

Sören Harrs

**Plastikabfälle in der Umwelt-  
Grenzen und Möglichkeiten wirtschaftspolitischer Regulierung**

Bachelorarbeit

Themensteller: Dr. Steffen J. Roth

Vorgelegt in der Bachelorprüfung  
Im Studiengang Volkswirtschaftslehre  
der Wirtschafts- und Sozialwissenschaftlichen Fakultät  
der Universität zu Köln

Köln 2016

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>I</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>II</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>III</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>IV</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2. Plastikabfälle in der Umwelt</b>	<b>3</b>
2.1. Bestand . . . . .	3
2.2. Ursachen . . . . .	4
2.3. Auswirkungen . . . . .	5
<b>3. Theoretische Einordnung</b>	<b>7</b>
3.1. Abfälle und Güter . . . . .	7
3.2. Umwelt als Allmendegut . . . . .	8
3.2.1. Nicht-Ausschließbarkeit und Rivalität . . . . .	8
3.2.2. Marktversagen . . . . .	10
3.3. Entwurf eines Littering-Modells . . . . .	12
<b>4. Staatliche Regulierung von Littering</b>	<b>14</b>
4.1. Ziele und Ansatzpunkte der Regulierung. . . . .	14
4.2. Überblick über die bestehende Regulierung in der EU . . . . .	17
4.3. Bewertungskriterien . . . . .	20
4.4. Vergleichende Analyse wirtschaftspolitischer Instrumente . . . . .	21
4.4.1. Produktregulierung Allgemein . . . . .	21
4.4.2. Verbote und Standards . . . . .	24
4.4.3. Steuern . . . . .	27
4.4.4. Erweiterte Produzentenverantwortung . . . . .	31
4.4.5. Pfand . . . . .	33
<b>5. Diskussion und Ausblick</b> . . . . .	<b>36</b>
5.1. Diskussion der Ergebnisse . . . . .	36
5.2. Regulierung von Plastikabfällen – Die Alternativen . . . . .	38
5.3. Ausblick . . . . .	39
<b>6. Fazit</b> . . . . .	<b>40</b>
<b>7. Literaturverzeichnis</b> . . . . .	<b>41</b>
<b>8. Lebenslauf</b> . . . . .	<b>47</b>
<b>9. Erklärung</b> . . . . .	<b>48</b>

## **Tabellenverzeichnis**

## **II**

<b>Tabelle 1:</b> Güter Klassifikation (eigene Darstellung) . . . . .	8
<b>Tabelle 2:</b> Gefangenen-Dilemma beim Littering (eigene Darstellung) . . . . .	11
<b>Tabelle 3:</b> Ergebnisse der vergleichenden ökonomischen Analyse (eigene Darstellung) . . . . .	36
<b>Tabelle 4:</b> Substituierbarkeit von Plastikprodukten (eigene Darstellung). . . . .	36

## Abbildungsverzeichnis

## III

<b>Abbildung 1:</b> Kostenabwägung beim Littering (eigene Darstellung) . . . . .	13
<b>Abbildung 2:</b> Optimaler Bestand von Plastikabfällen (eigene Darstellung). . .	14
<b>Abbildung 3:</b> Grenzvermeidungskosten dreier Produkte (eigene Darstellung)	22
<b>Abbildung 4:</b> Wirkung einer Steuer auf Menge und Preis (eigene Darstellung)	27
<b>Abbildung 5:</b> Emissionsmengen bei verschiedenen Steuersätzen (eigene Darstellung) . . . . .	28
<b>Abbildung 6:</b> Emissionsvermeidung bei einer Steuer auf zwei Produkte (eigene Darstellung) . . . . .	29
<b>Abbildung 7:</b> Wirkung der EPV auf Menge und Preis (eigene Darstellung). . .	31

EU	Europäische Union
EPV	Erweiterte Produzentenverantwortung
MARPOL	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MSRL	Meeresstrategie Rahmen-Richtlinie
MENA	Region Nahost und Nordafrika
PET	Polyethylenterephthalat
OSPAR	Meeresschutzabkommen für die Nordsee und den Nordostatlantik

# **1. Einleitung**

Plastik hat im Laufe des zwanzigsten Jahrhunderts als formbarer und vielseitiger Werkstoff Eingang in unzählige Produkte unseres täglichen Lebens gefunden. Besonders als leichtes Verpackungsmaterial ist es kaum mehr aus unserem Wirtschaftssystem wegzudenken. In den letzten Jahren traten allerdings vermehrt Umweltprobleme bei der Entsorgung in den Fokus der Öffentlichkeit. Gerade die Vermüllung der Meere durch Plastik erfährt in den Medien große Beachtung<sup>1</sup> und steht mittlerweile auf der Agenda nationaler und internationaler Umweltpolitik: In den im September 2015 verabschiedeten Sustainable Development Goals bezieht sich Ziel 14.1. konkret auf diese Form der Meeresverschmutzung und die Vereinten Nationen erklären, sie bis 2025 signifikant reduzieren zu wollen.<sup>2</sup> Weltweit sind nationale Gesetzgeber bereits aktiv geworden, um die Menge der Plastikabfälle, die in die Umwelt gelangen, zu verringern. Neueste Studien machen allerdings deutlich, dass durch ein anhaltend hohes Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum von einer weiterhin steigenden weltweiten Plastikproduktion und damit potentiellen Umweltbelastung auszugehen ist.<sup>3</sup> Die Gesetzgeber werden wohl erhebliche Anstrengungen unternehmen müssen, um das gesteckte Ziel zu erreichen.

Durch sein geringes Gewicht kann Plastik von Wind und Wassersystemen über lange Distanzen transportiert werden und gelangt so oftmals vom Land in die Ozeane. Aus diesem Grund kann die Vermüllung der Ozeane nicht isoliert betrachtet werden und sollte im größeren Kontext von Plastikabfällen in der Umwelt diskutiert werden. Die Wege auf denen Plastikabfälle in die Umwelt gelangen sind so vielfältig wie die Instrumente um eben dies zu verhindern. Ein Vergleich sämtlicher Instrumente ist im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Aus diesem Grund wird sich in dieser Arbeit auf die Regulierung eines Eintragspfades konzentriert, des Littering. Littering wird in dieser Arbeit als die absichtliche Vermüllung von öffentlichem Raum mit kleinen Abfallmengen verstanden. Littering ist zur Analyse aus zwei Gründen von besonderem Interesse: Erstens, wird Littering in Industrienationen als bedeutendster Eintragspfad angesehen<sup>4</sup> und steht dort im Fokus der Regulierung<sup>5</sup>. Zweitens, ist beim Littering jeweils ein Individuum durch seine Entscheidung zur unsachgemäßen Entsorgung dafür verantwortlich,

---

<sup>1</sup> Vgl. z.B. Wirtschaftswoche (2016a), Czycholl (2015) oder Merlot (2015)

<sup>2</sup> Vgl. Vereinte Nationen (2015)

<sup>3</sup> Vgl. World Economic Forum (2016) S.10 und Jambeck et al. (2015)

<sup>4</sup> Vgl. Jambeck et al. (2015)

<sup>5</sup> Vgl. Abschnitt 4.1. in dieser Arbeit

dass Plastik in die Umwelt gelangt; das Littering grenzt sich somit ab von systemischen Fragestellungen, wie der Bereitstellung einer adäquaten Abfallwirtschaft.

Die neuesten wirtschaftswissenschaftlichen Veröffentlichungen zu Plastikabfällen in der Umwelt konzentrieren sich zumeist auf die Quantifizierung des volkswirtschaftlichen Schadens<sup>6</sup> oder die empirische Analyse neuer Regulierungen, beispielsweise in Irland<sup>7</sup>, Botswana<sup>8</sup>, Südafrika<sup>9</sup> oder China<sup>10</sup>. Die EU setzt bisher mit einer Richtlinie zu Plastiktüten auf die Produktregulierung, um die ehrgeizigen Ziele ihrer Meeresstrategie Rahmenrichtlinie zu erreichen.<sup>11</sup> Aus der Littering-Literatur ist bisher keine systematische Analyse der Produktregulierung bekannt. An dieser Stelle soll diese Arbeit ansetzen: Sie führt eine vergleichende ökonomische Analyse der Instrumente der Produktregulierung zur Reduzierung von Littering im europäischen Kontext durch. Dabei wird besonderer Wert daraufgelegt, die Grenzen und Möglichkeiten dieses Regulierungsansatzes in Bezug auf die komplexe Thematik von Plastikabfällen in der Umwelt aufzuzeigen. Da sich die EU konkrete Ziele zum Schutz der Meere gesetzt hat, wird auf diese Ziele Bezug genommen. Die Erkenntnisse der vergleichenden ökonomischen Analyse sind allerdings für Littering im Allgemeinen gültig.

Dazu wird in Kapitel 2 zuerst einmal der Forschungsstand zu Ursachen, Auswirkungen und Umfang der Plastikabfälle in der Umwelt dargestellt. Anschließend wird die Thematik in Kapitel 3 mit Hilfe von ökonomischen Theorien strukturiert: Dabei werden unter anderem das Marktversagen, das ein wirtschaftspolitisches Eingreifen erst rechtfertigt, identifiziert und in einem Modell die Faktoren zusammengefasst, die Einfluss auf die Littering-Entscheidung haben. Kapitel 4 enthält den analytischen Kern dieser Arbeit. Zunächst werden Ziele und Ansatzpunkte der Gesetzgeber diskutiert sowie ein Überblick über bestehende Regulierungsinstrumente in der EU gegeben. Die vergleichende ökonomische Analyse wird anhand der drei Bewertungskriterien Effektivität, statische Effizienz und Anreizwirkungen durchgeführt. An geeigneter Stelle wird beispielhaft auf die Umweltwirkung der Substitute der regulierten Produkte eingegangen. Kapitel 5 wird die Ergebnisse der Analyse zusammenfassen, diskutieren und in den größeren Zusammenhang einordnen, bevor ein Fazit gezogen wird.

---

<sup>6</sup> Vgl. Ten Brink et al. (2015), McIlgorm et al. (2011), Mouat et al. (2010)

<sup>7</sup> Vgl. Convery et al. (2006)

<sup>8</sup> Vgl. Dikgang/Visser (2010)

<sup>9</sup> Vgl. Dikgang et al. (2012)

<sup>10</sup> Vgl. He (2012)

<sup>11</sup> Vgl. Europäische Kommission (2016a)

## **2. Plastikabfälle in der Umwelt**

In diesem Kapitel werden die aktuellen natur- und wirtschaftswissenschaftlichen Erkenntnisse zu Ursachen, Auswirkungen und Umfang der Plastikabfälle in der Umwelt präsentiert. Obwohl die wissenschaftliche Forschung in diesem Bereich im vergangenen Jahrzehnt erheblich zugenommen hat, sind viele entscheidende Fragen noch unzureichend beantwortet.<sup>12</sup>

Die stofflichen Eigenschaften, denen Plastik seinen Erfolg als Werkstoff zu verdanken hat, sein geringes Gewicht und seine Beständigkeit, sind gleichzeitig die Ursache für die von ihm verursachten Schäden. Gelangt Plastik in die Umwelt, kann es über große Distanzen transportiert werden. Durch mechanische, chemische und biologische Einflüsse kann es in kleinere Plastikteile zerfallen, allerdings ist nicht geklärt, in welcher Geschwindigkeit diese Prozesse ablaufen. Ob sich Plastik in der Umwelt gänzlich zersetzt oder unter gewissen Umweltbedingungen als Makro-, Meso-, Mikro- oder Nanoplastik<sup>13</sup> fortbesteht, ist ungewiss.<sup>14</sup>

### **2.1. Bestand**

Plastikabfälle sind weltweit nicht nur auf Mülldeponien, sondern mittlerweile auch an den entlegensten Orten dieses Planeten zu finden: Von der Tiefsee<sup>15</sup> bis zum Himalaya<sup>16</sup> und selbst im antarktischen Eis konnte Plastik in überraschend großen Mengen nachgewiesen werden<sup>17</sup>. Abgesehen von ihrer Omnipräsenz ist wenig über den Bestand an Plastikabfällen in der Umwelt bekannt. Dabei ist die Datenlage zu Abfällen in Wassersystemen noch besser als an Land.<sup>18</sup>

Auf Basis von Stichproben werden 5,3 Billionen Mikroplastikteile mit einem Gewicht von 270.000 Tonnen an der Oberfläche der Ozeane vermutet.<sup>19</sup> Die Konzentration von Mikroplastik ist in Sedimenten um ein Vielfaches höher als an der Meeresoberfläche, da ein Großteil des Plastiks mit der Zeit absinkt.<sup>20</sup> Auch Makroplastik sammelt sich am

---

<sup>12</sup> Vgl. Ryan (2015)

<sup>13</sup> Gängiger Weise wird folgende Unterscheidung verwendet: Makroplastik >25mm, Mesoplastik 5-25mm, Mikroplastik <5mm, Nanoplastik <0,1 µm

<sup>14</sup> Dieser Abschnitt folgt Galgani (2015) S. 1-4

<sup>15</sup> Vgl. Woodall et al. (2015)

<sup>16</sup> Vgl. Jayalakshmi (2014)

<sup>17</sup> Vgl. Obbard et al. (2014)

<sup>18</sup> Vgl. Thompson et al. (2009)

<sup>19</sup> Vgl. Eriksen et al. (2014)

<sup>20</sup> Vgl. Woodall et al. (2015)



Meeresboden, rund 71,5 bis 116 Milliarden Einzelteile.<sup>21</sup> Da der Zerfall von Plastik unter anderem von UV-Strahlung und Wärme ausgelöst wird, wird vermutet, dass das Plastik am Meeresboden fortbesteht.<sup>22</sup> Neben Meeren ist auch von Binnengewässern bekannt, dass sie erheblich mit Mikroplastik verschmutzt sind<sup>23</sup>, der Rhein soll täglich rund 192 Millionen Mikroplastikteile in die Nordsee spülen.<sup>24</sup>

Für das Gewicht des gesamten heutigen Bestandes an Plastikabfällen in den Meeren wurden 150 Millionen Tonnen ermittelt und ein Anstieg auf 250 Millionen Tonnen bis 2025 prognostiziert.<sup>25</sup>

## **2.2. Ursachen**

Die Wege, auf denen Plastik in die Umwelt gelangen, sind vielfältig. Einiges Plastik wird absichtlich in der Umwelt entsorgt, wie beim Littering, anderes gelangt unabsichtlich dorthin, z.B. durch Naturkatastrophen. Es gibt auch Plastik, das zwangsläufig beim Konsum eines Produktes in die Umwelt gelangt, wie z.B. Mikroplastik, das in Kosmetikprodukten eingesetzt wird oder sich beim Waschen von synthetischer Kleidung löst.<sup>26</sup> Kläranlagen auf dem heutigen Stand der Technik können dieses Mikroplastik nicht aus dem Abwasser herausfiltern.<sup>27</sup>

Im Jahr 2014 wurden weltweit rund 311 Millionen Tonnen Plastik produziert und es wird bis 2025 mit einem Anstieg auf 380 Millionen Tonnen gerechnet.<sup>28</sup> Wie viel davon jährlich in die Umwelt gelangt, ist nicht ausreichend erforscht. Zwei kürzlich erschienene Studien deuten allerdings darauf hin, dass der Anteil mit mindestens 1,8 % bzw. 8,3 % der weltweiten Plastikproduktion substantiell ist:<sup>29</sup>

Zum einen wird geschätzt, dass von 78 Millionen Tonnen Plastikverpackungen, die im Jahr 2013 weltweit produziert wurden, rund 25 Millionen Tonnen unkontrolliert in die Umwelt gelangen<sup>30</sup>. Das entspricht einer Quote von 32% und zeigt, dass gerade

---

<sup>21</sup> Dieser Abschnitt folgt soweit Galgani (2015) S. 2

<sup>22</sup> Vgl. Andrady (2015) S. 57

<sup>23</sup> Vgl. Eerkes-Medrano et al. (2015)

<sup>24</sup> Vgl. Mani et al. (2015)

<sup>25</sup> Vgl. McKinsey (2015) S.6

<sup>26</sup> Vgl. Umwelt Bundesamt (2015) S. 13-18 und S. 24-26

<sup>27</sup> Vgl. Cole et al. (2011)

<sup>28</sup> Vgl. McKinsey (2015) S. 4

<sup>29</sup> Eigene Berechnung auf Grundlage von World Economic Forum (2016), Jambeck et al. (2015) und Plastics Europe (2015) : 25 Mio. t Verpackungen von einer weltweiten Plastikproduktion von 299 Mio. t in 2013  $\approx$  8,3% bzw. 4,6 Mio. t Plastik-Input in die Ozeane von 270 Mio. t in 2010  $\approx$  1,8%

<sup>30</sup> Vgl. World Economic Forum (2016)

Verpackungen besonders häufig in die Umwelt gelangen. An anderer Stelle wurde berechnet, dass im Jahr 2010 mindestens 4,6 Millionen Tonnen Plastikabfälle vom Land in die Ozeane gelangen. Die Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern wird in dieser Studie als Kern des globalen Problems identifiziert. Littering wird auf 2% des Plastikmüllaufkommens jedes Landes beziffert und ist der bedeutendste Eintragspfad in Industrienationen.<sup>31</sup>

Neben der Abfallwirtschaft und Littering stellt der Unternehmenssektor einen weiteren Eintragspfad dar. In der Plastikindustrie gehen Plastikpellets beim Transport verloren und aus der Fischerei gelangen Plastikschnüre, -netze oder Bojen in die Meere<sup>32</sup>. Außerdem wird Mikroplastik in industriellen Verfahren als Strahlmittel und in Kunststoffwachsen eingesetzt.<sup>33</sup> Auch die illegale Entsorgung großer Abfallmengen von Privatpersonen und Unternehmen, beispielsweise der Schifffahrt oder mariner Industrien, sind ein Eintragspfad.<sup>34</sup>

Das OSPAR-Spülsaum-Monitoring und Stichproben im Mittelmeer und der Ostsee zeigen, dass sich die Eintragspfade in den europäischen Meeren deutlich unterscheiden: In der Nordsee dominieren Gegenstände aus der Fischereiwirtschaft und Schifffahrt, in der Ostsee und dem Mittelmeer hingegen Hygieneartikel. 25-32% der gefundenen Gegenstände werden aber in allen drei Meeren dem Littering durch Strandbesucher zugeschrieben.<sup>35</sup>

### **2.3. Auswirkungen**

Die Auswirkungen der Plastikabfälle in der Umwelt sind vielfältig, weswegen hier nur eine Auswahl präsentiert werden kann. Am offensichtlichsten sind die Schäden bei Menschen, die die Umwelt als Erholungsort nutzen wollen und die Plastikabfälle als unästhetisch empfinden. Wenn die Umwelt nur noch in minderer Qualität als Erholungsort genutzt werden kann, kann das gesundheitliche Folgen haben. Wenn Personen zusätzliche Wege zu einem sauberen Ort zurücklegen müssen, belastet sie das finanziell.<sup>36</sup> Plastikabfälle können zu Einnahmeverlusten bei der Tourismusindustrie in ver-

---

<sup>31</sup> Vgl. Jambeck et al. (2015)

<sup>32</sup> Vgl. Umwelt Bundesamt (2015) S. 26

<sup>33</sup> Vgl. Umwelt Bundesamt (2015) S. 18-19

<sup>34</sup> Vgl. UNEP (2009) S. 9 und Europol (2011)

<sup>35</sup> Dieser Abschnitt folgt Arcadis (2012) S. 51-62

<sup>36</sup> Vgl. Legget et al. (2014)

schmutzten Regionen führen<sup>37</sup>. Auch sind negative Auswirkungen von Plastikabfällen auf Häuserpreise bekannt.<sup>38</sup> Oftmals wird der Plastikmüll entsorgt, um diese Schäden zu verhindern: Es entstehen so direkte ökonomische Kosten für Gemeinden, Unternehmen oder Individuen. In europäischen Gemeinden werden pro Jahr 630 Mio. € für Strandsäuberungen ausgegeben.<sup>39</sup> Makroplastik kann auch zu Schäden an landwirtschaftlichen Maschinen<sup>40</sup> oder Antriebs- bzw. Pumpsystemen von Schiffen führen<sup>41</sup>. Die Abfälle können in Entwicklungsländern Abwasserkanäle verstopfen und so der Grund für Überschwemmungen und die Verbreitung von Krankheitserregern sein.<sup>42</sup> Schäden in marinen Industrien der APEC-Region werden auf 1,3 Mrd. \$ pro Jahr geschätzt.<sup>43</sup> Das Umweltprogramm der Vereinten Nationen beziffert die weltweiten direkten Kosten durch Plastikabfälle in der marinen Umwelt für Fischereiwirtschaft, Tourismussektor und Küstengemeinden auf 13 Mrd. Dollar.<sup>44</sup>

Die Schäden, die indirekt durch die Ökosysteme und durch Mikroplastik entstehen, sind noch nicht abzuschätzen. Von einer Vielzahl an Tieren ist nachgewiesen, dass sie Plastik verschlucken oder sich darin verfangen. Bei Meeresschildkröten ist dies bei 7 von 7, bei Meeressäugtieren bei 81 von 123 und bei Seevögeln bei 203 von 406 weltweit existierenden Arten der Fall.<sup>45</sup> Auch in Speisefischen, Würmern, Muscheln und in Plankton wurde Plastik bereits nachgewiesen.<sup>46</sup> 95% der Eissturmvögel in der Nordsee haben Plastikteile im Magen.<sup>47</sup> Wie groß die Auswirkungen auf die Bestände und Ökosysteme sind, bleibt zu erforschen.

Im Wasser können sich im Mikroplastik persistente organische Schadstoffe in hohen Konzentrationen anreichern, zusätzlich zu chemischen Substanzen, wie Phtalaten und Bisphenol-A, die bereits im Plastik enthalten sind. Inwieweit sich diese Stoffe in der Nahrungskette anreichern und dadurch die menschliche Gesundheit schädigen, ist nicht ausreichend erforscht.<sup>48</sup>

---

<sup>37</sup> Vgl. Jang et al. (2014)

<sup>38</sup> Vgl. Schultz/Stein (2009) S.4

<sup>39</sup> Vgl. Europäische Kommission (2016a)

<sup>40</sup> Vgl. Mouat et al. (2010) S. 81-85

<sup>41</sup> Vgl. Ten Brink et al. (2015) S. 12-13

<sup>42</sup> Vgl. Jha et al. (2011) S. 350

<sup>43</sup> Vgl. McIlgorm et al. (2011)

<sup>44</sup> Vgl. UNEP (2014)

<sup>45</sup> Vgl. Kühn et al. (2015) S. 1

<sup>46</sup> Vgl. Cole et al. (2013) S. 1 und Rummel et al. (2016)

<sup>47</sup> Vgl. Van Franeker et al. (2011)

<sup>48</sup> Dieser Absatz folgt Rochman (2015) S. 133-134

### **3. Theoretische Einordnung**

Von den in Abschnitt 2.2. dargestellten Eintragspfaden des Plastiks in die Umwelt, beschäftigt sich diese Arbeit in den Kapiteln 3 und 4 ausschließlich mit dem Littering. Beim Littering entscheidet sich eine Person bewusst gegen die Nutzung der Abfallwirtschaft und zur Entsorgung in der Umwelt. Das Littering wird in diesem Kapitel anhand von ökonomischen Theorien strukturiert.

#### **3.1. Abfälle und Güter**

Dazu soll zuerst einmal eine Definition des Abfallbegriffs vorgenommen werden. Diese Arbeit folgt einer transaktionskostentheoretischen Definition:

„Als Abfall sind (...) bewegliche Sachen zu bezeichnen, die für sämtliche Marktteilnehmer einen negativen Wert haben oder bei denen zumindest der maximal erreichbare Nutzen kleiner als die Kosten einer marktlichen Transaktion ist“<sup>49</sup>

Aus dieser Definition folgt, dass der Besitzer selbst einen negativen Nutzen aus dem Abfall zieht und ihn nicht an eine andere Person verkaufen kann. Der Besitzer will den Abfall also entsorgen. Die Entsorgungsentscheidung wird in 3.3. modelliert.

An dieser Stelle ist wichtig darauf hinzuweisen, dass die Abgrenzung von Abfällen gegenüber Gütern von einer Reihe von Faktoren abhängig ist, die sich mit der Zeit verändern können, wie die Präferenzen der Marktteilnehmer oder die Technologien und Kosten, um eine Transaktion durchzuführen. Durch gestiegene Rohstoffpreise oder technologischen Fortschritt kann heutiger Abfall somit morgen ein gefragtes Wirtschaftsgut sein.<sup>50</sup> Auch der Ort eines Objektes kann für die Abgrenzung entscheidend sein: Eine Plastikflasche im Meer ist beispielsweise Abfall, da offenbar die Kosten der Sammlung und des Transportes zu einer Recyclinganlage ihren Wert als recycelbaren Rohstoff übersteigen. Die gleiche Plastikflasche kann aber auf einer Mülldeponie ein Gut sein, für das Recyclingfirmen eine positive Zahlungsbereitschaft besitzen. Bereits heute werden Produkte aus Meeresplastik hergestellt und mit dieser Eigenschaft vermarktet.<sup>51</sup> Konsumenten, die solche Produkte präferieren, machen aus dem Abfall wieder ein Gut.

---

<sup>49</sup> Linscheidt (1998) S. 10

<sup>50</sup> Dieser Abschnitt folgt bis hier Linscheidt (1998) S. 38-39

<sup>51</sup> Siehe hierzu Bureoskateboards (2016)

## **3.2. Umwelt als Allmendegut zur Abfallentsorgung**

### **3.2.1. Nicht-Ausschließbarkeit und Rivalität**

Littering findet nach der in dieser Arbeit verwendeten Definition im öffentlichen Raum statt. Die Umwelt wird in dieser Arbeit als eben dieser öffentliche Raum verstanden, der allen Bürgern frei zugänglich ist.

Die Umwelt ist als Entsorgungsort für geringe Abfallmengen als Allmendegut aufzufassen. Allmendegüter werden in der Wirtschaftstheorie durch zwei Eigenschaften definiert: Es besteht Nicht-Ausschließbarkeit und Rivalität im Konsum. Dadurch grenzt es sich von den Klubgütern, öffentlichen Gütern und privaten Gütern, wie in Tabelle 1 dargestellt, ab.

	Keine Rivalität	Rivalität
Nicht-Ausschließbarkeit	öffentliches Gut	Allmendegut
Ausschließbarkeit	Klubgut	Privates Gut

*Tabelle 1: Güter Klassifikation (eigene Darstellung)*

Die Einteilung eines Gutes in eine der vier Kategorien ist zumeist keine eindeutige, sondern eine graduelle Frage.<sup>52</sup> Bei der Umwelt als Entsorgungsort für Abfälle ist von einem hohen Grad an Nicht-Ausschließbarkeit auszugehen. Das stärkste Argument dafür ist ein empirisches: Obwohl Littering in den meisten Ländern gesetzlich verboten ist, findet Littering statt. Trotz des Verbotes kann der Staat die Bevölkerung nicht von der Nutzung der Umwelt als Entsorgungsort ausschließen. Hierfür können eine Reihe von ökonomischen, technologischen oder institutionellen Gründen angeführt werden:

Bei privaten Grundstücken können Dritte bereits vom Betreten des Grundstückes und damit dem Littering mit Hilfe von Zäunen abgehalten werden. Die Einzäunung öffentlichen Raumes würde allerdings seinem Sinn und Zweck zuwiderlaufen. Wenn jemand beabsichtigt, kleine Abfallmengen in der Umwelt zu entsorgen, kann er dies tun, ohne dass es technisch möglich wäre, ihn davon abzuhalten. Die Kosten für eine Omnipräsenz von Polizei oder Ordnungsamt, die möglicherweise vom Littering abschrecken, werden den Nutzen durch reduziertes Littering in der Regel übersteigen. Zudem ist die staatliche Kontrolle meist von der handelnden Person selbst beobachtbar: Wenn ein

---

<sup>52</sup> Vgl. Mankiw/Taylor (2008) S. 255

Polizist oder ein Mitarbeiter vom Ordnungsamt gerade in der Nähe ist, wird das Littering unterlassen. Unbeobachtet, kann Littering allerdings ungestraft geschehen, denn der Verursacher kann im Nachhinein kaum mehr identifiziert werden.<sup>53</sup> In den Fällen, in denen eine Beobachtung der Littering-Handlung und damit Rückverfolgung der verantwortlichen Person technisch vorstellbar ist, z.B. in Form von Videoüberwachung, wird die Überwachung meist durch den Schutz von Persönlichkeitsrechten oder ebenfalls durch prohibitiv hohe Kosten verhindert.

Angenommen, eine Person kann nicht ausschließen, erwischt zu werden, so wird sie die zu erwartende Strafzahlung  $E[S]$  folgendermaßen abschätzen:

$$E[S] = p * S$$

Die Wahrscheinlichkeit erwischt zu werden  $p$  wird mit der Strafzahlung  $S$  multipliziert. Somit hat der Staat nicht nur die Möglichkeit über eine stärkere Kontrolle die zu erwartende Strafzahlung  $E[S]$  zu erhöhen, sondern auch über eine höhere Strafandrohung  $S$ . Dass eine solche Strafandrohung aber wirksam wird, hängt entscheidend davon ab, dass eine realistische Wahrscheinlichkeit besteht, erwischt zu werden ( $p \neq 0$ ), man also nicht unbeobachtet handeln kann. Die Abschreckung vom Littering durch Strafandrohung kann von daher in einem dicht besiedelten Stadtstaat wie Singapur mit einer hohen Bevölkerungsdichte und Polizeipräsenz unter Umständen eine begrenzte Wirkung erzielen, wird aber spätestens in ländlichen Gebieten ins Leere laufen. In Deutschland sind der Strafandrohung außerdem durch den Verhältnismäßigkeitsgrundsatz Grenzen gesetzt.

Aus der Empirie und den genannten theoretischen Überlegungen wird neben der Nicht-Ausschließbarkeit auch deutlich, dass Littering nicht durch Verbote und Strafandrohungen zu verhindern ist. Diese werden deswegen im weiteren Verlauf der Arbeit auch nicht weiter als Instrumente diskutiert.

Neben der Nicht-Ausschließbarkeit werden Allmendegüter durch Rivalität im Konsum definiert, das heißt, der Konsum einer Person übt negative externe Effekte auf andere Konsumenten des Gutes aus. Ein externer Effekt beschreibt die Auswirkung wirtschaftlicher Aktivität auf Dritte<sup>54</sup>. Die vielfältigen negativen Auswirkungen des Littering auf am Littering unbeteiligte Dritte, wurden umfangreich in Kapitel 2.3. dargestellt. Die

---

<sup>53</sup> Vgl. McIlgorm et al. (2011) S.648

<sup>54</sup> Vgl. Gabler Wirtschaftslexikon (2016a)

handelnde Person berücksichtigt in ihrem Entscheidungskalkül nicht die Kosten, die ihre Handlung bei anderen Nutzern der Umwelt erzeugt. Es existiert eine aus wirtschaftspolitischer Sicht unerwünschte Diskrepanz zwischen privaten und sozialen Kosten des Littering. Richtigerweise hat Ronald Coase daraufhin gewiesen, dass für das Auftreten von negativen externen Effekten nicht eine der beiden Parteien verantwortlich gemacht werden kann. Negative externe Effekte sind vielmehr reziproker Natur und Ausdruck eines Interessenskonfliktes.<sup>55</sup> In diesem Fall ein Interessenskonflikt zur Nutzung des Gutes Umwelt: Die einen wollen die Natur als Entsorgungsort für Abfälle benutzen, andere als Erholungsort oder zur Produktion von Nahrungsmitteln. Dabei muss es keinesfalls so sein, wie im vorhergehenden Satz impliziert, dass die Interessenskonflikte zwischen voneinander trennbaren Gruppen auftreten. Oft ist es auch so, dass der Nutzerkreis zur Abfallentsorgung der gleiche ist, der einen Ort zur Erholung nutzen möchte. Wer in diesem Fall Littering betreibt, kann geschädigter seiner eigenen Handlung sein. Plastikabfälle in der Umwelt können sowohl lokale als auch globale Auswirkungen haben, wodurch es eine große Zahl potentieller Geschädigter gibt.

### **3.2.2. Marktversagen**

Ronald Coase hat ebenfalls gezeigt, dass sich das Problem der externen Effekte unter einer Reihe von Annahmen durch Verhandlungen zwischen den Konfliktparteien lösen ließe. Eine der Voraussetzungen dafür ist, dass die Besitzrechte eindeutig einer der Konfliktparteien zugesprochen sind. Bei den Plastikabfällen in der Umwelt ist dies durch das Verbot von Littering durchaus geschehen. Da diese Besitzrechte aber, wie gezeigt wurde, nicht durchgesetzt werden können, ist eine Verhandlungslösung von vornherein unmöglich.

Allmendegütern wie der Umwelt als Entsorgungsort für Abfälle wohnt die sogenannte Tragik der Allmende inne: Sie werden über das gesamtgesellschaftlich optimale Ausmaß hinaus in Anspruch genommen und nicht nachhaltig bewirtschaftet. Dies liegt daran, dass die Individuen für die Kosten, die sie bei ihren Mitmenschen verursachen, nicht zur Rechenschaft gezogen werden bzw. werden können. Bei einem Allmendegut kann sich aus dem freien Zugang ein soziales Dilemma in Form eines Gefangenendilemmas ergeben:

---

<sup>55</sup> Vgl. Coase (1960) S. 2

Angenommen, zwei Personen A und B benutzen beide den gleichen Strandabschnitt und ziehen Nutzen aus seiner Sauberkeit. Beide müssen unabhängig voneinander entscheiden, ob sie ihren Müll am Strand liegen lassen oder in einem Mülleimer am Ende des Strandes entsorgen.

Person A/Person B	kein Littering	Littering
kein Littering	3/3	0/4
Littering	4/0	1/1

*Table 2: Gefangenen Dilemma beim Littering (eigene Darstellung)*

Wenn beide Personen sich für „kein Littering“ entscheiden, erhalten sie eine Auszahlung in Höhe von 3: Sie können die Sauberkeit des Strandes genießen, müssen allerdings zur Abfallentsorgung zum Mülleimer laufen. Wenn nun Person A davon ausgeht, dass Person B „kein Littering“ betreiben wird, könnte sie auch ihren Müll am Strand liegen lassen, anstatt zum Mülleimer zu laufen. Der eigene Müll am Strand stört Person A sogar selbst, aber der Weg zum Mülleimer ist mit größeren Kosten verbunden. So kann Person A durch „Littering“ ihre Auszahlung von 3 auf 4 steigern, indem sie weiterhin von der Müllentsorgung von Person B profitiert. Bei Person B sinkt der Nutzen hingegen auf 0, da ihr Nutzen durch den Müll von Person A sinkt, und sie trotzdem den Weg zum Mülleimer auf sich genommen hat. Person A kann sich durch die Entscheidung fürs Littering auf Kosten von Person B einen Vorteil verschaffen, während sie selbst aus dem Verhalten von Person B einen Nutzen zieht: ein klassisches Trittbrettfahrerproblem.<sup>56</sup> Andersherum gilt aber auch für Person B, dass sie keinen Anreiz hat, selbst zum Mülleimer zu laufen: Durchs Littering kann Person B ihre Auszahlung entweder von 0 auf 1 oder von 3 auf 4 steigern. Bei einem einmaligen Spiel ist es für beide Personen individuell rational sich fürs Littering zu entscheiden. Sollten beide dies tun, erhalten sie jeweils nur eine Auszahlung von 1.

Littering kann somit unter der Annahme, alle Menschen würden einen Nutzen aus einer sauberen Umwelt ziehen, als ein soziales Dilemma verstanden werden, bei dem individuell rationales Handeln zu kollektiver Irrationalität führt. Resultat dieses Dilemmas ist die Vermüllung der Umwelt. In diesem sozialen Dilemma des Littering und der Nicht-Ausschließbarkeit von der Nutzung der Umwelt als Entsorgungsort für Abfälle liegt das Marktversagen begründet, das ein wirtschaftspolitisches Eingreifen rechtfertigen kann.

<sup>56</sup> Vgl. Gabler Wirtschaftslexikon (2016b)



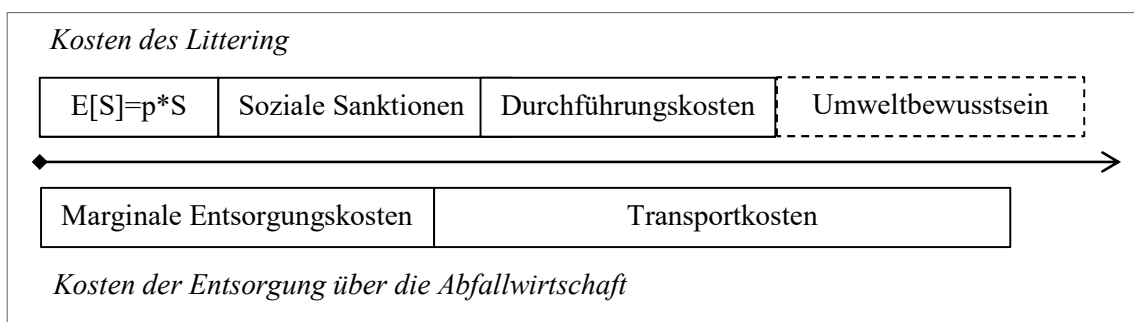
### **3.3. Entwurf eines Littering-Modells**

Bevor ein solches wirtschaftspolitisches Eingreifen allerdings diskutiert wird, soll sich zunächst einmal noch näher mit dem Gegenstand der Regulierung, dem Littering, beschäftigt werden. Dazu werden die Faktoren, die die Entscheidung für oder gegen das Littering beeinflussen in einem Littering-Modell zusammengefasst, bei dem das Individuum als rationaler Nutzenmaximierer verstanden wird. Im vorherigen Abschnitt wurde gezeigt, dass niemand vom Littering abgehalten werden und Littering ein individuell rationales Verhalten darstellen kann. Warum entsorgt also nicht jeder seinen Abfall in der Umwelt?

Das liegt daran, dass auch das Littering mit Kosten verbunden ist. Offensichtliche Littering-Kosten sind drohende Bußgeldzahlungen und soziale Sanktionen durch die Mitbürger. Für die drohenden Bußgeldzahlungen ist, wie bereits gezeigt wurde, davon auszugehen, dass die Höhe der Strafzahlung mit der Wahrscheinlichkeit gewichtet wird, erwischt zu werden. Gleiches gilt für die sozialen Sanktionen, wobei hier die Höhe der Sanktion nicht gesetzlich festgeschrieben ist, sondern in der individuellen Bewertung des Sanktionierten liegt. Neben diesen drohenden Kosten sind mit der Durchführung der Littering-Handlung Kosten verbunden. Denkbar sind Transportkosten an einen geeigneten Ort oder die Kontrollkosten, um festzustellen, ob man beobachtet wird.

Den Kosten des Littering stehen die Kosten zur Entsorgung über die Abfallwirtschaft gegenüber. Die Abfallwirtschaft kann in die Abfallentsorgung im öffentlichen Raum und die Abfallwirtschaft für Haushaltsabfälle unterteilt werden. Erstere kann in Form von frei zugänglichen Müllbehältern bereitgestellt werden. Von besonderer Bedeutung ist die Frage, ob Personen für die reguläre Abfallentsorgung einen marginalen Preis bezahlen müssen; die Entsorgung selbst kleiner Abfallmengen über die Abfallwirtschaft also mit zusätzlichen Kosten verbunden ist. Bei einer Finanzierung der Abfallwirtschaft für Haushaltabfälle über pauschale Tarife, Stufentarife oder einem System der erweiterter Produzentenverantwortung ist dies nicht der Fall. Die Kosten der Entsorgung über die Abfallwirtschaft umfassen auch den Aufwand, den eine Person betreiben muss, um den Abfall der Abfallwirtschaft zuzuführen, z.B. in Form eines Umweges zu einem öffentlichen Abfallbehälter oder die Transportkosten bis zum eigenen Hausmülleimer.

Bei der Entscheidung für oder gegen das Littering werden die Kosten der beiden Handlungsalternativen verglichen. In diesem Modell soll in das Handlungskalkül ein weiterer Parameter einfließen, das Umweltbewusstsein. Unter Umweltbewusstsein wird hier die Präferenz eines Individuums für eine der beiden Handlungsalternativen zusammengefasst, die unabhängig von den genannten Kosten existiert. Präferiert eine Person die Entsorgung über die reguläre Abfallwirtschaft, ist diese Person bereit, zusätzliche Kosten für die reguläre Entsorgung in Kauf zu nehmen. Umweltbewusstsein kann auch als Zahlungsbereitschaft dafür aufgefasst werden, dass keine Abfälle in die Umwelt gelangen. Abbildung 1 bildet die Kostenabwägung in einer Littering-Situation ab.



**Abbildung 1:** Kostenabwägung beim Littering (eigene Darstellung)

Im abgebildeten Fall übersteigen die Kosten der regulären Abfallentsorgung die Kosten des Littering. Allerdings ist diese Person durch ihr Umweltbewusstsein bereit, die zusätzlichen Kosten in Kauf zu nehmen und entscheidet sich für die reguläre Entsorgung. Es ist aber auch ein negatives Umweltbewusstsein denkbar, was eine Präferenz zum Littering ausdrückt. Aus diesem Littering-Modell lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

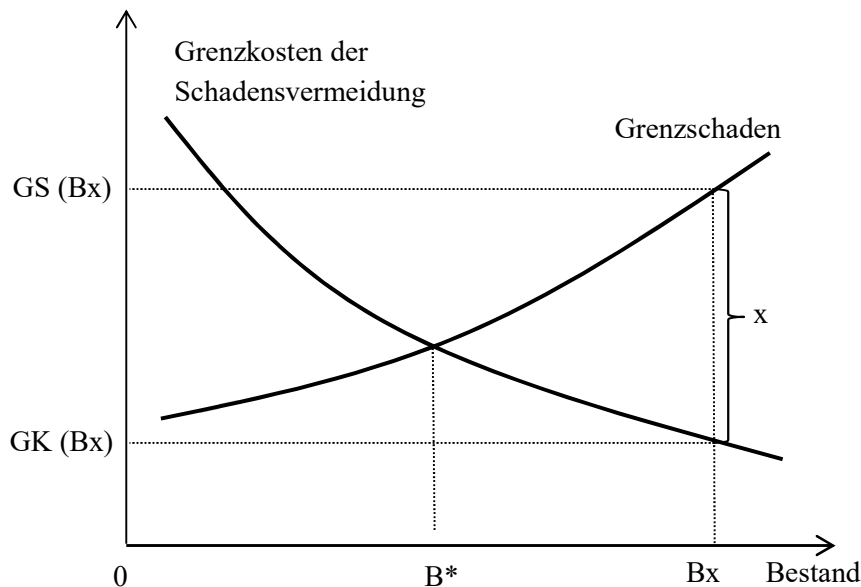
1. Die Entscheidung für oder gegen das Littering ist von einer Reihe von Faktoren abhängig, die stark von der Situation und der Bewertung dieser Situation durch das Individuum abhängen. Die Umgebung (Abfallbehälter, Personen) prägt die Kostenstruktur in erheblichem Ausmaß.
2. Sind staatliche und soziale Sanktionen unwahrscheinlich, ist die reguläre Entsorgung vermutlich mit höheren Kosten verbunden als Littering. Die Entscheidung zur regulären Entsorgung geschieht nur bei ausreichender intrinsischer Motivation des Individuums.
3. Zur Verwendung dieses Littering-Modells wird die Existenz einer Abfallwirtschaft vorausgesetzt. Deswegen eignet es sich zur Analyse von Littering in der EU, lässt sich allerdings nicht auf Länder übertragen, in denen es keine flächendeckende Abfallwirtschaft gibt.

## 4. Staatliche Regulierung

### 4.1. Ziele und Ansatzpunkte der Regulierung

Zunächst soll die Theorie der Regulierung von Plastikabfällen in der Umwelt dargestellt werden, indem Ziele und Ansatzpunkte wirtschaftspolitischer Regulierung diskutiert werden.

Ziel der Wirtschaftspolitik im Falle von Allmendegütern sollte es sein, die Nutzung des Allmendegutes auf das gesamtgesellschaftlich optimale Ausmaß zu reduzieren. Das gesamtgesellschaftliche Optimum liegt entgegen der gängigen Intuition nicht bei einem Bestand von null Plastikabfällen in der Umwelt, sondern ist im positiven Bereich zu verorten. Abbildung 2 veranschaulicht diesen Sachverhalt.



*Abbildung 2: Optimaler Bestand von Plastikabfällen (eigene Darstellung)*

Der Bestand  $B_x$  ist die Menge an Plastikabfällen, die sich zurzeit in der Umwelt befindet. Die Grenzscha­denkurve beschreibt den Schaden, der durch eine zusätzliche Einheit Plastik in der Umwelt bei der Gesellschaft entsteht. Bei einem Bestand von  $B_x$  ist dies  $GS(B_x)$ . Der Bestand  $B_x$  lässt sich um eine Einheit reduzieren, indem die Grenzkosten der Schadensvermeidung in Höhe von  $GK(B_x)$  aufgewendet werden. Es ist in diesem Fall gesamtgesellschaftlich erstrebenswert, die Kosten  $GK(B_x)$  aufzuwenden, um den Bestand um eine Einheit zu verringern und so den gesamten Schaden um  $GS(B_x)$  zu reduzieren: Ein Wohlfahrtsgewinn in Höhe von  $x$  kann realisiert werden.

Zu Beginn lässt sich der Bestand zu den geringsten Kosten reduzieren, doch mit zunehmender Bestandsreduktion steigen die Grenzkosten der Schadensvermeidung an. Eine Reduzierung ist nur bis zum Bestand  $B^*$  wünschenswert, da eine Reduzierung darüber hinaus mit höheren Kosten als Nutzen verbunden wäre. Deutlich wird dies beispielsweise daran, dass eine Säuberung des Meeresbodens mit Tiefsee-Robotern zwar durchaus technisch realisierbar wäre, allerdings nur zu unverhältnismäßigen Kosten.

Die Reduzierung des Bestandes kann auf zwei Wegen stattfinden: die Vermeidung von Emissionen  $E$  oder die Entsorgung von Plastikabfällen, die sich bereits in der Umwelt befinden, in Höhe von  $S$ . Berücksichtigt man die Zerfallsrate  $z$  der Abfälle, die sich in Periode  $t$  bereits in der Umwelt befinden, ergibt sich für die Bestandsentwicklung von Periode  $t$  zu  $t+1$ :

$$B_{t+1} = B_t(1-z) + E_t - S_t$$

Wenn die Beseitigung von Plastikabfällen zu geringeren gesellschaftlichen Kosten möglich ist als die Emissionsvermeidung, sollte diese Möglichkeit vom Gesetzgeber genutzt werden. Eine Entsorgung von Plastikabfällen wird beispielsweise durch die Straßenreinigung oder bei Strandsäuberungen durchgeführt. Bei den Plastikabfällen in den Meeren existiert allerdings keine Technologie, die eine solche Beseitigung kosteneffizient und im großen Stil bewerkstelligen kann.<sup>57</sup>

Die Entsorgung von bestehenden Plastikabfällen wird nicht in die ökonomische Analyse dieser Arbeit einbezogen. Dies hat zu allererst methodische Gründe: Die Frage, ob eine Entsorgung günstiger ist, als die Emissionsvermeidung, muss im Einzelfall empirisch geklärt werden. Dies liegt außerhalb der Möglichkeiten dieser Arbeit. Zudem werden sich die Ergebnisse lokal unterscheiden und sich kaum allgemeingültige Aussagen treffen lassen. Die Reinigung der Strände und die Entscheidung darüber, wie die Abfallwirtschaft bereitgestellt wird, ist in der Regel Aufgabe der Kommunen. Es ist von daher praktikabel anzunehmen, dass die Kommunen oder geschädigte Unternehmen bzw. Privatpersonen eine optimale Auswahl zwischen Schaden und lokaler Säuberung treffen. Die auf lokaler Ebene zur Säuberung aufgewendeten Mittel sollten als gesellschaftlicher Schaden vom nationalen Gesetzgeber berücksichtigt werden.

---

<sup>57</sup> The Ocean Cleanup (siehe [www.oceancleanup.com](http://www.oceancleanup.com)) plant eine Beseitigung der Plastikabfälle in den Ozeanen im großen Umfang. Es wird aber von führenden Wissenschaftlern für nicht realisierbar oder ineffizient erachtet. Siehe hierzu Eriksen (2015)

Somit verbleibt den nationalen Gesetzgebern nur die Reduktion der Emissionen um den Bestand an Plastikabfällen zu reduzieren. Um wie viel und auf welche Weise sollte der Gesetzgeber die Emission reduzieren?

Littering-Emissionen lassen sich zweifelsohne durch die Bereitstellung von öffentlichen Abfallbehältern reduzieren, wie das Littering-Modell in 3.3. gezeigt hat.<sup>58</sup> Öffentliche Mülleimer verändern die Kostenstruktur beim Littering, indem sie die Transportkosten zur regulären Entsorgung senken. Nichtsdestotrotz erscheint aus den gleichen Gründen wie bei der Säuberung eine Einbeziehung dieses Instrumentes in die vergleichende ökonomische Analyse nicht praktikabel. Es wird auch an dieser Stelle von einer optimalen Bereitstellung durch die Kommunen ausgegangen.

Um eine gesamtgesellschaftlich optimale Emissionsmenge  $E^*$  herzuleiten, müsste der Gesetzgeber vollständige Informationen über die Emissionsmenge und die Verläufe der Grenzkosten und Grenznutzen der Emissionsvermeidung besitzen. Über diese Variablen herrscht hohe wissenschaftliche Unsicherheit und die Bestimmung des wohlfahrtsökonomischen Optimums ist somit nicht möglich. Die Gesetzgeber stehen also vor der Herausforderung, in Ermangelung eines hergeleiteten Zieles, selbst ein solches zu definieren. Da die Emissionsmenge gerade von Littering nicht bestimmt werden kann, muss der Gesetzgeber einen angestrebten Bestand  $B_{t+1}$  definieren, der über eine verringerte Emissionsmenge  $E_t$  erreicht werden soll. Zur Bestimmung des Bestandes gibt es bereits eine Reihe von Indikatoren, wie z.B. das Spülsaum-Monitoring.<sup>59</sup>

Eine direkte Regulierung der Emissions-Handlung durch Verbote, Steuern oder Nutzungsrechte ist nicht möglich, weil die Littering-Handlung, wie in Abschnitt 3.2.1. ausgeführt, nicht vom Staat beobachtbar ist. Die Tatsache, dass die Emissions-Handlung nicht beobachtbar ist, ist allerdings kein Alleinstellungsmerkmal des hier behandelten Themas, sondern kommt in einer Reihe von Umweltproblemen vor: Auch die Abgasemissionen von Autos sind nicht vom Staat zu beobachten. Sie können aber indirekt über den Verkauf von Benzin reguliert werden. Die Regulierung kann also auf einer vorgelagerten Produktebene stattfinden. Da der Staat kaum direkten Einfluss auf die Littering-Handlung hat, mit Ausnahme der Bereitstellung öffentlicher Abfallbehälter, steht die Produktregulierung im Fokus der Gesetzgeber.

---

<sup>58</sup> Zum gleichen Schluss kommen Finnie (1973) und Schultz et al. (2013)

<sup>59</sup> Vgl. Galgani et al. (2010)

## **4.2. Überblick über die bestehende Regulierung in der EU**

Hier soll nun ein Überblick über die bestehende Regulierung von Littering und Plastikprodukten in der Europäischen Union gegeben werden und dargestellt werden, inwiefern Gesetzgeber bereits politische Emissions- bzw. Bestandsziele definiert haben.

Littering wird in der Europäischen Union durch die nationalen Umweltgesetzgebungen reguliert. In Deutschland ist es durch das Kreislaufwirtschaftsgesetz verboten und wird in Nordrhein-Westfalen beispielsweise mit einem Bußgeld in Höhe von 10-25 € geahndet.<sup>60</sup> Dass solche Verbote und Strafandrohungen meistens nicht zum Erfolg führen, wurde bereits gezeigt. Gleiches gilt für das Littering auf dem Meer, das von dem internationalen MARPOL Abkommen in Annex V reguliert wird. Das Abkommen ist seit 1998 in Kraft und verbietet die Entsorgung jeglichen Plastiks in den Weltmeeren.<sup>61</sup>

Auf europäischer Ebene wurde 2008 die Meeresstrategie Rahmen-Richtlinie (MSRL) verabschiedet, die bis 2020 anstrebt, dass

„die Mengen und Eigenschaften der Abfälle im Meer keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt haben“.<sup>62</sup>

Nach einer Phase der wissenschaftlichen Bestandsaufnahme haben sich die Mitgliedsstaaten 2012 operative Ziele gesetzt und Zielindikatoren festgelegt.<sup>63</sup> Die Bundesregierung hat dabei drei operative Ziele für Nord- und Ostsee formuliert:

1. „Kontinuierlich reduzierte Einträge und eine Reduzierung der bereits vorliegenden Abfälle führen zu einer signifikanten Verminderung der Abfälle mit Schädigung für die marine Umwelt an den Stränden, auf der Meeresoberfläche, in der Wassersäule und am Meeresboden. (...)“
2. Nachgewiesene schädliche Abfälle in Meeresorganismen (insbesondere Mikroplastik) gehen gegen Null. (...)“
3. Weitere nachteilige ökologische Effekte (wie das Verfangen und Strangulieren in Abfallteilen) werden auf ein Minimum reduziert.“<sup>64</sup>

---

<sup>60</sup> Vgl. Verband für bürgernahe Verkehrspolitik e.V. (2016)

<sup>61</sup> Vgl. UNEP (2006)

<sup>62</sup> Europäische Kommission (2016a)

<sup>63</sup> Vgl. Europäische Kommission (2016b)

<sup>64</sup> Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012) S. 31

Nachdem 2014, wie in der MSRL vorgesehen, die Monitoring Phase für Zielindikatoren begonnen hat, sollten ab 2015 Maßnahmen ergriffen werden, um die gesetzten Ziele zu erreichen.<sup>65</sup> Bisher wurde mit Bezug auf die MSRL auf europäischer Ebene im April 2015 die EU Direktive 94/62/EC erlassen, der zufolge alle Mitgliedsstaaten den Verbrauch von dünnen Plastiktüten<sup>66</sup> pro Person pro Jahr auf 90 Stück bis 2019 und 40 Stück bis 2025 senken sollen. In Mitgliedsstaaten, die das Ziel bis 2019 nicht erreichen, sollen dünne Plastiktüten danach nicht mehr umsonst erhältlich sein.<sup>67</sup>

In einer Reihe von Mitgliedsstaaten sind bereits Steuern auf Plastiktüten eingeführt worden, u.a. in Dänemark (1994), Irland (2002), Rumänien (2009), Bulgarien (2011), Wales (2011) und Nordirland (2013).<sup>68</sup>

Ein Verbot von dünnen Plastiktüten existiert seit 2011 in Italien. Biologisch abbaubare Plastiktüten sind von dem Verbot ausgenommen. Es gibt kontroverse Diskussionen auf europäischer Ebene darüber, welche Plastiktüten als biologisch abbaubar gelten dürfen.<sup>69</sup> Bis Mai 2017 soll die Europäische Kommission dazu einen Bericht vorlegen.<sup>70</sup> In Frankreich soll ein Verbot 2016 in Kraft treten. Die Einführung des Verbotes wurde kürzlich nach einem Einspruch der EU-Kommission auf den 1. Juli 2016 verschoben.<sup>71</sup> Geplant war ein Verbot der Abgabe von dünnen Plastiktüten an Kassen zum 1. Januar 2016 und in Obst- und Gemüseabteilungen zum 1. Januar 2017.<sup>72</sup>

Die Bundesregierung setzt auf eine Selbstverpflichtung des Einzelhandels: Plastiktüten sollen nicht mehr umsonst an den Kunden herausgegeben werden. Bundesumweltministerin Hendricks hat aber kürzlich mit ordnungsrechtlichen Regelungen gedroht, sollte eine solche Selbstverpflichtung nicht rasch zustande kommen.<sup>73</sup>

In Deutschland werden Plastiktüten bereits durch die Verpackungsverordnung reguliert<sup>74</sup>, ein System der Erweiterten Produzentenverantwortung, in dem der Produzent die Entsorgungskosten für die von ihm in Umlauf gebrachten Verpackungsprodukte trägt. Die Erweiterte Produzentenverantwortung für Verpackungen, wie sie von Deutschland

---

<sup>65</sup> Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2011)

<sup>66</sup> Dünner als 0,05 mm

<sup>67</sup> Vgl. Europäisches Parlament (2015)

<sup>68</sup> Vgl. Larsen/ Venkova (2014)

<sup>69</sup> Vgl. Deutsche Welle (2014)

<sup>70</sup> Vgl. Official Journal of the European Union (2015)

<sup>71</sup> Vgl. Robert (2015)

<sup>72</sup> Vgl. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (2015) S.15

<sup>73</sup> Vgl. Wirtschaftswoche (2016b)

<sup>74</sup> Vgl. Umweltbundesamt (2013) S. 1

1991 zum ersten Mal weltweit eingeführt wurde, ist mittlerweile in nahezu allen Ländern der EU in Kraft.<sup>75</sup>

Gleichzeitig mit dem Plastiktütenverbot hat die französische Regierung erklärt, bis 2020 Einweggeschirr verbieten zu wollen.<sup>76</sup> Eine Regulierung von Einweggeschirr ist bisher nur von deutschen kommunalen Verpackungssteuern in den neunziger Jahren bekannt, die 1998 vom Bundesverfassungsgericht für unrechtmäßig erklärt wurden.<sup>77</sup> Jüngst haben die Deutsche Umwelthilfe und die Berliner SPD eine Regulierung von To-Go-Verpackungen auch in Deutschland erneut ins Gespräch gebracht.<sup>78</sup>

Getränkeverpackungen werden in Deutschland seit 2003 auf nationaler Ebene mit einem Pfandsystem gesondert reguliert. Pfandsysteme für Getränkeverpackungen sind auch in anderen Mitgliedsstaaten verbreitet: u.a. in Schweden (1994), Norwegen (1999), Dänemark (2002), Finnland (2008), Estland (2005), den Niederlanden (2006) und Kroatien (2005).<sup>79</sup>

Aus diesem Überblick über die bestehende Regulierung in der Europäischen Union werden vier Dinge deutlich:

1. Die EU und ihre Mitgliedsstaaten haben sich für die Meere ehrgeizige Ziele zur Reduzierung des Bestandes und der Emission an Plastikabfällen gesetzt.
2. Das Ziel der EU, dass die Plastikabfälle 2020 keine Schäden mehr anrichten, kann angesichts der Omnipräsenz und Langlebigkeit von Plastik in den Meeren als nicht erreichbar eingeschätzt werden. Gleiches gilt für Ziel 2 der Bundesregierung bzgl. Mikroplastik.
3. Plastiktüten stehen bisher im Fokus der Regulierung. Aber auch Plastikverpackungen und Einweg-Produkte werden reguliert.
4. Zur Produktregulierung stehen mit Verboten, Standards, Steuern, der Erweiterten Produzentenverantwortung und Pfandsystemen eine Reihe verschiedener Instrumente zur Verfügung.

---

<sup>75</sup> Vgl. bio by Deloitte (2014) S. 43

<sup>76</sup> Vgl. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (2015) S. 15

<sup>77</sup> Vgl. Städte und Gemeindebund Nordrhein-Westfalen (1998)

<sup>78</sup> Vgl. Deutsche Umwelthilfe (2016a)

<sup>79</sup> Vgl. OECD (2016)



### **4.3. Bewertungskriterien**

Welches der Instrumente der Produktregulierung am geeignetsten erscheint, soll anhand der drei Kriterien Effektivität, statische Effizienz und Anreizwirkung untersucht werden.

Das Kriterium Effektivität misst, inwieweit ein ausgewähltes Instrument dazu führt, dass ein politisch festgelegtes Ziel treffsicher erreicht wird. Im vorliegenden Fall wird von dem Ziel ausgegangen, die Menge an Plastikabfällen, die durch Littering in die Umwelt gelangt, auf eine bestimmte Menge  $E^*$  zu reduzieren.<sup>80</sup>

Mit dem Kriterium der statischen Effizienz wird untersucht, inwieweit ein Instrument geeignet ist, dieses Ziel bei gegebenen Rahmenbedingungen zu den geringstmöglichen Kosten zu erreichen.<sup>81</sup> Dazu werden in einem statischen ökonomischen Modell die Wohlfahrtsgewinne und –verluste ermittelt oder die Grenzvermeidungskosten der Emittenten verglichen. Auch die Transaktions- und Bürokratiekosten, die durch ein Instrument verursacht werden, aber nicht aus den verwendeten Modellen hervorgehen, werden in die Analyse miteinbezogen.

Unter dem Kriterium Anreizwirkungen werden die Anreize analysiert, die bei den Konsumenten, Produzenten oder Händlern in Folge der neuen Regulierung entstehen und zu mittel- oder langfristigen Verhaltensänderungen führen. Eine Regulierung kann bei den Produzenten oder Händlern Innovationswirkung entfalten und zu neuen Technologien oder Produkten führen. Sie kann auch langfristig die Verhaltensweisen der Akteure beeinflussen, sodass sich die Vermeidungskosten oder der Grenzscha-den der Emission, die in der statischen Analyse als gegeben angenommen wurden, verändern.

Ziel der Regulierung ist es, die schädigende Handlung, das Littering, zu reduzieren. Wenn Akteure in Reaktion auf die Regulierung ihr Verhalten ändern, kann es sein, dass sie Handlungen ausüben, die dazu führen, dass andere politische Ziele nicht mehr erreicht werden. Deswegen wird neben diesen drei Kriterien untersucht, ob durch Substitute Zielkonflikte in der Umweltgesetzgebung entstehen. Werden bei der Analyse Grenzen der Regulierung erkennbar, z.B. juristischer Art, oder treten Zielkonflikte auf, sollen diese explizit genannt werden.

---

<sup>80</sup> Ob die EU und die Bundesregierung ihre in 4.2. genannten Ziele durch die Emissionsreduktion von Littering erreichen, wird erst in Kapitel 5 diskutiert

<sup>81</sup> Vgl. Fritsch (2014) S. 99

## **4.4. Vergleichende Analyse wirtschaftspolitischer Instrumente**

Nun sollen ausgewählte Instrumente anhand der in 4.3. genannten Kriterien analysiert werden. Konkret sind das Verbote/Standards, Steuern, die Erweiterte Produzentenverantwortung und Pfandsysteme. Dies sind die am häufigsten eingesetzten Instrumente zur Produktregulierung von Plastikverpackungen in der Europäischen Union, wie in 4.2. deutlich wurde. Sie sind deswegen zur Analyse von besonderem Interesse. Da die Instrumente zurzeit zumeist auf eine Produktart angewendet werden (Steuern auf Plastiktüten bzw. Pfandsysteme auf Getränkeverpackungen) soll auch geprüft werden, welche Eigenschaften Produkte besitzen müssen, damit sie sich zur Regulierung durch die einzelnen Instrumente eignen.

### **4.4.1. Produktregulierung Allgemein**

Die Idee der Produktregulierung ist es, einzelne ausgewählte Produkte zu regulieren, die in der Umwelt entsorgt werden. Zunächst werden drei grundlegende Probleme bei der Produktregulierung von Littering dargestellt:

- a) Mangelhafte Zielgenauigkeit<sup>82</sup>
- b) Mangelhafte Information des Gesetzgebers bei der Produktauswahl
- c) Ungewisser Zusammenhang zwischen Konsum und Littering

a) Die erste grundlegende Unzulänglichkeit der Produktregulierung beim Littering besteht darin, dass es keinen unmittelbaren Zusammenhang zwischen dem Kauf von Plastikprodukten und dem Schaden durch Plastikabfälle in der Umwelt gibt. Die Plastikprodukte landen nicht zwangsläufig in der Umwelt, sondern können auch über die Abfallwirtschaft entsorgt werden, wodurch sie, so wird in dieser Arbeit angenommen, nicht mehr in der Umwelt landen und keine externen Effekte ausüben. Erst durch die Entscheidung einer Person fürs Littering gelangt Plastik in die Umwelt und es entstehen negative externe Effekte. Folglich steht die Höhe der sozialen Kosten, die ein Produkt im Laufe seines Lebenszyklus verursachen wird, noch nicht bei seinem Kauf fest. Erst nach der Entsorgungsentscheidung des Besitzers lassen sich die verkauften Produkte in zwei Gruppen einteilen:

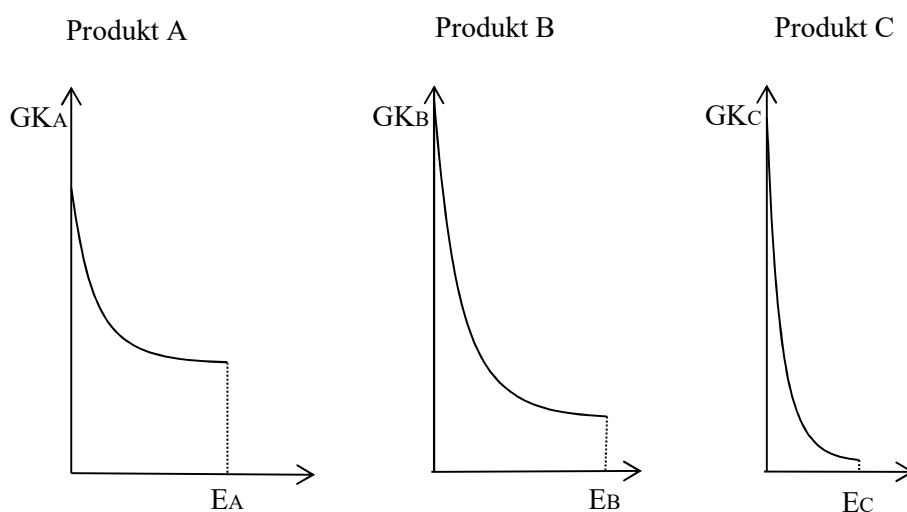
---

<sup>82</sup> Gilt nicht für die Erweiterte Produzentenverantwortung, wie in 4.4.4. gezeigt wird

Zum einen die Menge A der Produkte, die der Abfallwirtschaft zugeführt wurde. Zum anderen die Menge E der Produkte, die als Emission in die Umwelt gelangt und die in 2.2. ausgeführten Schäden verursacht.

Es ist weder ex ante zu erkennen, welcher Konsument sich fürs Littering entscheiden wird, noch ex post welcher Konsument sich dafür entschieden hat. Daraus resultiert, dass bei der Produktregulierung auch immer der Anteil A der Konsumenten von der Regulierung betroffen ist, der bisher seinen Abfall regulär über die Abfallwirtschaft entsorgt hat. Durch die Produktregulierung werden alle potentiellen Verursacher reguliert und nicht nur diejenigen Personen, die tatsächlich durchs Littering Schäden verursachen. Es mangelt der Produktregulierung also an Zielgenauigkeit. Die Auswirkungen dieser Erkenntnis auf die Effizienz der Instrumente sind beträchtlich, da Kosten bei unbeteiligten Personen entstehen.

b) Bei der Produktregulierung muss sich der Gesetzgeber entscheiden, welche Produkte er in die Regulierung einbezieht und welche er außen vor lässt. Bei der Besteuerung von Kraftstoffen ist die Regulierung von Benzin und Diesel offensichtlich. Unter den Plastikabfällen, die durch Littering in die Umwelt gelangen, befindet sich allerdings eine unübersichtlich große Zahl an Produkten. Die politischen Beweggründe für die Regulierung eines Produktes können vielfältig sein und es ist in keinem Fall gesagt, dass der Gesetzgeber eine optimale Auswahl der zu regulierenden Produkte trifft. Angenommen es gibt drei Produkte, die mit EA, EB und EC an den Littering-Emission beteiligt sind:



**Abbildung 3:** Grenzvermeidungskosten dreier Produkte (eigene Darstellung)

Die Emissionen von Produkt A und B sind jeweils größer als die Emission von Produkt C. Wenn der Gesetzgeber sich entschließt, durch ein Instrument die Emission der beiden Produkte A und B, die am häufigsten in die Umwelt gelangen, zu reduzieren, ist dies nicht effizient, da die Grenzvermeidungskosten des Produktes C geringer sind.

Eine Auswahl zu regulierender Produkte setzt, um theoretisch eine effiziente Regulierung zu erreichen, vollständige Informationen des Gesetzgebers über die Emission, die Grenzvermeidungskosten und die exakte Höhe des Schadens jedes einzelnen Produktes voraus. Die nicht regulierten Produkte müssten im Falle einer effizienten Regulierung strikt höhere Grenzvermeidungskosten besitzen als die regulierten Produkte bei jeder reduzierten Emissionseinheit. Sollen beispielsweise nur Plastiktüten im Lebensmittel Einzelhandel reguliert werden und Plastiktüten im übrigen Einzelhandel davon ausgenommen bleiben, müsste nachgewiesen sein, dass die Emissionsreduktion durch die Einbeziehung des gesamten Einzelhandels nicht zu geringeren Kosten möglich wäre.

Über die geforderten Informationen kann der Gesetzgeber in der Regel nicht verfügen. Von daher kann festgehalten werden, dass eine Produktregulierung aller Wahrscheinlichkeit nach mit Ineffizienzen durch eine suboptimale Produktauswahl verbunden ist.

c) Die dritte Herausforderung der Produktregulierung von Littering ist, dass ein ungewisser Zusammenhang zwischen der verkauften Menge eines Produktes und der Emission  $E$  des Produktes besteht. Bei der Regulierung der Schadstoff-Emissionen des Autoverkehrs ist der Zusammenhang zwischen verkaufter Benzin-Menge und Schadstoffemissionen mehr oder weniger proportional. Beim Littering ist aber nicht auszuschließen, dass der Anteil  $E$  der Produkte, nicht proportional zu der gesamten verkauften Menge zurückgeht. Durchaus plausibel ist, dass die Konsumenten der Gruppe  $E$  eine geringere Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter haben und dadurch auch in geringerem Maße beispielsweise auf eine Ökosteuer reagieren. Bei einer Reduktion der verkauften Plastiktüten um 50% könnte die Emissionsmenge um weit weniger als 50% zurückgehen. Dies reduziert die Treffsicherheit, wenn eine bestimmte Emissionsmenge  $E_x$  erreicht werden soll.

Nachdem die allgemeinen Probleme bei der Produktregulierung von Littering dargestellt wurden, werden im Folgenden die ausgewählten Instrumente nach den in 4.3. genannten Kriterien analysiert.

#### 4.4.2. Verbote und Standards

Verbote und Standards erscheinen auf den ersten Blick als eine sehr einfache Möglichkeit, um unerwünschtes Verhalten zu unterbinden.<sup>83</sup> Standards sind nichts anderes als ein Verbot von Produkten mit gewissen Eigenschaften. Dass ein Verbot nicht zwangsläufig zu einer effektiven Unterbindung der verbotenen Handlung führt, wurde bereits beim Littering-Verbot deutlich. Die Wirksamkeit eines Verbotes ist also ganz entscheidend von seiner Durchsetzbarkeit abhängig. Die Durchsetzbarkeit von Verboten ist, wie gezeigt wurde, von den institutionellen Fähigkeiten des Staates abhängig. Außerdem sollte es für die Konsumenten Substitutionsmöglichkeiten für das verbotene Gut geben. Wenn trotz eines Verbotes eine anhaltend hohe Nachfrage nach diesem Gut besteht, ist von erheblichen Umgehungsversuchen des Verbotes auszugehen. Ein historisches Beispiel hierfür ist die Prohibition in Amerika.<sup>84</sup>

Verbote von Plastiktüten haben sich in einigen Entwicklungsländern als nicht wirksam herausgestellt.<sup>85</sup> Bei der Regulierung von Plastikverpackungen in der EU ist davon auszugehen, dass es dem Gesetzgeber im Großen und Ganzen möglich ist, Verbote durchzusetzen: Die von Händlern angebotenen Produkte lassen sich kontrollieren und bei entsprechender Strafandrohung ist davon auszugehen, dass die Händler auf den Verkauf verbotener Produkte verzichten.

Ein Verbot ist bei gegebener Durchsetzbarkeit effektiv darin, die verkaufte Menge eines Produktes auf null zu reduzieren. Dadurch gelangen schlussendlich auch keine Produkte dieser Art mehr durch Littering in die Umwelt. Ob dadurch aber das Ziel erreicht wird, die Plastikabfälle, die insgesamt durch Littering in die Umwelt gelangen, auf E\* zu reduzieren, ist fraglich. Dazu müssen die Substitute untersucht werden. Veranschaulicht werden soll dies am Beispiel des Verbotes von dünnen Plastiktüten, wie es beispielsweise Frankreich plant.

Die Begründung für ein Verbot von dünnen Plastiktüten lautet, dass diese besonders schnell reißen und deswegen meistens nach einmaliger Benutzung entsorgt werden. Zurzeit werden 89 % der dünnen Plastiktüten in der EU nur ein einziges Mal verwendet.<sup>86</sup> Wenn die dünnen Plastiktüten verboten sind, ist für die Konsumenten das Nahe-

---

<sup>83</sup> Vgl. Fritsch (2014) S. 106-107

<sup>84</sup> Vgl. Miron (1999) und Thronton (1991)

<sup>85</sup> Vgl. Gupta (2011)

<sup>86</sup> Vgl. Europäisches Parlament (2015)

liegendste, dickere Plastiktüten zu verwenden. Der Gesetzgeber unterstellt nun, dass die Konsumenten die dickeren Plastiktüten wiederverwenden würden, wenn sie nicht reißen. Ob sie dies tun ist fraglich. Sollten die Konsumenten die dickeren Plastiktüten genauso verwenden und entsorgen wie dünne Plastiktüten, gelangt durch das Verbot im Endeffekt dem Gewicht nach sogar mehr Plastik in die Umwelt.<sup>87</sup>

Dieses Beispiel veranschaulicht sehr treffend, dass Verbote und Standards für einzelne Produkte keinesfalls effektiv bezüglich des übergeordneten Ziels der Emissionsvermeidung sein müssen, wenn es dazu führt, dass vermehrt Substitute konsumiert werden, die ebenfalls durch Littering in die Umwelt gelangen. Der Gesetzgeber muss umfassende Informationen über das Substitutions- und Entsorgungsverhalten der Konsumenten besitzen, um die Folgen eines Verbotes auf die gesamte Plastik-Emission abschätzen zu können. Die Substitution kann auch, wie im Fall von Papiertüten, dazu führen, dass Zielkonflikte mit anderen umweltpolitischen Zielen entstehen. Papiertüten erscheinen zwar als Substitut für Plastiktüten ideal, da sie kompostierbar sind und sich schnell in der Umwelt zersetzen. Sie haben aber bei einmaligem Gebrauch eine schlechtere Umweltbilanz als Plastiktüten aufgrund ihres höheren CO<sub>2</sub> und Wasserverbrauchs.<sup>88</sup> Gleiches gilt für Taschen aus Baumwolle, Jute oder Canvas, die in der Herstellung deutlich mehr Ressourcen verbrauchen als eine dünne Plastiktüte und erst nach 25-32 Einsätzen ökologisch vorteilhaft sind.<sup>89</sup> Die hier vorgestellten Ökobilanzen der Substitute für Plastiktüten machen deutlich, dass bei der Regulierung von Plastikverpackungen erheblich Zielkonflikte mit anderen umweltpolitischen Zielen auftreten können. Diese Zielkonflikte sind nicht allein auf Verbote und Standards beschränkt, sondern können bei allen Instrumenten der Produktregulierung auftreten.

Nun wird überprüft, ob mit Verboten ein konkretes Emissionsziel  $E^*$  treffsicher erreicht werden kann. Angenommen, die zu erwartende Emissionsreduzierung durch ein Verbot von Produkten ist bekannt. Ein Emissionsziel  $E^*$  kann nur dann zielgenau erreicht werden, wenn die notwendige Emissionsreduzierung exakt der Emissionsreduzierung durch das Verbot von einem oder mehreren Produkten entspricht. Das Problem hierbei ist die Feinjustierung, da die Emissionsmenge eines Produktes nur auf null gesenkt werden kann. Festzuhalten bleibt, dass durchsetzbare Verbote und Standards die Emissionsmenge des regulierten Produktes auf null senken können und, in Abhängigkeit von den

---

<sup>87</sup> Siehe hierzu Minter (2000)

<sup>88</sup> Vgl. Umweltbundesamt (2013) S.4 und Deutsche Umwelthilfe (2016b)

<sup>89</sup> Vgl. Deutsche Umwelthilfe (2016b)

Substituten, auch die Gesamtemission verringern. Es ist allerdings unwahrscheinlich, dass sie ein konkretes Ziel  $E^*$  treffsicher erreichen. Die *Effektivität* ist alles in allem als mittelmäßig einzuschätzen.

Hinsichtlich der *statischen Effizienz* ist der Einsatz von Verboten und Standards äußerst fragwürdig. Neben den grundlegenden Unzulänglichkeiten der Produktregulierung bei der Auswahl der Produkte und der Zielgenauigkeit, die bereits in 4.4.1. beschrieben wurden, treten hier zusätzlich große Ineffizienzen dadurch auf, dass ein Verbot die verkaufte Menge eines Produktes zwangsläufig auf null reduziert. Es wäre großer Zufall, wenn die kostengünstigste Reduktion dadurch entsteht, dass der Verkauf und die Emissionen aller regulierten Produkte durch ein Verbot auf null gesenkt werden<sup>90</sup>. Viel mehr ist davon auszugehen, dass eine effiziente Reduktion durch eine anteilige Reduktion erreicht wird, beispielsweise von Plastiktüten um 60%, Plastikflaschen um 25% und Einweggeschirr von 40%. Sollte eines der verbotenen Produkte für die letzte vermiedene Emissionseinheit höhere Grenzvermeidungskosten haben als ein anderes für die erste vermeidbare Emissionseinheit, ist das Verbot nicht effizient.

Der Einsatz von Verboten kann somit als statisch ineffizient bezeichnet werden. Weiterhin wirken sich die Bürokratiekosten, die beim Staat zur Durchsetzung der Verbote z.B. in Form von zusätzlichen Beamtenstellen anfallen, negativ auf die Effizienz aus.

Auch hinsichtlich ihrer *Anreizwirkung* sind Verbote fragwürdig: Die Emission der nicht verbotenen Plastikprodukte kann weiterhin kostenlos geschehen, wodurch nur geringe Anreize bestehen, innovative Beseitigungs- oder Vermeidungstechnologien zu entwickeln.<sup>91</sup> Bei Verboten ist neben der Substitution der Konsumenten mittelfristig auch von Ausweichreaktionen der Hersteller auszugehen: Bei einem Verbot von Plastiktüten unter 0,05 mm Dicke werden vermutlich vermehrt Plastiktüten mit knapp über 0,05 mm Dicke angeboten. Sollten Plastiktüten gänzlich verboten werden, besteht ein Anreiz für Unternehmen, vermehrt die Produkte bereits in transportfähige Verpackungen einzupacken. Es ist zwar denkbar, dass durch ein Verbot positive Anreize für Unternehmen zur Entwicklung umweltfreundlicher Substitute entstehen, aber auch genau das Gegenteil kann der Fall sein.

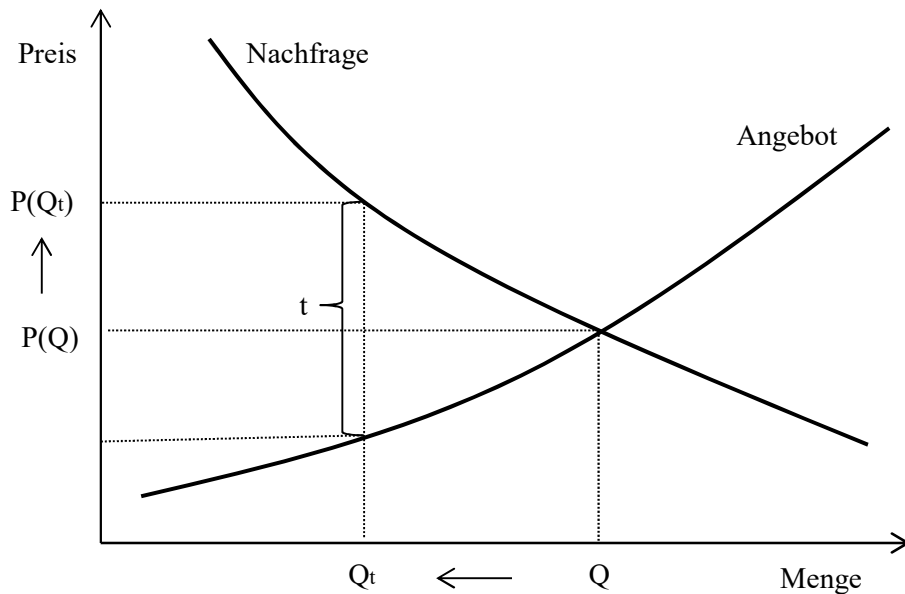
---

<sup>90</sup> Vgl. Fritsch (2014) S. 107

<sup>91</sup> Ebd.

### 4.4.3. Steuern

Die Idee hinter einer Lenkungssteuer ist, dass der Preis des besteuerten Gutes ansteigt und so die verkaufte Menge zurückgeht. Abbildung 4 veranschaulicht die Wirkung einer Steuer in Höhe von  $t$  in einem Angebots-Nachfrage-Diagramm.



*Abbildung 4: Wirkung einer Steuer auf Menge und Preis (eigene Darstellung)*

Vor der Besteuerung wird die Menge  $Q$  zu einem Preis von  $P(Q)$  gehandelt. Durch die Steuer in Höhe von  $t$  erhöht sich der Preis von  $P(Q)$  auf  $P(Q_t)$  und die verkaufte Menge geht auf  $Q_t$  zurück. Wie stark sich die Menge reduziert hängt von der Lage der Angebots- und Nachfragekurve und von dem Steuersatz  $t$  ab.

Eine Besteuerung nach Pigou<sup>92</sup>, die durch eine Steuer in Höhe der sozialen Kosten zu einer Internalisierung des externen Effektes und so theoretisch zu einem sozialen Optimum führen würde, ist in diesem Fall wegen der Unmöglichkeit der Quantifizierung der sozialen Kosten nicht möglich.

Der Gesetzgeber steht also vor der Herausforderung, einen Steuersatz festzulegen, der das angestrebte Emissionsziel erreicht. Bei der Besteuerung mehrerer Produkte muss eine Bemessungsgrundlage gefunden werden, von denen die Steuersätze der unterschiedlichen Produkte abhängen. Optimaler Weise werden die Produkte proportional zur Höhe ihres Schadens besteuert.<sup>93</sup> Da wir den Schaden der einzelnen Produkte nicht kennen, muss eine geeignete Bemessungsgrundlage gefunden werden, die in engem

<sup>92</sup> Vgl. Pigou (1932) und Fritsch (2014) S. 108-111

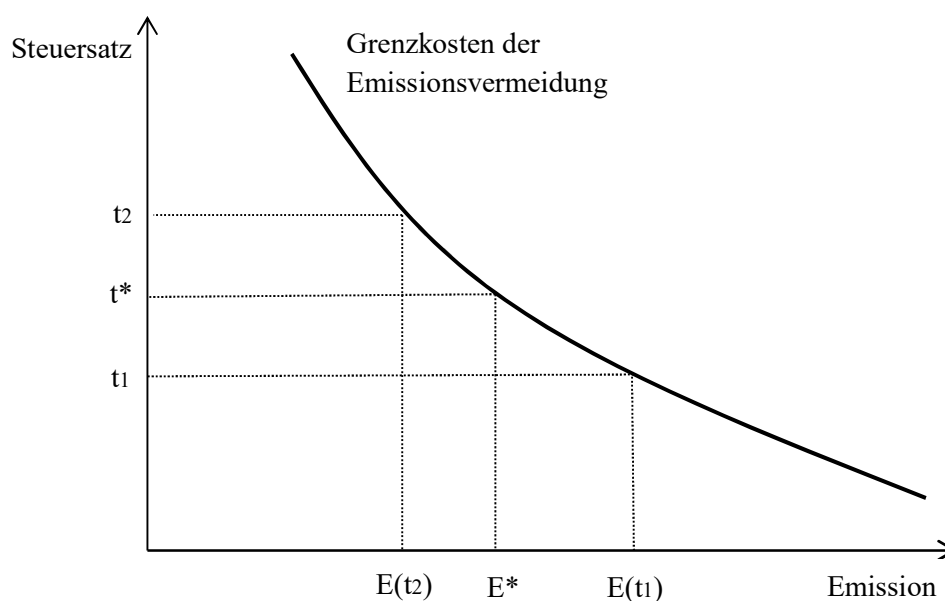
<sup>93</sup> Vgl. Fritsch (2014) S. 111



Zusammenhang mit der physischen Schädigung steht.<sup>94</sup> Die wissenschaftliche Unsicherheit über die Schäden des Plastikmülls im Meer erschwert dies ungemein. Denkbar ist eine Besteuerung nach Gewicht, aber auch für eine Besteuerung nach der Oberfläche, Dicke und insbesondere Plastikart der Produkte ließen sich Argumente finden. Festzuhalten bleibt also, dass es keine offensichtliche Bemessungsgrundlage gibt.

Angenommen, eine geeignete Bemessungsgrundlage für den Steuersatz  $t$  der zu regulierenden Produkte wurde gefunden, ist eine Steuer dann **effektiv** im Hinblick auf das Emissionsziel? In Abbildung 4 ist zu erkennen, dass die Mengenreduzierung nicht nur vom Steuersatz  $t$  abhängt, sondern auch von der Lage der Angebots- und Nachfragekurve. Bei einem steilen Verlauf der Nachfragekurve, wäre die Mengenreduzierung deutlich geringer. Diese sog. Preiselastizität der Nachfrage ist dann sehr gering, wenn es keine geeigneten Substitute für das Gut gibt. Von einer effektiven Mengen- und damit Emissionsreduzierung ist somit nur bei einer guten Substituierbarkeit auszugehen.

Abbildung 5 zeigt, dass jeder Steuersatz  $t$  zu einer spezifischen Emissionsmenge  $E$  führt. Je höher der Steuersatz  $t$  ist, desto geringer die Emission  $E$ . Da der Verlauf der Grenzvermeidungskosten, der hier dargestellt ist, dem Gesetzgeber nicht bekannt ist, muss der optimale Steuersatz  $t^*$ , der zur erwünschten Emissionsmenge  $E^*$  führt, durch einen Trial-and-Error Prozess ermittelt werden.<sup>95</sup> Der Steuersatz  $t_1$  führt zu einer zu hohen Emission  $E_{t1}$  und der Steuersatz  $t_2$  zu einer zu niedrigen Emission  $E_{t2}$ . Reduziert



**Abbildung 5:** Emissionsmengen bei verschiedenen Steuersätzen (eigene Darstellung)

<sup>94</sup> Vgl. Fritsch (2014) S. 111

<sup>95</sup> Vgl. Baum et al. (2002) S. 29

ein Steuersatz die Emissionsmenge auf null, wirkt die Steuer wie ein Verbot.

Der Gesetzgeber muss mit einem Trial-and-Error Prozess versuchen, das Emissionsziel  $E^*$  zu erreichen. Bei einer Verschiebung der Grenzvermeidungskosten-Kurve z.B. durch technischen Fortschritt ist ebenfalls eine Anpassung des Steuersatzes notwendig.<sup>96</sup> Die Anpassungen des Steuersatzes vermindern aber die unternehmerische Planungssicherheit.<sup>97</sup> Im Einzelfall ist daher abzuwägen, ob nicht eine gewisse Abweichung vom Emissionsziel  $E^*$  in Kauf zu nehmen ist.<sup>98</sup>

Wie sind Steuern hinsichtlich der *statischen Effizienz* zu bewerten? Angenommen, es gibt zwei Produkte, die mit Sicherheit nach der Nutzung durch Littering in der Umwelt entsorgt werden. Aus Abbildung 6 wird deutlich, dass dann eine Steuer auf die Produkte A und B zu einer effizienten Reduktion der Emissionen auf  $EA'+B'$  führt. Die Emissionen werden bei beiden Produkten so lange reduziert, wie die Grenzvermeidungskosten geringer sind als der Steuersatz  $t$ . Bei Produkt A führt der Steuersatz zu einer Emissionsreduktion von  $EA$  auf  $EA'$  und bei Produkt B von  $EB$  zu  $EB'$ . Die Grenzvermeidungskosten der letzten vermiedenen Emissionseinheit sind bei beiden Produkten gleich  $t$ . Es ist daher nicht möglich, bei den beiden Produkten kostengünstiger die gemeinsame Emissionsmenge  $EA'+B'$  zu erreichen.

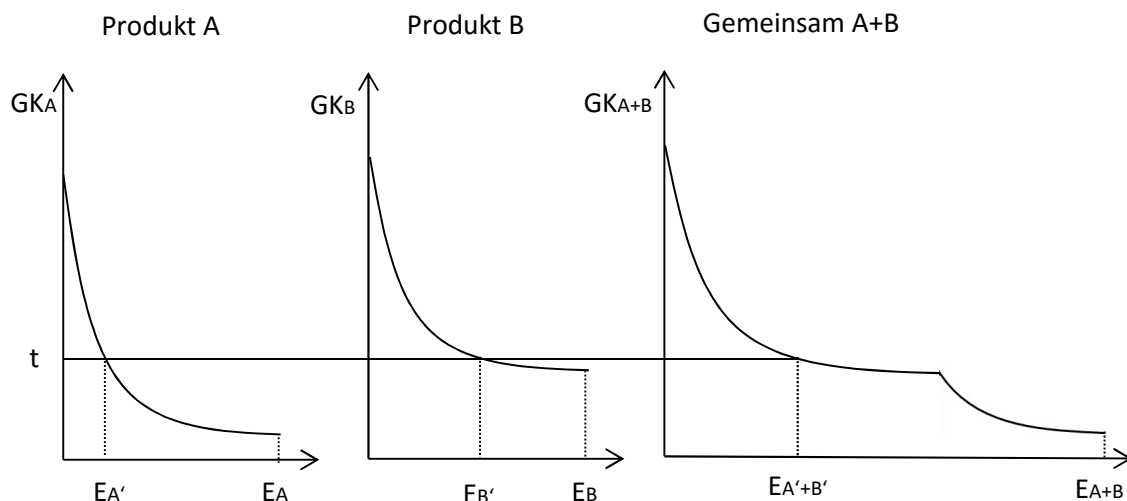


Abbildung 6: Emissionsvermeidung bei einer Steuer auf zwei Produkte (eigene Darstellung)

<sup>96</sup> Vgl. Baum et al. (2000) S. 87

<sup>97</sup> Ebd.

<sup>98</sup> Vgl. Baum et al. (2000) S. 88

Die Effizienz einer Steuer muss aber beim Littering insoweit relativiert werden, als dass nach wie vor die in 4.4.1. beschriebenen allgemeinen Unzulänglichkeiten der Produktregulierung Ineffizienzen mit sich bringen: Es werden weitaus mehr Produkte in der Umwelt entsorgt als nur zwei und jedes hat seinen spezifischen Littering-Anteil. Auf die Effizienz der Besteuerung wirken hier zwei gegenläufige Effekte: Zum einen kann die Effizienz der Regulierung mit der Anzahl der einbezogenen Produkte steigen, da so die Emissionen an der kostengünstigsten Stelle eingespart werden; zum anderen kann die Effizienz aber auch mit der Anzahl der einbezogenen Produkte sinken, weil immer der Anteil A der Konsumenten, der die Plastikabfälle regulär über die Abfallwirtschaft entsorgt, mit dem Steuersatz  $t$  belastet wird. Wären diese gegenläufigen Effekte quantifizierbar, ließe sich für jedes Produkt ermitteln, ob seine Einbeziehung die Effizienz der Regulierung erhöht. Dies ist nicht der Fall, allerdings lässt sich aus diesen zwei gegenläufigen Effekten schließen, dass es eine optimale Auswahl an Produkten gibt, die in die Besteuerung einbezogen werden sollten. Tendenziell sollten Produkte mit hohem Littering-Anteil und geringen Grenzvermeidungskosten bzw. einer guten Substituierbarkeit in die Besteuerung einbezogen werden. Eine solche Auswahl minimiert die statischen Ineffizienzen einer Produktbesteuerung zur Reduzierung der Littering-Emissionen.

Hinsichtlich der **Anreizwirkung** ist die Besteuerung den Verboten und Standards weit- hin überlegen. Grund dafür ist, dass nun jede Emissionseinheit mit einem Preis belegt ist. Die Produzenten werden jetzt in ihre Gewinnmaximierung den Steuerbetrag basierend auf der Bemessungsgrundlage einbeziehen. Es ist davon auszugehen, dass die jeweilige Bemessungsgrundlage in den Produkten reduziert wird: Bei einer Besteuerung der Plastikmenge nach Gewicht, werden die Produkte tendenziell weniger Plastik enthalten. Sollten biologisch abbaubare Plastikprodukte von der Besteuerung ausgenommen sein, besteht ein Anreiz, diese vermehrt einzusetzen und innovative Technologien zu ihrer Produktion und Verwendung zu entwickeln.

Steuersysteme kreieren darüber hinaus Einnahmen für den Gesetzgeber. Ob die Einnahmen als „doppelte Dividende“ neben der Allokationsverbesserung anzusehen sind<sup>99</sup>, soll und kann an dieser Stelle nicht weiter diskutiert werden. Staatliche Einnahmen durch Steuersysteme werden deswegen nicht in der abschließenden Bewertung der Steuern als Instrument zur Regulierung von Littering in Kapitel 5 berücksichtigt.

---

<sup>99</sup> Vgl. Fritsch (2014) S. 115

### 4.4.3. Erweiterte Produzentenverantwortung

Bei der Erweiterten Produzentenverantwortung (im Folgenden EPV) wird der Produzent verpflichtet, die Entsorgungskosten für die von ihm in Umlauf gebrachten Produkte zu tragen. Dadurch ist der Verkauf eines Gutes für die Produzenten mit zusätzlichen Kosten verbunden und die Angebotskurve verschiebt sich wie in Abbildung 7 dargestellt. Die Konsumenten müssen die Entsorgung der Produkte nicht mehr bei einem Abfallwirtschaftsbetrieb begleichen, werden jetzt allerdings bereits beim Kauf eines Produktes mit den Entsorgungskosten belastet, die vom Produzenten in den Verkaufspreis einkalkuliert sind.

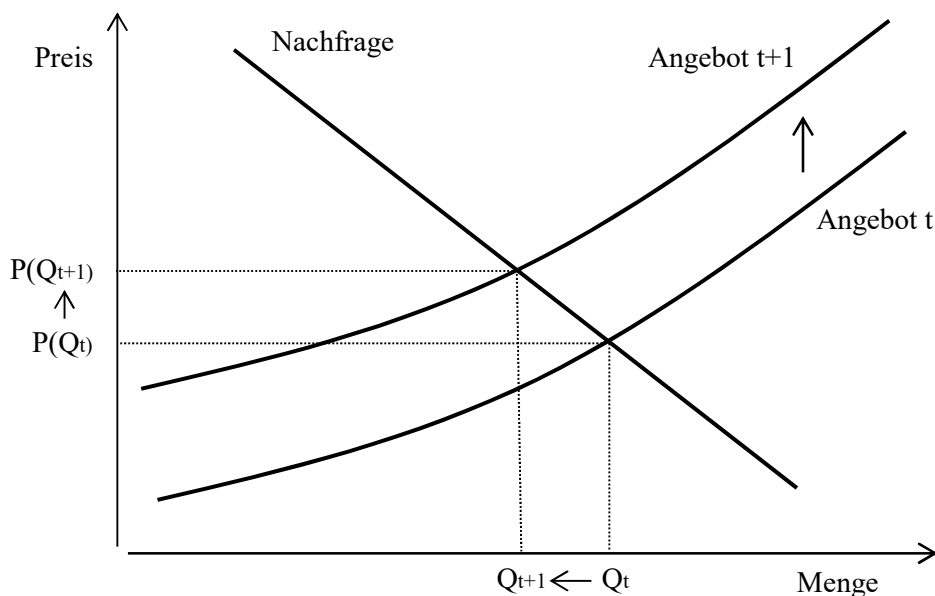


Abbildung 7: Wirkung der EPV auf Menge und Preis (eigene Darstellung)

Wie man sieht, wirkt die EPV sehr ähnlich wie ein Steuersystem: Der Preis des Produktes steigt und die verkaufte Menge geht zurück. Die Mengenreduzierung ist wie bei einer Steuer von der Steigung der Angebots- und Nachfragekurven abhängig. Bei einer geringen Preiselastizität der Nachfrage ist ebenfalls nur von einer geringen Mengenreduzierung auszugehen. Im Vergleich zu einer Steuer ist die Preiserhöhung nicht von einem staatlich festgesetzten Steuersatz abhängig, sondern von den Kosten, die beim Produzenten zur Entsorgung oder zum Recycling des Produktes anfallen.

Unter diesem Gesichtspunkt erscheint die EPV nicht geeignet ein politisch vorgegebenes Ziel treffsicher zu erreichen, da es keine Möglichkeit der Nachjustierung gibt. Zu welcher Reduktion von Emission eine solche Regulierung führt, hängt ausschließlich von den Preiselastizitäten und Entsorgungskosten ab. Auf die Entsorgungskosten hat der

Staat höchstens über Standards und Auflagen zur Abfallentsorgung einen Einfluss. In den bisher existierenden Systemen der EPV werden die Produzenten zum Betrieb eines Abfall-Sammelsystems für Haushaltsabfälle wie dem Gelben Sack in Deutschland verpflichtet. Die Verantwortung der Produzenten umfasst weder das Betreiben einer Abfallentsorgung im öffentlichen Raum noch die Entsorgung von Produkten, die von den Konsumenten durch Littering in die Umwelt gelangt sind.<sup>100</sup> Eine Ausweitung der EPV auf die Entsorgung der Plastikabfälle, die durch Littering in die Umwelt gelangt sind, ist mutmaßlich nicht juristisch umsetzbar, da der Produzent für die Handlung eines Dritten, des Konsumenten, haftbar gemacht werden würde. Die *Effektivität* der EPV ist als schlecht einzuschätzen, sie kann aber in begrenztem Maße Mengenwirkungen bei den regulierten Produkten entfalten.

Die Preiserhöhung bei der EPV hängt von den Entsorgungskosten eines Produktes ab, diese können gewissermaßen als die Bemessungsgrundlage verstanden werden. Dies wirkt sich negativ auf die *Effizienz* der EPV aus, da die optimale Preiserhöhung proportional zum Schaden und nicht zu den Entsorgungskosten eines Produktes sein sollte. Eine gewisse Korrelation zwischen Entsorgungskosten und Schaden eines Produktes ist durchaus denkbar, z.B. durch das Gewicht des Plastikproduktes, trotzdem sind die Entsorgungskosten als Bemessungsgrundlage nicht optimal und damit ineffizient. Hinsichtlich ihrer Effizienz ist die EPV den Verboten und Steuern allerdings insofern überlegen, als dass der in 4.2.1.a) vorgebrachte Einwand der Belastung unbeteiligter Dritter nicht gilt. Die Konsumenten werden um die pauschalen Entsorgungskosten für Plastikverpackungen erleichtert und die Entsorgungskosten eines jedes Produktes spiegeln sich nun in seinem Verkaufspreis wieder. Für die Konsumenten entsteht dadurch ein finanzieller Anreiz, Produkte mit geringen Entsorgungskosten zu konsumieren.

Bei der EPV bestehen für den Produzenten Anreizwirkungen zur Optimierung der Produkte hinsichtlich der Entsorgungskosten und des Entsorgungsprozesses. So entstehen Anreizwirkungen zu Produkt-Recycling und zu einem ressourcenschonenden Produkt-Design.<sup>101</sup> Die Verwendung von Plastik in Produkten wird insbesondere dann reduziert, wenn sie mit hohen Entsorgungskosten verbunden ist. Eine solche Anreizwirkung ist positiv zu bewerten und kann in sehr begrenztem Maße Auswirkungen auf die Menge der Plastikabfälle haben, die durch Littering in die Umwelt gelangen.

---

<sup>100</sup> Vgl. bio by Deloitte (2014) S. 59

<sup>101</sup> Vgl. OECD (2004) S. 13

#### 4.4.4. Pfand

Ein Pfandsystem stellt innerhalb der Produktregulierung eine Besonderheit dar. Bei Pfandsystemen entrichtet der Konsument beim Kauf eines Produktes an den Verkäufer ein Pfand, welches der Konsument (oder ein Dritter) zurück erhält, wenn er das Produkt nach der Nutzung zurückgibt. Durch dieses Instrument gelingt es, im Gegensatz zu den bisher analysierten Instrumenten, Einfluss auf die Kosten- Nutzenabwägungen beim Littering zu nehmen. Es wird eine dritte Entsorgungsoption neben der Umwelt und der Abfallwirtschaft geschaffen: die Entsorgung beim Verkäufer oder Hersteller, die in Höhe des Pfandbetrages finanziell entlohnt wird. Ein Pfandsystem erzeugt so eine positive Nachfrage nach dem Abfallprodukt zu einem festgelegten Preis und macht aus dem Abfall gewissermaßen wieder ein Gut, gegeben der Pfandbetrag übersteigt die Kosten der Rückgabe.<sup>102</sup> Ein Pfandsystem setzt einen finanziellen Anreiz, sich gegen die Entsorgung des Plastikmülls in der Umwelt zu entscheiden. Wer Littering betreibt, muss hierfür einen Preis in Höhe des Pfandbetrages bezahlen, allerdings auch, wer das Produkt in der Abfallwirtschaft entsorgt.

Damit das Instrument eine Wirkung auf die Emissionsmenge entfaltet, muss erstmals nicht die verkaufte Menge reduziert werden. Von daher ist ein Pfandsystem auch für Produkte mit einer geringen Preiselastizität der Nachfrage bzw. geringen Substituierbarkeit geeignet. Trotzdem ist von einer Substitutionswirkung nach Einführung des Pfandsystems auszugehen, wenn der Konsument im Vergleich zu einem nicht regulierten Produkt mit zusätzlichen Kosten belastet wird.

Die *Effektivität* eines Pfandsystems ist abhängig von der Höhe des Pfandes und ob der Pfandbetrag nur von dem ursprünglichen Käufer des Produktes gegen Vorlage eines Kaufnachweises (z.B. Bon oder Pfandchip) oder von jeder Person zurückgegeben werden kann. Für eine maximale Effektivität sollte auf die Vorlage eines Kaufnachweises verzichtet werden: So existiert ein Anreiz, Abfälle aus der Umwelt einzusammeln und zurückzugeben, die jemand anderes durch Littering dort entsorgt hat.<sup>103</sup> Da sich die Kosten der Rückgabe von Person zu Person unterscheiden, stellt das Produkt in der Umwelt für einige Personen ein Gut dar und für andere Abfall.

---

<sup>102</sup> Siehe hierzu die Abgrenzung zwischen Gütern und Abfällen auf Seite 8 dieser Arbeit

<sup>103</sup> Vgl. Baum et al. (2000) S. 76

Genau wie beim Trial-and-Error Prozess der Besteuerung kann die Höhe des Pfandes theoretisch so lange verändert werden, bis man das angestrebte Emissionsziel erreicht hat. Ob man dadurch tatsächlich ein spezifisches Emissionsziel punktgenau trifft und längerfristig einhält, bleibt wie beim Steuersystem zu bezweifeln. Bei einem Pfandsystem ist die Emissionsmenge durch die Rücklaufzahlen der Produkte zwar besser abzuschätzen als bei einer Besteuerung, allerdings ist nicht festzustellen, ob die nicht retournierten Produkte über die Abfallwirtschaft oder in der Umwelt entsorgt wurden.<sup>104</sup>

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Pfandsystemen im Vergleich zu den bisher vorgestellten Instrumenten eine gute Effektivität bescheinigt werden kann, da sie mit einem finanziellen Anreiz die Kostenabwägung beim Littering direkt beeinflussen.

Allerdings entstehen auch eine Reihe von Kosten bei Konsumenten, Produzenten und Händlern. Zur Analyse der *statischen Effizienz* sollen starre Preise angenommen werden, sodass die Unternehmen mögliche Kosten in der kurzen Frist nicht auf den Konsumenten überwälzen können und der Preis lediglich um den Pfandbetrag P ansteigt.

Wenn keine Produkte zurückgegeben werden, wirkt ein Pfandsystem für die Konsumenten wie eine Steuer. Dies ist der Fall, wenn die Kosten der Rückgabe für alle Konsumenten den Pfandbetrag übersteigen. Ansonsten sind bei einem Pfandsystem im Vergleich zu einer Steuer der gleichen Höhe all jene Konsumenten besser gestellt, die ihr Produkt zurückgeben. Je geringer die Kosten der Rückgabe sind, desto höher ist tendenziell die Rücklaufquote der Produkte und desto größer ist für die Konsumenten der Vorteil eines Pfandsystems gegenüber einer Steuer in Höhe des Pfandbetrages. Für Konsumenten ist ein Pfandsystem also mit den gleichen oder geringeren Kosten verbunden, als eine Steuer in Höhe des Pfandbetrages.

Das Steueraufkommen in Höhe von  $t \cdot Q$  ( $Q$ : verkaufte Menge;  $t$ : Steuersatz), das bei einer Steuer an den Staat entrichtet wird, wird nun zwischen Unternehmen und den Konsumenten aufgeteilt (angenommen:  $t=P$ ;  $P$ : Pfandbetrag). Die Pfandbeträge, die nicht an die Konsumenten zurückerstattet werden müssen, verbleiben als sogenannter Pfandschlupf bei den Produzenten oder Händlern.<sup>105</sup>

Der Pfandschlupf entspricht  $P \cdot (1-r) \cdot Q$  (r: Rücklaufquote)

---

<sup>104</sup> Die nicht zurückgegebenen Produkte entsprechen der maximalen Littering-Emission

<sup>105</sup> Vgl. Baum et al. (2002) S. 78

Ob ein Pfandsystem für Händler bzw. Produzenten insgesamt profitabel oder mit Kosten verbunden ist, hängt also von der Höhe des Pfandschlupfes ab, wer von beiden den Pfandschlupf erhält und von den Kosten, die für den Betrieb der Pfandrückgabe, den Transport und die Entsorgung der Produkte entstehen. Zu den Betriebskosten bei einem System ohne Kaufnachweis kommen die Kontrollkosten gegen Missbrauch. Zu Missbrauch besteht ein Anreiz, wenn der Pfandbetrag die Herstellungskosten übersteigt.<sup>106</sup> Wenn das Pfandsystem auch zwischen Händlern und Produzenten besteht, entstehen höhere Betriebskosten, als wenn das System nur zwischen Händlern und Konsumenten existiert. In ersterem Fall ist das Pfandsystem insgesamt mit Kosten für die Händler verbunden, da sie keinen Pfandschlupf erhalten. In einigen bestehenden Pfandsystemen werden die Händler deswegen durch Ausgleichzahlungen der Produzenten kompensiert.<sup>107</sup> Die finanziellen Auswirkungen auf Händler und Produzenten sind also ganz entscheidend von der Ausgestaltung und den spezifischen Kosten eines Pfandsystems abhängig. Daher sind die Transport-, Betriebs- und Kontrollkosten vor Einführung eines Pfandsystems in jedem Einzelfall zu überprüfen.

Der Pfandschlupf kann die Betriebskosten eines Pfandsystems für die Unternehmen übersteigen und somit für sie profitabel sein.<sup>108</sup> Durch das Recycling der retournierten Produkte können ggf. zusätzliche Einnahmen generiert werden.

Durch ihre mögliche Profitabilität für Hersteller und Produzenten können Pfandsysteme zu einer unerwünschten *Anreizwirkung* führen: Die Unternehmen haben einen Anreiz vermehrt das regulierte Produkt zu verkaufen.<sup>109</sup> Dies kann dem übergeordneten Ziel der Emissionsreduzierung langfristig zuwiderlaufen. Ansonsten wirkt ein Pfandsystem für die Produzenten wie die EPV: Sie optimieren die Produkte hinsichtlich ihrer Entsorgungskosten. Die Betriebskosten des Pfandsystems werden die Unternehmen durch Innovationen langfristig minimieren und so die Grenzvermeidungskosten senken. Bei den Konsumenten ist eine Minimierung der Rückgabekosten durch innovative, möglicherweise unternehmerische Verhaltensweisen ebenfalls zu erwarten.

Da durch ein Pfandsystem zusätzliche Transportwege entstehen, sind bei Pfandsystemen Zielkonflikte mit klimapolitischen Zielen zu berücksichtigen.

---

<sup>106</sup> Vgl. Baum et al. (2002) S. 76

<sup>107</sup> Vgl. Baum et al. (2002) S. 92

<sup>108</sup> Siehe Baum et al. (2002) S. 78-79 für eine solche Einschätzung beim Einwegpfand in Deutschland

<sup>109</sup> Vgl. Baum et al. (2002) S. 79



## **5. Diskussion und Ausblick**

### **5.1. Diskussion der Ergebnisse**

Da die Regulierung von Plastikprodukten bisher im Fokus der europäischen Gesetzgeber steht, wurden vier gängige Instrumente der Produktregulierung anhand von drei Kriterien analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 auf einer Skala von schlecht bis sehr gut dargestellt.

Instrument/Kriterium	Effektivität	Statische Effizienz	Anreizwirkungen
Verbote/Standards	mittelmäßig	schlecht	schlecht
Steuern	mittelmäßig	mittelmäßig	gut
Erweiterte Produzentenverantwortung	schlecht	mittelmäßig	gut
Pfandsystem	gut	gut	- (Einzelfall)

*Tabelle 3: Ergebnisse der vergleichenden ökonomischen Analyse (eigene Darstellung)*

Verbote und Standards können die Emissionsmenge zwar reduzieren, tun dies allerdings weder effizient noch zielgenau und setzen kaum Innovationsanreize. Eine Steuer schneidet bei all diesen Kriterien besser ab und ist einem Verbot daher strikt vorzuziehen. Aber auch eine Besteuerung ist mit großen Schwierigkeiten verbunden, wie die Diskussion um eine geeignete Bemessungsgrundlage und Einbeziehung von Produkten gezeigt hat. Eine Besteuerung entfalten zudem nur bei einer guten Substituierbarkeit des besteuerten Produktes ausreichende Mengenwirkungen. Aus diesem Grund wird die Substituierbarkeit der am häufigsten in der Umwelt gefundenen Produkte in Tabelle 4 abgeschätzt.

Plastikprodukt	Substitute	Substituierbarkeit <sup>110</sup>
Essensverpackungen	Papier, Glas, Aluminium	schlecht
Tüten	Papiertüten, Leinenbeutel, Rucksäcke etc.	sehr gut
Flaschen	Glasflaschen, Dosen	gut
To-Go-Markt	Verhaltensänderung	schlecht

*Tabelle 4: Substituierbarkeit von Plastikprodukten (eigene Darstellung)*

<sup>110</sup> Funktionale Substituierbarkeit (unabhängig von Preisdifferenzen)

Zu erkennen ist, dass eine Steuer nur bei zwei der aufgeführten Produkte, bei Tüten und Flaschen, vielversprechend ist. Eine Besteuerung der anderen Produkte müsste in erheblichem Umfang geschehen um eine Mengewirkung zu erzielen und würde große Ineffizienzen und Zielkonflikte nach sich ziehen. Diese Produkte besitzen nicht ohne Grund eine geringe Substituierbarkeit: Bei Essenverpackungen besitzen Plastikverpackungen eine hohe Funktionalität und können die Haltbarkeit der Lebensmittel bedeutend verlängern.<sup>111</sup> Als leichtes Verpackungsmaterial reduziert Plastik die Transportkosten und den CO<sub>2</sub>-Ausstoß des Transportsektors.<sup>112</sup> Bei den Produkten des To-Go-Marktes wäre eine Verhaltensänderung der Konsumenten hin zu einem Verzehr in einem Restaurant oder im eigenen Zuhause notwendig.

Die Erweiterte Produzentenverantwortung ist einer pauschalen Abfallgebühr zwar aus einer Reihe von abfallwirtschaftlichen Zielen vorzuziehen, als Instrument gegen Littering ist sie allerdings kaum wirksam.

Unter den negativen Gesichtspunkten der Besteuerung und der EPV haben sich Pfandsysteme als das effektivere und effizientere Instrument zur Regulierung von Littering herausgestellt.<sup>113</sup> Die Effizienz und Anreizwirkungen sind jeweils von den produktspezifischen Betriebs- und Transportkosten und der detaillierten Ausgestaltung eines Pfandsystems abhängig. Die Substituierbarkeit der Produkte hat keinen Einfluss auf die Wirksamkeit eines Pfandsystems. Richtig konzipiert, kann es die Ineffizienzen einer Regulierung minimieren und eine Reihe wünschenswerter Anreize setzen. Offen bleibt die Frage, für welche und wie viele Produkte die Betriebs- und Transportkosten eines Pfandsystems niedrig genug sind, um durch die Regulierung die gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt zu erhöhen.

Da sich die Europäische Union und die Bundesregierung konkret den Schutz der Meere vor Plastikabfällen als Ziel gesetzt haben, sollte auch eine lokal differenzierte Regulierung in Betracht gezogen werden. Es bleibt zu überprüfen, ob eine Einführung von Regulierungsinstrumenten auf kommunaler oder regionaler Ebene, besonders in touristisch stark erschlossenen Küstenregionen und an Wasserwegen, nicht geeigneter ist, als eine landes- oder europaweite Regulierung. Vor der Einführung von Regulierungsinstrumen-

---

<sup>111</sup> Vgl. UNEP (2014) S.15

<sup>112</sup> Ebd.

<sup>113</sup> Zur gleichen Einschätzung kommen Rehm/ Amelung (2014)

ten ist in jedem Fall festzustellen, ob die Bereitstellung von öffentlichen Abfallbehältern und die Entsorgung bestehender Abfälle bereits im optimalen Umfang stattfinden.

Das Littering-Modell in 3.5. hat gezeigt, dass beim Littering die intrinsische Motivation der handelnden Person eine herausragende Stellung einnimmt. Sie kann auch als eine Internalisierung der gesellschaftlichen Norm, kein Littering zu betreiben, aufgefasst werden. Eine gesellschaftliche Norm kann eine soziale Lösung des Gefangenendilemmas herbeiführen.<sup>114</sup> Dies macht deutlich, dass die Lösung der Littering-Problematik auch vorrangig als Aufgabe der Gesellschaft verstanden werden kann. Eine Reihe von zivilgesellschaftlichen Initiativen setzen an dieser Stelle mit moralischen Appellen und Bildungsinitiativen an.<sup>115</sup>

## **5.2. Regulierung von Plastikabfällen – Die Alternativen**

Wie in 2.3. gezeigt wurde, stellt Littering mit 25-32% der an europäischen Ständen gefundenen Gegenständen einen bedeutenden Eintragspfad für Plastikabfälle in die Meere dar. Es bleibt aber zu untersuchen, ob Plastikemissionen an andere Stelle nicht kostengünstiger zu reduzieren sind. Wegen der in dieser Arbeit aufgezeigten Unzulänglichkeiten und Kosten, die mit der Produktregulierung beim Littering verbunden sind, besteht Forschungsbedarf hinsichtlich wirtschaftspolitischer Alternativen.

Die großen Mengen an Hygieneartikeln in der Ostsee und dem Mittelmeer sind ein Hinweis darauf, dass die Anrainerstaaten Defizite bei der Abwasserbehandlung aufweisen. Diese sind zu identifizieren. In der Nordsee ist eine Regulierung der Schifffahrt und Fischerei, die für über 40% der Plastikeinträge verantwortlich sind,<sup>116</sup> zu überprüfen. Einige Erkenntnisse dieser Arbeit lassen sich auf die Regulierung von illegalen Müllentsorgungen auf dem Meer übertragen, da die Verursacher wie beim Littering kaum zu identifizieren sind. Durch Pfandsysteme und die Beseitigung marginaler Entsorgungskosten könnten auch dort Anreize zur sachgemäßen Entsorgung gesetzt werden.<sup>117</sup>

Das zweite Ziel der Bundesregierung, dass in Meeresorganismen kein Mikroplastik mehr nachgewiesen wird, wird auch langfristig nicht mit einer Fokussierung auf die Regulierung von Plastiktüten oder Littering erreicht werden. Eine Regulierung der pri-

---

<sup>114</sup> Vgl. Cialdini et al. (1990), Keizer et al. (2008) und Schultz et al. (2013)

<sup>115</sup> Siehe beispielsweise Ocean Conservancy (2016) und Surfrider Foundation (2016)

<sup>116</sup> Vgl. Arcadis (2012) S.51-55

<sup>117</sup> Vgl. Sherrington et al. (2016)

mären Eintragspfade von Mikroplastik ist zur Erreichung dieses Zieles zu prüfen. Ein Verbot von Mikroplastik in Kosmetikprodukten, wie Anfang dieses Jahres in den Vereinigten Staaten eingeführt<sup>118</sup>, wird auch in der EU von einigen Mitgliedsstaaten gefordert.<sup>119</sup>

Auf globaler Ebene wurde die mangelhafte Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern als größter Eintragspfad identifiziert.<sup>120</sup> Die Weltmeere sind ein global zusammenhängendes Ökosystem und Plastikpartikel wurden bereits bis ins antarktische Eis transportiert. Sollte die EU zum Schutz der europäischen Meere die Plastikemission in anderen Ländern senken wollen, ist eine Ausweitung der Entwicklungszusammenarbeit im Abfallbereich, beispielsweise mit den Ländern der MENA-Region, in Betracht zu ziehen.

### **5.3. Ausblick**

Deutlich wird, dass es nicht das eine optimale wirtschaftspolitische Instrument zur Reduzierung von Plastikabfällen in der Umwelt gibt. Daher ruhen große Hoffnungen auf technischen Lösungen. Die mediale Aufmerksamkeit, die Initiativen wie The Ocean Cleanup des Studenten Bojan Slat<sup>121</sup> oder der jüngsten Entdeckung von PET-fressenden Bakterien<sup>122</sup> zu Teil wird, belegt dies. Die Verwendung von recycelten Plastikabfällen aus den Ozeanen in Produkten, wie in 3.1. angesprochen, wird wohl nur einen geringen Beitrag leisten. Dem bereits in einigen Produkten eingesetzten „biologisch abbaubaren“ Plastik wurden kürzlich keinerlei Vorteile für die marine Umwelt im Vergleich zu herkömmlichem Plastik attestiert.<sup>123</sup> Es wird allerdings weiterhin an umweltfreundlicheren Alternativen geforscht, die funktional und gänzlich kompostierbar sind.<sup>124</sup> Ob und inwieweit der Gesetzgeber die Entwicklung und den Einsatz neuer Technologien mit Subventionen fördern könnte oder sollte, kam in dieser Arbeit zu kurz und stellt weiteren Forschungsbedarf dar. Es bleibt abzuwarten, ob neue Technologien schnell genug Marktreife erreichen werden, um in entscheidendem Maße zur Erreichung der Ziele der Europäischen Union bis 2020 und Vereinten Nationen bis 2025 beizutragen.

---

<sup>118</sup> Vgl. Imam, Jareen (2015)

<sup>119</sup> Vgl. Simon, Frederic (2015)

<sup>120</sup> Vgl. Jambeck et al. (2015)

<sup>121</sup> Vgl. Pabst, Josephine (2014)

<sup>122</sup> Vgl. Spiegel Online (2016)

<sup>123</sup> Vgl. UNEP (2015)

<sup>124</sup> Vgl. Fraunhofer Institut (2015)

## **6. Fazit**

Die wissenschaftliche Unsicherheit über Umfang, Eintragspfade und Auswirkungen der Plastikabfälle in der Umwelt stellt die Gesetzgeber vor große Herausforderungen. Die bereits abzuschätzenden Schäden haben die Europäische Union und die Vereinten Nationen veranlasst, sich bis 2020 bzw. 2025 ehrgeizige Ziele zum Schutz der Meere vor Plastikabfällen zu setzen. Die Säuberung der Meere von Plastikabfällen ist nicht in großem Stil zu bewerkstelligen, weswegen die Gesetzgeber eine Reduktion der Emissionen anstreben sollten. Dargestellt wurde, dass ihnen dazu, angesichts der vielfältigen Eintragspfade, eine Vielzahl an Möglichkeiten offen stehen.

Die Regulierung in der EU fokussiert sich bisher auf die Regulierung eines einzigen Eintragspfades, des Littering, der für 25-32% der Emissionen in der EU verantwortlich ist. Gezeigt wurde, dass die Möglichkeiten direkter staatlicher Einflussnahme auf die Littering-Handlung sehr begrenzt sind. Aus diesem Grund findet die Regulierung auf der Produktebene statt. Die Produktregulierung ist beim Littering mit erheblichen Ineffizienzen verbunden, wie in 4.4.1. gezeigt wurde. Bei der vergleichenden ökonomischen Analyse von vier gängigen Instrumenten der Produktregulierung haben sich Verbote, Steuern und die Erweiterte Produzentenverantwortung als keine geeigneten Instrumente herausgestellt, um Littering in großem Umfang zu reduzieren. Wenn der Gesetzgeber die Littering-Emissionen durch eines der untersuchten Regulierungsinstrumente reduzieren möchte, sollten vorrangig Pfandsysteme in Betracht gezogen werden. Allerdings bleibt an dieser Stelle die Frage offen, in welchen konkreten Fällen die Einführung eines Pfandsystems realisierbar ist.

Angesichts der begrenzten Reichweite und den Ineffizienzen der Instrumente der Produktregulierung, erscheint es dringend geboten, wirtschaftspolitische Alternativen zu prüfen. Weltweit und auch innerhalb der EU stellen sich die Eintragspfade höchst unterschiedlich dar. Aus diesem Grund werden lokale und regionale wirtschaftspolitische Lösungen mit verschiedensten Regulierungsinstrumenten gefunden werden müssen. Der europäische Fokus auf die Produktregulierung von Plastiktüten erscheint nicht geeignet, die gesetzten Ziele zu erreichen.

## **7. Literaturverzeichnis**

Andrady, Al (2015): Persistence of Plastic Litter in the Oceans, in: Marine Anthropogenic Litter, Hrsg. v. Bergmann, M./ Gutow, L./ Klages, M., Heidelberg 2015, S. 57-77

Arcadis (2012): Case studies on the plastic cycle and its loopholes in the four European regional seas areas, im Auftrag der Europäischen Kommission, Brüssel

Baum, H.G./ Cantner J./ Michaelis, P. (2000): Pfandpflicht für Einweggetränkeverpackungen?, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 11

bio by Deloitte (2014): Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR), Neuilly-sur-Seine

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012): Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Ostsee - nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Bonn

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2011): <http://www.meeresschutz.info/zeitplan.html>, abgerufen am 18.03.2016

Bureoskateboards (2016): <http://www.bureoskateboards.com/net-positiva.php>, abgerufen am 28.03.2016

Cialdini, R.B./ Reno, R.R./ Kalgreen, C.A. (1990): A Focus Theory of Normative Conduct: Recycling the Concept of Norms to Reduce Littering in Public Places, in: Journal of Personality and Social Psychology, Band 58, Nr. 6, S. 1015-1026

Coase, Ronald H. (1960): The Problem of Social Cost, in Journal of Law and Economics, Band 3, S. 1-44

Cole, M./ Lindeque, P./ Halsband, C./Galloway, T.S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: A review, in: Marine Pollution Bulletin, Band 62, Ausgabe 12, S. 2588–2597

Cole, M./ Lindeque, P./Halsband, C./ Goodhead, R./ Morger, J./ Galloway, T.S. (2013): Microplastic Ingestion by Zooplankton, in: Environmental Science & Technology, Band 47, S. 6646–6655

Convery, F./ McDonnell, S./ Ferreira, S. (2007): The most popular tax in Europe? Lessons from the Irish plastic bags levy, in: Environmental Resource Economics, Nr. 38, S. 1-11

Czycholl, Harald (2015): „Wie bekommt man das Plastik wieder aus den Meeren?“, in [www.welt.de](http://www.welt.de), 20.11.2015.  
<http://www.welt.de/wissenschaft/umwelt/article149081246/Wie-bekommt-man-das-Plastik-wieder-aus-den-Meeren.html>, abgerufen am 28.03.2016

Deutsche Welle (2014): “EU members argue over plastic bag law”, in [dw.com](http://www.dw.com), 18.11.2014,  
<http://www.dw.com/en/eu-members-argue-over-plastic-bag-law/a-18070806>, abgerufen am 18.03.2016

Deutsche Umwelthilfe (2016a): „Deutsche Umwelthilfe und Berliner Umweltpolitiker fordern Coffee to go in Mehrweg für eine saubere Hauptstadt“, Pressemitteilung 29.1.2016, Berlin,  
[http://www.duh.de/pressemitteilung.html?&tx\\_ttnews\[tt\\_news\]=3725](http://www.duh.de/pressemitteilung.html?&tx_ttnews[tt_news]=3725), abgerufen am 28.03.2016

Deutsche Umwelthilfe (2016b): <http://www.duh.de/5085.html>, abgerufen am 28.03.2016

Dikgang, J./Visser, M. (2010): Behavioral Response to Plastic Bag Legislation in Botswana, in Environment for Development Discussion Paper Series, Nr. 10-13

Dikgang, J./Leiman, A./Visser, M. (2012): Analysis of the plastic-bag levy in South Africa, in: Resources, Conservation and Recycling, Band 66, S. 59–65

Erkes-Medrano, D./ Thompson, R.C./ Aldridge, D.C. (2015): Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs, in: Water Research, Band 75, S. 63-82

Eriksen, M./ Lebreton, C.M.L./ Carson, H.S./ Thiel M./ Moore, C.J./ Borerro, J.C./ Galgani, F./ Ryan, P.G./ Reisser, J. (2014): Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea, PLoS ONE 9(12)

Eriksen, Markus (2015): "Science-Based Solutions Reject Boyan Slat's Approach to Rid the Ocean of Plastic", in ecowatch.com 3.9.2015, <http://ecowatch.com/2015/09/03/rid-ocean-of-plastic/>, abgerufen am 28.03.2016

Europol (2011): "Europol warns of increase in illegal waste dumping", Pressemitteilung 31.08.2011, <https://www.europol.europa.eu/content/simplenews/europol-warns-increase-illegal-waste-dumping-1057>, abgerufen am 28.03.2016

Europäische Kommission (2016a): [http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/index_en.htm), abgerufen am 28.03.2016

Europäische Kommission (2016b): [http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/scoreboard\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/scoreboard_en.htm), abgerufen am 18.03.2016

Europäisches Parlament (2015), <http://www.europarl.europa.eu/news/de/news-room/content/20150424IPR45708/html/Parlament-geht-gegen-verschwenderischen-Verbrauch-von-Kunststoff%C3%BCten-vor>, abgerufen am 13.10.2015

Finnie, William C. (1973): Field Experiments in Litter Control, in: Environment and Behavior, Band 5, Nr. 2

Fraunhofer Institut (2015): „Bio-Plastik, das hält, was es verspricht“, Pressemitteilung 7.1.2015, <https://www.fraunhofer.de/de/presse/presseinformationen/2015/Januar/bio-plastik-das-haelt-was-es-verspricht.html>, abgerufen am 28.03.2016

Fritsch, Michael (2014): Marktversagen und Wirtschaftspolitik, München

Gabler Wirtschaftslexikon (2016a): <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/611/externer-effekt-v8.html>, abgerufen am 28.03.2016

Gabler Wirtschaftslexikon (2016b): <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/free-rider-verhalten.html>, abgerufen am 28.03.2016

Galgani, F./ Fleet, D./ van Franeker, J.A./ Kastsanevakis, S./ Maes, T./ Mouat, J./ Oosterbaan, L./ Poitou, I./ Hanke, G./ Thompson, R.C./ Amato, E./ Birkun, A./ Janssen, C. (2010): Marine Strategy Framework Directive - Task Group 10 Report Marine Litter, Brüssel

Galgani, Francois (2015): Marine litter, future prospects for research, in: Frontiers in Marine Science, Band 2

Gupta, Kanupriya (2011): Is a Ban the Best Way to Reduce Plastic Bag Use? A Case Study from Delhi, in: SANDEE Policy Brief Nr. 60-11

He, Haoran (2012): Effects of environmental policy on consumption: lessons from the Chinese plastic bag regulation, in: Environment and Development Economics, Band 17, Ausgabe 04, S. 407-431

Imam, Jareen (2015): "Microbead ban signed by President Obama", in cnn.com, 31.12.2015, <http://edition.cnn.com/2015/12/30/health/obama-bans-microbeads/>, abgerufen am 28.03.2016

- Jambeck et al. (2015): Plastic waste inputs from land into the oceans, in: *Science*, Band 347, S. 768-771
- Jang, C.J./ Hong, S./ Lee, J./ Lee, M.J./ Shim, W.J. (2014): Estimation of lost tourism revenue in Geoje Island from the 2011 marine debris pollution event in South Korea, *Marine Pollution Bulletin*, Band 81, Ausgabe 1, S. 49–54.
- Jayalakshmi, K. (2014): “Himalayan Range Faces Ecological Threat from Plastic Littered by Tourists and Trekkers”, in *International Business Times*, 28.8.2014., <http://www.ibtimes.co.uk/himalayan-range-faces-ecological-threat-plastic-littered-by-tourists-trekkers-1462891>, abgerufen am 28.03.2016
- Jha, A.K./ Bloch, R./ Lamond, J (2011): *Cities and Flooding -A Guide to Integrated Urban Flood Risk Management for the 21st Century*, Washington
- Keizer K./ Lindenberg S./ Steg L (2008): The Spreading of Disorder, in *Science*, Band 322, Ausgabe 5908, S. 1681-1685
- Kühn, S./ Rebolledo, E.L.B./ van Franeker, J.A. (2015): Deleterious Effects of Litter on Marine Life, in *Marine Anthropogenic Litter* hrsg. v. Bergmann, M./ Gutow, L./ Klages, M., Heidelberg 2015, S. 75-116
- Larsen, J./Venkova, S. (2014): “The Downfall of the Plastic Bag: A Global Picture”, in *earth-policy.org*, 1.5.2014, [http://www.earth-policy.org/plan\\_b\\_updates/2014/update123](http://www.earth-policy.org/plan_b_updates/2014/update123), abgerufen am 28.03.2016
- Leggett, C./ Scherer, N./ Curry, M./ Bailey, R. (2014): *Assessing the economic benefits of reductions in marine debris: A pilot study of beach recreation in Orange County, California. Final report*, Cambridge
- Linscheidt, Bodo (1998): *Ökonomische Anreizinstrumente in der Abfallpolitik*, Berlin
- Mani, T./Hauk, A./ Walter, U./ Burkhardt-Holma, P. (2015): Microplastics profile along the Rhine River, in: *Scientific Reports*, Band 5
- Mankiw, N.G./ Taylor M.P. (2008): *Grundzüge der Volkswirtschaftslehre*, Stuttgart
- McIlgorm, A./ Campell, H.F./ Rule, M.J. (2011): The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region, in: *Ocean & Coastal Management*, Volume 54, Issue 9, S. 643–651
- McKinsey (2015): *Stemming the Tide: Land-based strategies for a plastic - free ocean*, im Auftrag von Ocean Conservancy, <http://www.mckinsey.com/business-functions/sustainability-and-resource-productivity/our-insights/stemming-the-tide-land-based-strategies-for-a-plastic-free-ocean>, abgerufen am 28.03.2016
- Merlot, Julia (2015): „Nasa-Simulation so gelangt Plastik zu den Müllkippen der Meere“, 28.08.2015, in *spiegelonline.de*, <http://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/nasa-simulation-so-gelangt-plastik-zu-den-muellkippen-der-meere-a-1049561.html>, abgerufen am 28.03.2016
- Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (2015): *Energy Transition For Green Growth Act*, Paris
- Minter, Adam (2000): “How a Ban on Plastic Bags Can Go Wrong”, in *www.bloombergview.com*, 18.08.2015, <http://www.bloombergview.com/articles/2015-08-18/how-a-ban-on-plastic-bags-can-go-wrong>, abgerufen am 28.03.2016
- Miron, Jeffrey A. (1999): *The Effect of Alcohol Prohibition on Alcohol Consumption*, in: NBER Working Paper No. w7130
- Mouat, J./ Lozano, R.L./ Bateson, H. (2010): *Economic Impacts of Marine Litter*, Esbjerg



- Obbard, R. W./Sadri, S./ Wong, Y.Q./ Khitun, A.A./ Baker, I./ Thompson, R.C. (2014): Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice, in: *Earth's Future*, Band 2, S. 315–320
- Ocean Conservancy (2016): <http://www.oceanconservancy.org/our-work/international-coastal-cleanup/>, abgerufen am 28.03.2016
- OECD (2004): *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, Paris
- OECD (2016): [http://www2.oecd.org/eoicst/queries/Query\\_2.aspx?QryCtx=1](http://www2.oecd.org/eoicst/queries/Query_2.aspx?QryCtx=1), abgerufen am 28.03.2016
- Official Journal of the European Union (2015) <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32015L0720>, abgerufen am 18.03.2016
- Pabst, Josephine (2014): „Idee eine 20-Jährigen könnte die Ozeane entmüllen“, in *welt.de*, 2.9.2014, <http://www.welt.de/wirtschaft/article131834451/Idee-eines-20-Jaehrigen-koennte-die-Ozeane-entmuellen.html>, abgerufen am 28.03.2016
- Piegon, Arthur C. (1932): *The Economics of Welfare*, London
- Plastics Europe (2015): *Plastics - The Facts 2015*, Brüssel
- Rehm, R./ Amelung A. (2014): Umweltschutz sauber eintüten – Die EU reduziert den Plastiktütenverbrauch, in: *Ordnungspolitischer Kommentar*, Nr.12/2014, [http://www.iwp.uni-koeln.de/fileadmin/contents/dateiliste\\_iwp-website/publikationen/OK/OK\\_12\\_2014.pdf](http://www.iwp.uni-koeln.de/fileadmin/contents/dateiliste_iwp-website/publikationen/OK/OK_12_2014.pdf), abgerufen am 28.03.2016
- Robert, Aline (2015): “France postpones plastic bag ban for six months”, in *euractiv.com*, 19.11.2015 <http://www.euractiv.com/section/sustainable-dev/news/france-postpones-plastic-bag-ban-for-six-months/>, abgerufen am 18.03.2016
- Rochman, C.M. (2015): The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment, in: *Marine Anthropogenic Litter*, Hrsg. v. Bergmann, M./ Gutow, L./ Klages, M., Heidelberg 2015, S. 117-140
- Rummel, C.D./ Löder, M.G.J./Fricke, N./ Lang, T./ Griebeler, E./ Janke M./ Gerdts G. (2016): Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea, in: *Marine Pollution Bulletin*, Band 102, Ausgabe 1, Seite 134–141
- Ryan, P.G. (2015): A Brief History of Marine Litter Research, in: *Marine Anthropogenic Litter*, Hrsg. v. Bergmann, M./ Gutow, L./ Klages, M., Heidelberg 2015, S. 1-25
- Schultz, P.W./Stein S.R. (2009): Executive Summary: Litter in America- 2009 National Litter Research Findings and Recommendations, [https://www.kab.org/sites/default/files/News%26Info\\_Research\\_LitterinAmerica\\_ExecutiveSummary\\_Final.pdf](https://www.kab.org/sites/default/files/News%26Info_Research_LitterinAmerica_ExecutiveSummary_Final.pdf), abgerufen am 28.03.2016
- Schultz, P.W./ Bator, R.J./ Large, L.B./ Bruni, C.M./ Tanbanico, J.J. (2013): Littering in Context: Personal and Environmental Predictors of Littering Behavior, in *Environment and Behavior*, Band 45, S. 35–59
- Sherrington, C./ Darrah, C./ Hann, S./ Cole, G./ Corbin, M. (2016): Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources: Report for European Commission DG Environment, Bristol
- Simon, Frederic (2015): “Dutch rally support for microplastic ban to safeguard their mussels”, in *euractiv.com*, 17.12.2014, <http://www.euractiv.com/section/science-policymaking/news/dutch-rally-support-for-microplastic-ban-to-safeguard-their-mussels/>, abgerufen am 28.03.2016

- Spiegel Online (2016): „Müll: Forscher entdecken Plastik-fressende Bakterien“, 11.03.2016, <http://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/pet-plastik-fressende-bakterien-von-forschern-entdeckt-a-1081845.html>, abgerufen am 28.03.2016
- Städte und Gemeindebund Nordrhein-Westfalen (1998): Verpackungssteuer dient der Müllvermeidung, Pressemitteilung 7.5.1998, Düsseldorf, <http://www.kommunen-in-nrw.de/presse/pressemitteilungen/detail/dokument/verpackungssteuer-dient-der-muellvermeidung.html?cHash=14445ddc19fba757fab894c276fc2aaf>, abgerufen am 28.03.2016
- Surfrider Foundation (2016): <https://www.surfrider.org/mission>, abgerufen am 28.03.2016
- Ten Brink, P./ Watkins, E./ Withana, S./ Mutafoğlu, K./ Schweitzer, J./ Russi, D./ Kettunen, M. (2015): Marine litter: socio-economic study- Scoping Report, Brüssel
- The Ocean Cleanup (2016): <http://www.theoceancleanup.com/>, abgerufen am 28.03.2016
- Thompson, R.C./ Moore, C. J./ vom Saal, F.S. (2009): Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends, in *Philosophical Transactions of the Royal Society*, Band: 364, S. 2153–2166
- Thornton, Mark (1991): Alcohol Prohibition Was a Failure, in: *Cato Institute Policy Analysis No. 157*
- Umweltbundesamt (2013): Plastiktüten, Dessau-Roßlau
- Umwelt Bundesamt (2015): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland, Texte 63/2015  
[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte\\_63\\_2015\\_quellen\\_fuer\\_mikroplastik\\_mit\\_relevanz\\_fuer\\_den\\_meeresschutz.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_63_2015_quellen_fuer_mikroplastik_mit_relevanz_fuer_den_meeresschutz.pdf), abgerufen am 28.03.2016
- UNEP (2006): Prevention of Marine Litter Pollution under IMO Conventions, <http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/workshops/nowpap/0051.asp>, abgerufen am 18.03.2016
- UNEP (2009): Marine Litter: A Global Challenge, Nairobi
- UNEP (2014): Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry, Nairobi
- UNEP (2015): Biodegradable Plastics and Marine Litter. Misconceptions, concerns and impacts on marine environments, Nairobi
- Van Franeker, J.A./ Blaize, C./ Danielsen, J./ Fairclough, K./ Gollan, J./ Guse, N./ Hansen, PL./ Heubeck, M./ Jensen, J.K./ Le Guillou, G/ Olsen, B./ Olsen, K.O./ Pedersen, J./ Stienen, E.W./ Turner, D.M. (2011): Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea, in: *Environmental Pollution*, Band 159(10), S. 2609-15
- Verband für bürgernahe Verkehrspolitik e.V. (2016): <https://umwelt.bussgeldkatalog.org/muell/#nowe>, abgerufen am 28.03.2016
- Vereinte Nationen (2015), <https://sustainabledevelopment.un.org/sdg14>, abgerufen am 28.03.2016
- Wirtschaftswoche (2016a): „Plastik im Meer- Forscher weisen Plastikreste in Speisefischen nach“, in *wiwo.de*, 11.1.2016, <http://www.wiwo.de/technologie/umwelt/plastik-im-meer-forscher-weisen-plastikreste-in-speisefischen-nach/12815634.html>, abgerufen am 28.03.2016
- Wirtschaftswoche (2016b): „Ende der Gratis-Plastiktüte Hendricks erhöht Druck auf den Handel“, in *wiwo.de*, 12.1.2016, <http://www.wiwo.de/technologie/umwelt/ende-der-gratis-plastiktuete-hendricks-erhoeht-druck-auf-den-handel-/12818486.html>, abgerufen am 28.03.2016

Woodall, L.C./Robinson, L.F./ Rogers, A.D./ Narayanaswamy, B.E./ Paterson G.L.J. (2015): Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition, in: *Frontiers in Marine Science*, Volume 2

World Economic Forum (2016): “The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics”, Genf

Yang, D./Shi, H./ Li, L./Li, J./Jabeen, K./ Kolandhasamy, P. (2015): Microplastic Pollution in Table Salts from China, in *Environmental Science & Technology*, Band 49, S. 13622–13627