0.48	0.31
1995	0.46	0.69	0.63	0.61	0.59	0.87	0.48	0.31
1996	0.46	0.69	0.63	0.61	0.59	0.87	0.48	0.31
1997	0.88	0.69	0.63	0.61	0.59	0.87	0.48	0.31
1998	0.88	0.69	0.63	0.61	0.59	0.87	0.48	0.31
1999	0.88	0.69	0.63	0.65	0.59	0.87	0.48	0.31
2000	0.88	0.69	0.63	0.65	0.59	0.87	0.48	0.31
2001	0.88	0.69	0.84	0.65	0.59	0.87	0.48	0.84
2002	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.87	0.89	0.84
2003	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.84	0.89	0.84
2004	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.84	0.89	0.84
2005	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.84	0.89	0.84
2006	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.84	0.89	0.84
2007	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.86	0.89	0.84
2008	0.88	0.83	0.84	0.65	0.86	0.86	0.89	0.84
2009	0.88	0.83	0.84	0.80	0.86	0.86	0.89	0.84
2010	0.88	0.83	0.84	0.80	0.86	0.86	0.89	0.84
2011	0.88	0.83	0.84	0.80	0.86	0.86	0.89	0.84
2012	0.88	0.83	0.84	0.80	0.86	0.86	0.89	0.84

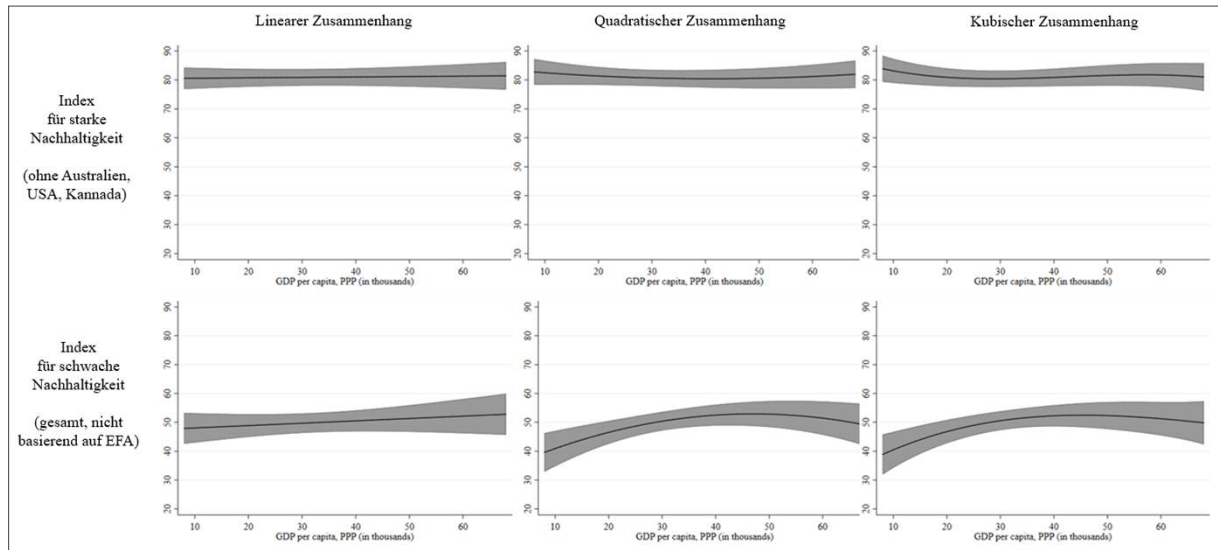
**Anmerkung:** Aufgrund der Berechnung der Werte der Länderjahre über Zehnjahresmittelwerte, wurde die Variable bis 1991 nach derselben Vorgehensweise ersetzt (die Werte von 1991 bis 2000 ergeben den Wert für das Jahr 2010), werden hier aus Platzgründen aber nicht aufgeführt. Auf Basis dieser Werte wird zuvor eine Dummyvariable durch den Grenzwert 0,5 gebildet, damit die Berechnung der Indexwerte nach Schmidt (1996) möglich ist. Werte nach 2012 werden aus den in Kapitel 6.2.2 beschriebenen Gründen durch die Jahreswerte von 2012 ersetzt.

## Appendix J: Erklärung ökologischer Performanz durch das wirtschaftliche Leistungsniveau

	starke Nachhaltigkeit			schwache Nachhaltigkeit			schwache Nachhaltigkeit		
	(Faktorindex)			(Faktorindex)			(Gesamtindex)		
gdp	0.0482 (0.0540)	-0.190 (0.132)	-0.725*** (0.233)	0.113 (0.145)	1.813*** (0.339)	2.403*** (0.649)	0.0816 (0.0889)	0.824*** (0.215)	1.095*** (0.412)
gdp*gdp		0.00266** (0.00135)	0.0193*** (0.00615)		-0.0194*** (0.00368)	-0.0379** (0.0177)		-0.00876*** (0.00233)	-0.0172 (0.0112)
gdp*gdp*gdp			-0.000149*** (5.35e-05)			0.000167 (0.000155)			7.60e-05 (9.84e-05)
2001.year	0.144 (0.196)	0.259 (0.204)	0.282 (0.202)	1.403** (0.580)	0.604 (0.584)	0.582 (0.584)	0.217 (0.366)	-0.117 (0.371)	-0.129 (0.371)
2002.year	-0.320 (0.289)	-0.0923 (0.310)	-0.0576 (0.307)	3.760*** (0.846)	2.178** (0.869)	2.148** (0.869)	1.057** (0.532)	0.397 (0.552)	0.379 (0.552)
2003.year	-0.323 (0.360)	-0.0112 (0.392)	0.0429 (0.389)	6.413*** (1.049)	4.250*** (1.088)	4.201*** (1.088)	3.729*** (0.658)	2.827*** (0.690)	2.799*** (0.691)
2004.year	-0.0167 (0.444)	0.421 (0.494)	0.435 (0.490)	7.611*** (1.278)	4.587*** (1.343)	4.586*** (1.342)	4.359*** (0.799)	3.107*** (0.852)	3.099*** (0.851)
2005.year	0.0109 (0.522)	0.550 (0.587)	0.538 (0.581)	8.324*** (1.490)	4.606*** (1.574)	4.639*** (1.573)	4.683*** (0.929)	3.153*** (0.997)	3.159*** (0.996)
2006.year	0.00543 (0.640)	0.704 (0.728)	0.606 (0.722)	10.77*** (1.802)	5.981*** (1.912)	6.115*** (1.914)	5.546*** (1.120)	3.600*** (1.210)	3.649*** (1.211)
2007.year	0.539 (0.743)	1.358 (0.847)	1.193 (0.841)	10.92*** (2.077)	5.338** (2.200)	5.552** (2.206)	6.150*** (1.287)	3.894*** (1.392)	3.975*** (1.395)
2008.year	2.261*** (0.825)	3.145*** (0.934)	2.957*** (0.928)	12.10*** (2.295)	6.088** (2.414)	6.329*** (2.421)	7.382*** (1.420)	4.971*** (1.527)	5.064*** (1.530)
2009.year	1.663** (0.800)	2.510*** (0.904)	2.333*** (0.897)	12.66*** (2.236)	6.877*** (2.354)	7.105*** (2.360)	7.705*** (1.386)	5.368*** (1.489)	5.455*** (1.493)
2010.year	2.598*** (0.863)	3.492*** (0.970)	3.282*** (0.964)	14.29*** (2.404)	8.206*** (2.517)	8.472*** (2.525)	8.352*** (1.489)	5.906*** (1.592)	6.009*** (1.597)
2011.year	3.068*** (0.945)	4.013*** (1.055)	3.767*** (1.049)	15.67*** (2.623)	9.274*** (2.721)	9.582*** (2.732)	9.192*** (1.622)	6.647*** (1.721)	6.768*** (1.727)
2012.year	3.197*** (0.997)	4.153*** (1.104)	3.910*** (1.097)	15.48*** (2.760)	9.024*** (2.841)	9.329*** (2.851)	9.438*** (1.705)	6.890*** (1.796)	7.009*** (1.802)
2013.year	3.821*** (1.076)	4.821*** (1.184)	4.531*** (1.178)	17.02*** (2.970)	10.31*** (3.035)	10.66*** (3.049)	10.21*** (1.833)	7.588*** (1.919)	7.729*** (1.927)
2014.year	3.945*** (1.135)	4.977*** (1.244)	4.642*** (1.238)	19.13*** (3.124)	12.22*** (3.180)	12.63*** (3.198)	10.96*** (1.927)	8.271*** (2.010)	8.434*** (2.020)
Constant	72.98*** (3.351)	76.91*** (3.850)	81.73*** (4.220)	40.10*** (4.681)	12.33* (6.535)	7.086 (8.221)	41.32*** (2.747)	29.38*** (4.118)	26.94*** (5.191)
AIC	1445.40	1441.55	1437.90	2331.15	2307.39	2308.24	1923.90	1912.07	1913.48
Observations	435	435	435	435	435	435	435	435	435
Number of groups	29	29	29	29	29	29	29	29	29

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

## Appendix K: Vorhersage des Effekts von GDP auf ökologische Performanz



## Appendix L: Hausman Test

		Bivariates Modell (Prob>chi2)	Gesamtmodell (Prob>chi2)
stark Nachhaltigkeit (Faktorindex)	Exekutive-Parteien Dimension	0.0084	0.4031
	Föderalismus-Unitarismus Dimension	0.0382	0.5244
schwache Nachhaltigkeit (Faktorindex)	Exekutive-Parteien Dimension	0.1537	0.0000
	Föderalismus-Unitarismus Dimension	0.0932	0.2427
schwache Nachhaltigkeit (Gesamtindex)	Exekutive-Parteien Dimension	0.0727	0.0000
	Föderalismus-Unitarismus Dimension	0.1128	0.3983



## Appendix O: Variance Inflation Factor

	VIF	
dimension1	1.22	1.34
dimension2	1.31	1.37
gov_party	1.04	1.06
gdp	2.2	4.17
gdp_growth	1.17	2.27
age65	1.31	1.91
popdensity	1.48	1.5
trade	1.84	1.95
postcom	2.99	3.97
year.2001		1.9
year.2002		1.92
year.2003		1.94
year.2004		1.94
year.2005		1.99
year.2006		2.08
year.2007		2.18
year.2008		2.48
year.2009		3.32
year.2010		2.42
year.2011		2.59
year.2012		2.78
year.2013		2.96
year.2014		3.01
Mean VIF	1.62	2.31

**Appendix P: Ergänzung der Jahres FE aus Tabelle 6**

Ökologische Performanz (starke Nachhaltigkeit, Faktorindex)										
(t+1)										
	1a	2a	3a	4a	5a	1b	2b	3b	4b	5b
2001.year	0.194 (0.188)	0.194 (0.188)	0.237 (0.215)	0.222 (0.222)	0.145 (0.223)	0.194 (0.185)	0.194 (0.185)	0.159 (0.216)	0.148 (0.223)	0.0581 (0.223)
2002.year	-0.219 (0.265)	-0.211 (0.266)	-0.117 (0.328)	-0.151 (0.347)	-0.212 (0.349)	-0.219 (0.262)	-0.215 (0.263)	-0.261 (0.332)	-0.283 (0.350)	-0.349 (0.350)
2003.year	-0.184 (0.325)	-0.172 (0.326)	-0.0260 (0.413)	-0.0768 (0.447)	-0.140 (0.450)	-0.184 (0.321)	-0.178 (0.323)	-0.218 (0.419)	-0.249 (0.450)	-0.314 (0.452)
2004.year	0.195 (0.375)	0.208 (0.376)	0.350 (0.515)	0.287 (0.563)	0.0928 (0.566)	0.195 (0.370)	0.201 (0.372)	0.111 (0.523)	0.0768 (0.568)	-0.140 (0.569)
2005.year	0.288 (0.419)	0.297 (0.420)	0.415 (0.615)	0.341 (0.678)	-0.00608 (0.683)	0.288 (0.414)	0.293 (0.415)	0.130 (0.625)	0.0935 (0.683)	-0.303 (0.687)
2006.year	0.403 (0.458)	0.410 (0.459)	0.442 (0.763)	0.361 (0.841)	-0.177 (0.852)	0.403 (0.453)	0.406 (0.454)	0.102 (0.775)	0.0709 (0.846)	-0.546 (0.858)
2007.year	1.033** (0.495)	1.037** (0.495)	0.985 (0.893)	0.891 (0.987)	0.237 (1.002)	1.033** (0.489)	1.035** (0.490)	0.597 (0.907)	0.565 (0.993)	-0.184 (1.008)
2008.year	2.824*** (0.529)	2.829*** (0.529)	2.673*** (1.020)	2.565** (1.129)	1.724 (1.153)	2.824*** (0.522)	2.826*** (0.523)	2.223** (1.036)	2.183* (1.137)	1.216 (1.161)
2009.year	2.171*** (0.561)	2.178*** (0.561)	2.004* (1.039)	1.879 (1.177)	1.186 (1.190)	2.171*** (0.554)	2.174*** (0.555)	1.518 (1.058)	1.478 (1.185)	0.690 (1.197)
2010.year	3.158*** (0.591)	3.170*** (0.592)	3.028*** (1.042)	2.897** (1.225)	2.070* (1.243)	3.158*** (0.584)	3.164*** (0.585)	2.584** (1.057)	2.573** (1.229)	1.636 (1.247)
2011.year	3.704*** (0.619)	3.725*** (0.622)	3.498*** (1.134)	3.372** (1.364)	2.320* (1.392)	3.704*** (0.612)	3.715*** (0.615)	3.032*** (1.149)	3.062** (1.365)	1.863 (1.395)
2012.year	3.873*** (0.646)	3.878*** (0.649)	3.591*** (1.197)	3.463** (1.486)	2.270 (1.520)	3.873*** (0.639)	3.868*** (0.642)	3.107** (1.213)	3.173** (1.485)	1.815 (1.521)
2013.year	4.570*** (0.672)	4.584*** (0.674)	4.198*** (1.279)	4.078** (1.634)	2.817* (1.666)	4.570*** (0.665)	4.577*** (0.666)	3.709*** (1.294)	3.830** (1.630)	2.404 (1.664)
2014.year	4.742*** (0.697)	4.757*** (0.699)	4.312*** (1.330)	4.196** (1.760)	2.887 (1.790)	4.742*** (0.689)	4.750*** (0.691)	3.829*** (1.344)	4.001** (1.754)	2.532 (1.784)

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

(Weiterführung von **Appendix P**)

Ökologische Performanz (schwache Nachhaltigkeit, Faktorindex)										
(t+1)										
	1a	2a	3a	4a	5a	1b	2b	3b	4b	5b
2001.year	1.519*** (0.558)	1.520*** (0.559)	0.774 (0.612)	0.874 (0.627)	1.217* (0.644)	1.519*** (0.556)	1.520*** (0.556)	0.865 (0.615)	0.951 (0.630)	1.348** (0.649)
2002.year	3.997*** (0.786)	4.001*** (0.790)	2.424*** (0.912)	2.616*** (0.952)	3.316*** (0.993)	3.997*** (0.783)	4.007*** (0.786)	2.588*** (0.919)	2.757*** (0.957)	3.534*** (1.000)
2003.year	6.736*** (0.960)	6.744*** (0.966)	4.541*** (1.138)	4.818*** (1.206)	5.773*** (1.266)	6.736*** (0.955)	6.752*** (0.961)	4.758*** (1.148)	5.006*** (1.213)	6.058*** (1.276)
2004.year	8.104*** (1.105)	8.113*** (1.111)	4.920*** (1.393)	5.291*** (1.491)	6.551*** (1.578)	8.104*** (1.099)	8.122*** (1.105)	5.203*** (1.407)	5.531*** (1.500)	6.954*** (1.593)
2005.year	8.972*** (1.231)	8.977*** (1.234)	5.047*** (1.639)	5.511*** (1.768)	7.050*** (1.888)	8.972*** (1.224)	8.984*** (1.227)	5.394*** (1.656)	5.801*** (1.779)	7.575*** (1.911)
2006.year	11.69*** (1.344)	11.70*** (1.346)	6.534*** (1.990)	7.118*** (2.155)	9.126*** (2.339)	11.69*** (1.336)	11.70*** (1.338)	6.966*** (2.012)	7.471*** (2.168)	9.810*** (2.370)
2007.year	12.08*** (1.446)	12.08*** (1.448)	6.022*** (2.300)	6.717*** (2.501)	9.149*** (2.733)	12.08*** (1.438)	12.08*** (1.439)	6.528*** (2.326)	7.125*** (2.515)	9.957*** (2.771)
2008.year	13.42*** (1.541)	13.42*** (1.543)	7.062*** (2.607)	7.868*** (2.844)	10.65*** (3.134)	13.42*** (1.531)	13.42*** (1.533)	7.651*** (2.639)	8.342*** (2.862)	11.62*** (3.182)
2009.year	13.84*** (1.629)	13.85*** (1.631)	8.087*** (2.681)	8.980*** (2.971)	11.87*** (3.229)	13.84*** (1.618)	13.85*** (1.620)	8.717*** (2.717)	9.498*** (2.992)	12.84*** (3.275)
2010.year	15.60*** (1.711)	15.61*** (1.715)	9.097*** (2.678)	10.12*** (3.065)	13.00*** (3.336)	15.60*** (1.699)	15.62*** (1.703)	9.681*** (2.707)	10.59*** (3.077)	13.96*** (3.376)
2011.year	17.16*** (1.788)	17.17*** (1.798)	10.23*** (2.899)	11.42*** (3.390)	14.55*** (3.716)	17.16*** (1.775)	17.18*** (1.784)	10.85*** (2.929)	11.91*** (3.398)	15.62*** (3.761)
2012.year	17.05*** (1.862)	17.03*** (1.870)	10.08*** (3.056)	11.46*** (3.674)	14.77*** (4.034)	17.05*** (1.847)	17.05*** (1.856)	10.72*** (3.085)	11.95*** (3.679)	15.91*** (4.078)
2013.year	18.76*** (1.931)	18.77*** (1.936)	11.44*** (3.250)	13.03*** (4.015)	16.66*** (4.394)	18.76*** (1.916)	18.78*** (1.921)	12.10*** (3.278)	13.52*** (4.013)	17.84*** (4.435)
2014.year	20.99*** (1.997)	21.00*** (2.002)	13.33*** (3.372)	15.11*** (4.302)	18.96*** (4.686)	20.99*** (1.981)	21.01*** (1.986)	13.99*** (3.398)	15.60*** (4.294)	20.17*** (4.722)

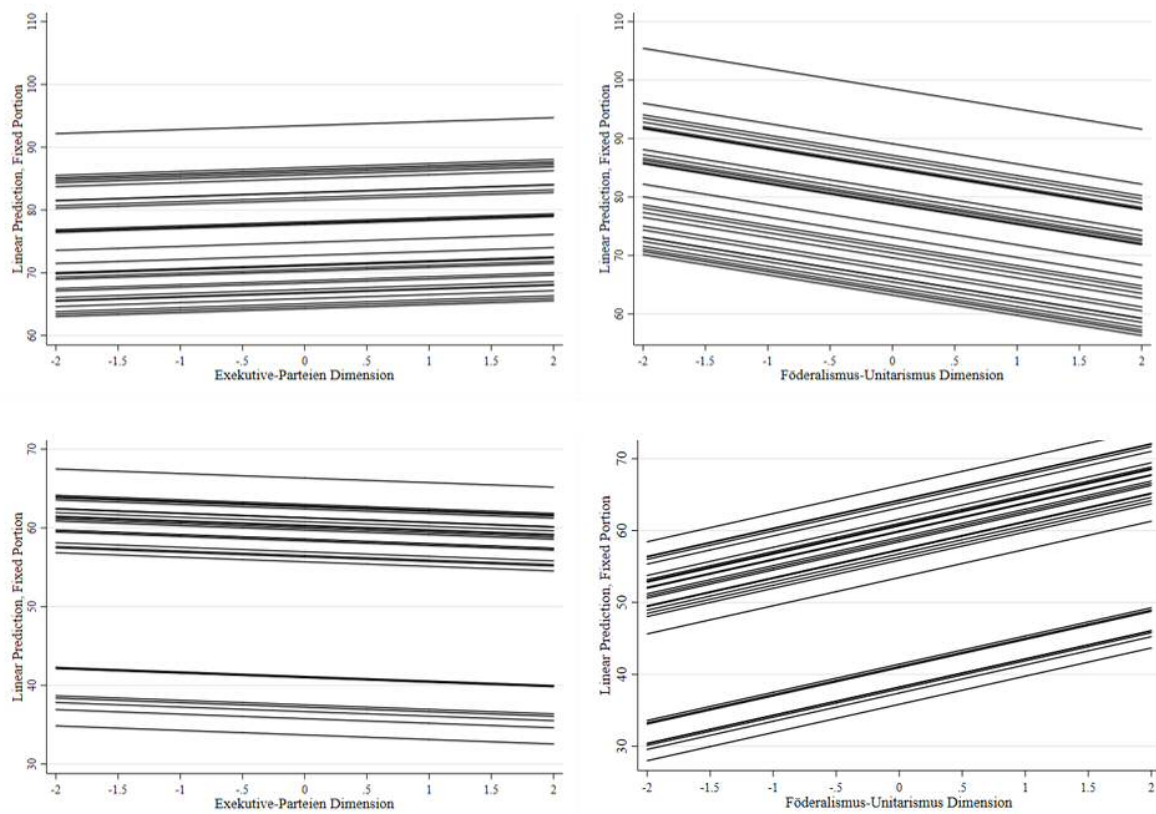
Standard errors in parentheses; \*\*\* p&lt;0.01, \*\* p&lt;0.05, \* p&lt;0.1

**Appendix Q:** Ergänzung der Jahres FE aus Tabelle 7

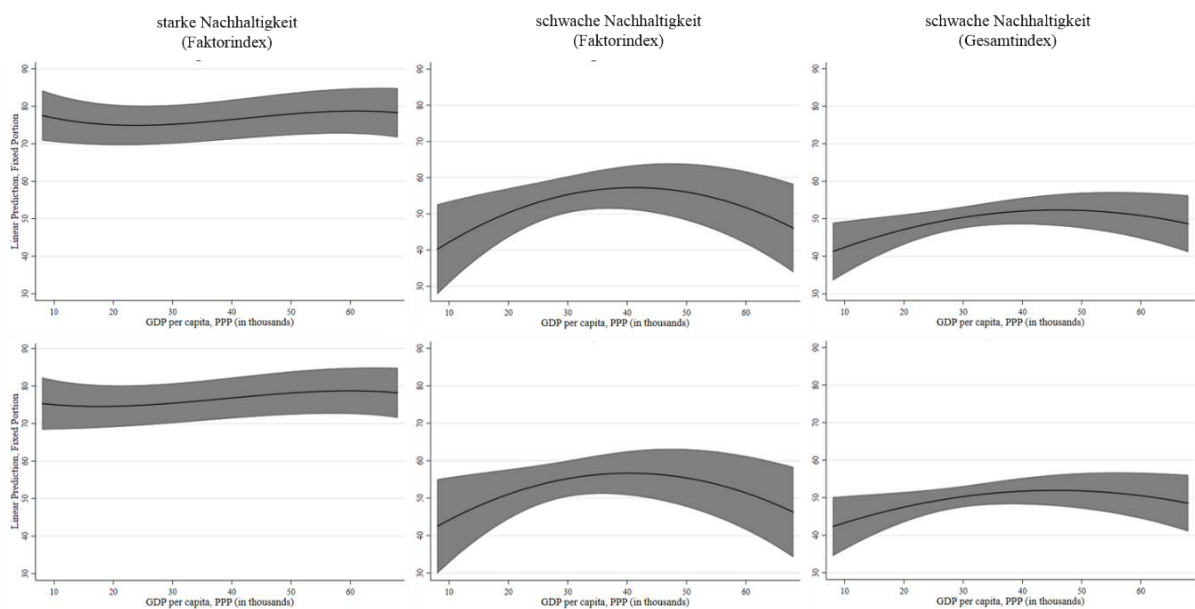
	Gesamtindex schwacher Nachhaltigkeit		Index Landwirtschaft (Pestizide/Dünger)		Index Energie (CO <sub>2</sub> Intensität /Energieeffizienz)		Einzelindikator Naturschutzgebiete	
	(t+1)	(t+1)	(t+1)	(t+1)	(t+1)	(t+1)	(t+1)	(t+1)
2001.year	-0.0822 (0.410)	-0.0181 (0.413)	-2.050*** (0.673)	-1.958*** (0.678)	-0.760 (0.553)	-0.733 (0.561)	1.014 (0.981)	1.018 (0.990)
2002.year	0.472 (0.630)	0.580 (0.636)	-2.731*** (1.010)	-2.574** (1.019)	-1.581* (0.859)	-1.522* (0.869)	1.911 (1.499)	1.917 (1.517)
2003.year	2.916*** (0.802)	3.058*** (0.810)	-1.533 (1.267)	-1.321 (1.279)	-0.787 (1.100)	-0.702 (1.110)	7.949*** (1.902)	7.959*** (1.927)
2004.year	3.199*** (0.997)	3.398*** (1.009)	-0.753 (1.546)	-0.444 (1.566)	-1.223 (1.376)	-1.113 (1.391)	8.428*** (2.355)	8.445*** (2.395)
2005.year	3.253*** (1.191)	3.511*** (1.208)	-0.146 (1.821)	0.259 (1.848)	-1.945 (1.652)	-1.804 (1.672)	8.694*** (2.805)	8.715*** (2.862)
2006.year	3.730** (1.472)	4.069*** (1.496)	-0.101 (2.216)	0.438 (2.254)	-2.480 (2.053)	-2.283 (2.084)	8.893** (3.456)	8.916** (3.536)
2007.year	4.068** (1.718)	4.472** (1.748)	0.880 (2.565)	1.522 (2.610)	-2.179 (2.405)	-1.922 (2.442)	10.06** (4.028)	10.08** (4.124)
2008.year	5.171*** (1.969)	5.652*** (2.005)	2.659 (2.919)	3.420 (2.976)	-0.686 (2.762)	-0.379 (2.809)	10.30** (4.608)	10.32** (4.728)
2009.year	5.601*** (2.028)	6.090*** (2.064)	1.406 (3.015)	2.158 (3.073)	0.316 (2.846)	0.661 (2.886)	10.41** (4.749)	10.43** (4.869)
2010.year	5.977*** (2.092)	6.461*** (2.126)	1.494 (3.074)	2.298 (3.129)	0.384 (2.951)	0.766 (2.980)	10.72** (4.884)	10.75** (5.003)
2011.year	6.606*** (2.328)	7.145*** (2.365)	1.445 (3.396)	2.372 (3.457)	1.546 (3.296)	1.997 (3.327)	10.74** (5.427)	10.78* (5.561)
2012.year	6.745*** (2.524)	7.322*** (2.563)	1.651 (3.658)	2.665 (3.723)	2.465 (3.587)	3.005 (3.616)	10.67* (5.874)	10.71* (6.020)
2013.year	7.411*** (2.745)	8.020*** (2.785)	1.118 (3.954)	2.211 (4.022)	3.581 (3.919)	4.245 (3.941)	10.51* (6.380)	10.55 (6.534)
2014.year	8.003*** (2.925)	8.629*** (2.962)	0.139 (4.187)	1.295 (4.255)	4.016 (4.193)	4.782 (4.207)	10.38 (6.786)	10.41 (6.943)

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

## Appendix R: Länderspezifische Vorhersage ökologischer Performanz in Abhängigkeit institutioneller Strukturen



## Appendix S: Wirtschaftliches Leistungsniveau und ökologische Performanz



**Anmerkung:** Vorhersage des Effekts von wirtschaftlichem Leistungsniveau auf ökologische Performanz mit 95% Konfidenzintervall. Basierend auf Modellen 5a und 5b aus Tabelle 6 für starke und schwache Nachhaltigkeit (Faktorindex). Gesamtindex schwacher Nachhaltigkeit basierend auf den beiden ersten Modellen aus Tabelle 7. Unter Kontrolle aller anderen relevanten Faktoren ist kein signifikanter Effekt des wirtschaftlichen Leistungsniveaus erkennbar.

## Appendix T: Reduzierte Mittelwertmodelle mit variierender Kombination von Kontrollvariablen

	starke Nachhaltigkeit (Faktorindex)				schwache Nachhaltigkeit (Faktorindex)				schwache Nachhaltigkeit (Gesamtindex)									
dimension1	7.000** (2.617)		6.541** (2.715)	5.630* (3.110)	1.711 (2.724)		2.557 (3.681)	3.380 (2.723)	1.550 (1.538)		2.603 (1.640)	2.456 (1.504)						
dimension2		1.556 (2.981)		0.264 (3.258)	0.138 (3.436)		1.439 (2.746)	3.774 (3.930)	2.591 (2.862)		-0.105 (1.579)		2.425 (1.789)	1.987 (1.592)				
gov_party	10.25*** (3.556)	8.683** (3.972)	13.05*** (3.553)	11.94*** (3.940)			2.539 (3.702)	2.179 (3.658)	-2.701 (4.818)	-2.736 (4.752)		4.205* (2.090)	3.849* (2.103)	2.150 (2.146)	1.960 (2.164)			
gdp	-0.458* (0.257)	-0.486 (0.300)			-0.735 (0.461)	-0.517 (0.480)	1.286*** (0.267)	1.253*** (0.277)		0.672 (0.404)	0.749* (0.400)	0.482*** (0.151)	0.487*** (0.159)			0.215 (0.223)	0.268 (0.223)	
gdp_growth			2.910 (2.205)	3.735 (2.483)					-4.179 (2.990)	-3.282 (2.994)				-2.314* (1.332)	-1.623 (1.363)			
popdensity			0.0443* (0.0236)	0.0565* (0.0276)	0.0428* (0.0244)	0.0524* (0.0283)			-0.00604 (0.0320)	-0.0130 (0.0333)	-0.00934 (0.0214)	-0.0128 (0.0236)		-0.0342** (0.0142)	-0.0367** (0.0152)	-0.0317** (0.0118)	-0.0346** (0.0131)	
age65	1.522 (1.054)	1.940 (1.218)					0.710 (1.097)	0.688 (1.122)				0.141 (0.620)	0.286 (0.645)					
postkom					0.737 (10.16)	6.725 (10.25)					-15.47* (8.898)	-12.26 (8.542)				-6.535 (4.916)	-4.218 (4.752)	
Constant	40.95* (21.57)	38.93 (25.55)	31.97** (11.73)	31.41** (13.08)	94.16*** (17.99)	84.23*** (18.69)	-6.192 (22.45)	-3.879 (23.53)	69.67*** (15.90)	68.67*** (15.78)	36.84** (15.75)	33.89** (15.57)	21.16 (12.67)	19.52 (13.53)	53.37*** (7.084)	52.64*** (7.186)	48.15*** (8.700)	46.13*** (8.663)
Observations	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29
R-squared	0.516	0.379	0.485	0.360	0.367	0.281	0.502	0.500	0.101	0.117	0.540	0.526	0.345	0.317	0.263	0.244	0.420	0.394

Standard errors in parentheses; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

# Erklärung für schriftliche Prüfungsleistungen

gemäß § 19 Abs. 3 und Abs. 5 der Ordnung für die Prüfung in Masterstudiengängen (MAPO)

Masterstudiengang \_\_\_\_\_

Hiermit erkläre ich, \_\_\_\_\_

Matrikelnummer: \_\_\_\_\_

dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Titel

selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen oder Hilfsmittel (einschließlich elektronischer Medien und Online-Quellen) benutzt habe. Von der Ordnung zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis in Forschung und Lehre und zum Verfahren zum Umgang mit wissenschaftlichem Fehlverhalten habe ich Kenntnis genommen (zu finden unter [http://www.uni-mainz.de/organisation/Dateien/ordnung\\_sicherung\\_guter\\_wissenschaftlicher\\_praxis.pdf](http://www.uni-mainz.de/organisation/Dateien/ordnung_sicherung_guter_wissenschaftlicher_praxis.pdf)).

Mir ist bewusst, dass ein Täuschungsversuch oder ein Ordnungsverstoß vorliegt, wenn sich diese Erklärung als unwahr erweist. § 19 Absatz 3 und Absatz 5 der Prüfungsordnung (s.u.) habe ich zur Kenntnis genommen.

\_\_\_\_\_  
Ort, Datum

\_\_\_\_\_  
Unterschrift

## **Auszug aus § 19 Abs. 3 MAPO: Versäumnis, Rücktritt, Täuschung, Ordnungsverstoß**

(3) Versucht die Kandidatin oder der Kandidat das Ergebnis einer Prüfung durch Täuschung oder Benutzung nicht zugelassener Hilfsmittel zu beeinflussen, oder erweist sich eine Erklärung gem. Absatz 5 als unwahr, gilt die betreffende Prüfungsleistung als mit „nicht ausreichend“ (5,0) absolviert (...)

## **§ 19 Abs. 5 MAPO: Versäumnis, Rücktritt, Täuschung, Ordnungsverstoß**

(5) Bei schriftlichen Prüfungsleistungen gemäß § 13 mit Ausnahme von Klausuren hat die oder der Studierende bei der Abgabe der Arbeit eine schriftliche Erklärung vorzulegen, dass sie oder er die Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt hat. Erweist sich eine solche Erklärung als unwahr oder liegt ein sonstiger Täuschungsversuch oder ein Ordnungsverstoß bei der Erbringung von Prüfungsleistungen vor, gelten die Absätze 3 und 4 entsprechend.