



Styrmedel för uttjänta fritidsbåtar

En genomgång av styrmedels lämplighet med fokus på ett framtida producentansvar

Olivia Bengtsson & Sofie Hedin Stenvall

Abstract:

Today there is approximately 940 000 leisure boats in Sweden and 85 000 of these are considered to have reached their end of life. The scrapping and recycling of end-of-life-leisure-boats is insufficient, and the risk of boats getting dumped is thereby increasing. End-of-life-leisure-boats left in marine areas may contribute to an increase of marine plastic pollution and hazardous substances such as propellant, oils and glycol risk to enter sensitive ecosystems through leakage. To minimize the number of end-of-life-leisure-boats in Sweden the Swedish agency for water and marine management gave, in September 2018 the first of five founding's to increase scrapping and recycling. At total, the founding's financed scrapping and recycling of 1594 end-of-life-leisure-boats to a cost of approximately 12 million SEK. The foundlings are not considered to be a long-term solution and thereby other policy instruments needs to be studied. This thesis primarily examines the extended producer responsibility, along with a continued public founding, mandatory owner register and boat owner responsibility. The result of the thesis shows that an extended producer responsibility would transfer the cost to the polluters, namely producers and consumers, and thereby follow the Polluter Pays Principle and by that also the European and Swedish environmental law. The extended producer responsibility is the policy instrument, of the studied policies, which is considered to have the highest potential to reduce the problems regarding end-of-life-leisure-boats, but the result shows that an effective implementation requires multiple policy instruments.

Kandidatuppsats Nationalekonomi, 15hp

Vårtermin 2021

Handledare: Håkan Eggert

Institutionen för nationalekonomi med statistik

Handelshögskolan vid Göteborgs universitet

Förord

Denna uppsats har under vårterminen 2021 skrivits, som avslut på våra kandidatstudier, vid Göteborgs universitet. Uppsatsen har arbetats fram i samarbete med Havs- och Vattenmyndigheten och vi vill rikta ett stort tack till myndigheten för denna möjlighet. Ett särskilt stort tack till Lisa Bredahl Nerdal och Charlotta Stadig som med kloka råd och engagemang handlett oss genom vårt skrivande. Era åsikter har varit viktiga för det slutgiltiga resultatet.

Även ett tack till vår handledare Håkan Eggert för att du alltid tog dig tid och kom med bra tips samt vägledning.

Vi vill dessutom rikta ett tack till Maria Rindstam och Josefin Arrhénborg på Båtskroten Sverige AB för att ni tog er tid att prata med oss och bidra med er breda branschkunskap.

Göteborg, juni 2021.

Olivia Bengtsson och Sofie Hedin Stenvall

Innehållsförteckning

1. Inledning	5
1.1. Syfte och frågeställningar	7
1.2. Metod	7
1.3. Avgränsningar	8
1.4. Litteraturgenomgång	9
2. Bakgrund	11
2.1. Negativa externaliteter	11
2.1.1. Effekter på omgivande miljö	11
2.1.2. Försämrat rekreativvärde	12
2.2. Skrotningspremien	13
2.3. Tänkbara styrmedel	14
2.3.2. Obligatoriskt fritidsbåtsregister	14
2.3.3. Producentansvar	15
2.3.4. Fortsatt skrotningspremie	16
3. Teori	16
3.1. Willingness to Pay och Willingness to Accept	16
3.2. Cost-Benefit analys	16
3.2.1. Kaldor-Hicks kriteriet	17
3.2.2. Kritik mot Cost-Benefit analys	17
3.3. Polluter Pays Principle	18
3.4. Cirkulär ekonomi	18
3.5. Producentansvar	19
3.5.1. Policys för producentansvar	20
3.5.2. Ekologisk hållbar design	22
3.5.3. Negativa konsekvenser och kritik	22
3.6. Pigouviansk skatt	24
3.7. Inneboende och yttre motivation	25
4. Resultat	25
Del I	26
4.1. Effekter av skrotningspremien	26
Del II	29
4.2. Producentansvar	29
4.2.1. Producentansvar för bilar	30
4.2.2. Tänkbara producentansvarspolicys för fritidsbåtar	31

4.2.3.	Producentansvar och EU	33
4.2.4.	Producentansvar som ensamt styrmedel	34
4.3.	Cirkulär ekonomi och miljönytta	35
4.4.	Cost-Benefit analys av marint plastavfall och styrmedel	36
5.	Diskussion	39
6.	Slutsats	43
	Referenslista	45
	Appendix A	50
	Appendix B	51

1. Inledning

Plastföroreningar i marina ekosystem blir ett allt större globalt liksom lokalt miljöproblem med ekonomiska, ekologiska och hälsorelaterade konsekvenser som följd. Problematiken har sin bakgrund i länders oförmåga att på ett korrekt vis hantera det allt växande flödet av avfall (Alpizar et al., 2020). Utan implementering av nya policys och styrmedel eller en minskad mängd avfall per capita menar Jambeck et al. (2015) att problemen dessutom kommer bli betydligt större. Detta då den globala mängden plast som hamnar i havet, uppmätt till ca 5-13 miljoner ton per år, förväntas fördubblas till och med år 2025 jämfört med 2015. Genom Agenda 2030 antogs i september 2015 en ny utvecklingsagenda för hållbar utveckling, detta genom de 17 globala målen. Mål 14 *Hav och marina resurser* syftar till att nyttja och bevara haven samt de marina resurserna på ett hållbart vis. Delmålet 14.1 *Minska föroreningarna i havet* innefattar problematiken med plastföroreningar i marina ekosystem och har som syfte att till 2025 avsevärt minska föroreningar i havet, i synnerhet från landbaserad verksamhet, då inkluderat marint skräp (Globala Målen, 2021). Europeiska unionen (EU) spelade en framträdande roll i antagandet av Agenda 2030 och har bestämt sig för att gå i täten för genomförandet av agendan (Europeiska unionens råd, 2017), vilket även innefattar Sverige som medlemsland.

I Sverige har Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) i många år arbetat med problematiken kring det marina plastavfallet. På senare år har de lyft det allt växande problemet med uttjänta fritidsbåtar som lämnas i naturen då dessa megaplaster, genom fragmentering, nedbrytning samt vittring bryts ned till mikro- och nanoplaster (GESAMP, 2016). Det finns idag ca 85 000 uttjänta fritidsbåtar i Sverige, som till största del är gjorda i plast, och denna siffra riskerar kommande år att bli allt större (Transportstyrelsen, 2020). Detta innebär att ett stort antal båtar, om inga åtgärder införs, riskerar att lämnas i naturen med negativa externaliteter som följd.

Det nationella system som idag finns för återvinning samt skrotning av fritidsbåtar är kostsamt för privatpersoner, vilket leder till otillräcklig återvinning. Detta marknadsmisslyckande innebär att skrotning samt återvinning i hög utsträckning finansieras av statliga medel, vilket leder till problematik med ansvarsfördelning.¹ Till skillnad från bilindustrin, där ett producentansvar för skrotning funnits sedan 2007 (SFS 2007:185, 3 §), saknas det inom båtindustrin aktörer med finansiellt ansvar. Den bristande ansvarsfördelningen genererar

¹ Lisa Bredahl Nerdal & Charlotta Stadig; Utredare HaV. 2021. Samtal 25 mars.

negativa externaliteter i form av att många båtar som inte längre är sjöodugliga blir liggandes på egen mark, i naturen eller på andras marker eller vattendrag. När de båtar som övergetts sedan hittas är det ofta mycket svårt att identifiera och kontakta dess ägare då det idag saknas ett obligatoriskt ägarregister (Håll Sverige rent, 2013).

Kostnaderna för att transportera, sanera och skrota en fritidsbåt kan, beroende på båtens storlek, bli höga. De faktiska avgifterna för skrotning samt återvinning varierar i landet, men vanligtvis landar kostnaden för båtägaren på ca 3500 kronor per ton.² Data sammanställd från fakturaunderlag tilldelad av HaV visar dock att den verkliga kostnaden för skrotning samt återvinning uppgår till ett pris av ca 7700 kronor per ton (HaV, 2018a, 2018b, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e). I dessa kostnader är dock inte transporten till båtskroten eller saneringen inräknad, vilket genererar ytterligare kostnad för båtägaren.

Det finns idag drygt 940 000 fritidsbåtar i Sverige varav ca 85 000 anses vara i sjöodugligt skick (Transportstyrelsen, 2020). Denna siffra riskerar att bli högre de kommande åren då mer än var fjärde båt är byggd tidigare än 1980 och därmed börjar närma sig slutet av sin sjöodugliga livslängd, vilken beräknas vara 40 år (Naturvårdsverket [NV], 2011). En ökad mängd uttjänta fritidsbåtar, tillsammans med svaga incitament för skrotning till följd av de höga kostnader transport, sanering och skrotning av fritidsbåtar innebär, gör att allt fler båtar, herrelösa liksom båtar med uttalad ägare, riskerar att lämnas i naturen om inget styrmedel implementeras (Håll Sverige rent, 2013).

För att minimera de risker sjöodugliga fritidsbåtar genererar införde HaV i september 2018 en skrotningspremie från vilken privatpersoner fick bidrag till att skrota sina uttjänta fritidsbåtar. Skrotningen genomfördes av företaget Båtskroten Sverige AB, vidare kallat Båtskroten, vilka tillsammans med Sweboats och Stena recycling byggt ett nationellt återvinningssystem för fritidsbåtar (Båtskroten, u.å.). Finansieringen av skrotningspremien skedde initialt genom Naturvårdsverket (NV) och därefter genom HaVs havs- och vattenmiljöanslag. Tre offentliga upphandlingar har genomförts mellan 2018 och 2020, vilket har resulterat i fem kampanjer (HaV, u.å.). Efter avslut av kampanj 5 (november 2020) stod ett hundratal båtar på kö för skrotning finansierad av premien (Båtskroten, 2020) och kampanjerna tycks därmed inte ha mättat det behov som finns på marknaden. I och med detta väcks frågan om fortsatta

² Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

skrotningspremier är en hållbar och långsiktig lösning eller om andra styrmedel bör implementeras. Bland annat har myndigheterna NV, HaV³ väckt tanken om nya styrmedel vilka kan flytta över ansvaret från den offentliga sektorn och därmed ge en mer ekonomiskt hållbar lösning (NV, 2011; Transportstyrelsen, 2020). Ett tänkbart styrmedel som implementeras allt mer frekvent i EU är producentansvar (Organisationen för ekonomiskt samarbete och utveckling [OECD], 2016). Därav kommer denna uppsats undersöka detta styrmedel mer ingående.

1.1. Syfte och frågeställningar

Allt fler uttjänta fritidsbåtar är i behov av omhändertagande. På grund av höga skrotningskostnader riskerar båtar i större utsträckning att lämnas i naturen, med risk för negativa effekter på omgivande miljö. Problematiken kring de uttjänta fritidsbåtarna och möjliga åtgärder diskuteras inom båtbranschen, svenska myndigheter, riksdagen och EU. Denna uppsats syftar därmed till att, med avstamp i skrotningspremien för fritidsbåtar, undersöka tänkbara styrmedel för att lösa avfallshanteringen av uttjänta fritidsbåtar. Uppsatsens huvudfokus ligger på ett framtida producentansvar då detta styrmedel framgångsrikt implementerats allt mer frekvent inom EU för liknande branscher. I uppsatsen besvaras följande frågeställningar:

1. Vilka effekter har Havs- och vattenmyndighetens skrotningspremie genererat under perioden september 2018 - november 2020?
2. Är införande av producentansvar ett samhällsekonomiskt lämpligt styrmedel för att hantera problemet med uttjänta fritidsbåtar?
 - a) Är producentansvar som ensamt styrmedel tillräckligt?
 - b) Går ett producentansvar att implementera i Sverige utan EU-direktiv?
 - c) Leder producentansvar till minskad miljöpåverkan?

1.2. Metod

Denna uppsats bygger på en litteraturstudie av relevant nationalekonomisk, miljöekonomisk samt miljövetenskaplig litteratur för att besvara angivna frågeställningar. På grund av brist på

³ Lisa Bredahl Nerdal & Charlotta Stadig; Utredare HaV. 2021. Samtal 25 mars.

tidigare forskning inom ämnet kommer uppsatsens resultat baseras på studier från andra jämförbara områden. För att jämföra miljönnyttan av att omhänderta uttjänta fritidsbåtar med skrotningskostnaden sammanställs skrotningsdata tillhandahållen av HaV och redovisas i grafer samt ekvationer. Återkommande kommunikation med HaV och Båtskroten har dessutom förts under hela arbetets gång för att samla in information om skrotningspremien samt skrotning av fritidsbåtar.

I följande avsnitt presenteras de avgränsningar som gjorts. Avgränsningarna följs av en litteraturgenomgång där ett urval av tidigare forskning inom ämnet samt andra relevanta ämnen presenteras. Därefter ges i bakgrunden en översikt av de uttjänta fritidsbåtarnas effekter på omgivande miljö, en utförlig genomgång av skrotningspremien samt de tänkbara aktörer vilka finansieringsansvaret av de uttjänta båtarna kan landa på. Bakgrunden följs av ett teoriavsnitt vilket presenterar de ekonomiska teorierna som kommer behandlas i uppsatsen. I del I av resultatet presenteras de effekter HaVs skrotningspremie genererat. Därefter, i del II, läggs argument för producentansvar för fritidsbåtar fram, detta utifrån ekonomisk teori och med jämförelser till tidigare införda producentansvar för framför allt bilar, men även elutrustning samt textilier. Därpå följer en genomgång i linje med en Cost-Benefit analys där de ekonomiska möjligheterna för ett producentansvar och kostnaderna för premien jämförs med de fördelar omhändertagandet av de uttjänta fritidsbåtarna innebär i form av minskad mängd plastföroreningar i havet. Slutligen diskuteras uppsatsens resultat och producentansvarets lämplighet som styrmedel för fritidsbåtar.

1.3. Avgränsningar

I uppsatsen har vi valt att avgränsa oss till enbart privatägda fritidsbåtar och inte företagsägda båtar eller andra sjöodugliga båtar samt vrak. Detta trots att dessa i många fall utgör en större miljörisk än de privatägda fritidsbåtarna. Vid ett införande av ett producentansvar för fritidsbåtar kommer samtliga nya båtar på marknaden innefattas av styrmedlet, oavsett om dessa säljs till privatpersoner eller företag. Anledningen till att avgränsningen trots detta görs beror på att skrotningspremien enbart betalades ut för skrotning av fritidsbåtar ägda av privatpersoner. Då uppsatsen lägger stort fokus på ett framtida producentansvar kommer en finansieringslösning av de på marknaden redan befintliga fritidsbåtarna, samt fritidsbåtar som lämnats och blivit herrelösa enbart studeras ytligt.

Det finns många alternativa styrmedel att applicera vid skrotning av uttjänta fritidsbåtar, exempel på sådana är obligatoriska båtförsäkringar, kommunalt avfallsansvar, obligatoriskt fritidsbåtsregister, båtägeransvar och skrotningspremie. I denna uppsats har vi valt att gå in på de tre sistnämnda då samtliga, tidigare använts i fallet med fritidsbåtar. Huvudfokus kommer dock avgränsas till producentansvar, då det är ett styrmedel som idag används i allt större utsträckning, framför allt i EU. Styrmedlet ligger även i linje med europeisk och svensk miljölagstiftning, genom att kostnaden för återvinning läggs på föraren, det vill säga på producenter och i slutändan konsumenter. Producentansvaret tros dessutom kunna påverka producenters materialanvändning och produktdesign vilket är en förutsättning för en cirkulär ekonomi (Walls, 2006).

I uppsatsen sammanställs data från Båtskroten AB för antalet skrotade fritidsbåtar som HaVs skrotningspremie gett upphov till. Tilldelade data innefattar enbart skrotade fritidsbåtar finansierade av premien, medan data för fritidsbåtar skrotade utan premien saknas. På grund av detta har premiens effekter inte varit möjliga att studera fullt ut.

I uppsatsen har vi även valt att avgränsa oss till de undersökta styrmedlens kortsiktiga effekter. Vilka de långsiktiga följderna blir kommer inte undersökas, då de inte ryms i uppsatsens omfattning.

1.4. Litteraturgenomgång

Som grund för styrmedlet producentansvar används information samt ekonomiska resonemang från Walls (2006). Artikeln skrevs 2006 och styrmedlens användning har sedan dess ökat och förändrats, framför allt inom EU. Artikeln anses trots detta relevant då senare publicerade vetenskapliga artiklar inom ämnet, med tydlig ekonomisk koppling, saknas. För att komplettera artikeln av Walls (2006) används OECDs (2016) rapport. Denna bidrar med ytterligare information gällande producentansvarets tillämpning och utformning. Dessutom presenteras Europeiska kommissionens (2020) guide för att få en uppfattning om unionens förslag på hur framtida producentansvar bör och kan utformas.

Då vetenskapliga studier rörande producentansvar för fritidsbåtar, så vitt vi vet, saknas kommer det under uppsatsen göras jämförelser med producentansvaret för bilar. Som grund till denna jämförelse används Forslind (2005). Artikelns resultat är inte helt överförbara till

producentansvar för fritidsbåtar, men då grundtanken för de båda systemen kan anses vara densamma bedöms källan som relevant för uppsatsen.

Det finns ingen tidigare utredning kring miljöeffekter av uttjänta fritidsbåtar. För att kunna uppskatta miljökostnaden genererad av dessa båtar används därav beräkningar från Beaumont et al. (2019) vilken analyserar miljökostnaden av de förlorade ekosystemtjänster marint plastavfall ger upphov till. Studiens applicerbarhet i fallet med uttjänta fritidsbåtar kan diskuteras då den ser till makro- och mikroplaster medan fritidsbåtar räknas som megaplaster. Studien anses dock bidra med en relevant kostnadsuppskattning då uttjänta plastbåtar, genom nedbrytning och vittring, riskerar att utsöndra både makro- och mikroplaster. Studien beräknar att miljöskadan av marint plastavfall uppgår till en kostnad av 22 000 - 221 000⁴ kronor per ton plastavfall. Miljöskadans kostnadsspann är stort med en tio gånger så stor övre gräns som undre och det finns därmed stora osäkerheter i studiens skattning. Beaumont et al. (2019) menar att kostnaden varierar med det marina områdets känslighet, storlek och typ av plastavfall, hur avfallet flyttar sig och hur det ackumuleras i näringskedjan samt hur mycket plast som redan finns i havet. Jämförelsen med uttjänta fritidsbåtar försvåras därmed då dessa aspekter för fritidsbåtar inte är studerade samt att känsligheten av de områden fritidsbåtar är placerade i är okänd. Det kan dock antas att kostnaden för en fritidsbåt, med en vikt på 1 ton plast, inte uppgår till den övre gränsen av spannet då fritidsbåten som megaplast, innan nedbrytning, inte kan ackumuleras i näringskedjan likt makro- och mikroplaster. Under uppsatsen kommer därav det geometriska medelvärdet på 70 000 kr per ton plastavfall användas. Vidare är beräkningarna av Beaumont et al. (2019) baserade på globala data vilket försvårar jämförelsen med marina områden i Sverige. Noteras bör även att den data som används i studien är från 2011, vilket kan medföra ytterligare felmarginal då kostnadsuppskattningen bland annat baserats på mängden plast som fanns i havet vid mätningstillfället. På grund av dessa aspekter kan studiens resultat inte ses som helt överförbart till fallet med fritidsbåtar men kan däremot betraktas som en indikation.

Utöver ovan givna källor används även rapporter av NV (2011) samt Transportstyrelsen (2020) frekvent. Dessa bidrar med en djupare förståelse av situationen gällande uttjänta fritidsbåtar i Sverige.

⁴ Växelkurs 1 januari 2011, USD 1 = SEK 6,71

2. Bakgrund

I följande del presenteras de uttjänta fritidsbåtarnas effekter på omgivande miljö, djurliv och människors rekreativvärde. Därefter ges en utförlig beskrivning av skrotningspremien med dess olika kampanjer, finansiering och syfte. Slutligen presenteras olika styrmedel vilka redan har, eller tänkbar kan, appliceras för att minska problematiken kring de uttjänta fritidsbåtarna.

2.1. Negativa externaliteter

En externalitet eller extern effekt är, inom ekonomin, den effekt som påverkar nyttan för en tredje part utanför verksamheten. Externaliteter kan vara både positiva och negativa och innebär ett marknadsmisslyckande där en samhällsekonomiskt optimal resursanvändning inte uppnås (Brännlund & Kriström, 1998).

2.1.1. Effekter på omgivande miljö

Uttjänta båtar som lämnas i naturen kan leda till flertalet negativa effekter på den omkringliggande miljön. Många av de uttjänta båtarna är plastbåtar, vilka därmed kan klassas som plastavfall (Transportstyrelsen, 2015). Plastavfall kan ses som ett relativt nytt problem, men trots detta har den adderade produktionen av plast i dagsläget överskridit 8 miljarder ton, varav endast 9 procent har återvunnits, 12 procent har gått till förbränning och resterande 79 procent har kumulativt samlats på deponier eller i naturen (Maphoto & Pravettoni, 2018). Varje år hamnar ca 5–13 miljoner ton plast i havet (Jambeck et al., 2015), vilket utgör över 80 procent av det marina skräpet (Europeiska kommissionen, 2018). Plast hittas numera i kroppen på nästan alla marina arter, från plankton till marina däggdjur (Law et al. 2010). Vidare kan kemikalier från plaster ackumuleras i bland annat fiskars vävnad, vilket i förlängningen kan ha negativa effekter på människors hälsa (GESAMP, 2016). Beaumont et al. (2019) beräknar att den årliga kostnaden av plastföroreningar i haven uppgår till mellan \$3300 och \$33 000 per ton plastavfall, vilket motsvarar ca 22 000 till 221 000⁵ kronor per ton i 2011 års penningvärde. Översatt till dagens penningvärde motsvarar denna kostnad ca 24 000 till 242 000⁶ kronor. Vidare kommer 2011 års penningvärde användas då kostnaden för de förlorade marina ekosystemtjänster till följd av plastföroreningar utgår från 2011 års nivå av marint plastavfall. För att minska problemet med plast i havet antog EU 2019 direktivet (2019/904) om minskning

⁵ Växelkurs 1 januari 2011, USD 1 = SEK 6,71

⁶ Inflation av SEK sedan 2011 = 9,30%

av vissa plastprodukters inverkan på miljön. Detta för att bland annat uppnå FN:s Globala Mål 14 *Hav och marina resurser* för en hållbar utveckling (Globala Målen, 2021).

Utöver att uttjänta båtar som lämnats i vattendrag kan leda till plastförorening riskerar även de lämnade båtarna att läcka drivmedel, oljor, glykol eller andra miljöfarliga ämnen. Dessutom riskeras läckage från eventuella båtbottnfärger (Håll Sverige rent, 2013) vilka kan innehålla miljögiftiga organiska tennföreningar som tributyltenn, TBT. (Eklund & Watermann, 2018) TBT har varit förbjudet att använda på fritidsbåtar kortare än 25 meter i EU sedan 1989 (89/677/EEG, artikel 21.1), vilket innebär att det endast är båtar byggda innan 1989 samt fritidsbåtar längre än 25 meter som får ha TBT i bottenfärgen. TBT har visat sig vara skadligt för marina organismer även i mycket låga koncentrationer (Antizar-Ladislao, 2008).

Uttjänta fritidsbåtar innebär inte enbart en miljörisk på grund av risker för läckage av föroreningar utan kan även ses som olämpliga ur miljösynpunkt på grund av materialval. Enligt Båtskroten⁷ är de flesta båtar som skrotas tillverkade av glasfiberförstärkt plast, vilket används för att göra skrovet mer tåligt. De menar dock även att glasfiberförstärkt plast är ett material som i stor utsträckning inte återvinns utan används vanligen för energiomvandling till värme i form av förbränning. För de fritidsbåtar som går till förbränning är det därmed enbart metall och andra avtagbara material som kan återvinnas vid skrotning. HELCOM (2019) menar däremot att det finns stora möjligheter för återvinning av dessa båtar då glasfiberförstärkt plast kan återanvändas vid cementproduktion.

2.1.2. Försämrat rekreativsvärde

Strandnära områden tillhandahåller flertalet ekosystemtjänster vilka verkar fördelaktigt för individens välbefinnande. Trots detta är plastföroreningar som störst vid dessa områden. I en studie utförd i Sydafrika undersöks de effekter nedskräpning av strandnära områden har för användandet av dessa platser. Resultaten visade att människor var villiga att betala ett betydligt högre pris för att vistas på stränder, rena från plast och annat skräp. Då människor ofta brukar strandnära områden i rekreationssyfte genererar en ren strandkant ofta ökad turism och därmed ökat rekreativsvärde. En nedskräpad strandkant kan istället antas ha motsatt effekt (Ballance, Ryan & Turpie, 2000). Uttjänta fritidsbåtar vid strandkanter av vattendrag, sjöar och hav kan därmed tänkas påverka rekreativsvärdet negativt.

⁷ Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

2.2. Skrotningspremien

För att få igång ett insamlingssystem, sprida kunskap gällande båtskrotning samt att öka incitament hos båtägare att skrota sina uttjänta fritidsbåtar införde HaV i september 2018, med finansiering från NV, sin första skrotningskampanj. Genom subventioner underlättade skrotningspremien skrotningen av privatpersoners uttjänta fritidsbåtar och lämnade båtägarna med enbart kostnader för eventuell sanering samt transport till skroten. För att ta del av premien fick privatpersoner skicka in en ansökan om skrotning till Båtskroten, vilka med tilldelade medel skrotade så många uttjänta fritidsbåtar som premien täckte. Premien innebar inga pengar i hand för de båtägare vilka fått sina ansökningar godkända utan betalningarna skedde direkt från HaV till Båtskroten, detta för att i största mån utesluta otillbörligt nyttjande.⁸

Den första återvinningskampanjen möttes av en stor efterfrågan och inskickade förfrågningar om skrotning ökade kraftigt jämfört med tidigare. Under 2018, innan premiens införande, uppgick de månadsvisa skrotningsförfrågningarna till i snitt 55 båtar. Efter införandet av premien i september 2018 och under resterande del av året ökade antalet månadsvisa förfrågningar till i snitt 264 båtar. I och med den kraftigt ökade efterfrågan följdes den första skrotningskampanjen av fyra kampanjer till, varav ytterligare en under 2018, två under 2019 och den senaste under 2020 (Båtskroten, 2020). De fem kampanjerna har utförts genom tre offentliga upphandlingar och finansieringen av de fyra senaste kampanjerna har, till skillnad från den första, kommit från HaVs havs- och vattenmiljöanslag. Under de fem kampanjerna har totalt ca 12 miljoner kronor satsats för att minska problematiken kring de uttjänta fritidsbåtarna. De utbetalda premierna har totalt lett till skrotning av 1594 båtar vilket motsvarar ca 1,9% av de fritidsbåtar som uppskattas vara uttjänta (HaV, u.å.). För årsspecifika siffror, se appendix A. Av de avsatta pengarna lades ca 200 000 kronor på en nationell informationskampanj vilket enligt Båtskroten inte enbart ökat kunskapen om skrotning och återvinning av fritidsbåtar hos båtägare utan också ökat antalet skrotade företagsägda båtar. Detta trots att de inte omfattas av skrotningskampanjerna.⁹

⁸ Lisa Bredahl Nerdal & Charlotta Stadig; Utredare HaV. 2021. Samtal 25 mars.

⁹ Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

2.3. Tänkbara styrmedel

Flertalet styrmedel för att åtgärda problematiken gällande uttjänta fritidsbåtar kan tänkas möjliga. Nedan presenteras båtägaransvar, obligatoriskt fritidsbåtsregister, producentansvar samt fortsatt skrotningspremie, vilka valts ut då de framförs som centrala i rapporter från NV och Transportstyrelsen (NV, 2011; Transportstyrelsen, 2020).

2.3.1. Båtägaransvar

Det är ägaren av en uttjänt fritidsbåt som står ansvarig för omhändertagande av båten efter avslutad användning. Den nedskräpning som dumpning av uttjänta fritidsbåtar ger upphov till är straffbart enligt 29 kap. 7 § i miljöbalken (SFS 1998:808), detta oavsett om det sker på allmänna platser eller den egna fastigheten om allmänheten har tillgång eller insyn till dessa platser. I Sverige har det, bortsett från de korta perioder skrotningen av uttjänta fritidsbåtar har finansierats med skrotningspremier, varit båtens sista ägare som besuttit finansieringsansvaret för transport, eventuell sanering samt skrotning. NV menar i sin rapport (2011) att båtägaransvar innebär höga kostnader för båtägare. I och med detta saknas många gånger incitament att på ett korrekt vis skrota sin uttjänta fritidsbåt. Båtägaransvar som styrmedel har därmed inte bidragit till att tillräckligt många båtar skrotats för att lösa problematiken rörande uttjänta fritidsbåtar.

2.3.2. Obligatoriskt fritidsbåtsregister

Ett obligatoriskt register för fritidsbåtar över en viss storlek infördes i Sverige 1988, men avskaffades redan 1991 efter ett regeringskifte, då registret ansågs vara för kostsamt. Registret bidrog till bland annat ökad ordning och minskad risk för båtstöld. Att hitta ägaren till lämnade eller dumpade båtar blev också lättare. Båtorganisationerna var motståndare till ett register för fritidsbåtar eftersom ett införande av en båtskatt eller båtavgift skulle underlätta om register fanns (Transportstyrelsen, 2015). Idag diskuteras ett återinförande av ett register för fritidsbåtar som styrmedel för att minska mängden lämnade uttjänta fritidsbåtar. Detta skulle, likt det förra registret, underlätta för bland annat polisarbete och försäkringsbolag eftersom stöldrisken bedöms sjunka. Ur sjöräddningssynpunkt skulle ett register bidra till att båtägare snabbare och enklare kan identifieras, vilket kan underlätta och påskynda räddningsarbete. Dessutom skulle ett register göra det lättare för kommuner att ta hand om dumpade båtar, vilka idag i många fall inte kan flyttas på grund av osäkerhet kring båtens ägare. Med ett register skulle kommunen istället kunna spåra ägaren och kräva förflyttning alternativt

kräva ersättning från ägaren efter genomförd förflyttning. En nackdel som framförts är dock att ett register skulle innebära ett visst integritetsintrång gentemot båtägaren, då myndigheternas vetskap om den enskilde båtägarens privata förhållanden skulle kunna öka marginellt (NV, 2011).

Frivilliga fritidsbåtsregister finns idag i Norge (Sjøfartsdirektoratet, u.å.) och obligatoriska register, med olika utformning finns i bland annat i Spanien och Finland (Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana, u.å.; Transport- och kommunikationsverket Traficom, 2020). Ett obligatoriskt fritidsbåtsregister skulle medföra att svenska myndigheter fick en bättre överblick över hur många fritidsbåtar som idag finns i landet, vilket är dessa är byggda och därmed hur många båtar som förväntas börjar närma sig slutet av sin sjödugliga livslängd (Transportstyrelsen, 2020). Således skulle den faktiska kostnaden för att skrota landets uttjänta fritidsbåtar bli enklare att bedöma, vilket därav skulle förenkla en beräkning av styrmedels kostnadseffektivitet.

2.3.3. Producentansvar

OECD (2016) definierar producentansvar som en miljöpolicy där ansvaret för en produkts miljöpåverkan, genom hela produktens livscykel från design till efter avslutad användning, bör ligga på producenterna. I fallet med uttjänta fritidsbåtar skulle det innebära att det ekonomiska ansvaret för en båts återvinning skulle bäras av båtproducenten. I svenska förordningar definieras vanligen en producent som den som yrkesmässigt tillverkar eller för in produkten till landet och producentansvar finns i dagsläget inom flertalet branscher i Sverige, såsom batterier, uttjänta fordon och elutrustning (SFS 2007:185; SFS 2008:834; SFS 2014:1075). Finansieringen av ett producentansvar kan utformas på flertalet vis. Producenten kan vara skyldig att ansvara för sina egna produkter som blivit avfall såväl som produkter som saknar ansvarig producent (SFS 2014:1075, 40 §; SFS 2007:185, 3 §). Ett producentansvar kan även, om förordningar inte utformas likt ovan, innebära att styrmedlet enbart innefattar produkter som satts på marknaden efter producentansvarets implementering. Detta kan därmed innebära problem, då finansiering av tidigare producerade produkter saknas (Forslind, 2005; Walls 2006). Producentansvaret kommer studeras djupare i teorin under punkt 3.5.

2.3.4. Fortsatt skrotningspremie

Vid en fortsatt skrotningspremie för uttjänta fritidsbåtar skulle det kräva vidare finansiering för skrotning från den offentliga sektorn. Är målet att skrota alla uttjänta fritidsbåtar som idag finns och i framtiden kommer finnas kan detta komma att bli kostsamt. Att kostnaden skulle läggas på den offentliga sektorn snarare än de som förorenar, i detta fall producenten och konsumenten, skulle frångå principen om att förorenaren betalar, Polluter Pays Principle (PPP) (OECD, 2008).

3. Teori

I följande avsnitt presenteras ekonomiska teorier, relevanta för uppsatsen. De teorier som presenteras är Willingness to Pay (WTP), Cost-Benefit analys (CBA), PPP, cirkulär ekonomi, producentansvar, Pigouviansk skatt samt inneboende och yttre motivation. Teoriavsnittets huvudsakliga fokus ligger på teorin om producentansvar där bland annat olika policytyper av producentansvar presenteras.

3.1. Willingness to Pay och Willingness to Accept

WTP är en nationalekonomisk metod för att värdera bland annat miljö kvalitet. WTP kan tolkas som det maximala pris en individ är villig att betala för en effekt eller åtgärd, där WTP är densamma som marknadspriset på en perfekt marknad. Willingness to Accept (WTA) är istället en nationalekonomisk metod för att värdera vad en individ är villig att acceptera för kompensation för att ge upp någon form av tillgång. WTP och WTA värderas ofta genom insamlade frågeformulär (Brännlund & Kriström, 1998). I fallet gällande uttjänta fritidsbåtar kan WTP dels kopplas till individens betalningsvilja för skrotning av en uttjänt fritidsbåt och dels till betalningsviljan för ett annat typ av styrmedel, som exempelvis producentansvar.

3.2. Cost-Benefit analys

Vid genomförande av en resursallokering i samhället är det viktigt att inte enbart beakta samhällseliga synpunkter, utan även att kunna kvantifiera dessa. Vanligen sker detta genom en samhällselig kostnads-intäktanalys, CBA. CBA är en användbar analysmetod när ett långsiktigt och brett perspektiv är nödvändigt. Metoden beräknar projekts tänkbara fördelar, vilka grupper som får ta del av dessa samt vilka negativa externaliteter projektet genererar på andra områden och grupper. CBA ska med detta vara en kalkyl av alla relevanta kostnader och fördelar ett projekt medför. Med denna kalkyl hjälper CBA, vid applicering, till att undersöka ett projekts

påverkan på den sammanlagda sociala välfärden. Målet för samhällliga projekt är att öka individers välbefinnande, men nästan alla projekt medför både vinnare och förlorare, även om den sammanlagda sociala välfärden ökar (Mattsson, 1970). Eftersom förändringar i individers nytta ej är mätbart görs detta genom en kvantifiering, ofta med hjälp av monetära värderingar av den förändrade nyttan. Detta gör att något omätbart som välbefinnande omvandlas till något mätbart genom exempelvis WTP. Omvandlingen från omätbart till mätbart sker dock inte problemfritt, då människor baserat på olika förutsättningar gällande sådant som inkomst, hälsa och utbildning värderar projekt olika. I och med detta innebär det en stor utmaning för den offentliga sektorn att avgöra hur de kostnader och fördelar som uppstår i samband med ett projekt ska värderas. Vidare behövs ett lämpligt beslutskriterium för att kunna avgöra om ett projekt innebär en välfärdsförbättring eller ej. Vid CBA används ofta Kaldor-Hicks kriteriet (De Rus, 2021).

3.2.1. Kaldor-Hicks kriteriet

Vid implementering av ett projekt finns det nästan alltid individer som upplever förlust. I och med detta är det svårt att uppnå kriteriet om en Paretoförbättring, där minst en person måste få det bättre utan att någon annan får det sämre. Kaldor-Hicks kriteriet fångar delar hos Pareto förbättringen men under mindre strikta kriterier och går därmed att applicera under fler omständigheter. Enligt kriteriet är en omallokering av resurser en Kaldor-Hicks förbättring om vinnarna, hypotetiskt sett, kan kompensera förlorarna och fortfarande förbli vinnare. Sålunda innebär det en välfärdsförbättring enligt Kaldor-Hicks kriteriet om projektets nutidsvärde, *Net Present Value*, är större än 0. Kaldor-Hicks kriteriet innebär inte att denna kompensation behöver utbetalas, utan enbart att möjligheten finns. I och med detta är det möjligt att individer, under Kaldor-Hicks förbättringar, får det sämre än innan projektet implementeras (De Rus, 2021). Denna risk för försämring innebär att kriteriet inte är teoretiskt motsägelsefritt.

3.2.2. Kritik mot Cost-Benefit analys

Kritiken mot CBA är utbredd och många menar bland annat att metoden genererar orättvisa då den bygger på kalkyler av betalningsvilja som i sin tur beror på inkomst. Nyborg (2014) menar att resultaten från CBA därmed kommer avspegla den samhällliga inkomstfördelningen där vissa individers intressen, systematiskt, värderas högre. Mer exakt, ju lägre marginell nytta av inkomst en individ har desto högre kommer dennes nyttoförändringar värderas enligt CBA. Vid antagande att en ytterligare krona innebär högre marginalnytta för en fattig individ jämfört med en rik, ger CBA enligt författaren följande kontroversiella implikation; när en

intressekonflikt uppstår, kommer CBA systematiskt gynna de resursstarka på bekostnad av de redan resurssvaga. Somliga menar dock att alla, långsiktigt, kommer gynnas av resursomallokerande projekt, men på grund av att bias är systematiskt menar Nyborg (2014) att det dock inte finns någon garanti för detta.

CBA anses inte heller kunna uppfylla etisk eller politisk neutralitet, vilket bland annat en kvalificerad majoritet skulle. Vid en kvalificerad majoritet kommer ett projekt införas om majoriteten så önskar, med CBA kommer projekt istället införas beroende på hur hög WTP individerna har. Denna skillnad saknar vikt om projektet är en Paretoförbättring där allas förluster värderades lika. Men så fort en intressekonflikt uppstår där nyttan bland grupper av individer värderas olika uppstår orättvisa (Nyborg, 2014).

3.3. Polluter Pays Principle

PPP innebär att föroreningar ska bekostas av den som bär nyttan av processen som genererar föroreningen. Förorenaren ska betala för såväl rening av utsläpp som kompensation för skada till följd av utsläpp enligt principen. Principen återopas ofta inom miljöpolitiken (Ambec & Ehlers, 2016), och är en central del inom både svensk och europeisk miljölagstiftning via Miljöbalken och Fördraget om Europeiska unionens funktionssätt (SFS 1998:808, 2 kap. 8 §; artikel 191 FEUF). Vem som är den ansvarige förorenaren gällande uttjänta fritidsbåtar kan diskuteras. Både båtens sista ägare och producenten kan anses vara förorenare eftersom båten genererar negativa miljöeffekter genom hela båtens livscykel. Frågan kring den finansiella ansvarsfördelningen mellan förorenare kommer behandlas ytterligare under avsnitt 4. Resultat.

3.4. Cirkulär ekonomi

Den moderna, linjära ekonomin har präglat samhällets industrialisering och har utgått från att utvinna resurser, producera, konsumera och till sist göra sig kvitt med avfallet. Ett så kallat "slit och släng samhälle". Den linjära ekonomin har genererat en exponentiellt växande ekonomi, men har även lett till en ohållbar utarmning av naturresurser (Korhonen, Honkasalo, & Seppälä, 2018). Konceptet cirkulär ekonomi har idag stort stöd, främst inom EU och dess medlemsländer och har blivit något av ett trend-begrepp. Konceptets spridning har dock lett till delade meningar om dess innebörd. I en studie av Kirchherr, Reike och Hekkert (2017), baserat på 114 definitioner av cirkulär ekonomi, utvecklas en sammanslagen definition vilken denna uppsats valt att utgå ifrån. Studien definierar cirkulär ekonomi som ett ekonomiskt

ramverk vilket ersätter konceptet “slit och släng samhälle” med ett cykliskt flöde där återproduktion, återanvändning och återvinning främjas i produktion, distribution och konsumtion. Den cirkulära ekonomin verkar på en mikronivå med produkter, företag och konsumenter, på en mesonivå med industriområden samt på en makronivå med stad, region, nation och därutöver. Detta med ett mål att uppnå en hållbar utveckling och därmed samtidigt skapa ekonomiskt välstånd, miljö kvalitet och social rättvisa, allt till förmån för nuvarande och kommande generationer.

Trots stort stöd för den cirkulära ekonomin har enbart begränsade framsteg uppnåtts när det kommer till genomförande. I en studie av Kirchherr et al., (2018) anses detta ha sin huvudsakliga grund i kulturella och marknadsbaserade hinder. För de kulturella hindren är bristen av intresse och medvetenhet hos konsumenter vad som framstår vara det främsta hindret. Författarna menar även att denna aspekt är svårförändrad vilket talar emot den cirkulära ekonomins framtid. Detta hinder påverkar i sin tur företagen då de är villkorade att svara till konsumenterna. Många företag arbetar idag även efter en linjär affärsmodell med en konservativ försörjningskedja. På grund av de många stegen i försörjningskedjan kan ett införande av cirkulär ekonomi ta lång tid att genomföra. För de marknadsbaserade hindren ligger den stora motsättningen för en cirkulär ekonomi i de låga kostnaderna för jungfrumaterial och högre priser för cirkulära material, detta gör att det många gånger på marknaden inte anses ekonomiskt gynnsamt att främja en cirkulär ekonomi. Författarna menar att den låga kostnaden för jungfrumaterial även lägger grunden till konsumenternas intresse och medvetenhet. Vid en högre prissättning på jungfrumaterial skulle billigare cirkulära material stimulera intresset samt medvetenheten hos konsumenterna, vilka ofta är mycket prismedvetna. Detta skulle i sin tur stimulera intresset för cirkulära produkter hos företagen vilka i slutändan skulle kunna frångå den linjära affärsmodellen och istället övergå till en allt mer cirkulär affärsmodell. I fallet med skrotning av fritidsbåtar skulle ett byte av material samt återvinning i större utsträckning kunna generera en mer cirkulär användning av resurser.

3.5. Producentansvar

Ett möjligt styrmedel för att lösa finansieringen av avfallshanteringen för uttjänta fritidsbåtar är producentansvar. OECD (2016) menar att producentansvaret syftar till att ansvaret för produktens miljöpåverkan, genom hela produktens livscykel, bör ligga på producenten. Detta från design till efter avslutad användning. Med producent avses i svensk lagstiftning, gällande

producentansvar, den som yrkesmässigt tillverkar eller yrkesmässigt för in varan i fråga till landet (SFS 2007:185, 2b §; SFS 2018:1462, 1 kap. 8 §). Gällande uttjänta fritidsbåtar skulle ett producentansvar innebära att ansvaret för avfallshantering och återvinning skulle bäras utav yrkesmässiga båttillverkare, yrkesmässiga försäljare samt importörer av fritidsbåtar och i förlängningen konsumenten, snarare än den offentliga sektorn.

I början av 90-talet sågs producentansvaret som en möjlighet att öka incitament för en mer hållbar design på förpackningar, utnyttja expertis inom den privata sektorn för den offentliga sektorns vinning, inkludera avfallshanteringskostnaden i produktpriser samt att skifta kostnaden av avfallshantering från skattebetalare och kommuner till producenter och konsumenter. Samtidigt menar vissa att producentansvar inte bara handlar om avfallshantering, utan även om materialval och reduktion av gifter i produkter. Det anses dessutom ligga i linje med PPP (Lifset, Atasu & Tojo, 2013). OECD (2016) menar dock att denna linje endast delas när det gäller finansieringen av producentansvar och PPP, då producentansvar som ensam policy inte har som mål att internalisera miljökostnaderna såsom PPP.

Producentansvarets inverkan är enligt OECD (2016) svårbedömd. Detta då det saknas data och fungerande metoder för att jämföra olika variationer av producentansvar, samt att särskilja inverkan av producentansvar från andra faktorer. OECD (2016) menar dock att studier visar att olika producentansvarssystem har bidragit till att minska mängden avfall som annars skulle gått till deponi, ökat mängden återvinning samt minskat det finansiella trycket på den offentliga sektorn.

3.5.1. Policys för producentansvar

Producentansvar som styrmedel kan implementeras genom olika policys. Nedanstående är enligt Walls (2006) och OECD (2016) de mest använda.

Mål för produktåtertagande och återvinningsgrad bygger på att den offentliga sektorn uppmanar producenter att ansvara för produkter som nått slutet på sin livscykel. Detta görs tillsammans med att mål gällande återvinning och/ eller insamling sätts för en viss produkt eller ett visst material. Att uppnå dessa mål kan vara både praktiskt och ekonomiskt svårt genom individuellt producentansvar (insamling och återvinning genom enskilda producenter), därför skapas ofta producentansvarsorganisationer. Genom dessa samarbetar producenter med

insamling och återvinning av produkter (Walls, 2006). Producentansvarsorganisationer drivs vanligtvis av icke-vinstdrivande organisationer. De kan även, mer sällan, drivas av statliga myndigheter, halvstatliga icke-vinstdrivande organisationer eller vinstdrivande företag (OECD, 2016). Generellt finansieras producentansvarsorganisationer genom avgifter som antingen baseras på antal sålda produkter eller produktens vikt. Det finns även exempel på system för återtagande som bygger på frivilligt åtagande (Walls, 2006).

Mål för produktåtertagande och återvinningsgrad med handel bygger på samma principer som ovanstående med skillnaden att återvinningsmålen gäller för hela branschen istället för den enskilda producenten. Detta innebär att återvinningsmål kan nås på branschnivå trots att vissa producenter underpresterar, då andra samtidigt överpresterar.

Avgifter för återvinning är ett ekonomiskt styrmedel som bygger på att en skatt sätts på produkter vilken ska täcka kostnaden för återvinningen. Skatten baseras ofta på antal sålda enheter, men kan också utgå från vikt (Walls, 2006). Skatten ska sättas så att marginalkostnaden för skatten ska motsvara marginalkostnaden för återvinningen och/eller omhändertagandet (OECD, 2016). Om skatten utgår från produktens vikt menar Walls (2006) att det ger incitament för producenten att använda mindre och lättare material vid tillverkningen för att på så vis minska återvinningskostnaden. Detta ger ingen garanti för att produkten i större utsträckning går att återvinna, men en minskad materialanvändning ger generellt en lägre klimatpåverkan.

Ytterligare ett marknadsbaserat styrmedel som används är *pant*. Avgiften betalas av konsumenten vid köp och fås sedan tillbaka vid återvinning (OECD, 2016).

Standard för reglering och kapacitet, såsom exempelvis ett minimikrav på andel återvunnet material i en produkt, menar OECD (2016) kan främja producenters återtagande av produkter som nått slutet av sin livscykel. De menar dessutom att denna typ av standard, kombinerad med en skatt, kan det öka incitamentet hos producenter att förändra designen för produkten till en mer hållbar produkt. Detta kan göras genom obligatoriska eller frivilliga standarder och program.

Informationssystem kan indirekt stödja producentansvar som system genom att skapa en medvetenhet inom allmänheten kring producentansvar och återvinning eller exempelvis genom produktmärkning där innehåll och återvinningsgrad av produkter visas (OECD, 2016).

3.5.2. Ekologisk hållbar design

En viktig aspekt gällande producentansvar, som tidigare nämnts, är att det ska ge producenter incitament till att förbättra produkters återvinningsgrad och återanvändningsmöjligheter, minska materialanvändning och produktstorlekar samt andra åtgärder för att förändra produkten till en produkt med en mer *ekologisk hållbar design*. Enligt Walls (2016) kritiseras många av producentansvarets policys, såsom producentansvarsorganisationer, *avgifter för återvinning* och *pant*, för att inte främja *ekologisk hållbar design* tillräckligt. Även OECD (2016) menar att producentansvarets inverkan på en förändrad produktdesign har varit begränsad. I teorin ger individuella producentansvarssystem bättre incitament till *ekologisk hållbar design* än producentansvarsorganisationer. Detta eftersom kostnaden för avfallshanteringen i fallet med individuellt organiserade system hamnar på det enskilda företaget. Avfallskostnaderna kan därmed minskas om produkten genererar mindre avfall eller blir enklare att återvinna. *Ekologisk hållbar design* kan därav leda till minskade kostnader kopplade till återvinning för det enskilda företaget vilket i sin tur påverkar dess vinst (OECD, 2016). Walls (2006) menar dock att policys såsom individuella producentansvarssystem eller *avgifter för återvinning*, vilka kan anses vara bättre konstruerade för att främja *ekologisk hållbar design*, ofta har så höga kostnader kopplade till transaktion och administration att de blir ogenomförbara.

3.5.3. Negativa konsekvenser och kritik

Ett införande av producentansvar kan även få negativa konsekvenser. Ett exempel menar OECD (2016) är "läckage". Med läckage menas att avfallet inte tas om hand på det sättet som krävs eller att det exporteras illegalt. Detta kan särskilt ses inom elektriska och elektroniska produkter. OECD (2016) menar att mer än hälften av det elektriska och elektroniska avfallet inte omhändertas som det ska inom EU eller att det exporteras illegalt. Ytterligare finns problem med att producenter går i konkurs eller på annat sätt lämnar marknaden och att produkter i slutet på sin livscykel därmed står utan ansvarsskyldig. Frågan väcks därmed kring vem som ska ansvara och bekosta återvinningen av dessa produkter. OECD (2016) föreslår att detta kan åtgärdas på fler sätt bland annat genom att andra producenter inom branschen får stå

för kostnaden av återvinning av sina produkter såväl som för återvinning av dessa produkter, att avgift för återvinning ska betalas redan vid försäljning eller att försäkringar ska finnas.

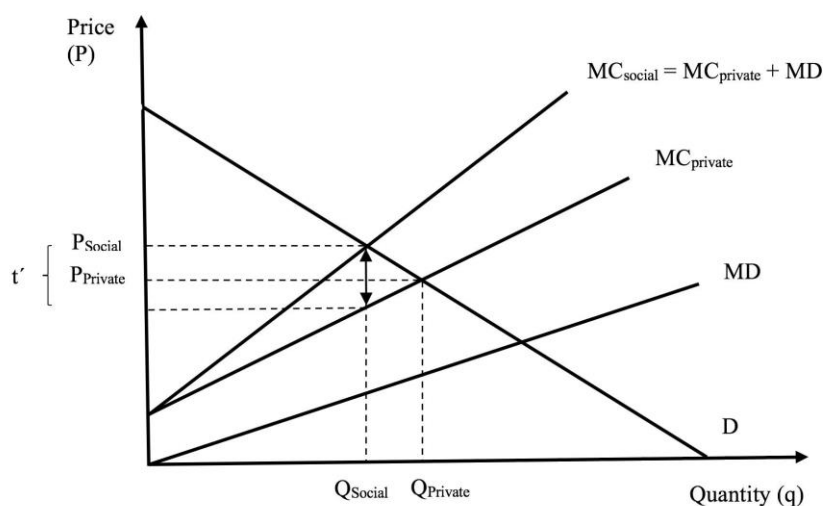
Producentansvar kan också innebära marknadshinder för nya producenter samt producentansvarorganisationer och OECD (2016) manar därför den offentliga sektorn att uppmuntra till konkurrens mellan producentansvarsorganisationer. Etableringshinder kan exempelvis uppstå om producentansvarsorganisationer kräver omfattande infrastruktur. Ett exempel är den svenska producentansvarsorganisationen för förpackningar. Organisationen är enligt den svenska staten tvungen att arbeta rikstäckande. När ett nytt företag försökte etablera sig på marknaden mötte de stora etableringshinder gällande infrastruktur för avfallsinsamling. Organisationen som redan fanns på marknaden var inte villiga att dela med sig av den infrastruktur som etablerats av kommunen innan producentansvaret infördes, vilket ledde till klagomål till Konkurrensverket och slutligen en överenskommelse mellan de båda parterna och ett gemensamt nyttjande av infrastrukturen. Detta möjliggjorde en rikstäckande avfallshantering för båda parter och konkurrens etablerades på marknaden för avfallshantering av förpackningar.

OECD (2016) menar dessutom att kostnaderna associerade med återtagande och återvinning till följd av producentansvar ska internaliseras i priset för konsumenten, vilket troligen skulle innebära en ökad kostnad för konsumenter. Detta skulle i sin tur kunna påverka producenter negativt. Om ett producentansvar exempelvis bara införs i Sverige kan det leda till ett högre pris för produkten på den svenska marknaden, jämfört med världsmarknaden, vilket därmed skulle kunna innebära en marknadsnackdel för svenska producenter. Detta om konsumenter istället väljer att privat importera produkten.

Ytterligare kritik gentemot producentansvar som styrmedel är att det i många fall används för att uppnå flertalet mål (Walls, 2006), exempelvis högre insamlingsgrad och återvinning samt en förändrad design av produkten. Grundläggande ekonomisk teori har samtidigt konstaterat att det krävs minst lika många policyverktyg som det finns mål för att styrmedlet ska fungera så effektivt som möjligt (Tinbergen, 1956).

3.6. Pigouviansk skatt

Det individuella producentansvaret kan liknas med en Pigouviansk skatt vilket anses vara en effektiviserande skattesats som korrigerar för negativa externaliteter till följd av en marknadsaktivitet (Fleckinger & Glachant, 2010). Målet vid införande av en Pigouviansk skatt är att ge producenter vilka förorenar miljön incitament att minska sina skadliga utsläpp, samt att generera inkomster för att mildra negativa effekter till följd av dessa utsläpp. Den Pigouvianska skattesatsen ska sättas på sådan nivå att den motsvarar skillnaden mellan den totala samhällseliga marginalkostnaden och den privata marginalkostnaden vid den effektiva samhällseliga utsläppsnivån (Main, 2010). Skattesatsen är markerad som t' i figur 3.1. Genom att höja priset på skadliga utsläpp så att kostnaden motsvarar den totala samhällseliga marginalkostnaden intygas det, genom den Pigouvianska skatten, att de förorenande producenterna får möta både den privata- och samhällseliga kostnaden för sina marknadsaktiviteter (Nellor & Mcmorran, 1994). Sätts skattesatsen på en annan nivå än den för samhället optimala kommer välfärd förluster att uppstå (Kolstad, 2011).



MC_{social} : sociala marginalkostnaden
 MC_{private} : privata marginalkostnaden
MD: marginalskadorna på miljön
 t' : Pigouviansk skatt

Figur 3.1 Pigouviansk skatt illustrerad i ett utbuds- och efterfrågediagram

Källa: Baserad på Perloff (2014)

För att den Pigouvianska skatten ska verka optimalt krävs en marknad med fullständig konkurrens. Vid införande av skattesatsen, under fullständig konkurrens, kommer det ses en

minskning i producerad kvantitet samt en höjning av marknadspriset och jämvikten kommer därmed förskjutas från Q_{private} till Q_{social} , samt från P_{private} till P_{social} . Sker införandet av skatten istället på en reglerad marknad, med avsaknad av fullständig konkurrens, kommer skatten ej verka optimalt på grund av en snedvriden marknadsmakt (Fleckinger & Glachant, 2010).

3.7. Inneboende och yttre motivation

I beteendekonomin lyfts ofta den inneboende och yttre motivationen som viktiga faktorer när det kommer till att påverka individers beteenden. Frey (1992) menar att den inneboende motivationen, att göra något utan någon form av belöning utöver aktiviteten i sig, är starkt styrande när det kommer till människors beteende och att denna motivation kan trängas ut alternativt trängas in med hjälp av ekonomiska styrmedel, så kallad yttre motivation. Författaren menar att det genom ekonomiska styrmedel som exempelvis en subvention, med syfte att förändra ett beteende till ett mer miljömedvetet, går att förändra individers miljöskadliga beteenden. Detta då en ökad medvetenhet hos individer när det kommer till hur deras handlingar påverkar den omgivande miljön får dem själva att vilja förändras. Vetskapen om att det nya förändrade beteendet innebär positiva effekter för miljön ger individerna en känsla av ökad nytta och därmed en inneboende motivation. En inneboende motivation har vid ett sådant fall trängts in med hjälp av yttre motivation. Vid borttagande av det ekonomiska styrmedlet, och därmed den yttre motivationen, kommer de påverkade individerna enligt Frey (1992), genom inneboende motivation, fortsätta handla på önskvärt vis, då denna handling nu upplevs rättfärdigad. I fallet med uttjänta fritidsbåtar hade detta inneburit att människor självmant skulle skrota sina uttjänta fritidsbåtar efter borttagandet av HaVs skrotningspremie, då den inneboende motivationen trängts in.

4. Resultat

I del I av resultatet redovisas effekter genererade av HaVs skrotningspremie. I del II presenteras sedan producentansvar som styrmedel för fritidsbåtar, med utgångspunkt i producentansvaret för bilar. Därefter följer en genomgång av vilka policys för producentansvar som kan tänkas lämpliga i fallet med fritidsbåtar, följt av en analys av producentavfall som ensamt styrmedel samt en koppling mellan producentansvar och cirkulär ekonomi. Slutligen görs en genomgång i linje med en Cost-Benefit analys där de ekonomiska kostnaderna för ett producentansvar samt en skrotningspremie jämförs med miljönyttan omhändertagandet av de uttjänta fritidsbåtarna innebär i form av minskad mängd plastföroreningar i havet.

Del I

4.1. Effekter av skrotningspremien

Genom de återkommande skrotningspremierna från HaV under perioden september 2018 till november 2020 har Båttretur, som nationellt insamlingsystem för skrotning och återvinning av uttjänta fritidsbåtar, börjat ses som en etablerad företeelse i samhället. På grund av stor medial uppmärksamhet såväl som Båtskrotens egna aktiviteter har kunskapen kring båtskrotning spridit sig och många båtägare vet därmed var de idag ska vända sig för återvinning av sin fritidsbåt. Skrotningspremierna har, vid varje införande, mötts av en större efterfrågan än vad de tilldelade medlen kunnat finansiera. Trots ökat antal skrotade och återvunna fritidsbåtar visar detta att ett kvarvarande behov för ytterligare skrotning samt återvinning finns (Båtskrotens, 2020). Till skillnad från vad som setts i bland annat Norge har HaVs skrotningspremie lyckats minimera tillfällena för otillbörligt nyttjande. Ett skäl till detta är att betalning direkt till privatpersoner undvikits.¹⁰

Premien bekostade skrotning av uttjänta fritidsbåtar till en maximal kostnad av 10 000 kronor per båt och för de båtar vars skrotningskostnad överskred detta pris fick båtägarna stå för resterande del. Den verkliga genomsnittliga kostnaden för skrotning låg därmed på ca 8600 kronor per båt jämfört med den genomsnittliga skrotningskostnaden som finansierades av premien vilken låg på ca 7500 kronor per båt (HaV, u.å.).

För att beräkna kostnader associerade med skrotning under premien har 801 observationer sammanställts med vikt, skrotningskostnad per båt samt om båten var över eller under 6 meter. Denna data användes sedan för att ta fram skrotningskostnaden per ton, genomsnittlig total skrotningskostnad samt max-, min- och medianvärden för samtliga. Dessa redovisas i tabell 4.1.

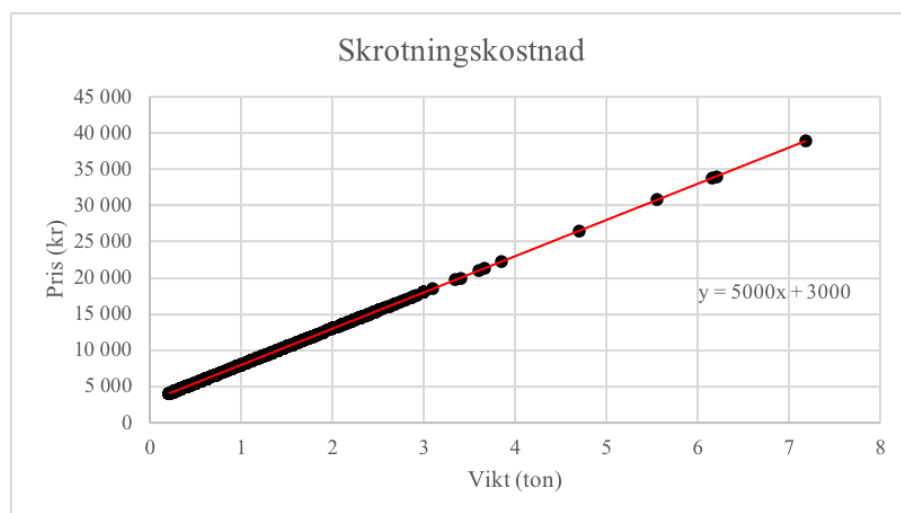
¹⁰ Lisa Bredahl Nerdal & Charlotta Stadig; Utredare HaV. 2021. Samtal 25 mars.

Tabell 4.1. Skrotningsdata för skrotningspremie

	Genomsnitt	Median	Min	Max
Vikt (ton)	1,12	0,9	0,2	7,18
Skrotningskostnad (kr)	8585	7500	4000	38 900
Skrotningskostnad/ton (kr/ton)	7686	8333	5418	20 000

Källa: HaV (2018a, 2018b, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e)

Från tabellen kan det avläsas att genomsnittet för vikt samt skrotningskostnad överstiger medianen, medan den genomsnittliga skrotningskostnaden per ton underskrider medianen. Detta beror på att 52 procent av fritidsbåtarna som skrotades under premien vägde under 1 ton, se fördelning i appendix B. Sambandet diskuteras ytterligare nedan.



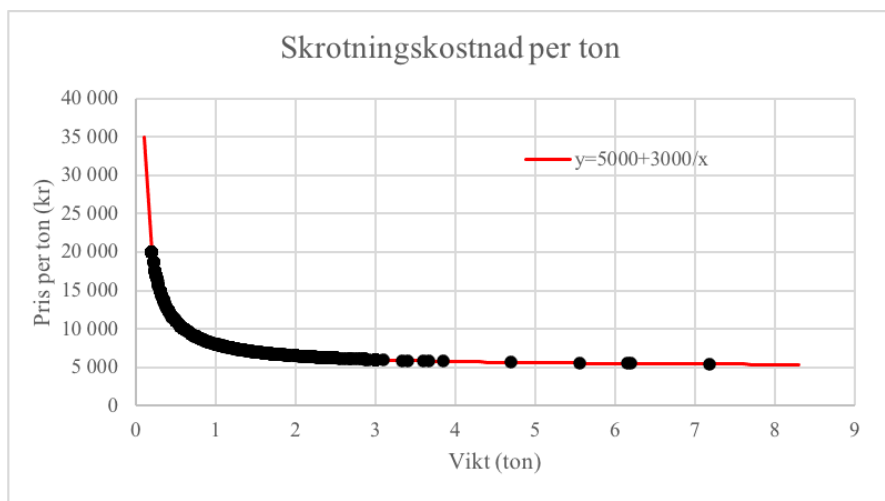
Figur 4.1 Skrotningskostnad per båt

Källa: HaV (2018a, 2018b, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e)

Figur 4.1 visar hur skrotningskostnaden per båt ökar linjärt med fritidsbåtens vikt. Kurvan har ett intercept på 3000 kronor, vilket motsvarar den fasta avgift som tas ut vid inlämning av en båt till skroten. Därefter ökar skrotningskostnaden med 5000 kronor per ton. Detta samband visas i ekvation 4.1 där x-värdet motsvarar båtens vikt.

$$y = 5000x + 3000$$

Ekvation 4.1



Figur 4.2 Skrotningskostnad per ton

Källa: HaV (2018a, 2018b, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e)

Figur 4.2 visar hur kostnaden för skrotning per ton sjunker med båtens vikt. Den genomsnittliga kostnaden för skrotning är ca 7700 kronor per ton. I observationerna uppmättes en maximikostnad på 20 000 kronor per ton för båtar med en vikt på 0,2 ton och en minimikostnad på ca 5400 kronor per ton för båten med en vikt på 7,18 ton. Av de uttjänta fritidsbåtarna som skrotades genom premien hade 81,5 procent en vikt under två ton medan enbart 1,4 procent vägde över tre ton. Majoriteten av de båtar som skrotades träffades av en högre per ton kostnad än genomsnittet, då båtar under 1,117 ton, vilket motsvarar 57,7 procent av de skrotade fritidsbåtarna, mötte en per ton kostnad över 7700 kr. I takt med att båtens vikt ökar har den fasta kostnaden på 3000 kronor allt mindre betydelse. För båtar med en vikt över 7 ton är skrotningskostnaden närmast konstant vid 5000 kronor per ton. Detta visas i ekvation 4.2 då en högre vikt och därmed högre x-värde innebär en större nämnare och lägre per ton kostnad.

$$y = 5000 + \frac{3000}{x} \qquad \text{Ekvation 4.2}$$

Totalt finansierades skrotning av 1594 uttjänta fritidsbåtar under premiens angivna perioder (HaV, u.å.). Samtidigt menar Båtskroten (2020) att det under tiden för premierna tillförts betydligt fler nya båtar på marknaden än vad som skrotats. Bara under 2019 tillfördes över 22 000 nya båtar. Utrangerandet av uttjänta fritidsbåtar kommer därmed behöva öka avsevärt jämfört med dagens förhållandevis stabila nivå, detta för att undvika ytterligare problematik med uttjänta samt herrelösa fritidsbåtar.

Enligt Båtskroten (2020) kan det efter samtliga kampanjer urskiljas ett mönster vilket tyder på att antalet båtar som avidentifieras och därmed blivit herrelösa ökat proportionerligt med att de offentliga skrotningssubventionerna minskat. Utöver ökad mängd dumpning av uttjänta fritidsbåtar ses även en tendens på marknaden där privatpersoner väljer att avvakta skrotningen av sina båtar då kampanjmedlet tagit slut. Detta för att många, på grund av att kampanjerna varit återkommande samt att kostnaden upplevs substantiell, inte är beredda att själva helt bekosta skrotningen samt återvinningen. Således finns en tydlig risk att återvinningsgraden av uttjänta fritidsbåtar, under kommande år minskar betydligt samtidigt som antalet herrelösa båtar istället förväntas öka.

En minskad återvinningsgrad samt ett ökat antal herrelösa båtar innebär motsatt effekt från vad som förutspått vid införandet av skrotningspremien. Den effekt som förväntades var att återvinningen av uttjänta fritidsbåtar, efter en initial period med subventioner, skulle etableras på marknaden. När premien sedan upphörde skulle individer fortsätta skrota sina båtar när de inte längre ansågs sjödugliga, även om detta medförde en kostnad för dem (Båtskroten, 2020). Beteendet bakom den förväntade effekten kan kopplas till beteendekonomiska teorier, däribland Freys (1992) studier om subventioners positiva effekter på individers inneboende motivation att agera miljömedvetet. Om en effekt av ökad skrotning ses efter borttagen skrotningspremie skulle resultatet av premien för uttjänta fritidsbåtar ligga i linje med Freys teorier samt Båtskrotens (2020) förväntningar. Detta då den inträngda inneboende motivationen skulle innebära att fler personer lämnade in sin uttjänta fritidsbåt för skrotning samt återvinning. I dagsläget har inget klart besked kommit om ytterligare skrotningspremier kommer införas och det har dessutom gått för kort tid sen senaste premien avslutades för att helt kunna studera dess medförda effekter. På grund av detta kan i dagsläget inga klara slutsatser kring Freys teorier och båtskrotens förväntningar, i fallet med uttjänta fritidsbåtar, dras. Tendensen som i dagsläget ses på marknaden kan därav komma att ändras och vidare studier av de långsiktiga effekterna är därmed nödvändiga.

Del II

4.2. Producentansvar

Det finns ingen tidigare forskning på producentansvar av fritidsbåtar, därav kommer forskning och argument från producentansvar för bilar användas. Resultaten från producentansvaret för bilar är inte fullständigt överförbara till fritidsbåtar, men grundtanken för de båda systemen kan

anses vara densamma. Viktigt att notera är dock att det samtidigt finns betydande skillnader mellan uttjänta bilar och fritidsbåtar. Skrotning av bilar i Sverige hade en relativt lång historia innan producentansvaret infördes (Forslind, 2005) till skillnad från fritidsbåtar, och det finns även ett materialvärde i metallerna i en uttjänt bil (NV, 2011), som inte finns i båtar.¹¹ Dessutom är en genomsnittlig bils livslängd ca 17 år (BIL Sweden, 2021), jämfört med en fritidsbåt vars livslängd beräknas till ca 40 år (NV, 2011). Fritidsbåtars långa livslängd innebär att den framtida skrot- och återvinningskostnaden blir svårskattad. Detta då exempelvis återvinnings- och skrotningstekniker kan förändras betydligt under 40 år, vilket därmed även påverkar kostnaden. Den långa livslängden innebär även ökad risk för att båtar lämnas utan ansvarsskyldig, då företag riskerar att gå i konkurs eller på annat sätt lämna marknaden (NV, 2011). Detta sätter extra krav på producentansvarets utformning och policytyp, då återvinning och skrotning av dessa efterlämnade båtar måste finansieras. Tänkbara lösningar i fallet med efterlämnade fritidsbåtar är till exempel de förslag som tidigare lyfts av OECD (2016) i punkt 3.5.3. Där lyfts exempelvis att försäkringar ska finnas, att avgift för återvinning ska betalas redan vid försäljning eller att andra producenter inom branschen får stå för kostnaden av de efterlämnade båtarna.

4.2.1. Producentansvar för bilar

Producentansvar för bilar infördes i Sverige 2007 i och med förordning (2007:185) om producentansvar för bilar. Men redan 1998 hade omfattande delar av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/53/EG av den 18 september 2000 om uttjänta fordon implementerats. Målet med producentansvaret “*syftar till att bilar ska utformas och framställas på ett sådant sätt att uppkomsten av avfall förebyggs och [...] producenter ska tillhandahålla system för mottagning av uttjänta bilar [...].*” (SFS 2007:185, 1 §). Producentansvaret för bilar slår fast att ägare ska kunna lämna in sina uttjänta bilar för skrotning utan kostnad och producenten ska stå för hela eller en betydande del av skrotningskostnaden (2000/53/EG, artikel 5.4). Dessutom ska minst 95 procent av bilens vikt återanvändas eller återvinnas, varav minst 85 procent ska utgöras av återanvändning eller materialåtervinning och resterande del av dessa 85 procent tillåts därmed gå till energiåtervinning (SFS 2007:185, 6.2 §). Detta system bygger på den policy av producentansvar som i uppsatsens teoridel, under punkt 3.5.1, benämns *mål för produktåtertagande och återvinningsgrad* tillsammans med *standard för reglering och kapacitet*. Det vill säga att den offentliga sektorn kräver att producenten ansvarar för tillverkade

¹¹ Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

produkter när de nått slutet på sin livscykel, samt att mål i det här fallet återvinningsgrad, har angetts. Skulle en liknande bestämmelse införas för uttjänta fritidsbåtar skulle därmed kostnaden flyttas från den offentliga sektorn och istället delas mellan producenter och konsumenter. Det vill säga kostnaden kommer bäras av förorenaren, vilket därmed kan anses ligga i linje med PPP.

Hur kostnaden kommer fördelas mellan de båda förorenarna varierar. Forslind (2005) menar att under antagandet av fullständig konkurrens kommer hela kostnaden associerad med producentansvar landa på konsumenten som inhandlar ett nytt fordon. Författaren menar vidare att marknaden för personbilar kan liknas vid ett oligopol, det vill säga en marknadsform med få aktörer och ofta höga etableringshinder (Fregert & Jonung, 2018). Hur väl de nya kostnaderna, genererade av ett producentansvar, kan internaliseras av producenterna beror till följd av marknadsformen på egenpriselasticiteten för efterfrågan och utbud. Ekonomisk teori visar att om egenpriselasticiteten för efterfrågan överstiger egenpriselasticiteten för utbud kommer konsumenten som inhandlar ett nytt fordon bära huvuddelen av kostnaden. Vid motsatt förhållande där egenpriselasticiteten för utbud överstiger egenpriselasticiteten för efterfrågan kommer istället huvuddelen av kostnaden bäras av producenten. I en marknad under ofullständig konkurrens kommer därav kostnaden delas mellan producent och konsument, vilket skiljer den från en fullständig konkurrensmarknad (Forslind, 2005). Etableringshindren för båttillverkare är sannolikt inte lika höga som för biltillverkare vilket placerar båtmarknaden närmare en fullständig konkurrensmarknad. Det kan därmed innebära att en större andel av kostnaden för ett producentansvar kommer bäras av konsumenten snarare än producenten.

4.2.2. Tänkbara producentansvarspolicys för fritidsbåtar

En viktig del i problematiken kopplad till fritidsbåtar är materialvalet och båtarnas sammansättning, vilka i dagsläget försvårar återvinningen. Som tidigare nämnt är många båtar idag tillverkade av glasfiberförstärkt plast och dessutom är båtdelar ofta sammangjutna, vilket försvårar återvinningen betydligt.¹² Därav bör styrmedlets inverkan på producenters incitament till *ekologisk hållbar design* tas i beaktning.

Då uttjänta fritidsbåtar i uppsatsen jämförs med uttjänta bilar antas samma producentansvarssystem vara möjligt för båtar som i dagsläget används för bilar. Därmed kan

¹² Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

mål för produktåtertagande och återvinningsgrad med handel samt *standard för reglering och kapacitet* båda anses lämpliga. Det som talar för en kombination av dessa två är just att de redan implementerats inom en liknande bransch. Kunskap och kompetens kan därmed anses finnas, även om viss justering troligtvis kommer behöva göras för att anpassa styrmedlet till båtindustrin. Både individuellt producentansvar och producentansvarsorganisationer kan tänkas möjliga, detta då det inom EU finns exempel på båda policytyperna för bilindustrin, även om det i Sverige enbart används producentansvarsorganisationer för uttjänta bilar (Europeiska kommissionen - Generaldirektoratet för miljö, 2014). Walls (2006) menar att producentansvar finansierat genom producentansvarsorganisationer enbart påverkar en *ekologisk hållbar design* om avgifter till organisationen baseras på produktens vikt. Sannolikt skulle detta leda till produkter med lägre vikt, vilket inte nödvändigtvis innebär mer återvinningsbara produkter. Ser man istället till det individuella producentansvaret anser författaren att det finns en direkt påverkan på *ekologisk hållbar design*, där incitament kan ges till producenter att förändra både produktens sammansättning och materialval. Detta eftersom produktens återvinningsgrad är direkt kopplad till producentens vinst.

Utöver dessa två policys för producentansvar kan även ytterligare två tänkas vara möjliga. Dels *mål för produktåtertagande och återvinningsgrad med handel* och dels *avgifter för återvinning*. Den förstnämnda kan tänkas fungera liknade det styrmedel som idag ses inom bilindustrin, med skillnaden att målen som sätts upp skulle gälla för båtbranschen i sin helhet istället för varje enskild producent. Det som talar emot denna typ av policy är att *ekologisk hållbar design* inte främjas i lika stor utsträckning som den gör vid exempelvis individuellt producentansvar. Detta eftersom det enbart påverkar *ekologisk hållbar design* om avgifter till producentansvarsorganisationer baseras på vikt (Walls, 2006). *Avgifter för återvinning* fungerar likt en Pigouviansk skatt där marginalskadan för produkter internaliseras i produktpriset. Skillnaden vid fallet med fritidsbåtar blir dock att skatten skulle betalas ut per såld enhet eller för produktens vikt. Skatten skulle i och med detta stå för den marginella skadan varje producerad produkt alternativt varje ton av den producerade produkten ger upphov till. För detta krävs dock beräkningar på miljöeffekter och externaliteter vilka fritidsbåtar, under hela sin livscykel, genererar. Dessa beräkningar finns idag inte tillgängliga, vilket därmed försvårar en effektiv implementering av policytypen *avgifter för återvinning*. Om skatten införs och enbart baseras på vikt skulle det däremot ge incitament för båttillverkaren att göra båten lättare. Likt fallet med producentansvarsorganisationer menar dock Walls (2006) att denna typ

av skatt inte nödvändigtvis skulle innebära mer återvinningsbara material, då lätta material inte är densamma som återvinningsbara.

De andra två producentansvars-policys som nämns i uppsatsens teori, *pant* och *informationssystem*, anses inte vara potentiella styrmedel. *Pant* används framför allt för produkter med kort livslängd, såsom burkar och petflaskor. Statens offentliga utredning (2021:26) visar exempelvis att småelektronik har för lång livslängd för att ett pantsystem ska fungera och det kan därmed konstateras att det även skulle vara svårimplementerat på fritidsbåtar. Ett *informationssystem* kan stödja producentansvaret som styrmedel och Walls (2006) menar att det eventuellt kan påverka produkters design, men som ensamt styrmedel för fritidsbåtar är det inte användbart då det inte resulterar i någon ansvarsfördelning.

4.2.3. Producentansvar och EU

Styrmedlet producentansvar har implementerats allt mer frekvent i EU och dess medlemsländer de senaste 20 åren. Styrmedlet har implementerats i flera branscher och verkar både genom individuellt producentansvar och via gemensamma producentansvarsorganisationer. EU-direktiv för producentansvar har antagits för förpackningar, batterier, uttjänta fordon, samt elektriskt och elektroniskt avfall. Medlemsländer har dessutom i hög utsträckning antagit producentansvar för däck, kontorspapper, spilloljor, medicinskt avfall och plast för jordbruksanvändning, samt att det i vissa länder har antagits producentansvar för ytterligare ett begränsat antal produkter (Europeiska kommissionen - Generaldirektoratet för miljö, 2014). Ett införande av producentansvar för fritidsbåtar kan därmed anses ligga i linje med EUs rådande avfallsstrategi. Sedan början av 2021 har även en kommitté tillsatts från generaldirektoratet för havsfrågor och fiske (DG MARE) för att utreda betalningslösningar för uttjänta fritidsbåtar, varav en möjlig lösning som diskuteras är producentansvar (DG MARE, 2021).

Om ett producentansvar införs i Sverige utan EU-direktiv kan det möjligen innebära en marknadsnackdel för svenska båtproducenter. Detta eftersom producentansvaret troligen skulle påverka konsumenters WTP, då styrmedlet skulle medföra ökade produktpriser på mellan 1 - 2,5 procent av nyförsäljningspriset, enligt NVs (2011) beräkning. Ett ökat pris skulle kunna ge svenska konsumenter incitament att privat importera billigare fritidsbåtar från andra länder, något som skulle påverka svenska båtproducenter negativt. Ingen problematik gällande

marknadsnackdel uppstår dock med yrkesmässig import, eftersom även den som yrkesmässigt importerar en produkt klassas som producent (SFS 2007:185, 2b §; SFS 2018:1462, 1 kap. 8 §).

I dagsläget finns inget beslut om att införa producentansvar för fritidsbåtar i Sverige och därav finns heller inget lagrum. Regeringen beslutade 2019 att tillsätta en utredning med uppgift att föreslå ett producentansvar för textilier i Sverige (Dir. 2019:96), detta utan direktiv från EU. Utredningen fastslog 2020 att ett producentansvar för textilier ska träda i kraft den 1 januari 2022 och att Sverige därmed ska agera föredömligt när det gäller att uppnå målen för Agenda 2030 och en cirkulär ekonomi (SOU 2020:72). Exemplet från textilindustrin visar att producentansvar kan införas utan EU-direktiv. Vid antagande att detta är överförbart till båtindustrin och ett lagrum möjliggörs kan ett producentansvar för fritidsbåtar, infört i enbart Sverige, tänkas vara möjligt. Detta om en liknande utredning tillsätts från regeringens sida gällande fritidsbåtar.

I april 2020 kom Europeiska kommissionen med en guide över hur producentansvaret kan och bör utformas inom unionen. Guiden menar att riktlinjer för detta “nya” producentansvar är möjligt att inkludera i styrmedlet, i Sverige exempelvis i producentansvarets förordning. Bland annat anses krav på *ekologisk hållbar design* eller hur producenter ska bekosta produkter som i slutet av sin livscykel står utan ansvarsskyldig vara möjligt att internalisera i producentansvaret (Europeiska kommissionen, 2020). Denna typ av internalisering gjordes bland annat i direktivet av den 4 juli 2012 om avfall som utgörs av eller innehåller elektrisk och elektronisk utrustning (WEEE) (2012/19/EU, artikel 4). Noteras bör dock att kommissionens guide är riktlinjer för unionen och inte forskning. Det är dock sannolikt att ett producentansvar för fritidsbåtar hade genomförts med dessa typer av inkluderingar. I huvudsak kommer emellertid uppsatsens slutsatser baseras på tidigare forskning.

4.2.4. Producentansvar som ensamt styrmedel

Då det saknas forskningsstudier på EUs “nya” producentansvar är slutsatser svåra att dra. Det kan dock konstateras att ett producentansvar som ensamt styrmedel, om det införs utan att inkludera delar såsom finansiering av produkter som saknar ansvarsskyldig eller riktlinjer kring *ekologisk hållbar design*, vilket Europa kommissionens (2020) guide förespråkar, anses som otillräckligt. Om producentansvaret enbart finansierar omhändertagande av fritidsbåtar vilka

säljs efter styrmedlets implementering hade det inneburit en långvarig övergångsfas där effekter på marknaden ses först efter ca 40 år i och med fritidsbåtars långa livslängd. Detta hade inneburit att skrotning samt återvinning av alla redan producerade och sålda båtar behövts finansieras på annat vis (Transportstyrelsen, 2020). För att inte riskera att ytterligare fritidsbåtar lämnas i naturen och blir herrelösa anses därmed kompletterande styrmedel behövas under den övergångstid fram tills att samtliga fritidsbåtar på marknaden innefattas av producentansvaret (NV, 2011). Om finansiering av dessa tidigare producerade fritidsbåtar kan inkluderas i styrmedlet, vilket Europeiska kommissionens (2020) guide menar är möjligt, hade ett producentansvar för fritidsbåtar kunnat bli mer heltäckande. Hur en sådan utformning för fritidsbåtar skulle se ut är dock svårt att säga utan vidare forskning. Detta då inga helt jämförbara produkter vilka innefattas av ett producentansvar förekommer på marknaden.

4.3. Cirkulär ekonomi och miljönytta

Den europeiska kommissionen lade i mars 2020 fram en ny handlingsplan för den moderna cirkulära ekonomin. Den nya handlingsplanen innefattar förslag för att minska det årliga avfallet som i dagsläget uppgår till mer än 2,5 miljarder ton samt hur en mer hållbar produktutformning ska gå till. I februari 2021 kom kommissionen med ytterligare krav för att uppnå en helt cirkulär ekonomi till 2050, detta genom stränga regler gällande återvinning samt materialanvändning och materialförbrukning. Enligt den nya handlingsplanen kan även åtgärder som agerar avfallsförebyggande, främjar *ekologisk hållbar design* samt återanvändning medföra stora ekonomiska besparingar (Europaparlamentet, 2021).

Dagens nyttjande av fritidsbåtar följer den linjära affärsmodellen, där material och sammansättning av båtar försvårar återvinningen avsevärt. På grund av en försvårad återvinning samt lågt materialvärde blir kostnaderna ofta betydligt högre än de förtjänster de återvunna materialen genererar. I och med detta går stor del av de svenska uttjänta fritidsbåtarna i dagsläget till energiåtervinning i form av förbränning.¹³ Miljönyttan detta genererar kan ifrågasättas då förbränningen inte leder till något återbruk av material. För att återvinning av uttjänta fritidsbåtar ska främja en cirkulär ekonomi i större utsträckning måste så mycket material som möjligt gå till återbruk samt återvinning. Båtskroten¹⁴ menar att en av de främsta anledningarna till varför de uttjänta fritidsbåtarna inte återvinns är det obefintliga

¹³ Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

¹⁴ Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april.

materialvärdet. För att i framtiden öka antalet återvunna båtar och därigenom även främja en cirkulär ekonomi anses materialvärdet behöva öka, vilket kan åstadkommas genom att finansieringsansvaret för skrotning samt återvinning flyttas över till producenten. Detta då det ger producenten incitament att förändra produkten genom en mer *ekologisk hållbar design*.

Walls (2006) menar att potentialen för *ekologisk hållbar design* är betydligt högre när det kommer till fordon och andra komplicerade samt högteknologiska produkter gjorda av många material, än vid exempelvis olika typer av förpackningar. Genom detta antagande kan ett producentansvar för fritidsbåtar tänkas leda till en produktförändring i och med en mer *ekologisk hållbar design* vilket i sin tur innebär en miljöförbättring och en främjad cirkulär ekonomi. Detta är en effekt vilken Båtskroten¹⁵ inte anser kommer genereras genom en fortsatt skrotningspremie på grund av bristande incitament hos producenten och varför ett producentansvar som styrmedel för fritidsbåtar är motiverat.

Båtskroten (2020) menar att båtägare är mer villiga att lämna in sina uttjänta fritidsbåtar för återvinning samt skrotning om detta kan göras enkelt, till en låg kostnad. För producentansvar som styrmedel skulle det, oavsett policytyp, därmed innebära minskad nedskräpning och ökat rekreativvärde i form av renare kustområden i och med att finansieringsansvaret flyttats över till producenten. Hur stor miljönytta minskad nedskräpning skulle generera beror dock på var den uttjänta fritidsbåten är placerad (Beaumont et al., 2019). Minskad nedskräpning av uttjänta fritidsbåtar placerade i ett ekologiskt känsligt område där de riskerar att ge upphov till stor miljöskada genererar sannolikt relativt stor miljönytta. Detta jämfört med en uttjänt fritidsbåt placerad i exempelvis ett garage där den inte ger upphov till miljöskador i form av läckage av oljor, mikroplaster eller andra farliga ämnen, vilken skulle innebära en mycket liten eller till och med obefintlig miljöskada. För att ett producentansvar ska innebära miljönytta, utöver enbart minskad nedskräpning, behöver *ekologisk hållbar design* tas i beaktning i valet av policytyp (Walls, 2006).

4.4. Cost-Benefit analys av marint plastavfall och styrmedel

För att uppskatta den samhällliga nyttan med omhändertagande av uttjänta fritidsbåtar måste denna nytta sättas mot styrmedlens kostnad. Då miljökostnaden för uttjänta fritidsbåtar inte

¹⁵ Rindstam, Maria & Arrhénborg Josefin; Ägare Båtskroten. 2021. Samtal 20 april

tidigare studerats kommer Beaumont et al. (2019) uppskattade kostnad av marint plastavfall användas, eftersom majoriteten av de båtar som skrotas samt återvinns är tillverkade i plast.

Miljöskadan som marint plastavfall ger upphov till ökar med tiden, menar Beaumont et al. (2019) då plast som bryts ner släpper ut eventuella toxiner som kan ackumuleras i näringskedjan. Det kan därmed antas att kostnaden för uttjänta fritidsbåtar, lämnade i naturen, ökar med tiden i och med dess nedbrytning. Nedbrytningen leder även till högre kostnader associerade med omhändertagande av lämnade båtar och vrak, eftersom det innebär mer kostsamma bärgningar och även eventuella saneringskostnader av omkringliggande miljö till följd av miljöfarligt läckage såsom bränsle, oljor eller andra farliga ämnen (Håll Sverige rent, 2013).

Den associerade miljökostnaden beror, som tidigare nämnt, till stor del på vart båten är placerad. Dessa båtar, vilka ses som megaplaster, ger utöver miljöskada i form av läckage även upphov till makro- och mikroplaster vid nedbrytning. Beaumont et al. (2019) menar på grund av dessa miljörisker att miljökostnaden som uppstår i relation till plastavfall i havet varierar med områdets resiliens. Skadan på miljön beror även på mängden plast som redan finns i havet. Beaumont et al. (2019) menar därmed att den skada marint plastavfall ger upphov inte är linjär, utan att marginalkostnaden för skadan istället kan tänkas öka med varje ytterligare ton plast som släpps ut. I fallet med uttjänta fritidsbåtar innebär det att det på marginalen blir dyrare ju fler båtar som blir uttjänta och lämnas i naturen.

Den kostnad de marina plastföroreningarna genererar är till följd av förlorade ekosystemtjänster och uppskattas av Beaumont et al. (2019) uppgå till 22 000 - 221 000¹⁶ kronor per ton plastavfall, med ett geometriskt medelvärde på ca 70 000 kronor per ton plastavfall. Den uppskattade kostnaden beror på avfallets geografiska placering, skick, storlek, typ och mängden plast som redan finns i havet. Vid antagande att denna kostnadsuppskattning kan överföras till uttjänta fritidsbåtar skulle det i genomsnitt innebära att miljökostnaden för en lämnad uttjänt plastbåt, exklusive eventuella kostnader för läckage, är betydligt högre än skrotningskostnaden. Den genomsnittliga skrotningskostnaden för uttjänta fritidsbåtar uppgick under premiens angivna perioder till ca 7700 kronor per ton. I denna kostnad är inte eventuella administrativa kostnader medräknade. Dessa kan tänkas variera med omfattningen arbetet

¹⁶ Växelkurs 1 januari 2011, USD 1 = SEK 6,71

kopplat till uttjänta fritidsbåtar ger upphov till. Inte heller är eventuella externa kostnader såsom intäkter för värme- och elproduktion vid avfallsförbränning medräknade. Dessa kan tänkas sänka kostnaden något då glasfiberförstärkt plast vid förbränning har ett högt värmevärde (HELCOM, 2019). Att den administrativa kostnaden tillsammans med eventuella intäkter vid förbränning skulle innebära att den genomsnittliga kostnaden för skrotning skulle uppgå till den genomsnittliga skadekostnaden för marint plastavfall är dock osannolikt. Enligt denna uppskattning ses omhändertagandet av uttjänta fritidsbåtar genom premien som samhällsekonomiskt kostnadseffektivt.

Ett införande av producentansvar för fritidsbåtar skulle innebära samhälleliga kostnader, framför allt för producenter, men även i förlängningen för konsumenter. Utredningar för kostnader associerade med producentansvar för fritidsbåtar har inte genomförts, därmed görs jämförelser med utredningen om producentansvar för textil (SOU 2020:72). Jämförelsen görs för att få en uppfattning gällande omfattningen av ett producentansvars ekonomiska kostnader, även om industrierna i sig inte är jämförbara. Utredningen uppskattar producenters kostnader till ca 320 miljoner kronor per år plus tillsynskostnader samt eventuella engångskostnader. Konsumenters kostnader uppskattas till ca 446 miljoner kronor per år. Den svenska textilindustrins årliga omsättning är omfattande och bara den svenska modebranschen omsatte år 2019 ca 380 miljarder kronor (SOU 2020:72). Detta jämfört med den svenska båtbranschen vilken årligen omsätter ca 1,3 miljarder kronor (SweBoat, 2019).

I och med betydande skillnader, bland annat i industriernas omsättning, kan kostnaderna från textilindustrin inte överföras till båtindustrin. De samhällsekonomiska kostnaderna kommer därav sannolikt inte vara lika omfattande. Vid ett förenklat antagande att lika många båtar skrotas som tillkommer på marknaden skulle kostnaden för ett producentansvar för fritidsbåtar kunna uppskattas. År 2019 tillfördes över 22 000 nya fritidsbåtar på den svenska båtmarknaden (Båtskroten, 2020). Skulle denna siffra multipliceras med den genomsnittliga skrotningskostnaden för en uttjänt fritidsbåt på ca 8600 kronor hade den årliga skrotningskostnaden för uttjänta fritidsbåtar, utan eventuella externa kostnader, uppgått till ca 189 miljoner kronor. Denna förenklade uppskattning innebär att ett producentansvar för uttjänta fritidsbåtar skulle motsvara ca 15 procent av branschens årliga omsättning. Detta jämfört med textilindustrin där kostnaden för ett producentansvar, beräknat utifrån endast modebranschens omsättning, årligen uppskattas till ca 0,2 procent. Den verkliga andelen för

hela branschen är sannolikt något lägre. Noteras bör dock att uppskattningen av ett producentansvar för fritidsbåtar är en grav förenkling som enbart kan fungera likt en indikation att kostnaden för båtindustrin kan bli betydande.

Studien av Beaumont et al. (2019) uttrycker miljökostnaderna till följd av marint plastavfall i kostnad per ton samt den totala kostnaden på global nivå. I och med detta kan kostnaderna inte jämföras med en den årliga kostnaden ett producentansvar för fritidsbåtar i Sverige skulle ge upphov till. Nyttan av ett producentansvar för fritidsbåtar går heller inte att uttrycka i monetära termer, på grund av bristande data, men positiva konsekvenser kan istället beskrivas kvalitativt. Ett producentansvar kan, till skillnad från skrotningspremien, ses som en proaktiv lösning då omhändertagandet av den uttjänta fritidsbåtar redan vid försäljning kan finansieras. Producentansvaret kan även öka incitament till *ekologisk hållbar design*, vilket kan ge upphov till mer cirkulärt tänk och i förlängningen till att båtar tillverkas och återvinns på ett sådant sätt att de inte genererar plastavfall. Producentansvaret skulle även generera mindre offentliga utgifter då kostnaden, i linje med svensk och europeisk miljölagstiftning, bärs av förorenaren.

5. Diskussion

Uppsatsens syfte är att, med avstamp i skrotningspremien för fritidsbåtar, undersöka tänkbara styrmedel för att lösa avfallshanteringen av uttjänta fritidsbåtar. Huvudfokus ligger på ett framtida producentansvar då detta styrmedel framgångsrikt implementerats allt mer frekvent inom EU för liknande branscher. Vårt resultat visar att producentansvar är det styrmedel vilket skulle generera både ett ökat antal skrotade uttjänta fritidsbåtar och samtidigt, i enlighet med EU kommissionens nya handlingsplan för den moderna cirkulära ekonomin, främja en cirkulär ekonomi genom *ekologisk hållbar design*. Resultatet visar dock att styrmedlets tid för genomförande kan bli lång och ett kompletterande styrmedel kan därav behövas. Uppsatsens resultat bygger till stor del på studier från bilindustrin men även från elektronikindustrin samt textilindustrin. Detta innebär en risk för att bristfälliga slutsatser dras då studierna inte är helt överförbara till båtindustrin och ytterligare diskussion kring producentansvaret behöver därmed föras.

Samtidigt som resultatet visar att producentansvar kan vara ett tänkbart styrmedel för att lösa problematiken gällande uttjänta fritidsbåtar kan styrmedlet ifrågasättas. Vid implementeringen av ett producentansvar för fritidsbåtar skulle det nödvändigtvis inte betyda att samtliga

kostnader skulle finansieras av styrmedlet, exempelvis kan båtägaren behöva bekosta transporten till skoten. Detta betyder att båtägare måste ha en WTP stark nog för att stå för dessa kostnader för att producentansvaret ska generera önskvärd effekt och inte innebära kvarstående problematik med att uttjänta fritidsbåtar inte omhändertas.

Forskningen av Walls (2006) som studerats i uppsatsen menar att det för samtliga policytyper är för tidigt att säga i vilken utsträckning *ekologisk hållbar design* kan uppmuntras genom ett producentansvar för fordon, såsom fritidsbåtar. Detta då författaren anser att tidigare forskning gällande producentansvarets inverkan på *ekologisk hållbar design* inte är omfattande nog för att klara slutsatser ska kunna dras. Europeiska kommissionens (2020) guide för producentansvar menar att krav på *ekologisk hållbar design* samt krav på exempelvis återvunnet material i produkter eller liknande kan internaliseras i producentansvaret. Hur en sådan internalisering skulle se ut för ett producentansvar för fritidsbåtar är svårt att avgöra, då ingen helt jämförbar produkt idag innefattas av ett producentansvar. Bristande ekonomisk forskning på detta “nya” producentansvar gör även det svårt att dra slutsatser om hur styrmedlet kommer påverka samhällsekonomin. Trots ovan nämnd kritik anses producentansvaret vara det styrmedel, av de i uppsatsen studerade, som har störst möjlighet att främja *ekologisk hållbar design* och även ett styrmedel som ligger i linje med PPP och därmed europeisk och svensk miljölagstiftning.

I resultatet lyfts även problematiken med att fritidsbåtars långa livslängd kan innebära en utdragen övergångsperiod innan producentansvaret uppnått full potential. Därav kan kompletterande styrmedel behövas för att täcka finansiering av de båtar som riskerar att hamna utanför producentansvarets omfattning. Detta för att inte riskera att fler uttjänta båtar hamnar i naturen.

Behovet för kompletterande styrmedel uppkommer om båtägares incitament att ansvara för skrotning av sina uttjänta fritidsbåtar är låga. De låga incitamenten och höga kostnaderna har visat sig leda till den problematik med uttjänta fritidsbåtar som vi idag ser och avsaknaden av ett obligatoriskt fritidsbåtsregister gör det lättare för båtägaren, att utan påföljd, lämna sin båt i naturen. Ett obligatoriskt fritidsbåtsregister skulle kunna motverka denna effekt, då ägaren till en lämnad fritidsbåt skulle vara spårbar och därmed ansvarsskyldig för båtens omhändertagande. Registret anses i och med detta vara ett bra komplement till ett framtida

producentansvar. Ett obligatoriskt fritidsbåtsregister anses bidra med andra positiva effekter i form av bland annat minskad stöldrisk samt ett förenklat arbete vid sjöräddning. Samtidigt skulle ett obligatoriskt fritidsbåtsregister innebära administrativa kostnader, vilket var anledningen till att det tidigare registret avskaffades 1991 (Transportstyrelsen, 2015). De kostnader administrativt arbete ger upphov till har sedan 1991 sannolikt minskat då omfattande teknikutveckling inneburit ökad digitalisering. Ett obligatoriskt fritidsbåtsregister anses dock inte främja en *ekologisk hållbar design* eller en cirkulär ekonomi, vilket talar mot att det som ensamt styrmedel skulle vara tillräckligt. Ett obligatoriskt fritidsbåtsregister skulle även, liksom vid båtäggaransvar, innebära att båtägares WTP för skrotning förblir oförändrad på samma låga nivå. Båtägares ovilja att betala för skrotning skulle därmed kunna motivera en subvention i form av en fortsatt skrotningspremie.

En fortsatt skrotningspremie kan anses vara samhällsekonomisk lönsam enligt uppsatsen vilket redovisas under punkt 4.4. Cost-Benefit analys av marint plastavfall och styrmedel. De faktiska miljökostnaderna som uppstår till följd av lämnade fritidsbåtar i Sverige skulle dock behöva utredas för att en mer jämförbar analys ska kunna genomföras. Utöver detta bör det även noteras att skrotningspremiens effekter är studerade utifrån en begränsad mängd data. Om fullständiga data för antalet skrotade fritidsbåtar funnits tillgänglig hade uppsatsens resultat kunnat se annorlunda ut. En fortsatt premie skulle sannolikt trots dessa osäkerheter leda till minskad nedskräpning, vilket kan ge ökat rekreativvärde i form av rena kustområden. Samtidigt kan det ifrågasättas om styrmedlet innebär en långsiktigt hållbar lösning då dess miljönytta är begränsad på grund av premiens bristande effekt på *ekologisk hållbar design* och därav icke främjande av en cirkulär ekonomi. Styrmedlet innebär även finansiering från den offentliga sektorn och ligger därmed inte i linje med PPP.

Vid införande av ett producentansvar skulle en period med fortsatt premie kunna tänkas vara en möjlig lösning för att finansiera skrotning av de fritidsbåtar som riskerar att inte täckas av producentansvaret. Denna lösning sågs under den övergångsperiod då producentansvaret för bilar infördes (Forslind, 2005), vilket talar för att någon form av subvention även skulle kunna vara aktuell vid införandet av ett producentansvar för fritidsbåtar. Vid en fortsatt skrotningspremie skulle även ett fast år kunna sättas till och med vilken offentlig finansiering av uttjänta båtar sker. Exempelvis att offentliga medel bekostar skrotning samt återvinning av samtliga båtar producerade innan 1985. Samtidigt menar Europeiska kommissionens (2020)

guide att det “nya” producentansvaret kan innehålla reglage för att finansiera återvinningen för dessa typer av produkter, vilka riskerar att hamna utanför styrmedlets omfattning. Dock anses, utifrån uppsatsens resultat, vidare forskning behövas för att kunna dra några slutsatser gällande det “nya” producentansvaret.

Vilka effekter ett producentansvar för fritidsbåtar utformat utifrån det “nya” producentansvaret alternativt i kombination med ett obligatoriskt fritidsbåtsregister och/eller en skrotningspremie har tidigare inte studerats och täcks heller inte i denna uppsats. Vidare bör det noteras att uppsatsens syfte främst är att utreda styrmedlet producentansvar vilket innebär att alla tänkbara styrmedel för uttjänta fritidsbåtar inte kunnat behandlas. Exempel på annan lösning kan vara Bonus malus som implementerats för personbilar i klass 1 och 2, lätta bussar och lastbilar. Bonus malus systemet innebär att man vid inköp av fordon med låg klimatpåverkan erhåller en bonus medan inköp av bensin- och dieseldrivna fordon istället innebär förhöjd fordonsskatt under fordonets tre första år (Transportstyrelsen, 2021). Det kan tänkas att det inom båtindustrin skulle kunna införas ett liknande system där bonus ges för fritidsbåtar med en *ekologisk hållbar design* medan de båtar vilka inte främjar en cirkulär ekonomi erhåller förhöjd skatt.

Hur stor miljönytta omhändertagande av uttjänta fritidsbåtar ger upphov till konstateras i resultatet bland annat bero på vart den uttjänta fritidsbåten är placerad. Att uppskatta storleken på den miljönytta ett producentansvar skulle innebära är utan vidare forskning mycket svårt att göra, då inga tidigare studier gällande uttjänta fritidsbåtars placering gjorts. Skulle en majoritet av de uttjänta båtarna vara placerade i garage eller liknande icke känsliga platser kan det tänkas att miljönyttan skulle bli betydligt lägre än vad som uppskattas under punkt 4.4. Cost-Benefit analys av marint plastavfall och styrmedel. Vidare kan det även tänkas att de uttjänta fritidsbåtar som genererar störst miljöskada är de som lämnats herrelösa i naturen. Att omhänderta dessa borde, om så är fallet, prioriteras för att på så vis generera störst miljönytta. Sannolikt skulle det vid ett producentansvar, likt fallet med uttjänta bilar (SFS 2007:185, 4 §), vara ägaren till fritidsbåten som lämnar in båten för skrotning. För att kunna prioritera herrelösa båtar skulle därav juridiska förändringar behöva ske då kommun, bärgare eller markägare vid bortbärgning av dessa båtar riskerar att bli ersättningskyldiga om ägaren till båten senare skulle träda fram (Håll Sverige rent, 2013). Utöver juridiska åtgärder skulle troligen även monetära medel behövas för att bekosta bärgning, transport samt eventuell sanering av den

omkringliggande miljön där dessa herrelösa fritidsbåtar varit placerade. Finansieringen kan möjligen ske via en premie eller annan subvention, finansierad av offentliga medel. Även ett obligatoriskt fritidsbåtsregister kan anses nödvändigt för att förhindra att båtägare undflyr sina skyldigheter genom dumpning av sin uttjänta fritidsbåt. Slutligen kan det konstateras att fokus bör ligga på återvinning samt skrotning av fritidsbåtar vilka innebär störst miljöskada om subventioner ska användas. Detta för att de statliga medlen på så vis genererar störst miljönytta, vilket därmed är mest samhällsekonomiskt kostnadseffektivt.

6. Slutsats

Avslutningsvis kan det konstateras att det i samtliga fall föreligger stora osäkerheter vid införande av ett producentansvar för fritidsbåtar. Som nämnt i diskussionen kan invändningar resas mot så gott som samtliga ansatser, då nuvarande forskning är otillräcklig. Det kan dock fastslås att ett producentansvar är det styrmedel, av de undersökta, med högst potential att minska problematiken gällande uttjänta fritidsbåtar. Detta då styrmedlet har kapacitet att främja *ekologisk hållbar design* samt en cirkulär ekonomi, vilket resterande av de undersökta styrmedlen inte har. Producentansvaret anses även kunna införas i Sverige utan EU-direktiv om en utredning, likt utredningen för textil (SOU 2020:72) tillsätts och Sverige har genom detta möjlighet att gå i täten för omställningen.

Trots att mycket talar för ett framtida producentansvar anses, oavsett policytyp, kompletterande styrmedel vara nödvändiga. De enligt uppsatsen främsta alternativen bedöms vara ett obligatoriskt fritidsbåtsregister samt en tidsbegränsad fortsatt skrotningspremie. Vid införande av ett register kommer antalet framtida herrelösa båtar kunna minimeras då ägarna till de båtar som hittas dumpade kommer kunna identifieras och därmed stå som finansieringsskyldiga. Ett obligatoriskt fritidsbåtsregister anses behöva införas snarast för att inom närmast möjliga framtid täcka hela marknaden och därmed minska antalet dumpade båtar. För de fritidsbåtar som vid införandet av registret redan står herrelösa kan en tidsbegränsad fortsatt skrotningspremie eller annan subvention ses som möjliga lösningar, tills dess att samtliga herrelösa fritidsbåtar är omhändertagna. För att finansiera omhändertagandet av de fritidsbåtar vilka finns på marknaden innan införandet av ett producentansvar kan även här en tidsbegränsad fortsatt skrotningspremie behövas, alternativt att dagens producenter får stå ansvarsskyldiga för även dessa båtar.

Ett producentansvar för fritidsbåtar bör implementeras snarast möjligt. Detta för att inom närmsta möjliga framtid ha en marknad där samtliga fritidsbåtar täcks av styrmedlet. Ytterligare argument för en snabb implementering är den med tiden ökade marginalkostnaden för marint plastavfall, vilket innebär att uttjänta plastbåtar blir dyrare med tiden. Miljöskadan till följd av den uttjänta fritidsbåten blir dessutom högre ju längre båten ligger, i och med dess nedbrytning. Det är därav billigare att åtgärda problematiken med uttjänta fritidsbåtar nu än att skjuta det på framtiden och arbetet bör därmed prioriteras.

Referenslista

Alpizar, F., Carlsson, F., Lanza, G., Carney, B., Daniels, R. C., Jaime, M., Ho, T., Nie, Z., Salazar, C., Tibesigwa, B. & Wahdera, S. 2020. A framework for selecting and designing policies to reduce marine plastic pollution in developing countries. *Environmental Science & Policy*, 109, pp.25–35.

Ambec, S. & Ehlers, L., 2016. Regulation via the Polluter-pays Principle. *Economic Journal*, 126(593), pp.884–906.

Antizar-Ladislao, B., 2008. Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT)-contaminated marine environment. A review. *Environment international*, 34(2), pp.292–308.

Ballance, A., Ryan, P. G. & Turpie, J. K., 2000. How much is a clean beach worth? The impact of litter on beach users in the Cape Peninsula, South Africa. *South African Journal of Science*, 2000, Vol. 96, pp. 210–213.

Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P. K., Pascoe, C. & Wyles, K. J. 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine pollution bulletin*, 142, pp.189–195.

BIL Sweden. 2021. *Fordonsbestånd och mobilitet*. <https://www.bilsweden.se/statistik/bilismen-i-sverige/2019/fordonsbestand-och-mobilitet> (Hämtad 2021-04-23).

Brännlund, R. & Kriström, B., 2012. *Miljöekonomi*. 2., utök., uppdaterade och bearb. uppl., Lund: Studentlitteratur AB.

Båtskroten Sverige AB. u.å., *Rikstäckande system*. <http://batskroten.se/om-batskroten/> (Hämtad 2021-04-20).

Båtskroten Sverige AB. 2020. *Slutrapport Dnr 2978-19 - Fortsatt återvinning av fritidsbåtar under 2020*. Muskö: Båtskroten Sverige AB.

Carney Almroth, B. & Eggert, H., 2019. Marine Plastic Pollution: Sources, Impacts, and Policy Issues. *Review Of Environmental Economics And Policy*, 2019, Vol. 13, Iss. 2, pp. 317-.326.

De Rus, G., 2021. *Introduction to Cost-Benefit Analysis: Looking for Reasonable Shortcuts*. 2. uppl. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd.

Dir. 2019:96. *Ett producentansvar för textil*.

Eklund, B. & Watermann, B., 2018. Persistence of TBT and copper in excess on leisure boat hulls around the Baltic Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), pp.14595–14605.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/53/EG av den 18 september 2000 om uttjänta fordon.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2012/19/EU av den 4 juli 2012 om avfall som utgörs av eller innehåller elektrisk och elektronisk utrustning (WEEE).

Europaparlamentet. 2021. *Kretsloppssamhället: definition, betydelse och nytta*. <https://www.europarl.europa.eu/news/sv/headlines/economy/20151201STO05603/kretsloppssamhallet-definition-betydelse-och-nytta> (Hämtad 2021-05-05).

- Europeiska kommissionen - Generaldirektoratet för miljö. 2014. *Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR), Final Report*. Paris: Europeiska kommissionen. https://ec.europa.eu/environment/archives/waste/eu_guidance/pdf/report.pdf (Hämtad 2021-04-26).
- Europeiska kommissionen. 2018. *Single-use plastics: New EU rules to reduce marine litter*. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/MEMO_18_3909 (Hämtad 2021-04-16).
- Europeiska kommissionen. 2020. *Study to support preparation of the Commission's guidance for extended producer responsibility scheme*. Luxemburg: Europeiska Unionen. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/08a892b7-9330-11ea-aac4-01aa75ed71a1/language-en> (Hämtad 2021-05-20).
- Europeiska unionens råd. 2017. *EU:s svar på Agenda 2030 för hållbar utveckling – en hållbar europeisk framtid* [Pressmeddelande], 20 juni.
- FEUF. *Fördraget om Europeiska unionens funktionssätt*.
- Fleckinger, P. & Glachant, M., 2010. The organization of extended producer responsibility in waste policy with product differentiation. *Journal of environmental economics and management*, 59(1), pp.57–66.
- Forslind, K.H., 2005. Implementing extended producer responsibility: the case of Sweden's car scrapping scheme. *Journal of cleaner production*, 13(6), pp.619–629.
- Fregert, K. & Jonung, L., 2018. Makroekonomi teori, politik och institutioner. 5. uppl., Lund: Studentlitteratur AB.
- Frey, B.S., 1992. Tertium Datur: Pricing, Regulating and Intrinsic Motivation. *Kyklos (Basel)*, 45(2), pp.161–184.
- GESAMP. 2016. *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment*. London International Maritime Organization. <http://www.gesamp.org/site/assets/files/1275/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment-part-2-of-a-global-assessment-en.pdf> (Hämtad 2021-04-19).
- Globala Målen. 2021. *Mål 14: hav och marina resurser*. <https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/mal-14-hav-och-marina-resurser/> (Hämtad 2021-04-19).
- Havs- och Vattenmyndigheten. u.å., *Båtskroten - Förteckning.xlsx* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2018a, *1766 Underlag* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2018b, *1921 Underlag* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019a, *1965 Underlag* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019b, *1999 Underlag* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019c, *2116 Underlag* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019d, *2149 Underlag* [Dataset].
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019e, *2217 Underlag* [Dataset].

HELCOM. 2019. *Development of best practice on the disposal of old pleasure boats*. Helsingfors: HELCOM. <https://portal.helcom.fi/meetings/PRESSURE%2010-2019-549/MeetingDocuments/3-6%20HELCOM%20RAP%20ML,%20RS1%20Development%20of%20best%20practice%20on%20the%20disposal%20of%20old%20pleasure%20boats.pdf> (Hämtad 2021-05-20).

Håll Sverige rent. 2013. *Svenska skrotbåtar*. Stockholm: Stiftelsen Håll Sverige Rent. <https://docplayer.se/9401223-Svenska-skrotbatar-en-pilotstudie-i-stockholms-lan.html> (Hämtad 2021-03-29).

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science (New York, N.Y.)*, 347(6223), pp.768–771.

Kirchherr, J., Reike, D. & Hekkert, M., 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, pp.221–3449.

Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A. & Hekkert, M. 2018. Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU). *Ecological economics*, 150, pp.264–272.

Kolstad, C.D., 2011. *Intermediate environmental economics*. 2. uppl., International. New York: Oxford University Press.

Korhonen, J., Honkasalo, A. & Seppälä, J., 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological economics*, 143, pp.37–46.

Law, K., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J. & Reddy, C. M. 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science (Washington)*, 329(5996), pp.1185–1188.

Lifset, R., Atasu, A. & Tojo, N., 2013. Extended Producer Responsibility. *Journal of Industrial Ecology*, 17: 162–166.

Main, R.S., 2010. Simple Pigovian Taxes VS. Emission Fees to Control Negative Externalities: A Pedagogical Note. *The American Economist (New York, N.Y. 1960)*, 55(2), pp.104–110.

Maphoto/Pravettoni, R. 2018. Global plastic production and future trends. Grid-Arendal. <https://www.grida.no/resources/6923>

Mattsson, B., 1970. *Samhällsekonomiska kalkylen: en introduktion till "cost-benefit"-analysen med exempel från trafiksäkerhets-, undervisnings-, sjukvårds-, arbetsmarknads-, miljövårds- och väginvesteringsområdet samt behandling av den offentliga sektorns prissättningsproblem*. Lund; Göteborg: Akad.-förl.

Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana. u.å. *Registro*. <https://www.mitma.es/marina-mercante/nautica-de-recreo/documentacion-administrativa/abanderamiento-matricula-y-registro/registro/registro-de-matricula> (Hämtad 2021-04-29).

Naturvårdsverket. 2011. *Nedskräpande och uttjänata fritidsbåtar*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://insynsverige.se/documentHandler.ashx?did=106184> (Hämtad 2021-03-29).

Nellor, D. & McMorran, R., 1994. Tax Policy and the Environment, INTERNATIONAL MONETARY FUND.

Nyborg, K., 2014. Project evaluation with democratic decision-making: What does cost-benefit analysis really measure? *Ecological Economics*, 106, p.124.

OECD. 2016. *Extended Producer Responsibility: Updated Guidance for Efficient Waste Management*. Paris: OECD. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/extended-producer-responsibility_9789264256385-en (Hämtad 2021-04-08).

Organisation For Economic Co-Operation Development, 2008. *The Polluter Pays Principle*, OECD Publishing.

Perloff, J., 2013. *Microeconomics with Calculus*. 3. uppl, global. Boston; London: Pearson.

Rådets direktiv 89/677/EEG av den 21 december 1989 om ändring för åttonde gången av direktiv 76/769/EEG om tillnärmning av medlemsstaternas lagar och andra författningar om begränsning av användning och utsläppande på marknaden av vissa farliga ämnen och preparat (beredningar).

SFS 1998:808. *Miljöbalk*.

SFS 2007:185. *Förordning om producentansvar för bilar*.

SFS 2014:1075. *Förordning om producentansvar för elutrustning*.

Sjöfartsdirektoratet. u.å., *Registrere fritidsbåt i Skipsregisteret (NOR)*. <https://www.sdir.no/fritidsbat/registrere-fritidsbat-i-nor/> (Hämtad 2021-04-28).

SOU 2020:72. Producentansvar för textil – en del av den cirkulära ekonomin. *Utredningen om producentansvar för textil*.

SOU 2021:26. Använd det som fungerar. *Utredningen om pantsystem för smalelektronik*.

SweBoat. 2019. *Fakta om båtlivet i Sverige 2019*. Stockholm: SweBoat. <http://www.dagensbatliv.se/upload/bnrimg/document/51077-Fakta%20om%20batlivet%202019.pdf> (Hämtad 2021-05-24).

Tinbergen, J., 1956. *Economic policy: principles and design*. Amsterdam: North-Holland.

Transport- och kommunikationsverket Traficom. 2020. *Sjötrafiklagen2020 - Registrering av farkoster*. <https://www.traficom.fi/sv/transport/batliv/sjotrafiklagen2020-registrering-av-farkoster> (Hämtad 2021-04-28).

Transportstyrelsen. 2015. *Sjötendenser. Statistik, analys och information från Transportstyrelsen*. Norrköping: Transportstyrelsen. https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/publikationer/sjofart/sjotendenser_01_2015.pdf (Hämtad 2021-04-28).

Transportstyrelsen. 2020. *Båtlivsundersökningen 2020*. Göteborg: Transportstyrelsen. <https://transportstyrelsen.se/494bb4/globalassets/global/sjofart/dokument/fritidsbatar1/transportstyrelsen-batlivsundersokningen-2020.pdf> (Hämtad 2021-03-30).

Transportstyrelsen. 2021. *Bonus malus-system för personbilar, lätta lastbilar och lätta bussar*. <https://www.transportstyrelsen.se/bonusmalus> (Hämtad 2021-05-21).

Walls, M. 2006. Extended producer responsibility and product design: economic theory and selected case studies. RFF Discussion Paper nr. 06-08.
https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=901661 (Hämtad 2021-04-25).

Appendix A

Tabell A.1. Finansiering av skrotningspremien

Offentlig upphandling	Kampanj	Belopp (kr)	Antal skrotade båtar med subvention
1	Kampanj 1	2 065 500	265
2	Kampanj 2	1 184 999	151
	Kampanj 3	2 799 910	377
3	Kampanj 4	1 840 300	246
	Kampanj 5	3 999 950	555
Totalt		11 890 659	1594
Genomsnittlig skrotningskostnad (kr) per båt		7459	

Källa: HaV (2018a, 2018b, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e)

Appendix B

Tabell B.1. Viktfördelning av skrotade fritidsbåtar

Vikt	Antal	Andel
< 1	414	51,68 %
< 2	653	81,52 %
< 3	756	94,38%
>3	11	1,37 %

Källa: HaV (2018a, 2018b, 2019a, 2019b, 2019c, 2019d, 2019e)