

PolRess AP2 – Politikansätze und -instrumente

Kurzanalyse 5:

Ausweitung der Produzentenverantwortung mit Fokus auf Rücknahmeverpflichtungen

Henning Wilts

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie



PolRess – Ressourcenpolitik

Ein Projekt im Auftrag des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes

Laufzeit 01/2012 – 05/2015

FKZ: 3711 93 103



Fachbegleitung UBA

Judit Kanthak

Umweltbundesamt

E-Mail: judit.kanthak@uba.de

Tel.: 0340 – 2103 – 2072

Ansprechpartner Projektteam

Dr. Klaus Jacob

Freie Universität Berlin

E-Mail: klaus.jacob@fu-berlin.de

Tel.: 030 – 838 54492

Projektpartner:



Die veröffentlichten Papiere sind Zwischen- bzw. Arbeitsergebnisse der Forschungsnehmer. Sie spiegeln nicht notwendig Positionen der Auftraggeber oder der Ressorts der Bundesregierung wider. Sie stellen Beiträge zur Weiterentwicklung der Debatte dar.

Zum Format der Kurzanalysen:

In den PolRess-Kurzanalysen werden Politikansätze und -instrumente in kurzer Form auf der Basis des Forschungsstandes hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Ressourceneffizienz und Ressourcenschonung untersucht. Es werden keine neuen Daten erhoben oder generiert. Detailliertere Analysen werden für einzelne Instrumente in Form von Vertiefungsanalysen durchgeführt (siehe PolRess Website: www.ressourcenpolitik.de).

Zitationsweise: Willts, H. (2013): Ausweitung der Produzentenverantwortung mit Fokus auf Rücknahmeverpflichtungen. Kurzanalyse 5 im Projekt Ressourcenpolitik: Analyse der ressourcenpolitischen Debatte und Entwicklung von Politikoptionen (PolRess). www.ressourcenpolitik.de

Inhaltsverzeichnis

1 Problembeschreibung	1
2 Ziel	2
3 Beschreibung des Instruments	2
4 Analyse der Wirkungen	4
4.1 Elektronikprodukte	5
4.2 Verlängerung der Gewährleistungsfrist für Waschmaschinen	7
4.3 Personenkraftwagen	10
4.4 Effekte einer verlängerten Nutzungsdauer	13
4.5 Fazit zur Wirkungsanalyse	13
5 Ansätze zu einer Weiterentwicklung des Instruments	14
5.1 Inhaltliche Erweiterung der Herstellerverantwortung	14
5.2 Ausweitung auf zusätzliche Produktbereiche	16
Literatur	17

Abbildungen

Abbildung 1: Entwicklung der Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland, 2004 bis 2010	11
Abbildung 2: Verbleib der endgültig stillgelegten PKW in Deutschland 2010	13

Tabellen

Tabelle 1: Berichterstattung an die Kommission zu Sammelmengen und Verwertungsquoten von EAG	6
Tabelle 2: Zusammensetzung einer Waschmaschine mittleren Preises und durchschnittlichem Design aus Rüdener et al. (2005) und Verknüpfung mit dem kumuliertem Rohstoffaufwand (KRA) ähnlicher Materialien aus ifeu-Umweltprofilen (Giegrich et al. 2012)	9
Tabelle 3: Vorgeschiedene Verwertungsquoten für Altfahrzeuge, in % vom durchschnittlichen Fahrzeuggewicht	11

1 Problembeschreibung

Das Design und die Vertriebsstrukturen von Produkten weisen aus ressourcenpolitischen Perspektiven häufig das Problem auf, dass eine hochwertige Rückgewinnung von enthaltenen Rohstoffen oder die ressourcenschonende Verlängerung der Nutzungsdauer durch die Wieder- oder Weiterverwendung ganzer Produkte oder einzelner Komponenten bisher nicht ausreichend berücksichtigt wird. Die Kosten der Nachnutzungsphase werden vom Hersteller auf die Allgemeinheit abgewälzt. Der Konsument ist zwar der eigentliche Abfallverursacher, wenn er sich bestimmter Produkte entledigen möchte, die damit verbundenen Umweltwirkungen oder spezifischen Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Sekundärrohstoffen werden jedoch maßgeblich bereits in der Designphase determiniert (vgl. Tojo et al. 2006). Der traditionelle Ansatz des Verursacherprinzips stößt damit an seine Grenzen.

Informationen vom Hersteller über die Qualität, stoffliche Zusammensetzung und deren ökologische Effekte von Produkten inklusive der von Vorlieferanten bezogenen Produktteile werden bisher in der Regel kaum an die Abfallwirtschaft weitergegeben. Solche Angaben könnten jedoch die Transaktionskosten im Umgang mit diesen Abfällen deutlich senken und damit zum einen die Wahrscheinlichkeit einer Wieder- oder Weiterverwendung oder eines hochwertigen Recyclings erhöhen, zum anderen die Ausschleusung von Schadstoffen vereinfachen. Bisher ist dieser Informationsfluss nach dem „Mauerwurfprinzip“ (Flatz 1996, S. 168) organisiert: Die Hersteller garantieren die Einhaltung definierter Umweltstandards, werfen sie aber ansonsten ohne weitere Angaben quasi „über die Mauer“. Eine Kommunikation zwischen den Wertschöpfungsstufen findet praktisch kaum statt. Insgesamt werden die Informationen über Materialien und Prozesse entlang der Wertschöpfungskette immer weiter nach den ökonomischen und produktionstechnischen Bedürfnissen von Akteuren gefiltert: Ökologisch relevante Informationen gehen dabei bisher zunehmend verloren (vgl. Lauridsen/ Jorgensen 2010, S. 486ff).

Umgekehrt fehlen die Informationen aus der Abfallwirtschaft als Feedback für ein recycling- oder demontagefreundliches Design. Flatz weist dabei darauf hin, dass z.B. die im Sinne einer möglichst geschlossenen Kreislaufführung optimale Auswahl von Stoffen stark davon abhängt, wie offen die Nutzungssysteme gestaltet sind, d.h. zum Beispiel welche dissipativen Stoffverluste bei der Verwendung des Produkts nicht vermieden werden können. Diese Informationen können aber erst am Ende der Produktnutzungsphase gewonnen werden und erfordern damit eine enge Kopplung zwischen Abfallwirtschaft und Produktdesign. Flatz sieht hier einen entscheidenden Ansatzpunkt: „Diese Vernachlässigung ist der Hauptgrund, warum die Organisation eines effizienten Stoffstrommanagements heute teilweise vor kaum lösbaren Aufgaben steht (...)“ (Flatz 1996, S. 161). In der Realität ergibt sich dieser Bruch zwischen Abfallwirtschaft und Produktion vor allem durch institutionelle Entsorgungs-Arrangements, die auf der einen Seite Entsorgungssicherheit gewährleisten, auf der anderen Seite aber die Hersteller aus der individuellen Verantwortung für ihre Produkte und die darin enthaltenen Materialien entlassen. Solche kollektiven Lösungen anstatt individueller Kostenzurechnung verstärken Anreize, Aspekte der Demontierbarkeit oder Reparierbarkeit im Produktdesign aus Absatzgründen zu vernachlässigen bis hin zur geplanten Obsoleszenz von Produkten (vgl. Bartl 2012).

2 Ziel

Das Instrument der erweiterten Herstellerverantwortung (extended producer responsibility, EPR) versucht diesem Problem entgegenzuwirken, indem der Produzent physisch und finanziell für die Nachnutzungsphase seines Produkts verantwortlich gemacht wird. Die Internalisierung dieser Kosten soll Anreize setzen, die in dieser Phase entstehenden Kosten bereits frühzeitig im Produktlebenszyklus zu berücksichtigen: „When viewed as a policy principle, EPR can provide the bridge between waste management policies and product-oriented policies.“ (Davis 2000, zitiert in van Rossem 2008, S. 13)

Das Instrument verfolgt damit eine Reihe von Zielen, die allgemein als Charakteristika innovativer Instrumente des Ressourcenschutzes angesehen werden: „... the prioritisation of preventative measures over end-of-pipe approaches, enhancement of life cycle thinking and a shift from the so-called command and control approach to a non-prescriptive, goal-oriented approach.“ (van Rossem 2008, S. 12)

Bei den konkreten Zielen der EPR identifizieren Lindhqvist und Lifset (1998) vier verschiedene Ansätze, die sich teilweise überlappen:

- „downstream EPR“: Ziel ist es, Abfälle der reinen Entsorgung ohne jede Verwertung der enthaltenen Rohstoffe zu entziehen
- Anreize für ein recyclingfreundliches Design
- Ressourcenschonung durch die Verwendung von Sekundärrohstoffen
- Ökologische Optimierung von Produkten entlang der gesamten Wertschöpfungskette

Als weitere Zielstellung kann ergänzt werden, dass EPR als Instrument gesehen wird, die Verantwortung für bestimmte Phasen des Lebenszyklus denjenigem Akteur zu übertragen, der dafür aufgrund seiner Ressourcen, Fähigkeiten und Einflussmöglichkeiten am besten geeignet scheint. Dies betrifft vor allem die Designaspekte, die von der Entsorgungswirtschaft wie beschrieben kaum beeinflusst werden können.

3 Beschreibung des Instruments

Beim Instrument der erweiterten Herstellerverantwortung handelt sich um eine Kombination aus einem ökonomischen Instrument in Verbindung mit ordnungsrechtlichen Elementen, was sich auch in den damit verbundenen Zielvorstellungen widerspiegelt: „EPR is partly a description of an empirically observable mechanism and partly a normative policy program describing a desired vision.“ (Lauridsen/ Jorgensen 2010, S. 490) Umsetzungen des Prinzips der erweiterten Produzentenverantwortung setzen instrumentell auf verschiedenen Ebenen an, dabei können folgende Kernelemente unterschieden werden:

- Alle EPR-Ansätze beinhalten die finanzielle bzw. organisatorische Verantwortung der Hersteller für die Nachnutzungsphase ihrer Produkte, konkret umgesetzt in der Pflicht der Hersteller zur Rücknahme und Verwertung ihrer Produkte
- In den allermeisten Fällen werden gleichzeitig Vorgaben zur Verwertung dieser Abfälle gemacht, diese können sich sowohl auf technische Vorgaben als auch auf Quoten beziehen, deren Erfüllung nachgewiesen werden muss.
- Weitere Elemente sind z.B. Verbote für gefährliche Stoffe, Anforderungen wie ein recyclingfreundliches Design oder der Einsatz von Rezyklaten

- Mit Blick auf die Informationsflüsse zwischen Herstellern und Verwertern sehen die verschiedenen EU-Richtlinien zur erweiterten Herstellerverantwortung Informationspflichten vor (z.B. zur Kennzeichnung der Schwermetalle in Batterien (Art. 21 (3) Batt-RL) oder Demontageinformationen für die Altfahrzeug-Verwertung (Art. 8 (3) und (4) Altfahrzeug-RL)

Als ein zusätzliches Element der Umsetzung von Systemen der Herstellerverantwortung soll im Rahmen dieser Kurzstudie geprüft werden, inwieweit die Verlängerung der Gewährleistungsfrist für Produkte einen Beitrag zur Weiterentwicklung des Instruments für den Ressourcenschutz leisten kann.

Sowohl für die Rücknahme als auch für die Verwertung kann zwischen Systemen kollektiver oder individueller Produzentenverantwortung unterschieden werden. Bei individuellen Systemen trägt der Hersteller ausschließlich Kosten, die durch Sammlung/ Verwertung seiner eigenen Produkte anfallen. Da Abfälle in der Regel jedoch nicht herstellergenau erfasst werden, haben sich vor allem für Abfälle aus Haushalten Systeme kollektiver Verantwortung herausgebildet, bei denen häufig spezialisierte Drittorganisationen diese Aufgaben gegen Bezahlung für die Hersteller übernehmen¹. In kollektiven Systemen tritt zudem das Problem der „orphan products“ nur in wesentlich geringerem Maße auf: Produkte, deren Hersteller mittlerweile untergegangen sind und daher die Kosten nicht mehr übernehmen können. Dafür existieren in Systemen kollektiver Verantwortung für die Hersteller praktisch keine Anreize, die Nutzungsdauer oder Demontage-/Recyclingfreundlichkeit der eigenen Produkte zu verbessern, wenn damit kostenintensive Umstellungsprozesse in der Produktion verbunden sind (vgl. van Rossem 2009).

Eine entscheidende Rolle spielt dabei auch die tatsächlich beobachtbare Produktvielfalt auf einzelnen Märkten: „(...) individuelle gegen kollektive Verantwortung: in Sektoren, die durch große Produktvielfalt gekennzeichnet sind, kann die individuelle Herstellerverantwortung einen erheblichen Anreiz liefern, das Produktdesign zu ändern, um die Verwertbarkeit zu erhöhen oder das Abfallaufkommen zu verringern, während die kollektive Herstellerverantwortung unter Umständen sinnvoller ist für standardisierte Massenprodukte von geringem Wert.“ (Europäische Kommission 2003) Gleichzeitig steigen damit natürlich auch die Anforderungen an die Redistributionslogistik. Eine weitere entscheidende Differenzierung kann zwischen solchen kollektiven Systemen getroffen werden, die die Kosten auf Basis der auf den Markt gebrachten Mengen verteilen, und solchen, die die tatsächlichen Sammlungs- und Verwertungskosten auf die Unternehmen verteilen. Letztere Methode setzt die klareren Anreize für ein recyclingfreundliches Design, erfordert aber regelmäßige repräsentative Untersuchungen der gesamten anfallenden Abfallmengen (vgl. van Rossem 2009, S. 7).

Das Instrument der EPR setzt sachlich an einzelnen Produkten an, in Deutschland wurde es u.a. auf Autos, Elektronikgeräte, Batterien, Altöl und Verpackungen angewendet. Die Fokussierung auf einzelne Produkte bedingt angesichts der mit dem Instrument verbundenen Kosten eine Konzentration der Verwerter auf die rentabelsten Produkte (die sogenannte „Rosinenpickerei“) und schafft angesichts der Innovationsdynamik in vielen Produktbereichen immer wieder neue Abgrenzungsschwierigkeiten, so ist z.B. bei der erweiterten Herstellerverantwortung für Elektronikgeräte die Frage zu klären gewesen, ob Turnschuhe, die über einen elektronischen Sender

¹ Im gewerblichen Bereich gibt es dagegen verschiedene erfolgreiche Beispiele herstellergenaue Rückführungssysteme, z.B. für Medizingeräte.

zur Messung der gelaufenen Schritte verfügen, ebenfalls in den Anwendungsbereich fallen.

Mit Blick auf die temporalen Systemgrenzen kommt es zu einer deutlichen Ausweitung des Betrachtungszeitraums: “[...] EPR generally changes the time-frame and range of factors that appear in the design space of an engineer” (Stevens 2004). Ziel des Instruments ist es, den Betrachtungszeitraum, der in der Designphase berücksichtigt wird, auf die Nachnutzungsphase zu erweitern. Allerdings sind mit dem teilweise sehr langen Zeitraum zwischen Design- und Nachnutzungsphase Schwierigkeiten verbunden: Zum einen können bis zum tatsächlichen Anfall als Abfall Behandlungstechnologien etabliert sein, die beim Design überhaupt noch nicht abzusehen waren (vgl. z.B. den Fortschritt bei den Sortiertechnologien). Zum anderen können vor allem mit Blick auf die Rücknahmepflichten Unternehmen längst den Betrieb eingestellt haben und damit nicht mehr zur Rücknahme oder ihrer Finanzierung in kollektiven Systemen herangezogen werden (die Umlage der zum Zeitpunkt der Inverkehrbringung anfallenden Entsorgungskosten kann dies zwar verhindern, gleichzeitig wird damit auch der direkte Bezug zu den eigenen Entsorgungskosten geschwächt).

Die Ausweitung der Zeitdauer, die ein Hersteller für sein Produkt verantwortlich gemacht werden kann, spiegelt sich auch in der Verlängerung von Gewährleistungsfristen wider, die häufig als ordnungsrechtliche Flankierung von EPR-Systemen angewendet werden. Mit dem Schuldrechtsmodernisierungsgesetz² wurden in Deutschland bereits tiefgreifende Änderungen im Kaufrecht, insbesondere für den Gebrauchtwarenkauf vorgenommen. Mit der Gesetzesänderung können gewerbliche Verkäufer von Gebrauchtwaren bei Vorliegen von Sachmängeln für mindestens zwölf Monate haftbar gemacht werden (Willand/Neuser 2003). Für Neuprodukte wurde eine Gewährleistung von mindestens zwei Jahren festgelegt (Richtlinie 1999/44/EG). Diese Sachmängelhaftung gilt grundsätzlich für alle Verbrauchsgüter. Bei einigen Produkten werden heute schon Verlängerungen der Herstellergarantien auf freiwilliger Basis (z.B. bei Kraftfahrzeugen bis zu sieben Jahren³) angeboten.

Durch die Verlängerung und Ausweitung der Sachmängelhaftung soll ein Anreiz für Hersteller/Händler geschaffen werden, qualitativ minderwertige Produkte nicht mehr herzustellen bzw. diese nicht anzubieten. Ziel ist es auch, dadurch die Qualität von Produkten anzuheben und die geplante Obsoleszenz von Produkten zu erschweren bzw. unrentabel zu machen. Eine Ausweitung der Sachmängelhaftung auf die mittlere Lebensdauer erscheint vor allem dann sinnvoll, wenn die Abwägung zwischen den jeweiligen Umweltbelastungen aus Nutzungs- und Produktionsphase dies nahelegt. Treten verhältnismäßig besonders hohe ökologische Belastungen in der Produktionsphase auf, ist eine durch die Maßnahme verlängerte Nutzungsphase mit aus ökologischer Sicht positiven Effekten verbunden.

4 Analyse der Wirkungen

Die Kurzanalyse von Wirkungen der EPR als ressourcenpolitisches Instrument soll anhand der konkreten Umsetzungen im Bereich Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge vorgenommen werden. Dabei werden jeweils die konkrete Umsetzung inklusive der betroffenen Akteure, die festgestellten Effekte auf ökonomische, soziale und ökologische Faktoren analysiert sowie mögliche Erweiterungen

² Gesetz zur Modernisierung des Schuldrechts vom 26.11.2001, BGBl. I, S. 3138

³ Vgl. hierzu: <http://www.kia.de/Specials/Garantie/?gclid=CP2Rm5yqpa4CFVAhtAod3R10Qw>

beschrieben. Die Abschätzung der Wirkungen von EPR als Instrument einer Ressourcenpolitik ist mit der Herausforderung verbunden, Annahmen über ein Baseline-Szenario zu treffen, welche Situation sich ohne die Einführung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes (ElektroG) bzw. der Altfahrzeugverordnung (AltfahrzeugV) ergeben hätte. Hierbei wird im Wesentlichen auf verschiedene Studien auf deutscher und europäischer Ebene zurückgegriffen, die zur Evaluation der Richtlinien durchgeführt werden. In beiden Handlungsfeldern wird darüber hinaus die Auswirkung einer Ausweitung der Produkthaftung als zusätzliches Element einer erweiterten Herstellerverantwortung untersucht.

4.1 Elektronikprodukte

Für Elektro- und Elektronikprodukte wurde EPR im Jahr 2005 durch das ElektroG auf Basis der WEEE-Richtlinie (Waste Electrical and Electronic Equipment, WEEE) umgesetzt. Das System ist durch die sog. geteilte Produktverantwortung gekennzeichnet: Die Kommunen sind für die Sammlung verantwortlich, die Hersteller für die anschließende Verwertung der Geräte. In beiden Fällen wurden durch die WEEE-Richtlinie gewichtsbasierte Ziele definiert (4 kg Sammelmenge pro Jahr und Einwohner, Verwertungsquoten (stofflich + energetisch) zwischen 70-80% je nach Produktgruppe, vgl. ElektroG §12 Abs.1 Nrn. 1 bis 3). Die 2012 verabschiedete Revision der WEEE-Richtlinie wird zu einer deutlichen Anhebung der Sammelziele führen (65% der insgesamt in Verkehr gebrachten Mengen), diese Vorgaben gelten jedoch vollständig erst ab 2018.

Die Bürger sind dabei verpflichtet, Elektroaltgeräte einer vom unsortierten Siedlungsabfall getrennten Erfassung zuzuführen. Die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger richten Sammelstellen ein, an denen die Bürger und Vertreiber die Geräte kostenlos abgeben können. Insgesamt ist es vor allem in der Verwertung ein sehr wettbewerbsorientiertes System, das stark aus den Erfahrungen mit Monopolstrukturen im Verpackungsbereich beeinflusst wurde und durch die stiftung elektro-altgeräte register (ear) als neutrale Stelle koordiniert wird (vgl. Sander et al. 2007, S. 127). Insgesamt umfasst das System ca. 1500 Sammelstellen, 9000 produktverantwortliche Hersteller und ca. 300 Entsorger, die zur fachgerechten Erstbehandlung befugt sind (vgl. Bundestag 2011, S. 6).

Die Effekte des EPR-Systems lassen sich anhand der erreichten Sammelmengen und Verwertungsquoten ablesen, die die im Gesetz festgelegten Werte und in der Tendenz auch die Mengen vor Einführung des Systems deutlich übertreffen, für eine exakte Analyse fehlen allerdings vergleichbare Daten für den Zeitraum vor 2005. Wie **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** verdeutlicht, liegt die Sammelmenge bei ca. 9 kg pro Einwohner und Jahr, die Verwertungsquoten bei 94% (für einzelne Produktgruppen werden sogar Quoten bis zu 99,4% erreicht). Vor Einführung des EPR-Systems hat sich die getrennte Erfassung überwiegend auf einzelne rentabel zu verwertende Gerätekategorien sowie die Rücknahme einzelner Produkte wie Kühlschränke gegen Entgelt beschränkt.

Tabelle 1: Berichterstattung an die Kommission zu Sammelmengen und Verwertungsquoten von EAG

	2006	2008	2010
Rücknahmemenge (t/a)	753900	693775	777035
Rücknahmemenge (kg/E*a)	8,7	7,8	8,8
Verwertung in %	92,1	93,90%	95,9
Recycling in %	80,9	81,60%	83,5

Quelle: Bundestag 2011, UBA 2012

Ein weiteres Element des EPR-Ansatzes für EAG ist das Verbot bestimmter gefährlicher Substanzen für neu in Verkehr gebrachte Geräte, dazu gehören neben den Schwermetallen Cadmium, Blei, Quecksilber und sechswertigem Chrom die Flammschutzmittel PBB (polybromierte Biphenyle) und PBDE (polybromierte Diphenylether). Von offizieller Seite werden die Effekte des Instruments als sehr positiv eingeschätzt: „Insgesamt zeigen die erfassten Mengen an EAG, die erzielten Verwertungsleistungen sowie die auf diesem Wege zurück gewonnenen Rohstoffe, dass mit den gewählten Strukturen ein effizientes System etabliert wurde, mit Hilfe dessen die europäischen Zielvorgaben deutlich übererfüllt werden. Zudem können hierdurch Massenmetalle auf hohem Niveau zurück gewonnen und Schadstoffe bzw. schadstoffreiche Komponenten in relevanten Mengen von unsortierten Siedlungsabfall getrennt erfasst werden.“ (Bundestag 2011, S. 22)

Schwachstellen des Systems werden nach wie vor bei der Sammlung von Kleingeräten gesehen, die häufig über den Restmüll entsorgt werden und so keiner hochwertigen Verwertung zugeführt werden können (vgl. Bundestag 2011, S. 11). Die rein gewichtsbezogenen Verwertungsquoten führen auch dazu, dass vor allem Edelmetalle wie Gold und Palladium kaum zurückgewonnen werden, obwohl sie für einen Großteil der Gesamtressourcenverbräuche von Elektronikprodukten verantwortlich sind (vgl. Chancerel 2010). Erhebliche Potentiale bestehen auch noch bei der Wiederverwendung von Altgeräten, 2008 wurden nur ca. 80g Elektroaltgeräte pro Kopf wiederverwendet. In anderen EU-Mitgliedsstaaten wie Belgien werden durch große ReUse-Netzwerke deutlich bessere Ergebnisse für die Wiederverwendung erzielt (vgl. Dehoust et al. 2010). Trotzdem haben die Vorgaben zur getrennten Sammlung von Elektroaltgeräten bereits deutliche positive Arbeitsplatzeffekte, da damit die Chancen einer Wiederverwendung überhaupt erst geschaffen werden. Europaweit sind ca. 40.000 Menschen fest in diesem Segment beschäftigt (vgl. Europäische Kommission 2008).

Im europäischen Durchschnitt betragen die Gesamtkosten für Sammlung, Behandlung und Verwertung ca. 300 Euro pro Tonne (vgl. WEEE Forum 2010). Die Kosten differieren jedoch erheblich zwischen den verschiedenen Produktgruppen: Während für einige Produkte wie Mobiltelefone auch ohne das System ökonomische Anreize zur Verwertung bestehen würden (eventuell jedoch nicht ausreichend für die Kosten der Sammlung), werden vor allem schadstoffhaltige Produkte wie Energiesparlampen nur durch das EPR-System überhaupt einer umweltfreundlichen und hochwertigen Verwertung zugeführt.

Mit Blick auf die ausgelösten Innovationseffekte in Richtung eines nachhaltigen Ressourcenmanagements sind die Einschätzungen jedoch sehr skeptisch: „Although experimental activities aimed at designing for dismantling, ease of repair, recyclability, etc. were attempted on a

limited scale, none of these activities seem to be indicators of general trends in the socio-technical regime of electronics today, at least not as a consequence of the new electronic waste regime that has been installed by the member states.“ (Lauridsen/ Joergensen 2010). Als Gründe hierfür wird zum einen die modulare Produktionsstruktur im Elektroniksektor genannt: Die adressierten „Produzenten“ der WEEE-Richtlinie montieren eigentlich nur Bauteile, auf deren Design und Produktion sie (je nach Position des Herstellers) teilweise nur einen eingeschränkten Einfluss haben, häufig ist ihnen die stoffliche Zusammensetzung nicht bekannt bzw. sie fordern hierzu von ihren Zulieferern auch keine Informationen an. Die tatsächliche Umsetzung als System kollektiver Produktverantwortung führt zudem dazu, dass zum Beispiel mit Blick auf Anreize zur Produktnutzungsdauerverlängerung ein Hersteller die dafür anfallenden Kosten komplett alleine tragen müsste, während die Vorteile eines geringeren Abfallaufkommens auf sämtliche Hersteller verteilt würden. Einschränkend muss auch die Relation aus Behandlungskosten und Produktpreis betrachtet werden: Angesichts der extrem hohen Ausgaben für Forschung/ Entwicklung und Marketing machen die Gesamtkosten für Behandlung und Verwertung nur ca. 1% aus, dementsprechend gering sind auch die Anreize aufs Produktdesign (Vernon/ George 2001). Verstärkte Anreize vor allem für die Redistribution ergeben sich jedoch, weil viele der in Elektroaltgeräten enthaltenen ressourcenrelevanten Rohstoffe gleichzeitig auch als kritisch mit Blick auf ihre Versorgung gelten und die Unternehmen daher ein zunehmendes Eigeninteresse am Zugriff auf mögliche Sekundärressourcen entwickeln.

Eine Studie im Auftrag der Europäischen Kommission hat mögliche Optionen untersuchen lassen, die bestehende Umsetzung des EPR-Systems für Elektronikprodukte zu optimieren und mögliche Effekte einzelner Maßnahmen zu untersuchen. Erheblich verbesserte Anreize würden vor allem durch eine Stärkung der individuellen Produzentenverantwortung gesetzt, dies könnte u.a. durch die Einrichtung einer Clearingstelle erreicht werden, die die realen Verwertungskosten auf Grundlage repräsentativer Stichproben im tatsächlichen Abfallaufkommen festlegt, anstatt auf Grundlage der in Verkehr gebrachten Mengen (wobei die illegale Entsorgung z.B. über den Restmüll natürlich unterbunden werden müsste). Darüber hinaus wurden Szenarien entwickelt, die vor allem auf eine Optimierung des bestehenden Systems abzielen, indem Standards, Definitionen und Ansätze auf europäischer Ebene harmonisiert werden. Der Aufbau einer europäischen Clearingstelle sowie die Entwicklung eines EU-einheitlichen Rechtsrahmens würden demnach zu Kosteneinsparungen in Höhe von mehreren 100 Mio. Euro führen und somit auch zu verbesserten ökonomischen Anreizen für eine hochwertige Verwertung (wo die Effektivität der Anreize natürlich auch von der Verteilung der Kosteneinsparungen zwischen den Akteuren abhängt (vgl. Bogaert et al. 2008).

4.2 Verlängerung der Gewährleistungsfrist für Waschmaschinen

Im Folgenden soll am Beispiel von Waschmaschinen untersucht werden, mit welchen Ressourceneinsparpotentialen eine Verlängerung der Nutzungsdauer durch eine Ausweitung der Gewährleistungsfrist verbunden wäre (vgl. Dehoust et al., im Erscheinen). In Österreich haben Abschätzungen für den Bereich der Elektronikgeräte ergeben, dass eine Verlängerung der Gewährleistungspflicht für Großgeräte auf 20 Jahre bzw. für Kleingeräte auf 10 Jahre zu einer Vermeidung von Abfällen in Höhe von 14.000 t pro Jahr führen könnte (vgl. Salhofer 2000). Gleichzeitig ist natürlich zu berücksichtigen, dass Gewährleistungspflichten für derart lange Zeiträume Innovationsprozesse im Markt verlangsamen könnten und mit erheblichen Kosten für die

Hersteller verbunden sein würden, die relevante Markteintrittshürden für Markteinsteiger darstellen würden.

2008 wurden in Deutschland Waschmaschinen im Wert von ca. 1,35 Mrd. € verkauft (ZVEI 2008). Der Bestand liegt bei etwa 38 Mio. Waschmaschinen und der Markt ist nahezu gesättigt. Unter der Annahme, dass eine durchschnittliche Waschmaschine 480 € kostet, wurden in Deutschland im Jahr 2008 ca. 2,8 Millionen Waschmaschinen verkauft. Die Lebensdauer von Waschmaschinen beträgt in einem Durchschnittshaushalt ca. elf Jahre (Rüdenauer et al. 2004). Eine Verlängerung der Lebensdauer um ein Jahr bedeutet dementsprechend eine Einsparung von etwa 1/12 an neu hergestellten Waschmaschinen. In Abhängigkeit der erreichbaren Lebensdauererlängerung durch eine verlängerte Gewährleistungsfrist können jährlich relevante Mengen an Waschmaschinen und die damit verbundenen Lasten bei der Produktion eingespart werden, wie aus den Abschätzungen des kumulierten Rohstoffaufwandes deutlich wird. So ist die Herstellung einer Waschmaschine (76 kg Gewicht) mit einem kumulierten Rohstoffaufwand (KRA) von ca. 660 kg verbunden, wie aus der nachfolgenden Zusammenstellung hervorgeht. Den entsprechenden Materialien einer Waschmaschine werden ähnliche Materialien zugeordnet, für die der spezifische kumulierte Rohstoffaufwand (KRA) aus Giegrich et al. (2012) verfügbar ist. Die Zusammensetzung kann dann mit den spezifischen KRA-Werten verrechnet werden. Wie erwartet, ist Stahl dominant, gefolgt von der Elektronik. Letztere hat zwar nur eine geringe Masse, ist aber mit Metallen verbunden, die einen hohen spezifischen Rohstoffaufwand nach sich ziehen.

Tabelle 2: Zusammensetzung einer Waschmaschine mittleren Preises und durchschnittlichem Design aus Rüdener et al. (2005) und Verknüpfung mit dem kumuliertem Rohstoffaufwand (KRA) ähnlicher Materialien aus ifeu-Umweltprofilen (Giegrich et al. 2012)

Material	Masse (g)	Abgebildet als	KRA (mg/g)	KRA (kg)
Acryl-Butadien-Styrol (ABS)	1.860	Styrol	2.207	4,1
Aluminium	4.120	Aluminium	10.412	42,9
Bronze	20	62% Kupfer, 38% Zink	62%*128.085 + 38%*13.554	1,7
Kabel	300	LDPE	1.686	38,7
Carboran 40%	11.500	40% Borate	40%*2.885	13,3
Graukarton	2.350	Zeitungsdruckpapier	1.234	2,9
Beton	18.680	Zement	1.468	27,4
Kupfer	750	Kupfer	128.085	95,7
Baumwolle mit phenolischem Binder	380	Baumwollgewebe	12.683	4,8
Elektronische Komponenten	540	Laptop	271.130	146
Ethylen-Propylen-Copolymer	2.940	LDPE	1.686	5,0
Glas	1.690	Flachglas	1.629	2,7
Gusseisen	1.920	Eisen	4.126	7,9
Polyacryl (PA)	60	LDPE	1.686	0,1
Polymethylmethacrylat	56	LDPE	1.686	0,1
Polyoxymethylen (POM)	46	LDPE	1.686	0,1
Polypropylen (PP)	1.060	LDPE	1.686	1,8
Stahl	26.470	Stahl	10.023	265
Anderes	1.190		1.188	1,4
Summe	75.930			662

Anmerkung: Die Aufführung weitestgehend ungerundeter Daten ist kein Indiz für deren Genauigkeit. Die Daten wurden so aus der Originalquelle übernommen und liegen so den verwendeten Berechnungstools zugrunde.

Würde es gelingen, durch eine verlängerte Gewährleistungsfrist eine maximale Lebensdauerverlängerung um 10 Jahre zu erreichen, würden jährlich etwa 1,33 Mio. Waschmaschinen eingespart, verbunden mit einer eingesparten Masse von etwa 100.000 t/a und einem kumulierten Rohstoffaufwand von 880.000 t/a. Diese Einsparungen können sich ggf. noch durch erhöhte Aufwendungen bei der Herstellung und der Wartung bzw. Reparatur reduzieren. Insbesondere bei der Verlängerung der Lebensdauer von heute schon auf dem Markt befindlichen Geräten durch Maßnahmen zur Steigerung der Wiederverwendung sind allerdings höhere Energieverbräuche während der Nutzungsphase zu beachten, die insgesamt zu einer Reduktion der möglichen Einsparungen führen (für eine produktgruppenspezifische Betrachtung vgl. z.B. Janusz-Renault 2008). Speziell bei Elektronikgeräten überwiegen in der Regel jedoch die Umweltauswirkungen in der Produktionsphase. So kommt beispielsweise eine aktuelle Studie zum Thema Laptops zu dem Ergebnis: „Die Analyse der Amortisationszeiten hat belegt, dass der Umweltaufwand bei der Herstellung eines Notebooks so hoch ist, dass er sich durch eine erhöhte Energieeffizienz in der Nutzung nicht in realisierbaren Zeiträumen amortisieren lässt. Bei einer 10%igen Energieeffizienzsteigerung des neuen Notebooks im Vergleich zum alten liegen die Amortisationszeiten zwischen 33 und 89 Jahre. Die Studie weist nach, dass der Beitrag der Herstellungsphase an Gesamttreibhaus gasemissionen mit einer Erhöhung der Lebensdauer der Notebooks erheblich reduziert wird.“ (Prakash et al 2012)

Schon heute wird von zahlreichen Akteuren im Bereich des Gebrauchsgüterhandels berücksichtigt, dass nur solche Geräte zur Wiederverwendung genutzt werden, bei denen die Einsparungen durch die längere Lebensdauer die Mehraufwendungen durch höheren Energieverbrauch überschreiten. Außerdem ist im Rahmen der Aufarbeitung von Waschmaschinen ein upgrading der Geräte möglich, z.B. bei der Programmtechnik, beim Warmwasserzulauf etc. (vgl. Behrendt et al. 2004, S. 19ff.).

Personenkraftwagen

Für den Bereich Altfahrzeuge gab es in Deutschland bereits 1998 eine Verordnung mit Vorgaben zu Behandlungsstandards, 2002 wurde dann auf Grundlage der europäischen Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG mit der Altfahrzeugverordnung ein EPR-System etabliert. Das System sieht die Verpflichtung der Hersteller vor, ein ausreichend dichtes Netz von zertifizierten Rücknahmestellen einzurichten, bei denen Altfahrzeuge kostenlos abgegeben werden können. 2010 wurden insgesamt 1263 herstelleregebundene und freie Altfahrzeug-Demontagebetriebe und 58 Shredderanlagen zur Verwertung der demontierten Fahrzeuge gemeldet (vgl. UBA/ BMU 2012), hinzu kommen weitere Annahmestellen, die nicht selber demontieren. Die Verordnung sieht u.a. Vorgaben zur kostenlosen Rücknahme der Altfahrzeuge, zur Demontage, Verwertungs- und Recyclingquoten zur anschließenden Verwertung sowie Informationspflichten zur Demontage und Recycling vor.

Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zeigt, dass die derzeitigen Recycling- und Verwertungsquoten ab 2015 angehoben werden. Der Sprung von 85% auf 95% scheint zunächst nicht so groß, wird aber dennoch relevante Auswirkungen haben, da der Metallanteil der Pkw ca. 74% des Gesamtgewichts ausmacht, der aufgrund ökonomischer Anreize bisher automatisch als verwertet gilt. Für den Sprung auf 95% und vor allem 85% stoffliche Verwertung bzw. für die tatsächliche Realisierung einer hochwertigen Verwertung müssen vor allem für die Shredderleichtfraktion neue Verwertungsmöglichkeiten gefunden werden (vgl. GHK/ BIOS 2006, S. 6).

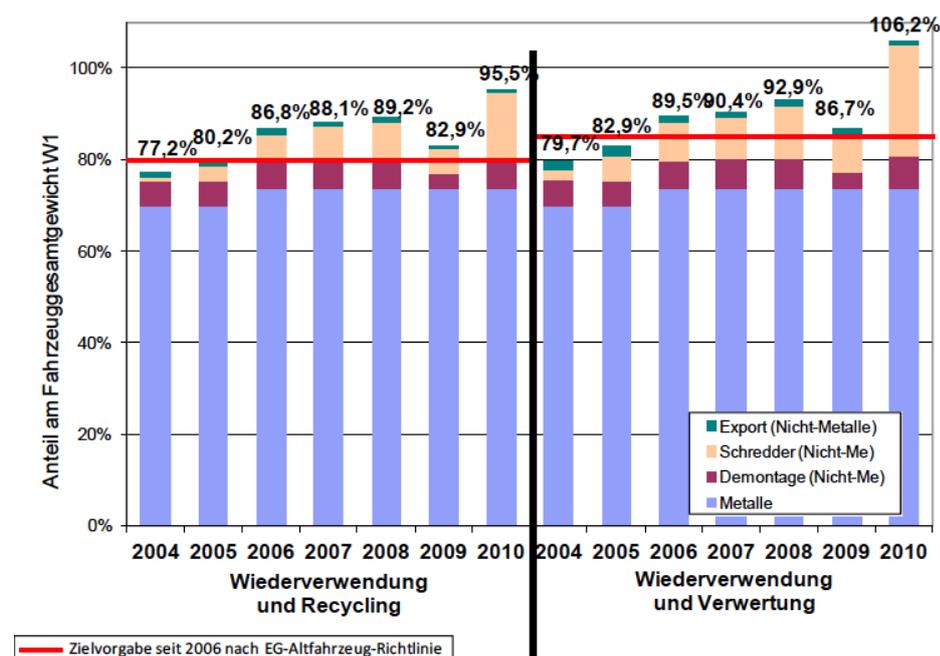
Tabelle 3: Vorgeschriebene Verwertungsquoten für Altfahrzeuge, in % vom durchschnittlichen Fahrzeuggewicht

Zieljahr	Recycling Wiederverwendung	und Gesamtverwertung
2006	80 %	85 %
2015	85 %	95 %

Quelle: GHK/ BIOS 2006

Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zeigt den Verlauf der tatsächlich erreichten recyclingquoten in Deutschland seit 2004. Die extrem hohen Quoten für 2010 mit weit über 100% für Wiederverwendung und Verwertung sind vor allem ein Effekt der Umweltprämie im Jahr 2009, die zu Lagerbildung bei den Verwertungsbetrieben im Jahr 2009 und deren Abbau ab 2010 geführt hat. Für die nächsten Jahre ist jedoch eine Normalisierung der Quoten zu erwarten (vgl. UBA/ BMU 2012, S. 29).

Abbildung 1: Entwicklung der Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland, 2004 bis 2010



Quelle: UBA/ BMU 2012

Eine im Auftrag der Europäischen Kommission durchgeführten Evaluation der Altfahrzeug-Richtlinie kommt zu dem Ergebnis, dass bei den berichteten Recyclingquoten die wesentlichen Effekte zum Umwelt- und Ressourcenschutz vor allem durch die Möglichkeit der kostenlosen Rückgabe (Verhinderung der „wilden“ Entsorgung), das Verbot von Schwermetallen und der Vorgabe von Umweltstandards in der Behandlung erreicht werden (zum Beispiel zum Grundwasserschutz durch Standards im Umgang mit Altöl und anderen gefährlichen Inhaltsstoffen, vgl. GHK/ BIOS 2006, S. 10). Für Deutschland ist als wesentlicher Treiber der Altautoverwertung auch das Deponierungsverbot für die Schredderleichtfraktion zu nennen.

Vor Inkraft-Treten der deutschen Altfahrzeug-Verordnung wurde geschätzt, dass ca. 50.000 bis

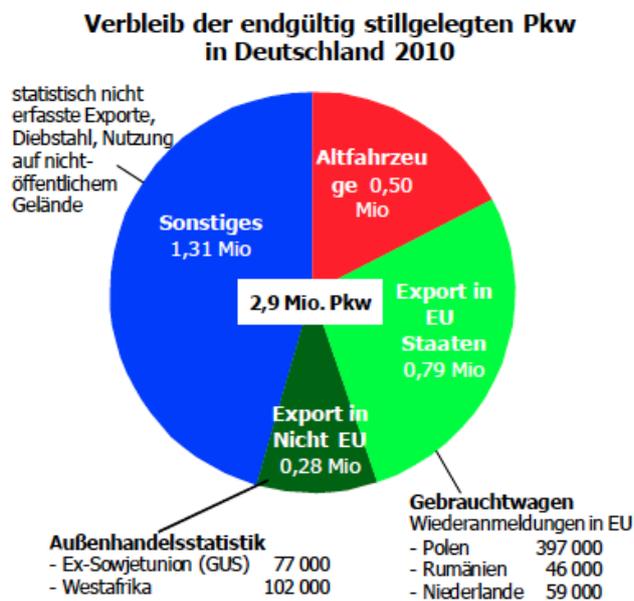
100.000 Altfahrzeuge jedes Jahr illegal in Deutschland entsorgt wurden⁴, diese Zahl dürfte durch das flächendeckende Netz kostenloser Rückgabestellen deutlich zurückgegangen sein. Die Verwertung beschränkt sich weitgehend auf die Karosserie und Fahrzeugteile wie den Katalysator, die ohnehin rentabel verwertet werden könnten. Für Glas, große Kunststoffteile oder auch die zunehmend eingesetzten Elektronikteile fehlen jedoch nach wie vor überzeugende Verwertungspfade.

Auch mit Blick auf die erwünschten dynamischen Effekte der EPR ist die Einschätzung auch bei Altfahrzeugen eher skeptisch: „There is limited evidence of any significant change in vehicle design at present as a result of the Directive; however, vehicles manufacturers are currently legally bound to design their vehicles in such a way that they meet the recovery and recycling targets set out in the ELV Directive.“ Innovationen sind eher im Bereich der Behandlung zu beobachten, um die geforderten Quoten dennoch zu erreichen, z.B. in Form von Post-Shredder-Technologien.

Ein wesentlicher Grund für diese Hemmnisse ist die Tatsache, dass die finanzielle Verantwortung der Hersteller in der Praxis nicht greift, da die Kosten für die Erreichung der geforderten Verwertungsquoten durch die Verwertungserlöse der Abfallfraktionen getragen werden können. Finanzielle Anreize zur Veränderung des Fahrzeugdesigns greifen daher beispielsweise bisher überhaupt nicht. Der zweite entscheidende Bruch in der Wirkungskette für EPR ergibt sich jedoch durch den extrem hohen Anteil von exportierten Gebrauchtfahrzeugen. Wie **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** verdeutlicht, werden in Deutschland nur weniger als 20% der abgemeldeten Fahrzeuge tatsächlich innerhalb des offiziellen EPR-Systems verwertet. Exporte in andere EU-Mitgliedsstaaten stellen dabei im Prinzip kein Problem dar, da auch dort die Regelungen der Altfahrzeug-Richtlinie gelten, problematisch sind vor allem Exporte außerhalb der EU. Da Altfahrzeuge auch am Ende ihrer Nutzungsphase in Deutschland über einen positiven Restwert verfügen, da sie entweder in anderen Ländern z.B. mit niedrigeren Anforderungen an den Immissionsschutz noch weitergenutzt werden können oder auch das Recycling ohne die hohen Umweltschutzstandards in Deutschland (und der EU) deutlich rentabler ist, bestehen deutliche Anreize, Altfahrzeuge nicht kostenlos bei den Rücknahmestellen abzugeben.

⁴ <http://www.bund-naturschutz.de/oekotipps/muellentsorgung/altautos.html>.

Abbildung 2: Verbleib der endgültig stillgelegten PKW in Deutschland 2010



Quelle: BMU/ UBA 2012

Einerseits führen die Exporte natürlich zu einer Verlängerung der Nutzungsdauer der Fahrzeuge, andererseits fehlen in den Importländern häufig die Recyclinginfrastrukturen zur anschließenden Verwertung.

4.4 Effekte einer verlängerten Nutzungsdauer

Nimmt man analog zum Fallbeispiel Waschmaschine an, dass eine angemessene Verlängerung der Gewährleistungsfrist für Fahrzeuge zu einer Verlängerung der Nutzungsdauer führen würde, ergäben sich angesichts der ökologischen Rucksäcke in der Produktion erhebliche Ressourceneffizienzpotenziale (Annahme hier: Reduktion der Nachfrage nach Neufahrzeugen um 1/8, vgl. Dehoust et al., im Erscheinen). Die Herstellung eines PKW von einer Tonne Gewicht bedingt einen kumulierten Rohstoffaufwand von 6,9 t (Giegrich et al. 2012, der gesamte Ressourcenaufwand liegt dabei noch deutlich höher). Dies ist ein Indiz dafür, dass über alle Schritte der Rohstoffgewinnung und –verarbeitung bis hin zur Herstellung eines Fahrzeugs in erheblichem Umfang Überschussmassen zur Entsorgung anfallen. Die Reduktion der jährlich in Deutschland neu zugelassenen PKW um 1/8 der heute zugelassenen Menge an Neuwagen, wäre mit einer Reduktion der Massen an PKW von etwa 0,5 Mio. t/a verbunden und damit mit einer Reduktion des kumulierten Rohstoffaufwands von etwa 3,3 Mio. t/a. Allerdings ist gerade bei Fahrzeugen die Bedeutung der Nutzungsphase für den Energieverbrauch zu berücksichtigen, so dass die Rohstoffeinsparungen mit evtl. Effizienzverlusten und höheren Spritverbräuchen abgewogen werden müssen.

4.5 Fazit zur Wirkungsanalyse

Beide gewählten Fallbeispiele verdeutlichen die prinzipiellen Potentiale der erweiterten

Produzentenverantwortung als Instrument einer Ressourcenpolitik. Sowohl für EAG als auch für Altagos haben sich seit Einführung der Verantwortung der Inverkehrbringer für die Nachnutzungsphase die Sammelmengen als auch zumindest bei Altagos die Recyclingquoten deutlich verbessert. Im Fall der Altagos ist zumindest die Erhöhung der im System erfassten Sammelmenge jedoch darauf zurückzuführen, dass die gestiegenen Schrottpreise zu klaren finanziellen Anreizen führen, Altagos nicht „wild“ zu entsorgen. Im Fall der EAG ist die Verantwortung für die Sammlung nach wie vor überwiegend (neben der Möglichkeit der Eigenrücknahme) in Obhut der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger, so dass auch hier die Herstellerverantwortung nicht direkt zu einer Erhöhung der Sammelmengen geführt hat. In beiden Fällen wird damit deutlich, dass sich die beschriebenen Effekte weniger aus der Herstellerverantwortung als aus flankierenden ordnungsrechtlichen Quotenvorgaben oder dem Deponierungsverbot ergeben. Die Stoffverbote haben wesentliche Beiträge zur qualitativen Abfallvermeidung geleistet.

Effekte durch die Internalisierung von Kosten zum Beispiel auf das Produktdesign sind kaum zu beobachten (im Gegensatz beispielsweise zum Verpackungsbereich). Durch die rein gewichtsbezogenen Vorgaben fokussieren die meisten Maßnahmen zudem auf Massenmetalle und -kunststoffe, die Kreislaufführung ressourcenrelevanter Metalle ist nach wie vor rein marktgetrieben (erfolgreich z.B. beim Katalysatorrecycling, nach wie vor nur unzureichend bei der Rückgewinnung von beispielsweise Tantal oder Indium aus Elektronikgeräten). Neue Herausforderungen werden sich in Zukunft im Bereich der Altagos durch den zunehmenden Anteil von Elektrofahrzeugen ergeben. Mit dem damit verbundenen Anstieg des Einsatzes ressourcenrelevanter Rohstoffe geraten die bestehenden gewichtsbasierten Vorgaben immer mehr an ihre Grenzen (zu alternativen Ansätzen vgl. Kapitel 5).

Ein Schwachpunkt der bestehenden Systeme ist auch das Fehlen von Sanktionsmöglichkeiten gegen die Produzenten, wenn die in Verantwortung der Hersteller betriebenen Sammel- und Recyclingsysteme die vorgegebenen Quoten verfehlen. Auch die bisherige, fragmentierte Umsetzung einer umfassenden Produktverantwortung im Rechts- und Zuständigkeitsbereich der Abfallgesetzgebung einerseits und im Bereich der produktbezogenen Gesetzgebung andererseits erschwert Impulse in Richtung einer ressourcenschonenden Produktgestaltung (vgl. Jepsen et al. 2010).

5 Ansätze zu einer Weiterentwicklung des Instruments

Mit Blick auf die Weiterentwicklung der erweiterten Herstellerverantwortung als Instrument des Ressourcenschutzes lassen sich im Rahmen dieser Kurzanalyse zwei Schwerpunkte identifizieren: die inhaltliche Ausweitung der Verantwortung der Hersteller sowie die Ausweitung auf zusätzliche Produkte. Für beide Aspekte sollen im Folgenden relevante Fragestellungen und Ansätze beschrieben werden, die im Rahmen von Vertiefungsanalysen untersucht werden könnten.

5.1 Inhaltliche Erweiterung der Herstellerverantwortung

Um als Instrument einen effizienten Beitrag zum Ressourcenschutz zu leisten, müssten die bestehenden Systeme wie dargestellt über rein gewichtsbezogene Sammel- und Verwertungsziele hinaus erweitert werden und stärker die ökologischen Rucksäcke in den Vorketten berücksichtigen. Ein möglicher Ansatz dazu wäre beispielsweise die Etablierung von Rückgewinnungsvorgaben für

Hersteller, die beispielsweise auf dem durchschnittlichen TMR (total material requirement) oder KEA (kumulierter Energieaufwand) bzw. KRA (kumulierter Rohstoffaufwand) von Produkten basieren (wofür natürlich ein hinreichend präzise Datenbasis benötigt würde). Das würde den Fokus auf die ressourcenrelevanten Bestandteile legen und gleichzeitig den Unternehmen die Freiheit lassen, die für sie effizientesten Möglichkeiten zur Rückgewinnung der einzelnen Metalle zu wählen. Gleichzeitig sollten Unternehmen die Möglichkeit haben, TMR-Einsparungen in ihrem spezifischen Produktdesign auf diese branchenweit geltenden Vorgaben anrechnen zu lassen (eingesetzte Rohstoffe, aber auch Recycling- und Demontagefähigkeit). Dadurch würde die bisher nur sehr eingeschränkt wirksame dynamische Anreizwirkung für ein ressourcenschonendes Design deutlich gestärkt, gleichzeitig ergäben sich Anreize, die Informationsflüsse im System deutlich zu stärken. Mit dem Bezug auf eingesetzte Mengen und Vorgaben zu ihrer Rückgewinnung könnten auch Anreize gesetzt werden, Altprodukte auch außerhalb Deutschlands zu sammeln und einer hochwertigen Verwertung zuzuführen. Hierzu bedarf es innovativer Instrumente, die Interessen der Exportländer, der Importländer, der Hersteller und der Recycler zusammenzubringen. Ein möglicher Ansatz dazu könnten Metall-Covenants darstellen, wie sie exemplarisch für das Thema Altautos in MaRes untersucht wurden (vgl. Wilts/ Bleischwitz/ Sanden 2010).

Eine unter ressourcenstrategischen Perspektiven vermutlich wünschenswerte selektivere Verwertung, die auch die seltenen Metalle quantitativ im Kreis führt, könnte damit auf zwei Arten stimuliert werden (vgl. Jepsen et al. 2010, S. 95 ff.):

- Durch die allgemeinverbindliche Formulierung weitergehender und stärker auch die Spezifika von „Unterkategorien“ adressierender Anforderungen an die Vorbehandlung der Altgeräte (z.B. die Demontage von Komponenten mit hohen Anteilen besonders ressourcenintensiver Rohstoffe wie Festplatten in Elektronikgeräten oder die zunehmende Anzahl von Leiterplatten in Fahrzeugen). So könnten Outputströme generiert werden, die eine selektive Verwertung ökonomisch rentabel machen würde. Damit verbunden sind jedoch hohe Anforderungen an eine permanente dynamische Anpassung der Behandlungsanforderungen an die Zusammensetzung der jeweils zurücklaufenden Geräte. Ein möglicher Ansatzpunkt wären dabei auch die bisher weitgehend wirkungslosen Informationspflichten der Hersteller.
- Durch Systeme der individuellen Herstellerverantwortung, die den einzelnen Herstellern tatsächlich die von ihnen in den Markt gebrachten Geräte zurück übereignet, so dass unter Rückgriff auf das eigene Hersteller Know-How eine sehr gezielte und damit kosteneffizientere gerätespezifische Vorbehandlung erfolgen kann. Technologische Innovationen wie RFID-Chips oder QR-Codes könnten eine Möglichkeit darstellen, solche individuellen Verantwortlichkeiten auch in kollektiven Sammelsystem umzusetzen (zur technischen Umsetzbarkeit vgl. Urban/ Halm 2009). Finanzielle Anreize können z.B. durch nach Recyclingkosten gestaffelten Versicherungsbeiträge für Produzenten gesetzt werden, wie dies in Ansätzen z.B. in Schweden umgesetzt wird.

Mit der hier untersuchten Verlängerung der Sachmangelhaftung besteht ein Anreiz für Hersteller bzw. Händler, qualitativ minderwertige Produkte nicht mehr herzustellen und anzubieten, wodurch Impulse für Innovationen im Bereich der Produktqualität gesetzt und qualitativ minderwertige Angebote tendenziell vom Markt verdrängt werden. Insgesamt wird die Lebensdauer von Produkten verlängert und die Möglichkeit für einen sekundären Lebenszyklus verbessert, woraus sich erhebliche Ressourceneffizienzpotentiale ergeben. Die konkreten Effekte fallen jedoch aufgrund sehr unterschiedlicher Nutzungsstrukturen extrem produktgruppenspezifisch aus und konnten hier nur sehr überschlagsartig beschrieben werden.

5.2 Ausweitung auf zusätzliche Produktbereiche

Angesichts der beschriebenen Potentiale des Instruments stellt sich die Frage, welche weiteren Produktgruppen als weitere Anwendungsfelder in Betracht kommen könnten. Treffsicherheit und Effizienz der Herstellerverantwortung hängen dabei natürlich immer von der konkreten Ausgestaltung ab. So greift angesichts der aktuellen Situation beim Altautorecycling die finanzielle Verantwortung der Hersteller durch die Schrottpreise und Exporte praktisch nicht, kommen die Potentiale unter den gegebenen Rahmenbedingungen praktisch überhaupt nicht zu Geltung.

Prinzipiell scheint das Instrument dort geeignet, wo bisherige Regulierungsansätze des Produktdesigns oder der Nachnutzungsphase Lücken oder Wirkungsbrüche aufweisen (vgl. Jepsen et al. 2010, S. 97f.):

- relevante nicht-europäische Vorketten
- hohe Exportraten für Alt- und Gebrauchtgeräte
- hohe Innovationsraten, die eine kontinuierliche Anpassung ordnungsrechtlicher Regelungen erfordern würde,
- hohe Varianzen innerhalb des Produktsegments in Bezug auf Produktdesign und damit verbundene Umweltbelastungen

Als Faktoren, die gegen die Anwendung des Instruments sprechen, können genannt werden:

- ohnehin ausreichende ökonomische Anreize für eine vollständige Sammlung und hochwertige Verwertung,
- sehr lange Lebensdauern von Produkten, die Rückwirkungen auf das Produktdesign abschwächen, den Anteil „verwaister“ Produkte erhöhen und hohe organisatorische Kosten verursachen, Informationen über die Verantwortung der Hersteller über sehr lange Zeiträume zu verwalten,
- Produkte mit hohem ökologischen Schädigungspotential, bei dem der Umgang eindeutig ordnungsrechtlich geregelt und nicht dem ökonomischen Kalkül von Unternehmen unterworfen sein sollte.

Literatur

- Bartl, A. (2012): Planned Obsolescence and its Impact on the Waste Management Sector. ISWA Beacon Conference, 1. Juni 2012, Wien.
- Behrendt et al. (2004): Ökologische Optimierung von Gebrauchsgütern. IZT Werkstattbericht Nr. 62, Berlin.
- Bogaert, S.; van Acoleyen, M.; van Tomme, I.; de Smet, L.; Fleet, D.; Salado, R. (2008): Study on RoHS and WEEE Directives. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Unternehmen. Paris.
- Bundestag (2011): Bericht der Bundesregierung zu den abfallwirtschaftlichen Auswirkungen der §§ 9 bis 13 des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes. Drucksache 17/4517. Berlin.
- Davis, G. (2000). Principles for application of Extended Producer Responsibility. In OECD (Ed.), OECD Joint Workshop on Extended Producer Responsibility and Waste Minimisation Policy in Support of Environmental Sustainability, Paris, 4-7 May 1999 Part 1: Extended Producer Responsibility (S. 101-107). Paris.
- Dehoust, G. et al. (im Erscheinen): Inhaltliche Umsetzung von Art. 29 der Richtlinie 2008/98/EG. FKZ 3710 32 310, Darmstadt.
- Dehoust, G.; Küppers, P.; Bringezu, S.; Wilts, H. (2010): Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen für die Erstellung eines bundesweiten Abfallvermeidungsprogramms. Dessau-Roßlau.
- Europäische Kommission (2003): Integrierte Produktpolitik - Auf den ökologischen Lebenszyklus-Ansatz aufbauen. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament vom 18. Juni 2003. KOM (2003) 302 endg., Brüssel.
- Europäische Kommission (2008): Commission Staff Working Paper accompanying the Proposal for a Directive on waste electrical and electronic equipment (WEEE) (recast). Impact Assessment. SEC(2008) 2933, Brüssel.
- Fergusson, M. (2007): End of Life Vehicles (ELV) Directive. An assessment of the current state of implementation by Member States. Studie im Auftrag des Europäischen Parlaments (IP/A/ENVI/FWC/2006-172/Lot 1/C1/SC2), Brüssel.
- Flatz, A. (1996): Von der Abfallbewirtschaftung zum Stoffstrommanagement. Organisationsansätze am Beispiel elektrotechnischer Produkte. Signum, Wien.
- GHK/ BIOS (2006): A study to examine the benefits of the End of Life Vehicles Directive and the costs and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under the ELV Directive. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Birmingham.
- Giegrich J., Liebich A., Lauwigi C., Reinhardt J. (2012): Indikatoren / Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion. ifeu im Auftrag Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Janusz-Renault, G. (2008): Modell zur produkttypenspezifischen Bestimmung der ökologisch optimalen Nutzungsdauer. Dissertation an der TU Berlin, online verfügbar unter http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2008/2046/pdf/januszrenault_gabriela.pdf (zuletzt geprüft am 25.3.2013).
- Jepsen, D.; Sander, K.; Schilling, S.; Spenger, L. (2010): Weiterentwicklung der Produktverantwortung. Studie im Auftrag des Niedersächsischen Ministerium für Umwelt- und Klimaschutz. Hamburg.
- Lauridsen, E. H.; Jorgensen, U. (2010): Sustainable Transition of electronic products through waste policy. In: Research Policy 39, S. 486–494.
- Lindhqvist, T. & Lifset, R. (1998): Getting the Goal Right: EPR and DfE. Journal of Industrial Ecology, Ausgabe 2(1), S. 6-7.
- Siddharth Prakash, S.; Liu, R.; Schischke, K.; Stobbe, L. (2012): Zeitlich optimierter Ersatz eines Notebooks unter

- ökologischen Gesichtspunkten. UBA-Texte 44/2012, Freiburg/ Darmstadt.
- Rüdenauer, I.; Griebhammer, R.; Götz, K.; Birzle-Harder, B. (2004): PROSA Waschmaschinen. Öko-Institut, Freiburg.
- Salhofer, St.; Graggaber, M.; Grassinger, D. (2000): Potenziale und Maßnahmen zur Vermeidung kommunaler Abfälle am Beispiel Wiens. Magistratsabteilung 22, Wien.
- Sander, K.; Schilling, S.; Tojo, N.; v. Rossem, C.; Vernon, J.; George, C. (2007): The Producer Responsibility Principle of the WEEE Directive. Final Report. Studie im Auftrag von DG ENV. Study Contract N° 07010401/2006/449269/MAR/G4, Hamburg.
- Stevens, C., 2004. Extended producer responsibility and innovation. In: Economic Aspects of Extended Producer Responsibility. Organization for Economic Cooperation and Development OECD, Paris, pp. 199–216.
- Tojo, N., et al., 2006. Extended producer responsibility as a driver for product chain improvement. In: Scheer, D., Rubik, F. (Eds.), Governance of Integrated Product Policy. Greenleaf, Sheffield, pp. 224–242.
- UBA/ BMU (2012): Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2010 gemäß Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG. Qualitätsbericht: Beschreibung der verwendeten Daten nach Artikel 1 der KOM-Entscheidung 2005/293/EG über Altfahrzeuge. Dessau/ Bonn.
- Urban, A.; Halm, G. (2009): Mit RFID zur innovativen Kreislaufwirtschaft. Kassel university press, Kassel.
- van Rossem, C. (2008): Individual Producer Responsibility in the WEEE Directive. From Theory to Practice? PhD Thesis an der Universität Lund, Institut IIIIEE, Lund.
- van Rossem, C. (2009): Individual Producer Responsibility. Präsentation auf der Conference on Canadian Stewardship, 5.-7. Oktober 2009, Montreal.
- Vernon, J.; George, C. (2001): Employment Effects of Waste Management Policies. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, GD Umwelt. Norfolk.
- WEEE Forum (2010): Key figures 2010. Online verfügbar unter: http://www.weee-forum.org/system/files/services/kf_at_a_glance_2010_final_public.pdf, zuletzt geprüft am 28.8.2012.
- Willand, A.; Neuser, U. (2003): Rechtliche Bedingungen und Restriktionen für die Förderung neuer Nutzungsstrategien. Rechtsgutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Wilts, H.; Bleischwitz, R.; Sanden, J. (2010): Ein Covenant zur Schließung internationaler Stoffkreisläufe im Bereich Altautorecycling. Ressourceneffizienz Paper 3.5, Wuppertal.
- Zentralverband Elektrotechnik und Elektronikindustrie e.V. & GfK Retail and Technology GmbH (2008): Zahlenspiegel des