



# Vad är väl en plastpåse värd?

## En studie av den svenska befolkningens genomsnittliga betalningsvilja för en plastbärkasse

Alexandra Byrö & Ellinor Stensson

### **Abstract:**

In recent years, the negative environmental effects of plastic carrier bags have increasingly been recognized. As a result, various countries, including Sweden, have adopted measures such as bans and taxes to reduce the consumption of such bags. The Swedish plastic bag tax was put in place in May 2020. However, this was done without any information about price sensitivity or willingness to pay for a plastic carrier bag. In light of this lack in knowledge, this study uses the contingent valuation method (CVM) to investigate the average willingness to pay for a plastic carrier bag among Swedish adults. The study also examines whether the willingness to pay can be affected by providing information on the environmental impacts of plastic bag consumption. The results from the study indicate that the average willingness to pay for a plastic bag hovers around 3,50 SEK. Furthermore, environmental consciousness did not seem to affect the willingness to pay. Instead, the results from the study suggest that willingness to pay increases with buying frequency, meaning that people who buy plastic bags more often, are willing to pay more for each bag. Also, a statistically significant, negative age effect on willingness to pay was observed. More than 4 out of 10 respondents were affected by the provision of information on the negative environmental effects of plastic carrier bags.

**Keywords:** Contingent valuation, Payment cards, Plastic bag tax, Plastic bags, Sweden, Willingness to pay

Kandidatuppsats Nationalekonomi, 15hp

Hösttermin 2020

Handledare: Peter Martinsson

Institutionen för nationalekonomi med statistik

Handelshögskolan vid Göteborgs universitet

# Förord

Då detta förord skrivs börjar en förhållandevis lång uppsatsprocess att lida mot sitt slut. Författandet av denna uppsats har varit både lärorikt och roligt, även om det stundtals varit både frustrerande och stressigt. Inte minst har den speciella kontext uppsatsen tillkommit i, vilken präglats av covid-19-pandemin, medfört stora utmaningar på både gott och ont.

Vi vill rikta ett stort tack till vår handledare Peter Martinsson som bidragit med ovärderlig feedback, konstruktiv kritik och vägledning i uppsatsprocessen. Vidare vill vi tacka samtliga respondenter som tagit sig tid att svara på studiens enkät samt de personer som ingått i studiens fokusgrupp och pilotstudie. Utan er hade studien inte varit möjlig att genomföra.

Slutligen vill vi tacka våra vänner och familjemedlemmar för såväl stöttning som för hjälp med idéer och förslag på förbättringar under uppsatsprocessens gång. Ett extra stort tack vill vi rikta till Arvid, som ställt upp gång på gång, och bidragit med allt från korrekturläsning till teknisk kunskap.

Göteborg, januari 2021,

Alexandra Byrö & Ellinor Stensson

# Sammanfattning

Under de senaste åren har konsumtion av plastbärkassar i större utsträckning lyfts fram som ett miljöproblem. Som ett resultat har flera länder, inklusive Sverige, infört olika styrmedel såsom skatter och förbud i syfte att få till stånd en minskad konsumtion av sådana påsar. I Sverige introducerades en skatt på plastbärkassar i maj år 2020. Detta gjordes trots att information om den svenska befolkningens priskänslighet och betalningsvilja för plastbärkassar helt saknades. Mot bakgrund av denna kunskapslucka används i denna studie en contingent valuation-metod (CVM) för att estimerar den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse bland svenska konsumenter. Vidare undersöks om det är möjligt att påverka betalningsviljan genom att tillhandahålla information om den negativa miljöpåverkan som konsumtion av plastbärkassar ger upphov till. Resultaten från studien indikerar att den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse uppgår till 3,50 kronor. Betalningsviljan verkar inte skilja sig åt för mer respektive mindre miljömedvetna individer. Däremot gav studiens resultat indikationer på att betalningsviljan för en plastbärkasse ökar med köpfrekvensen, dvs. att ju oftare en individ köper plastbärkassar, desto mer är individen villig att betala för varje påse. Också för individens ålder kunde en signifikant, negativ effekt på betalningsviljan identifieras. Studiens resultat indikerar också att betalningsviljan kan påverkas för fler än fyra av tio personer genom att information om plastbärkassens miljöpåverkan tillhandahålls.

**Nyckelord:** Betalningskort, Betalningsvilja, Contingent valuation, Plastbärkassar, Skatt på plastbärkassar, Sverige

# Innehåll

<b>Förord</b>	<b>II</b>
<b>Sammanfattning</b>	<b>III</b>
<b>1 Introduktion</b>	<b>1</b>
1.1 Bakgrund	1
1.2 Kunskapslucka i forskningen	2
1.3 Syfte	3
1.3.1 Frågeställningar	3
<b>2 Teori och begrepp</b>	<b>4</b>
2.1 Plastbärkassen - lagar, förordningar och direktiv	4
2.1.1 Definition av plastbärkasse	4
2.1.2 Lagens omfattning	4
2.1.3 Förordning (2016:1041) om plastbärkassar	4
2.1.4 EU-Direktiv 2015/720	4
2.2 Plastens klimatpåverkan	5
2.2.1 Världens plastproduktion	5
2.2.2 Plastbärkassens nackdelar	6
2.2.2.1 Produktion	6
2.2.2.2 Nedskräpning	7
2.2.3 Fördelar med plastbärkassar	7
2.3 Miljömedvetenheten i Sverige	8
2.3.1 Det svenska utbildningssystemet	8
2.3.2 Informationskampanjer	8
2.3.3 Miljöledningssystem	9
2.3.4 Befolkningens kunskap i miljö- och klimatfrågor	9
2.4 Styrmedel för minskad konsumtion av plastbärkassar	10
2.4.1 Miljöskatt som styrmedel	10
2.4.1.1 Irland	10
2.4.1.2 Danmark	11
2.4.2 Kritik mot skatt som styrmedel	12
2.4.3 Alternativa styrmedel	13
2.4.3.1 Förbud mot plastbärkassar	13
2.4.3.2 Andra alternativa styrmedel	13
<b>3 Metod</b>	<b>14</b>

3.1	Betalningsvilja	14
3.2	Contingent valuation och tidigare studier	15
3.3	Hypotetisk bias	17
3.4	Webbaserad enkätundersökning	18
3.4.1	Fokusgrupp och pilotstudie	18
3.4.2	Utformandet av enkät	19
3.4.3	Dataanalys	22
<b>4</b>	<b>Resultat</b>	<b>24</b>
4.1	Respondenternas profil	24
4.2	Betalningsvilja	25
4.3	Skillnader i betalningsvilja	25
4.3.1	Extremvärden	27
4.4	Effekten av information	28
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>31</b>
5.1	Betalningsvilja för plastbärkassar och jämförelser med tidigare studier	31
5.1.1	Plastbärkassen - en normal vara?	32
5.1.2	Plastbärkassens substitut	33
5.1.3	Miljömedvetenhet	33
5.2	För vilka grupper minskar konsumtionen av plastbärkassar till följd av skatten?	34
5.3	Vikten av information	35
5.4	Alternativa tillvägagångssätt	35
<b>6</b>	<b>Slutsats och förslag till fortsatt forskning</b>	<b>37</b>
<b>7</b>	<b>Referenslista</b>	<b>38</b>
	<b>Appendix</b>	<b>44</b>
	Appendix A: Enkäten	44
	Appendix B: Fördelning i betalningsvilja för WTP1 och WTP2.	51
	Appendix C: Hjälpmedel för att bära hem varor	52
	Appendix D: OLS-regressioner	54
	Appendix E: Bootstrap.	56
	Appendix F: OLS-regression (3) med samtliga observationer	57
	Appendix G: Korrelationsmatris för samtliga variabler	58
	Appendix H: Skillnad i betalningsvilja	59
	Appendix I: Probit-modell	60



# 1 Introduktion

## 1.1 Bakgrund

De offentliga intäkterna, såsom skatter, böter och vissa avgifter, används för att bistå samhället med ett grundläggande skyddsnät i form av sjukvård, skolgång, infrastruktur och försvarsmakt (Regeringskansliet, 2020). Skatter kan, förutom att fungera som en inkomstkälla, också utgöra styrmedel för att förändra individers beteenden. Genom införandet av en extern kostnad, såsom en skatt utöver varans egentliga pris, skapas incitament för konsumenten att minska konsumtionen av den aktuella varan (Pigou, 1932). I kombination med andra styrmedel, såsom märkning och informationskampanjer, kan effekterna av att en skatt införs dessutom förstärkas ytterligare (Naturvårdsverkets skrivelse, NV-08250-15).

Få har undgått debatten om världens miljö- och klimatförändringar. De senaste decennierna har allmänhetens förståelse för klimatpåverkan ökat i takt med att tillgängligheten till information blivit alltmer omfattande. Den ökade medvetenheten har dock inte inneburit att varje individ har kommit att ta ansvar för att minska sina miljöskadliga aktiviteter. Detta kan betraktas som en möjlig konsekvens av det faktum att individen inte behöver bära kostnaden för den miljöskada som den egna konsumtionen orsakar. Således konsumeras en större kvantitet miljöskadliga varor och tjänster än vad som är samhällsligt optimalt. Detta gäller inte minst för konsumtionen av plastpåsar, som idag är så omfattande att mellan 500 miljarder och en triljon plastbäckassar produceras och konsumeras årligen (Warner, 2010). Mot denna bakgrund har styrmedel i form av bland annat skatter på miljöskadliga varor, inklusive plastpåsar, implementerats (Convery m.fl., 2007). Styrmedlen syftar till att sätta ett pris på den miljöskada som konsumtion av plastbäckassar ger upphov till, och har i flera fall kompletterats med informationskampanjer.

Också på EU-nivå har frågan om plastbäckassarnas negativa miljöpåverkan kommit att behandlas i flera sammanhang. EU-direktiv 94/62/EU, som senare ändrades genom Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2015/720, fastställer exempelvis att EU-länderna måste vidta åtgärder för att säkerställa att förbrukningen av plastbäckassar inte överskrider 40 tunna plastbäckassar per person och år senast 31 december 2025.

I Sverige påbörjades tidigt ett aktivt arbete med både nationell och internationell miljöpolitik. Detta har bidragit till att Sverige idag har ett internationellt rykte om att ligga i framkant inom miljöfrågor (Kronsell, 2020). Trots detta var det först i maj år 2020 som en miljöskatt på plastbäckassar implementerades i Sverige. Detta var betydligt senare än i exempelvis Danmark (1993) och Irland (2002). För närvarande uppgår den svenska skatten till tre kronor för alla plastbäckassar med en tjocklek som överstiger 15 mikrometer och en volym som inte understiger sju liter. För övriga plastbäckassar uppgår skatten till 0,30 kronor (SFS 2020:32, 3 § 1-2 st.).

Skatten på plastbärkassar i Sverige infördes utan att några studier av den svenska befolkningens betalningsvilja eller priskänslighet för plastbärkassar genomförts. I proposition (Prop. 2019/20:47, s. 29) för skatt på plastbärkassar konstateras explicit att "data om priskänslighet för plastbärkassar saknas". Som en kontrast till den svenska implementeringen av en skatt på plastbärkassar införde Irland en skatt på plastbärkassar först *efter* det att en undersökning av allmänhetens betalningsvilja genomförts på uppdrag av den irländska regeringen (OECD, u.å.). Denna skatt har dessutom kommit att betraktas som en av världens mest framgångsrika metoder för att minska konsumtionen av plastbärkassar (Convery m.fl., 2007).

## 1.2 Kunskapslucka i forskningen

I Sverige uppgick den årliga konsumtionen av plastbärkassar till 74 plastbärkassar per person och år 2019 (Naturvårdsverket, 2020). För att nå EU-direktivets förbrukningsmål, på 40 plastbärkassar per person och år, finns därför ett behov av att beskatta plastbärkassar på ett sådant sätt att konsumtionen sjunker med minst 34 plastbärkassar per person och år innan årsskiftet 2025/2026. Huruvida målet är möjligt att nå utifrån dagens skattesats är dock svårt att dra några slutsatser kring av minst två skäl. Dels finns stora kunskapsluckor för hur den införda skatten påverkar Sveriges konsumtion av plastbärkassar, dels saknas estimat för betalningsviljan och för hur priskänslig efterfrågan på plastbärkassar är. För att kunna dra några slutsatser kring huruvida den införda skatten är lämplig för att nå EU-direktivets mål eller inte, finns därför ett stort behov av att studera den svenska befolkningens betalningsvilja för plastbärkassar.

Den svenska skattesatsen om tre kronor per plastpåse avviker från den irländska, vilken ursprungligen uppgick till 0,15 euro (motsvarande 1,53 SEK<sup>1</sup>), och som senare höjdes till 0,22 euro (motsvarande 2,25 SEK). Att skatten på plastbärkassar är högre i Sverige än i Irland indikerar att den svenska skatten, indirekt, utformats utifrån en tro om att den svenska befolkningens betalningsvilja för plastbärkassar är högre än den irländska. Huruvida detta stämmer överens med empirin har inte tidigare kunnat studeras, och här kan denna uppsats bidra med nya insikter.

Att miljöfrågor under flera decennier haft en framträdande roll i Sverige har påverkat den svenska befolkningens kunskap och medvetenhet om den egna miljöpåverkan. Som en konsekvens kan Sveriges befolkning idag anses vara välinformerad om miljörelaterad problematik (Kronsell, 2020). Detta innebär att betalningsviljan för en plastbärkasse, en vara med negativ miljöpåverkan, kan studeras för en population som kan betraktas som miljömedveten. På så vis blir det möjligt att undersöka om det finns

---

<sup>1</sup> Vid uppsatsens författande (2020, 22 november) stod växelkursen i 10,22 EUR/SEK.



ett negativt samband mellan miljömedvetenhet och betalningsvilja för en vara som är förknippad med negativa externa effekter.

Om en sådan relation är möjlig att identifiera skulle detta ge viktiga implikationer för hur arbetet med att minska konsumtionen av plastbärkassar och andra miljöskadliga varor bör fortgå. Vidare, skulle ett sådant samband ge betydelsefull kunskap om de offentligfinansiella konsekvenserna av att implementera en skatt på plastbärkassar. Om information och utbildning leder till en lägre konsumtion av plastbärkassar, medför sådana insatser oundvikligen uteblivna skatteintäkter. För att kunna säga någonting om hur utbildning potentiellt kan påverka konsumtionen och därmed skatteintäkterna, är denna studie därför motiverad.

Slutligen är det intressant att studera vilka demografiska faktorer som påverkar betalningsviljan för plastbärkassar. På så sätt skapas förutsättningar för att bedöma vilka grupper som - till följd av skatt eller genom tillhandahållande av information - är mer eller mindre benägna att minska sin konsumtion av plastbärkassar. Detta möjliggör i sin tur att riktade informationsinsatser kan genomföras mot specifika grupper, vilket kan vara av stor betydelse för att nå de förbrukningsmål för plastbärkassar som ställs av EU.

## 1.3 Syfte

Uppsatsen syftar till att estimerar den svenska befolkningens genomsnittliga betalningsvilja för en plastbärkasse, och undersöka om variationer i betalningsvilja kan förklaras av skillnader i demografiska faktorer samt skillnader i miljöattityd. Vidare, syftar uppsatsen till att studera om det är möjligt att påverka betalningsviljan genom att tillhandahålla information om hur konsumtion av plastbärkassar påverkar miljön negativt.

### 1.3.1 Frågeställningar

Utifrån uppsatsens syfte har följande frågeställningar formulerats:

- Hur stor är den svenska befolkningens genomsnittliga betalningsvilja för en plastbärkasse?
- Kan skillnader i miljöattityd respektive demografi förklara skillnader i betalningsviljan för en plastbärkasse?
- Är det möjligt att, med hjälp av information, påverka den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse?

## 2 Teori och begrepp

### 2.1 Plastbärkassen - lagar, förordningar och direktiv

#### 2.1.1 Definition av plastbärkasse

I 2 § i lagen om skatt på plastbärkassar definieras begreppet *plastbärkasse* som ”bärkasse som i mer än försumbar omfattning består av plast” (SFS 2020:32). I samma paragraf definieras vidare att begreppet ”bärkasse” innefattar sådana påsar som är avsedda att användas av konsumenter för att packa eller bära varor i, och som inte syftar till att återanvändas flera gånger (ibid). Högsta förvaltningsdomstolen har fastställt att också plastpåsar avsedda för flergångsbruk omfattas av skatteplikten (HFD 2020, ref. 54).

#### 2.1.2 Lagens omfattning

Skatten på plastbärkassar utgår som huvudregel med tre kronor per plastpåse. För mindre påsar, med en volym som understiger sju liter och en tjocklek som inte överstiger 15 mikrometer, uppgår skatten till 0,30 kronor per plastbärkasse (SFS 2020:32).

#### 2.1.3 Förordning (2016:1041) om plastbärkassar

Sedan den 13 december 2016 råder informationsplikt för plastbärkassar i Sverige. Informationsplikten innebär dels att den som tillhandahåller plastbärkassar har en skyldighet att informera om hur plastbärkassar påverkar miljön och om de fördelar som följer med en minskad förbrukning, dels att den som tillverkar eller för in plastbärkassar i Sverige måste lämna uppgifter om hur många plastbärkassar som tillverkats eller förts in till Naturvårdsverket (SFS 2016:1041).

#### 2.1.4 EU-Direktiv 2015/720

I april 2015 antogs EU-direktiv (EU) 2015/720 om ändring av direktiv 94/62/EG. Artikel 1.2 i direktivet fastställer att samtliga medlemsländer skall vidta åtgärder för att minska förbrukningen av tunna plastbärkassar. Åtgärderna som medlemsstaterna skall vidta måste enligt direktivet omfatta minst ett av två angivna alternativ. Det första alternativet innebär

Ett antagande av åtgärder för att säkerställa att den årliga förbrukningsnivån inte överskrider 90 tunna plastbärkassar per person senast den 31 december 2019 respektive 40 tunna plastbärkassar per person senast den 31 december 2025, eller motsvarande mål fastställda enligt vikt. Mycket tunna plastbärkassar får undantas från de nationella förbrukningsmålen. (Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2015/720, artikel 1.2)

Det andra alternativet innebär att instrument för att se till att tunna plastbärkassar inte tillhandahålls utan kostnad, skall antas senast 31 december 2018 (Europaparlamentets

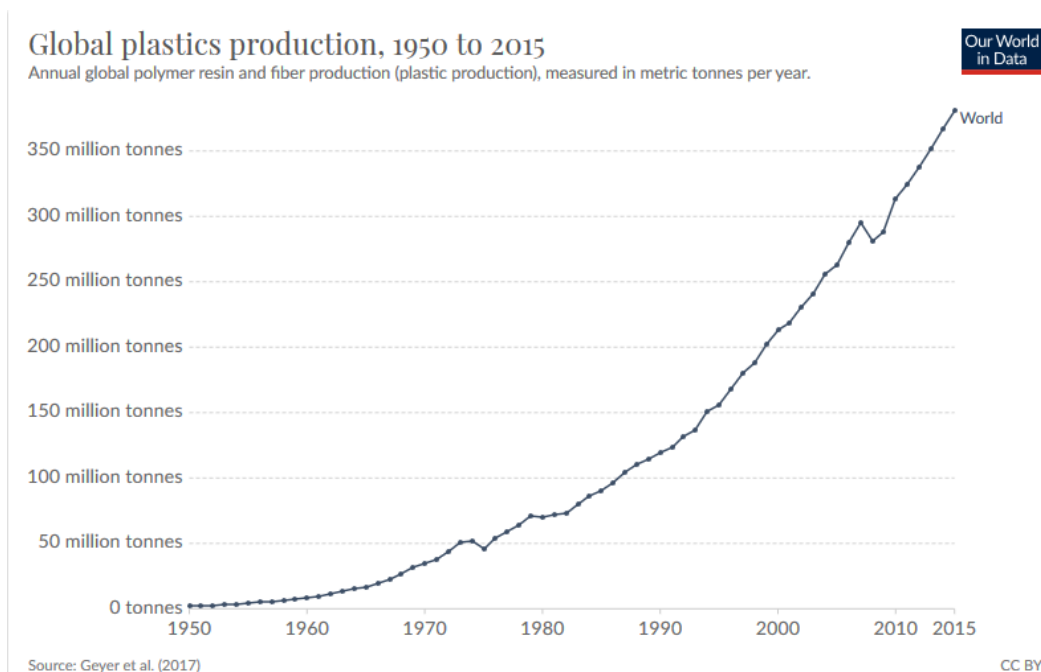
och rådets direktiv (EU) 2015/720). Av de två alternativen har Sverige genom införandet av en skatt på plastbärkassar inriktat sig mot det förra, kvantitativa målet (Prop. 2019/20:47).

## 2.2 Plastens klimatpåverkan

### 2.2.1 Världens plastproduktion

Över hela världen produceras och förbrukas plast i enorma mängder på grund av dess många fördelaktiga egenskaper. Plast väger lite, har god hållbarhet och är i det närmaste oförstörbar (Warner, 2010). Ur ett miljöperspektiv är emellertid produktionen av plast mindre fördelaktig. Detta beror på att plast är ett syntetiskt material med lång nedbrytningsprocess. Plasten utgör därför en källa till att kemikalier sprids i jord och luft, till förgiftning av hav och floder samt till negativ påverkan på djur, natur och människor.

Världens totala plastproduktion ökar i tilltagande takt. I figur 1.1 illustreras produktionen av plast från 1950 till 2015. Plast började massproduceras under 1950-talet, och bara 40 år senare uppgick världens totala plastproduktion till över 100 miljoner ton årligen. Under år 2015 producerades omkring 350-400 miljoner ton plast, varav endast 9 % återvanns. Om världens plastproduktion fortsätter att öka i exponentiell takt beräknas omkring 12 000 ton plast finnas i naturen år 2050 (Meyer m.fl., 2017).



Figur 1.1. Världens plastproduktion per år mellan 1950 och 2015 (Our world in data, 2015).

## 2.2.2 Plastbärkassens nackdelar

### 2.2.2.1 Produktion

Vid produktion av plastbärkassar exploateras icke-förnybara energikällor såsom petroleum och naturgaser. Warner (2010) uppskattar att omkring 12 miljoner fat (1,9 miljarder liter) olja krävs för att producera 100 miljarder plastbärkassar, vilket är det antal plastbärkassar som förbrukas under ett år i USA. Den årliga förbrukningen av plastbärkassar för hela världen har beräknats uppgå till mellan 500 miljarder och en triljon. För att producera 500 miljarder plastbärkassar krävs 60 miljoner fat olja (vilket motsvarar 9,5 miljarder liter). Därtill uppstår koldioxidutsläpp genom transport till såväl butiker som distribuerar plastbärkassar som till återvinningscentraler (ibid.).

I tabell 2.1 redovisas livscykel för en genomsnittlig plast- eller pappersbärkasse med samhällets beräknade externa kostnad per bärkasse. Koldioxid släpps ut under hela påsens livscykel; under produktion, vid transport och vid undanröjande av bärkassen. År 2006 uppskattades en genomsnittlig bärkasse ge upphov till en extern kostnad om 10,52 cent (vilket motsvarar 13,57 cent i 2020 års penningvärde). Den verkliga kostnaden är dock något högre, eftersom information om transporterens utsläpp per påse saknas (Akullian m.fl., 2006). För att kompensera för de miljöskador produktionen av en bärkasse genererar krävs därför ett externt kostnadspåslag om cirka 0,14 USD<sup>2</sup> (i 2020 års penningvärde) per kasse, vilket motsvarar ungefär 1,21 SEK<sup>3</sup> eller 0,12 EUR<sup>4</sup>, beroende på aktuell valutakurs.

Stage in Bag's Life Cycle	External Cost Borne by Society (¢ / bag)*
<b>Production</b>	
CO <sub>2</sub> Emissions:	0.20¢ / bag
<b>Transportation</b>	
CO <sub>2</sub> Emissions:	unknown
<b>Disposal</b>	
Litter:	5.20¢ / bag
Landfill:	2.92¢ / bag
Improper Recycling:	2.20¢ / bag
<b>Total Social Cost per Bag:</b>	<b>10.52¢ / bag</b>

Tabell 2.1. Bärkassens externa kostnad (Akullian m.fl., 2006).

Plastbärkassar tillverkas av polyeten. Polyeten absorberar lite vatten och är mycket hållbart. Bärkassar som producerats av polyeten är emellertid inte biologiskt nedbrytbara. Polyetenet bryts istället ned till mindre beståndsdelar i en mycket tidskrävande process. Därefter kan ämnet, genom att utsättas för ultraviolett strålning, brytas ned till den grad att det inte längre är synligt för blotta ögat. Vid denna minimala storlek blir polyetenet en giftig substans. En bärkasse som tillverkats av polyeten har dessutom en livslängd på cirka 1000 år, vilket innebär att de engångsbärkassar som

<sup>2</sup> Ackumulerad inflation 2006 - 2020: 29 %. 0,11 USD 2006 = 0,14 USD 2020.

<sup>3</sup> Vid uppsatsens författande (2020, 22 november) stod växelkursen i 8,62 USD/SEK.

<sup>4</sup> Vid uppsatsens författande (2020, 22 november) stod växelkursen i 0,84 USD/EUR.

slängs idag kommer att finnas kvar, om än osynligt, i många generationer framöver (Warner, 2010).

#### 2.2.2.2 Nedskräpning

Plastbärkassar utgör en källa till nedskräpning i naturen och i den marina miljön. Bortsett från de negativa miljökonsekvenser sådana nedskräpning medför, påverkas också samhällets ekonomi negativt. Naturvårdsverket har framfört att nedskräpningen ger upphov till både direkta kostnader för städning, och till indirekta kostnader i form av minskad turism, lägre fastighetspriser och reducerad nytta av en ren natur (Naturvårdsverkets skrivelse, NV-08250-15).

På senare år har förekomsten av plast i haven allt mer kommit att lyftas fram som ett problem för såväl vattenlevande djur och människors hälsa som för miljön. År 2019 antog Europaparlamentet således nya regler för att minska förekomsten av de vanligaste engångsartiklarna i plast på Europas stränder, däribland plastbärkassar. De nya reglerna innebär att tillverkarna av tunna plastbärkassar<sup>5</sup> skall ta ett större ansvar för kostnader för avfallshantering, sanering och informationskampanjer. Vidare, skall samtliga medlemsstater vidta åtgärder för att öka medvetenheten om den negativa inverkan som nedskräpning från tunna plastpåsar har på miljön (Europeiska kommissionen, 2018).

#### 2.2.3 Fördelar med plastbärkassar

Sugii (2008) diskuterar ett flertal fördelar med plastbärkassar: de är lätta, billiga, vattentåliga, hygieniska och hållbara. För många konsumenter används inte plastbärkassen enbart för att bära och packa varor i, utan den kan också användas för att slänga hushållsavfall. Denna möjlighet till alternativ användning saknas för flera av plastbärkassens substitut såsom pappers- och tygbärkassar. Möjligheten att köpa plastbärkassar innebär vidare bekvämlighetsfördelar för kunden, som inte behöver tänka på att ta med sig egna bärkassar till affären.

Vidare kan också företag dra nytta av konsumtionen av plastbärkassar, genom att plastpåsar med tryck kan användas i marknadsföringssyften. Prendergast m.fl. (2001) finner exempelvis att just tryckning av bärkassar utgör en av de mest kostnadseffektiva metoderna för annonsering. För butiker inom dagligvaruhandeln är försäljning av plastbärkassar dessutom en viktig intäktskälla, med vinstmarginaler som inte sällan uppgår till 300 % (Naturvårdsverkets skrivelse, NV-08250-15). Därtill möjliggör tillhandahållandet av kassar försäljning också i de situationer då konsumenten inte har med sig egen påse.

---

<sup>5</sup> "Tunna plastbärkassar" avser plastbärkassar med en vägg tjocklek som inte överstiger 50 mikrometer (Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2015/720).

## 2.3 Miljömedvetenheten i Sverige

### 2.3.1 Det svenska utbildningssystemet

I många delar av världen förväntas skolor integrera hållbar utveckling i undervisningen samt främja positiva miljöattityder och -beteenden hos eleverna (Nyberg m.fl., 2018). I Sverige har arbete med miljöfrågor och hållbar utveckling inkluderats i *Skolans värdegrund och uppdrag*, som alla lärare är skyldiga att följa (*Läroplan för grundskolan samt för förskoleklassen och fritidshemmet*, 2020). Syftet är att lära elever att ta ansvar för miljön och skapa förståelse för hur de själva kan påverka den. Dessutom skall skolan ge eleverna möjlighet att hitta ett eget förhållningssätt i miljöfrågor. Enligt Nyberg m.fl. (2018) genomsyras det svenska skolsystemet av ett ekocentriskt perspektiv på miljön. Ur ett sådant perspektiv värderas alla arter och ekosystemet lika, till skillnad från ur ett antropocentriskt perspektiv, där människan är överordnad den övriga naturen.

Ramverk för arbete med hållbar utveckling har vidare införts för högskole- och universitetsutbildning på flera håll i världen. Enligt Holm m.fl. (2015) utgör samtliga nordiska länder, inklusive Sverige, exempel på länder som framgångsrikt implementerat sådana ramverk. En person som studerar i Sverige erhåller därför utbildning i miljöfrågor genom varje utbildningsnivå. Det är således troligt att kunskap i miljöfrågor och miljömedvetenhet ökar med antalet utbildningssteg som en individ som studerar i Sverige genomgår.

### 2.3.2 Informationskampanjer

Strävan efter att påverka människors attityder och beteenden för att skapa hållbar utveckling är inte reducerad till undervisningen i den svenska skolan. Tvärtom har flera olika informationssatsningar riktade till allmänheten genomförts av såväl myndigheter som ideella organisationer. Att diskutera samtliga sådana satsningar inom ramarna för denna uppsats vore dock varken möjligt eller relevant. Författarna anser därför att det är fullt tillräckligt att kort nämna några exempel på informationskampanjer nedan.

- *Textilsmart* är en informationskampanj vilken genomförs av Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen samt Konsumentverket. Informationssatsningen syftar till att öka befolkningens kunskaper kring hållbar textilkonsumtion (Naturvårdsverket, 2020).
- Den kommunala energi- och klimatrådgivningen genomförde under 2017 en informationskampanj för att få fler att installera solceller. Enligt Energimyndigheten (2020) ledde kampanjen till en ökning av antalet installationer av solceller med närmare 30 procent.
- Organisationen Håll Sverige Rent arbetar kontinuerligt, på uppdrag av regeringen, med olika kampanjer för minskad nedskräpning. En sådan kampanj

är *Rena Fjäll*, som syftar till att minska nedskräpningen i de svenska fjällen (Håll Sverige Rent, 2020).

### 2.3.3 Miljöledningssystem

Miljöledningssystem syftar till att effektivisera och systematisera företags och organisationers miljöarbete (Naturvårdsverket, 2020). I Sverige utgör den internationella standarden ISO 14001 och EU:s system EMAS de två vanligaste miljöledningssystemen. ISO 14001 är en internationell standard för miljöledningssystem. I Sverige kan företag och organisationer erhålla ISO 14001-certifikat genom att vissa krav med avseende på miljöarbete uppfylls (Svenska institutet för standarder, u.å.). Inom EU har miljöledningssystemet EMAS (Eco-Management and Audit Scheme) utvecklats utifrån ISO 14001. Jämfört med ISO 14001 ställer EMAS högre krav på företags miljöarbete vad gäller kommunikation, lag- och kravefterlevnad samt uppföljning av miljöprestanda (Naturvårdsverket, 2020).

### 2.3.4 Befolkningens kunskap i miljö- och klimatfrågor

Hur väl den svenska befolkningen tillgodogjort sig kunskap i miljö- och klimatfrågor kan approximeras på en rad olika sätt. Naturvårdsverket genomför exempelvis regelbundet undersökningar av den svenska befolkningens kunskaper och attityder till miljöfrågor. I den senaste undersökningen konstaterades bland annat att 86 % av den svenska befolkningen anser att det är viktigt att ta till åtgärder på samhällsnivå för att minska klimatpåverkan (Naturvårdsverket, 2018). Boman och Mattsson (2008) har testat den svenska befolkningens kunskaper i miljöfrågor, och kunnat visa på en generell och faktisk medvetenhet i frågor som rör klimat och miljö.

Ytterligare en indikation på den svenska befolkningens kunskap och medvetenhet i miljöfrågor kan utläsas ur resultaten från den nationella SOM-undersökningen 2019. Då undersökningen genomfördes fick deltagarna ange vilka områden de oroar sig mest över inför framtiden, och bland de fem alternativ som upplevdes som mest oroande var tre kopplade till miljörelaterad problematik; *försämrade havsmiljö*, *miljöförstöring* och *förändringar i jordens klimat* (Andersson m.fl., 2020). Risken för ekonomisk kris, försämrade välfärd och arbetslöshet uppfattades som mindre oroande än förändring i klimat och miljö.

Det verkar också som att den svenska befolkningen har en förmåga att omsätta kunskaperna om klimat och miljö i handlingar för att minska den egna miljöpåverkan. Exempelvis källsorterar Sveriges invånare i betydligt större utsträckning än i andra länder. Genom återvinningssystemet *Pantamera* återvinns närmare 90 % av de PET-flaskor och burkar som förbrukas årligen (Pantamera, 2020), och enligt den årliga Sifo-undersökningen *Återvinningsbarometern* återvinner Sveriges befolkning i snitt 80 % av de förpackningar som är återvinningsbara (FTI, 2020).

## 2.4 Styrmedel för minskad konsumtion av plastbärkassar

### 2.4.1 Miljöskatt som styrmedel

Konsumtionen av plastbärkassar genererar en negativ externalitet genom att individens förbrukning av sådana påsar ger upphov till nedskräpning och utsläpp. Detta innebär att individens privata marginalkostnad för konsumtionen inte sammanfaller med den totala samhällsliga marginalkostnaden. Som en konsekvens av att individen inte behöver bära den totala kostnaden, konsumerar hon mer än vad som är samhällsligt optimalt och ett marknadsmisslyckande uppstår.

Genom att införa en punktskatt som reflekterar de externa kostnaderna för en vara, är det möjligt att påverka konsumentens köpbeteende, så att en samhällsligt optimal konsumtionsnivå nås. Denna metod föreslogs ursprungligen av Pigou (1932), som menade att negativa externaliteter kan internaliseras genom att en skatt motsvarande den marginella skadan på miljön (marginal social cost) införs. Tullock (1967) redogör vidare för hur en sådan skatt kan generera en ”dubbelvinst” (double-dividend) i form av dels en miljövinster, dels en möjlighet att med hjälp av miljöskatteintäkterna sänka andra skatter, vilket kan generera en effektivitetsvinster genom ökad sysselsättning.

Som styrmedel betraktat innebär införandet av en skatt att konsumenten ges incitament att ändra sitt köpbeteende, genom att denne tvingas fatta medvetna köpbeslut (Romer & Tamminen, 2014). Till skillnad från vid ett förbud påverkas individens möjlighet att välja mellan olika alternativ enbart av att plastbärkassar blir dyrare i förhållande till andra varor (substitutionseffekten) och av att det antal plastbärkassar som kan köpas för en given summa pengar minskar (inkomsteffekten). Detta medför att låginkomsttagare påverkas i större utsträckning än höginkomsttagare, genom att den förra gruppen betalar en högre *andel* av sina inkomster i form av skatt.

I de följande avsnitten presenteras två exempel på hur miljöskatter på plastbärkassar har använts som styrmedel på Irland och i Danmark.

#### 2.4.1.1 Irland

Den irländska skatten på plastbärkassar infördes år 2002 och uppgick då till 0,15 EUR. Innan skattesatsen fastställdes och implementerades genomfördes undersökningar om befolkningens betalningsvilja för en plastbärkasse, på uppdrag av Irlands regering (OECD, u.å.). Efter att ha beräknat betalningsviljan för en plastbärkasse infördes en skatt som var mer än sex gånger så hög som den estimerade genomsnittliga betalningsviljan per påse (Convery m.fl., 2007).

Innan skatten introducerades uppskattas 1,3 miljarder påsar ha delats ut årligen (The Litter Monitoring Body, 2020). Som ett resultat av skatten sjönk den årliga konsumtionen av plastbärkassar per person och år från 328 till 21 (Institute for European Environmental Policy, 2013). I juli år 2007 höjdes skatten på plastbärkassar till 0,22



EUR. Bakgrunden till skattehöjningen var att konsumtionen av plastpåsar återigen stigit till 31 påsar per person och år under 2006 (ibid).

Intäkterna från den irländska skatten på plastbärkassar placeras i en miljöfond och används för att hantera avfall, nedskräpning och för andra miljöfrämjande initiativ. Den irländska strategin för att minska konsumtionen av plastbärkassar har kommit att betraktas som en av världens mest framgångsrika. Convery m.fl. (2007) menar att framgångarna kan förklaras av dels en hög grad av acceptans för skatten bland konsumenter, dels av att omfattande konsultation med berörda intressenter skett inför skattens implementering.

I tabell 2.2 visas de årliga skatteintäkterna från skatten på plastbärkassar i miljoner euro (Europeiska Kommissionen, 2014). Som framgår av tabellen har intäkterna från skatten minskat sedan skatten höjdes år 2007. Mellan 2009 och 2010 minskade skatteintäkterna som mest, med cirka sex miljoner euro. Intäkterna fortsatte därefter att sjunka i avtagande takt. År 2013 uppgick skatteintäkterna till 14,25 miljoner euro, vilket innebär en intäktsminskning med omkring 47 % sedan 2008, då intäkterna från skatten var som högst.

Tax revenue				
ESA95 code d29fa				
Year	Annual tax revenue (millions)	Currency	Tax revenue as % of GDP	Tax revenue as % of total tax revenue
2013	14,25	EUR	0,01 %	[N/A] %
2012	14,24	EUR	0,01 %	[N/A] %
2011	15,73	EUR	0,01 %	[N/A] %
2010	17,46	EUR	0,01 %	[N/A] %
2009	23,47	EUR	0,01 %	[N/A] %
2008	26,66	EUR	0,01 %	[N/A] %
2007	22,60	EUR	0,01 %	[N/A] %
2006	19,90	EUR	0,01 %	[N/A] %
2005	17,40	EUR	0,01 %	[N/A] %
2004	15,30	EUR	0,01 %	[N/A] %
2003	12,80	EUR	0,01 %	[N/A] %
2002	10,40	EUR	0,01 %	[N/A] %

Tabell 2.2. De årliga skatteintäkterna från konsumtion av plastbärkassar på Irland under perioden 2002 - 2013, i miljoner euro (Europeiska Kommissionen, 2014).

#### 2.4.1.2 Danmark

År 1993 införde Danmark, som första land i världen, en skatt på plastbärkassar. Som ett resultat av skatten minskade konsumtionen av plastpåsar med hälften, från 800 miljoner till 400 miljoner (European Environment Agency, 2019). Den senare siffran motsvarar en konsumtion om cirka 80 påsar per person och år.

Den danska skatten tas ut på både plast- och papperspåsar med handtag, en volym som inte understiger fem liter och som kan ersättas av substitut, exempelvis tyg- och nätpåsar (Dansk Erhverv, 2019). Skatten betalas per kilo och uppgick ursprungligen till 10 DKK

för pappersbärkassar respektive 22 DKK för plastbärkassar (LBK nr 1236 af 04/10/2016). Den 1 januari 2020 tredubblades emellertid skatten till 30 DKK för pappersbärkassar respektive 66 DKK för plastbärkassar (LBK nr 600 af 05/05/2020). För en vanlig plastbärkasse, som väger omkring 18 gram<sup>6</sup>, uppgår den danska skatten därför till 1,188 DKK (motsvarande 1,628 SEK) per plastbärkasse.<sup>7</sup> Beskattningen sker i producentled, vilket innebär att skattebördan faller på producenter och importörer, snarare än på konsumenter av bärkassar. Intäkterna som skatten genererar utgör en allmän inkomst till statskassan, dvs. skatten öronmärks inte.

#### 2.4.2 Kritik mot skatt som styrmedel

Då en punktskatt införs uppstår i allmänhet en risk för oönskade sidoeffekter, eftersom inkomsteffekten av en skatt är större för låginkomsttagare än för höginkomsttagare. För plastbärkassar, vilka generellt utgör en relativt obetydlig utgift för individen, borde denna effekt dock vara av mindre betydelse. Ytterligare en kritik som framförts mot en skatt på plastbärkassar är att en sådan skulle påverka företag som importerar och tillverkar plastbärkassar negativt och innebära förlorade arbetstillfällen (Romer & Tamminen, 2014). De administrativa kostnader som följer av att en skatt implementeras har också diskuterats som en nackdel (se t.e.x Sugii, 2008). För den svenska skatten på plastbärkassar beräknas exempelvis de administrativa kostnaderna uppgå till totalt 2,3 miljoner årligen för de cirka 80 företag och importörer som är skyldiga att betala skatten (Prop. 2019/20:47).<sup>8</sup>

Både i Sverige och på Irland har kritik riktats mot att skatten på plastbärkassar för respektive land inte tas ut på pappersbärkassar. På Irland har bland andra lobbygruppen Friends of the Irish Environment (2013) uppmärksammat att papperspåsen ur ett livscykelerspektiv kan ha större påverkan på miljön än plastbärkassen. Detta påstående stöds av exempelvis det danska Miljö- och livsmedelsministeriet (2017), som visat att plastpåsar som tillverkas av PE-LD (lågdensitetspolyeten) har lägre miljöpåverkan än både blekta och oblekta pappersbärkassar. Enligt Naturvårdsverket (2019) saknas data som med säkerhet visar att ett material, exempelvis papper, är att föredra framför andra. I Sverige har kritik därför framförts av bland andra arbetsgivarorganisationen Svensk Handel, som uttryckt att skatten på plastbärkassar ”tvingar” konsumenter att konsumera pappersbärkassar, vilka saknar alternativa användningsområden och därmed är ett miljömässigt sämre alternativ enligt organisationen (Svensk Handel, 2020).

---

<sup>6</sup>Författarna undersökte på egen hand vikten för en plastbärkasse i tre av Sveriges största dagligvarubutiker, under antagandet att vikten för en plastbärkasse i Danmark är ungefär densamma som i Sverige. På så sätt kunde en genomsnittlig vikt per plastbärkasse (18 gram) beräknas.

<sup>7</sup>  $66 \text{ DKK} / (1000/18) = 1,188 \text{ DKK}$ .

<sup>8</sup> I Regeringens proposition (2019/20:47) antas skattskyldiga företag lägga ner sex timmar i månaden på administration. De administrativa kostnaderna har beräknats utifrån en timkostnad om 400 kronor och uppgår för de 80 företagen därför till  $6 \times 400 \times 12 \times 80 = 2\,304\,000$  kronor årligen.

### 2.4.3 Alternativa styrmedel

#### 2.4.3.1 Förbud mot plastbärkassar

Som ett alternativ till beskattning har ett flertal länder, inklusive Italien, Frankrike och flera afrikanska länder såsom Kenya och Taiwan, infört förbud mot plastbärkassar. Förbuden avser vanligen plastpåsar av en viss tjocklek. Till skillnad från en skatt läggs *hela* ansvaret vid ett förbud på producenter och återförsäljare, vilket innebär att konsumenten inte behöver fatta något medvetet köpbeslut. Som en konsekvens går konsumenten miste om dels de fördelar en beteendeförändring medför, dels potentiella överföringseffekter till andra köpbeslut av varor med negativ miljöpåverkan (Sugii, 2008).

#### 2.4.3.2 Andra alternativa styrmedel

För att åstadkomma en minskad konsumtion av plastbärkassar finns, förutom skatter och förbud, en rad andra metoder att tillämpa. Naturvårdsverket diskuterar exempelvis alternativa prismekanismer såsom avgifter och lägstapriser som möjliga styrmedel (Naturvårdsverkets skrivelse NV-08250-15, 2016). Ett flertal informationsstyrmedel har också lyfts fram som potentiellt effektiva alternativ (Prop. 2019/20:47). Sådana styrmedel har exempelvis tillämpats i Hongkong och Australien, men effekterna har varit betydligt mindre och inte lika varaktiga som för de länder som infört förbud eller skatter (Naturvårdsverkets skrivelse NV-08250-15, 2016).

## 3 Metod

### 3.1 Betalningsvilja

Individens betalningsvilja (willingness-to-pay, WTP) indikerar det maximala belopp en individ kan tänka sig att ge upp för att bibehålla eller uppnå en viss nyttonivå. Detta belopp är inte detsamma som det belopp som individen *faktiskt* betalar, utan utgörs av den mängd individen *är villig* att som mest betala, och därmed avstå från i form av annan konsumtion (Jordbruksverket, 2011). Följaktligen begränsas betalningsviljan av individens budgetrestriktion. I denna kontext kan betalningsviljan betraktas som det maximala belopp individen är villig att betala för den nytta som följer av att konsumera en plastbärkassae.

Inom välfärdsteorin används förändring i nyttonivå för att beskriva konsekvenserna av en välfärdsförändring för en individ. Individens nyttofunktion är emellertid inte möjlig att observera, vilket innebär att förändringar i nytta för en individ måste skattas på annat sätt. Två vanliga mått för att genomföra sådana skattningar är *compensating variation (CV)* och *equivalent variation (EV)*. Johansson (1993) beskriver de två måtten utifrån följande ekvation för förändring i nytta:

$$\Delta V = V(p, y, z^1) - V(p, y, z^0),$$

där  $p$  utgör priset på privata marknadsvaror,  $y$  är inkomst och  $z^0$  respektive  $z^1$  motsvarar olika nivåer av miljökvalitet.

*Compensating variation* kan beskrivas som det maximala belopp som kan tas ifrån en individ utan att individens nyttonivå förändras (Naturvårdsverket, 2004), vilket är detsamma som individens betalningsvilja (WTP) då det rör sig om en (miljö)förbättring. Med utgångspunkt i ekvationen ovan kan måttet uttryckas på följande sätt:

$$V(p, y - CV, z^1) = V(p, y, z^0)$$

Det alternativa måttet, *equivalent variation* kan definieras enligt följande:

$$V(p, y + EV, z^0) = V(p, y, z^1)$$

I ord kan detta uttryckas som att  $EV$  är det minsta belopp som måste ges till en individ, för att individens nyttonivå skall vara densamma som den hade varit om en förbättring i miljökvalitet ägt rum. Detta belopp utgör individens kompensationskrav (WTA) i de fall då det rör sig om en (miljö)förbättring.

I denna studie ställs en betalningsviljefråga (se vidare diskussion under avsnitt 3.2), där respondenten ombeds ange det maximala belopp hen är villig att betala för en

plastbärkasse. Med utgångspunkt i att konsumtion av en plastbärkasse ökar individens nytta, och på så vis innebär en förbättring, har CV-måttet använts för denna studie.

Att författarna valt att studera betalningsviljan för specifikt *en* plastbärkasse innebär att några, delvis förenklande, antaganden har gjorts. I studien antas implicit att konsumenter väljer mellan att antingen köpa en plastbärkasse *eller* att använda en annan metod för att bära hem sina varor från affären. Detta antagande stämmer sannolikt relativt väl överens med verkligheten, eftersom de flesta konsumenter förmodligen inte har för avsikt att *både* ta med sig ett eget hjälpmedel, *och* att köpa en plastbärkasse, för att bära hem sina varor i.

### 3.2 Contingent valuation och tidigare studier

För att mäta hur konsumenter värderar fortsatt konsumtion av plastbärkassar kan två olika välfärdsteoretiska mått användas: individens betalningsvilja respektive individens lägsta ersättningskrav (Jordbruksverket, 2011). I denna studie har författarna valt att studera individens *betalningsvilja* av två skäl. Dels är betalningsviljan, som tidigare diskuterats, begränsad av individens budgetrestriktion och har därmed en övre gräns. Dels saknas kunskap kring huruvida plastbärkassens substitut är att betrakta som bättre alternativ ur miljösynpunkt eller inte (se ovan). En studie av individens minsta kompensationskrav för att substituera sin konsumtion av plastbärkassar med andra alternativ, vilka potentiellt ger upphov till likvärdig eller ännu större påverkan på miljön, vore därför inte särskilt meningsfull.

De metoder som mest frekvent tillämpas för att estimerar människors betalningsvilja (och minsta kompensationskrav) kan i sin tur delas in i två huvudsakliga kategorier (Wirthgen, 2004). Den första kategorin utgår från människors angivna betalningsvilja (stated preferences), medan den andra kategorin utgår från människors faktiska köpbeteende (revealed preferences). Det faktum att de metoder som tillhör den förra kategorin gör det möjligt att undersöka också hypotetiska priser för en vara, motiverar att en sådan används för denna studie.

En metod som utgår från människors angivna betalningsvilja är contingent valuation-metoden (CVM). Metoden har kommit att användas brett (se t.ex. Han m.fl., 2011, Mostafa, 2016, Madigele m.fl., 2017), och är idag den metod som används mest frekvent för att värdera varor som ger upphov till negativ miljöpåverkan (Carson m.fl., 2001). Enligt Naturvårdsverket (2004) innebär ett tillämpande av CVM att både användar- och existensvärden kan mätas. Dessutom ger den betalningsvilja som uppmäts med hjälp av metoden en välfärdsteoretiskt rättvisande bild av hur nyttan påverkas (ibid.). CVM syftar till att erhålla information om individers betalningsvilja genom att direkta frågor om betalningsviljan för en vara ställs (Naturvårdsverket, 2011). Eftersom metoden inte tar utgångspunkt i en redan existerande marknad eller i individers observerade beteende (Mmopelwa m.fl., 2007), är den flexibel och möjliggör i denna kontext studier av betalningsviljan för plastbärkassar i alla prisklasser.

I en marknadsekonomi bestäms priset på en vara vanligtvis av utbud och efterfrågan. För vissa "varor", såsom rätten till ren luft och rätten till en ren miljö, saknas emellertid en marknad med fungerande prismekanismer. Sådana varor benämns inom nationalekonomin som *kollektiva varor*. Till skillnad från privata varor karaktäriseras kollektiva varor av icke-exkluderbarhet och icke-rivalitet, vilket är orsaken till att de inte kan värderas på en marknad (Naturvårdsverket, 2004). Avsaknaden av marknadspriser har medfört att CV-metoder kommit att tillämpas för att i första hand värdera sådana, rena kollektiva varor. Att tillämpa contingent valuation för en vara som i huvudsak är privat, såsom plastbärkassen, är dock ingen omöjlighet. Tvärtom har denna metod, som tidigare nämnts, på ett framgångsrikt sätt använts för att estimerar betalningsviljan för en plastbärkasse både på Irland (Covery m.fl., 2007), i Sydafrika (O'Brien & Thondhlana, 2019) och i Botswana (Madigele m.fl., 2017). Att använda en contingent valuation-metod för denna studie är vidare motiverat av de negativa externaliteter som följer med konsumtion av plastbärkassar. De externa effekterna saknar marknadspriser och det finns därför ett behov av att värdera dem på annat sätt. Dessutom är skillnaderna i pris för en plastbärkasse generellt mycket små. Detta innebär att det idag i stor utsträckning saknas kunskap om hur konsumenter reagerar på olika prisnivåer för sådana påsar. Således motiverar också avsaknaden av olika marknadspriser att CVM används för att estimerar den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse.

En annan metod för att estimerar individers betalningsvilja benämns inom litteraturen "choice experiment method" (CEM) eller "stated choice." Metoden innebär att individer väljer mellan, eller rangordnar, nivåer för olika attribut hos en vara samt den kostnad som följer med dessa. Genom att upprepade val mellan olika nivåer för attribut och associerade kostnader genomförs, kan en betalningsvilja för varje enskilt attribut beräknas (Naturvårdsverket, 2011). CEM utvecklades ursprungligen för marknadsvoror, men har på senare tid kommit att användas också för värdering av icke-marknadsvoror (se t.ex. Campbell, 2007, Rambonilaza & Dachary-Bernard, 2007). Inom litteraturen har CEM i första hand använts för att mäta marginalvärden för olika attribut (Hanley m.fl., 1998, Dupras m.fl., 2018). För att uppmäta *totala* värden har metoden emellertid visat sig vara mindre effektiv (He m.fl., 2017), och eftersom författarna till denna studie är intresserade av att estimerar den totala betalningsviljan för en plastbärkasse, har en contingent valuation-metod valts.

Ett flertal studier har genomförts i andra länder än Sverige i syfte att estimerar betalningsviljan för en plastbärkasse samt hur priskänslig efterfrågan är. På Irland genomfördes som ovan nämnts en undersökning av den maximala betalningsviljan för en plastbärkasse inför implementerandet av en skatt på sådana kassar. Betalningsviljan undersöktes med en contingent valuation-metod och estimerades enligt Covery m.fl. (2007) till omkring 0,25 SEK (0,024 EUR). Den irländska skatten på plastbärkassar som därefter infördes var därför omkring sex gånger högre än den estimerade maximala betalningsviljan (se ovan).

Vidare har betalningsviljan för plastbärkassar studerats med hjälp av en contingent valuation-metod för bland annat Botswana (Madigele m.fl., 2017) och Sydafrika (O'brien & Thondhlana, 2019). Den förstnämnda studien använde sig av data som samlats in med hjälp av enkäter, vilka delades ut på sex olika köpcentrum i Botswana. Studiens författare använde sig av både slutna och öppna betalningsviljefrågor och fann en signifikant och positiv relation mellan utbildningsnivå respektive inkomst och betalningsvilja för plastbärkassar (Madigele m.fl., 2017). Då den sydafrikanska befolkningens betalningsvilja för plastbärkassar estimerades utifrån data från en webbaserad enkätundersökning fann O'brien och Thondhlana (2019), i motsats till Madigele m.fl. (2017), en *negativ* och signifikant relation mellan utbildningsnivå och betalningsvilja för plastbärkassar. I studien identifierades också signifikanta effekter för variablerna kön och ålder (O'brien & Thondhlana, 2019).

### 3.3 Hypotetisk bias

Uppsatsens författare är medvetna om den kritik som har riktats mot CVM. Metoden har bland annat<sup>9</sup> kritiserats för att vara utsatt för "hypotetisk bias", eftersom hypotetiska svar är snarare än faktiskt observerade beteenden studeras (Naturvårdsverket, 2004), så att betalningsviljan riskerar överskattas. Den hypotetiska biasen utgörs av skillnaden mellan det värde som beräknas för en vara genom CVM och det värde som varan skulle ha sålts för på en fungerande marknad (Svensson, 2010).

Ett flertal metoder har utvecklats för att hantera hypotetisk bias. Två vanliga sådana är "cheap talk" och "certainty calibration." Det förra angreppssättet innebär att respondenter informeras om tendensen att överskatta betalningsviljan och uppmanas ha denna i åtanke då frågor om betalningsviljan besvaras (Cummings & Taylor, 1999). Den senare metoden innebär att respondenter i efterhand ombeds värdera hur säkra de är på den betalningsvilja de uppgett (Samnaliev m.fl., 2014). De två metoderna skulle också kunna kombineras. Loomis (2014) varnar dock för att en sådan kombination av flera metoder riskerar överkorrigera för eventuell hypotetisk bias, så att betalningsviljan underestimeras.

För att uppnå uppsatsens syfte, givet de begränsningar CVM innebär, har författarna bedömt att cheap talk är en lämplig och nödvändig metod för att hantera eventuell hypotetisk bias. Flertalet studier (se t.ex. Cummings & Taylor, 1999, List, 2001, Brown m.fl., 2003, Lusk, 2003) har funnit att metoden, i betydande utsträckning, varit effektiv för att reducera förekomsten av hypotetisk bias. Cheap talk innebär dessutom att de problem som följer med alternativet, certainty calibration, reduceras. Dessa består dels i avsaknad av konsensus kring hur graden av säkerhet skall begränsas, dels i de etiska dilemman som manipulation av individers svar ger upphov till (Svensson, 2010).

---

<sup>9</sup> Se t.ex. Naturvårdsverket (2011) för en översikt över den kritik som riktats mot CVM.

## 3.4 Webbaserad enkätundersökning

För att dra ett så representativt urval för den avsedda populationen som möjligt, bör en slumpmässig urvalsmetod tillämpas. Ett flertal faktorer såsom den rådande covid-19-pandemin, en begränsad budget och en relativt kort tidsram bidrog dock till att en sådan metod inte kunde användas för denna studie. Författarna valde därför istället att genomföra en webbaserad enkätundersökning. Enkätundersökningen spreds via sociala medier såsom Facebook och via e-post för att samla in ett så stort antal svar som möjligt. Metoden kan betraktas som ett lämpligt alternativ till ett slumpmässigt urval, eftersom många människor med olika bakgrund får tillgång till och kan besvara enkäten (Bryman & Bell, 2017). Jämfört med då betalningsviljan studerades för befolkningen i Botswana (se Madigele m.fl., 2019) innebar tillämpandet av metoden att också personer som genomför sina matinköp online kunde nås. Författarna är dock medvetna om att internetbaserade undersökningar kan ge upphov till en ojämn åldersfördelning eftersom yngre generationer tenderar att vara mer aktiva i sociala medier än äldre.

### 3.4.1 Fokusgrupp och pilotstudie

I syfte att säkerställa att den enkät som användes för studien fyllde önskad funktion testades enkäten i två steg. I det första steget användes en fokusgrupp bestående av tre personer. Fokusgruppen fick under den 2:a december besvara studiens samtliga frågor och framföra sina åsikter, tankar och förslag på förbättringar. Studiens författare kunde på så sätt undersöka deltagarnas förståelse för de frågor som ställdes, och säkerställa att inga avgörande faktorer utelämnats ur studien. Fokusgruppen fick också diskutera hur de uppfattat enkätens frågor, så att författarna kunde kontrollera att frågorna tolkats som avsett. Utifrån de åsikter som fokusgruppens deltagare framförde justerades sedan enkäten och skickades ut till ett mindre stickprov bestående av 15 individer<sup>10</sup> i en pilotstudie.

Att genomföra en pilotstudie var motiverat av flera skäl. Till att börja med genererade flera av de frågor som ställdes i enkäten ordinal data. Detta innebar att respondenterna, utifrån hur frågorna besvarats, kunde delas in i grupper och jämföras. För att sådana jämförelser skall vara möjliga att genomföra krävs att de respondenter som besvarar enkäten har tillräckligt många svarsalternativ att välja bland. I annat fall uppstår en risk för att alltför många respondenter hamnar i en och samma kategori, vilket skapar stora inomgruppsvariationer. Om antalet svarsalternativ istället är för stort, riskerar antalet observationer för varje kategori att bli lågt, vilket har en negativ inverkan på möjligheten att erhålla statistiskt signifikanta resultat. Det är dessutom sällan intressant att jämföra grupper som enbart skiljer sig åt marginellt, exempelvis genom en inkomstskillnad på 1000 kronor. I syfte att skapa lämpliga kategorier och därigenom möjlighet att jämföra

---

<sup>10</sup> Enligt Naturvårdsverket (2011) bör stickprovets storlek motsvara omkring 10 - 20 % av den storlek som skall användas för huvudstudien. Urvalet för pilotstudien gjordes därför utifrån författarnas strävan efter att genomföra en huvudundersökning med 100 respondenter.



olika grupper med varandra, fanns således ett behov av att testa enkätens skattningsskalor i en pilotstudie.

Genom att en pilotstudie genomfördes kunde författarna också i andra avseenden, säkerställa att de frågor som inkluderades i den slutgiltiga enkäten genererade användbar data. Exempelvis kunde författarna testa det betalningskort som var ämnat att användas för huvudstudien, och därefter justera de angivna beloppen. Genomförandet av en pilotstudie innebar också att enkätens begriplighet kunde utvärderas ytterligare, och författarna kunde på så sätt säkerställa att de frågor som inkluderades i enkäten kunde förstås och besvaras korrekt. Författarna erhöll dessutom en uppfattning om den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse, samt om variansen för denna.

### 3.4.2 Utformandet av enkät

Som diskuterats under avsnitt 3.3 riskerar CV-studier att påverkas av hypotetisk bias. I syfte att minimera förekomsten av sådan författades därför ett kortare s.k. “cheap-talk script”, vilket användes i enkäten (se Appendix A). I detta beskrevs problemet med hypotetisk bias, och respondenten uppmanades att tänka efter och föreställa sig en situation med ett verkligt konsumtionsval. Texten författades med inspiration från ett “cheap-talk script” som tidigare prövats av Cummings och Taylor (1999).

Den slutgiltiga enkäten som användes för studien bestod av en inledande text följt av tre olika frågeavsnitt, i enlighet med vad Pearce m.fl. (2006) rekommenderat för CV-studier. I enkätens inledande text presenterades undersökningens syfte och respondenten informerades om hans eller hennes anonymitet. Att inkludera sådan information i enkäten var motiverat av att den relativt höga miljömedvetenheten i Sverige (se ovan), kan ha medfört att normer för att agera mer hållbart etablerats. Om så är fallet skulle detta kunna påverka individens benägenhet att ange svar som indikerar liten eller ingen hänsyn till miljön. Den inledande texten avslutades med en uppmaning till engagerade respondenter att sprida undersökningen vidare. Efter detta följde enkätens första frågeavsnitt, vilket innehöll frågor om attityd, värderingar och konsumtionsbeteende. I avsnitt två ställdes sedan frågor om betalningsvilja och i det tredje avsnittet ombads respondenten besvara demografiska frågor.

Syftet med enkätens första del var att erhålla information om respondentens miljömedvetenhet och faktiska aktiviteter för att minska sin miljöpåverkan. Med utgångspunkt i detta syfte ställdes en rad värderingsfrågor och beteenderelaterade frågor. Respondenterna ombads besvara värderingsfrågorna på en fyrgradig skala med svarsalternativen “instämmer helt”, “instämmer delvis”, “instämmer delvis inte” och “instämmer inte alls.” Vid sammanställning av värderingsskalan omvandlades respondenternas svar till poäng, så att “instämmer helt” gav tre poäng, “instämmer delvis” gav två poäng och så vidare. De beteenderelaterade frågorna sammanställdes på liknande sätt. Poängen för värderingsfrågorna och för de beteenderelaterade frågorna räknades sedan samman, vilket innebar att maximalt 30 poäng kunde erhållas. De

individer som fick 0-10 poäng klassificerades som “icke-miljömedvetna”, de individer som fick 11-20 poäng klassificerades som “varken miljömedvetna eller icke-miljömedvetna” och de som fick 21-30 poäng klassificerades som “miljömedvetna.” En liknande metod för att studera individers miljömedvetenhet har använts av bland andra O’Brien och Thondhlana (2019).

Del nummer två av enkäten utformades för att erhålla information om individers betalningsvilja. Enligt Naturvårdsverket (2011) kan tre huvudsakliga typer av frågor för att samla in sådan information användas; öppna frågor om betalningsvilja, “betalningskort” (payment card) och slutna frågor om betalningsvilja. För denna studie har en metod med betalningskort valts. Metoden innebär att respondenten, utifrån ett antal givna belopp, ombeds välja det belopp som ligger närmast hans eller hennes högsta betalningsvilja.

Metoder med öppna respektive slutna betalningsviljefrågor har också övervägts av författarna. En metod med öppna frågor innebär att respondenten själv anger sin betalningsvilja, utan någon möjlighet att välja bland givna belopp. Detta medför en risk för att betalningsviljan under- eller överskattas, alternativt att betalningsviljefrågan lämnas obesvarad om respondenten saknar uppfattning om den egna betalningsviljan (Naturvårdsverket, 2003). I en sådan situation kan ett betalningskort underlätta för respondenten och hjälpa honom eller henne att fastställa sin betalningsvilja. Av denna anledning har en metod med betalningskort valts framför en helt öppen fråga om betalningsvilja. Det tredje alternativet med slutna betalningsviljefrågor har använts för att estimeras betalningsviljan för plastbärkassar för konsumenter i både Botswana (Madigele m.fl., 2017) och Sydafrika (O’Brien & Thondhlana, 2019). Metodens främsta fördel är att den respondent som besvarar en sluten fråga om betalningsvilja endast behöver välja mellan alternativen “ja” och “nej.” Detta underlättar för respondenten, men innebär också att varje svar blir mindre informativt, eftersom respondenten endast anger om den egna betalningsviljan är högre eller lägre än ett visst belopp. Då metoden tillämpas krävs därför ett relativt stort antal observationer för att det skall vara möjligt att härleda en genomsnittlig betalningsvilja (Naturvårdsverket, 2003). Av denna anledning har författarna valt att inte använda sig av slutna betalningsviljefrågor för denna studie.

För att bestämma betalningskortets olika belopp användes en exponentiell funktion, på det sätt som föreslagits av Rowe m.fl. (1996):

$$B_n = B_1 \times (1 + k)^{n-1},$$

där  $B_n$  är det “bud” som används för betalningskortet,  $B_1$  är det första “budet” och  $k$  är en positiv konstant. Genom att en exponentiell metod används ökar intervallen mellan betalningskortets olika belopp i ökande takt. Detta har visat sig vara en framgångsrik

metod för att reducera förekomsten av “centering bias”<sup>11</sup> och “range bias”<sup>12</sup> (se t.ex. Rowe m.fl., 1996).

Betalningskortet som utformades inkluderade 16 olika bud, där det första budet var noll och det sista budet var högre än vad författarna förväntade sig som högsta bud (dvs. högre än bud nummer 15, vilket var 20 kronor). Övriga bud beräknades enligt formeln ovan. Vid genomförandet av pilotstudien testade författarna buden, och kunde på så sätt säkerställa att de var lämpliga för att uppnå studiens syfte.

0 kr	0,50 kr	0,66 kr	0,88 kr
1,17 kr	1,56 kr	2,07 kr	2,74 kr
3,64 kr	4,84 kr	6,43 kr	8,54 kr
11,34 kr	15,06 kr	20 kr	> 20 kr

Figur 3.1. Betalningskort för en plastbärkasse.

Eftersom studiens författare också var intresserade av att undersöka effekten av information och kunskap för betalningsviljan och efterfrågan på plastbärkassar, tillämpades s.k. “framing.” Respondenten fick, efter att ha uppgett en initial betalningsvilja, ta del av information om hur plastbärkassar påverkar miljön. Därefter fick respondenten på nytt uppge sin betalningsvilja. På så sätt kunde respondentens betalningsvilja före och efter att hen tagit del av informationen jämföras.

Som ett alternativ hade det varit möjligt att dela upp enkätstudiens deltagare i två grupper och låta den ena gruppen ta del av information om plastbärkassars miljöpåverkan innan betalningsviljefrågan besvarades. Den andra gruppen hade då fungerat som kontrollgrupp, och fått ange sin betalningsvilja utan att ha tagit del av informationen. Anledningarna till att denna metod inte valdes var två. Dels hade tillämpning av en sådan metod krävt ett större antal observationer än vad som varit möjligt att erhålla inom ramarna för denna studie. Dels var studiens författare i första hand intresserade av att studera hur betalningsviljan för en och samma individ påverkas av att information tillhandahålls.

Enkätens sista del bestod av frågor om respondentens bakgrund, såsom ålder, inkomst och hushållsstorlek. Dessa frågor placerades i slutet av enkäten av två skäl. Dels är sådana frågor ofta relativt enkla att besvara, dels tenderar respondenten att tappa fokus mot slutet då en enkät besvaras. Författarna ville därför placera de frågor som var av störst vikt tidigt i enkäten. Frågorna med avseende på demografiska variabler

<sup>11</sup> Bias som uppstår på grund av att individer tenderar att välja värden som ligger nära mitten (Fotios & Cheal, 2010).

<sup>12</sup> Bias som uppstår genom att betalningskortets beloppsgränser påverkar den betalningsvilja respondenten uppger, t.ex. genom att alltför många beloppsgränser används (Rowe m.fl., 1996).

utförades utifrån de bakgrundsfrågor som ställs i SOM-undersökningarna, vilka genomförs av SOM-institutet vid Göteborgs universitet. Organisationen har utfört enkätstudier sedan 1986, och resultaten används frekvent inom både forskning och journalistik (SOM-institutet, 2020). Således är frågorna väl beprövade och etablerade inom forskningsvärlden.

### 3.4.3 Dataanalys

För att estimeras hur olika specifika variabler påverkar betalningsviljan för plastbärkassar utfördes OLS-regressioner. Att använda OLS var motiverat av att antalet nollsvär var relativt litet (endast 4,8 % av studiens deltagare angav noll i betalningsvilja). Som ett alternativ övervägde författarna att skatta probit-modeller. Detta hade dock krävt att ett större antal respondenter hade angett noll i betalningsvilja.

OLS-regressionerna genomfördes i tre steg. I regressionsanalys (1) inkluderades demografiska variabler. Därefter tillfördes en variabel för miljömedvetenhet och regression (2) estimerades. I ett tredje steg inkluderades ett flertal variabler kopplade till individens köpbeteende och konsumtionsvanor, och ytterligare en regressionsanalys (3) genomfördes. De tre OLS-regressionerna specificeras nedan:

$$\begin{aligned}
 WTP_{plastbärkasse} = & \beta_0 + \beta_1 kvinna + \beta_2 inkomst1 + \beta_3 inkomst2 + \beta_4 hushåll \\
 & + \beta_5 ålder + \beta_6 utbildning1 + \beta_7 utbildning2 + \beta_8 område \quad (1) \\
 & + \beta_9 miljömedveten \quad (2) \\
 & + \beta_{10} antal_påsar + \beta_{11} handlat\_antal\_gångar + \beta_{12} går\_cyklar + \beta_{13} avstånd1 \\
 & + \beta_{14} avstånd2 + \beta_{15} köper_påsar \quad (3)
 \end{aligned}$$

WTP beskriver betalningsviljan för en plastbärkasse.  $\beta_0$  är en positiv konstant och utgör regressionslinjens intercept. Resterande variabler beskrivs i nedanstående tabell:

<b>Variabel</b>	<b>Beskrivning</b>
<i>WTP1</i>	= Initial betalningsvilja för en plastbärkasse
<i>WTP2</i>	= Betalningsvilja efter att respondenten tagit del av information om plastbärkassens miljöpåverkan
<i>kvinn</i>	= 1 om kvinna, 0 om man
<i>inkomst1</i>	= 1 om inkomst mellan 20 001 – 40 000 kr
<i>inkomst2</i>	= 1 om inkomst över 40 000 kr
<i>hushåll</i>	= Antal medlemmar i respondentens hushåll
<i>ålder</i>	= Respondentens ålder
<i>utbildning1</i>	= 1 om gymnasial utbildning el. motsvarande
<i>utbildning2</i>	= 1 om eftergymnasial utbildning på minst 3 år
<i>område</i>	= 1 om bosatt i centralt område
<i>miljömedveten</i>	= 1 om miljömedveten
<i>antal_påsar</i>	= Antal köpta plastbärkassar den senaste månaden
<i>handlat_antal_gånger</i>	= Antal gånger individen handlat den senaste månaden
<i>går_cyklar</i>	= 1 om respondenten cyklar eller går till mataffär
<i>avstånd1</i>	= 1 om 1 – 5 km avstånd till mataffär
<i>avstånd2</i>	= 1 om > 5 km avstånd till mataffär
<i>köper_påsar</i>	= 1 om respondenten brukar köpa plastbärkassar

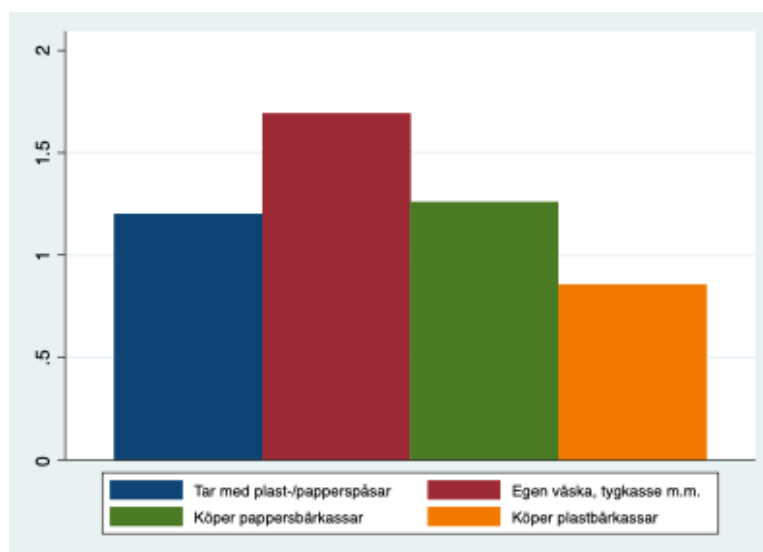
Tabell 3.1.

## 4 Resultat

### 4.1 Respondenternas profil

Totalt besvarades enkäten av 104 respondenter. Av dessa var 44,23 % män och 54,81 % kvinnor. En respondent identifierade sig som icke-binär. Den genomsnittliga åldern för undersökningens deltagare var 34,1 år. Studiens äldsta deltagare var 82 år och studiens yngsta deltagare var 19 år gammal. I genomsnitt bestod respondenternas hushåll av 2,2 personer. De flesta av undersökningens deltagare (53,85 %) angav en genomsnittlig månatlig inkomst mellan 20 001 och 40 000 kr efter skatt. Bland övriga deltagare angav 34,62 % en lägre inkomst än 20 000 kr, och resterande 11,54 % angav en högre inkomst än 40 000 kr. Andelen högutbildade var 35,58 %, och andelen som inte utbildat sig vidare efter grundskolan var 4,90 %. En majoritet av respondenterna (51,96 %) identifierade sig som stadsbor. Vid skattning av deltagarnas miljömedvetenhet, enligt den metod som diskuterats under avsnitt 3.4.2 ovan, kom två tredjedelar av respondenterna (66,67 %) att klassificeras som miljömedvetna.

Då respondenterna tillfrågades om sina vanor för matinköp uppskattade den genomsnittliga deltagaren att hen handlat 9,74 gånger under den senaste månaden. Under samma period hade respondenterna i genomsnitt köpt 3,3 plastbärkassar. Omkring 36,27 % av respondenterna uppgav att de inte köpt någon plastbärkasse överhuvudtaget de senaste 30 dagarna, och en ungefär lika stor andel angav att de aldrig någonsin köper nya plastbärkassar (31,37 %). För pappersbärkassar angav betydligt färre, 10,78 % av respondenterna, att de *aldrig* köper sådana. I figur 4.1 illustreras hur undersökningens respondenter vanligtvis bär hem sina varor då de varit och handlat. De olika svarsalternativen har tilldelats poäng mellan 0 och 4, där 0 motsvarar "aldrig" och 3 motsvarar "alltid." Som framgår av grafen var det vanligast att ta med egen väska, tygkasse eller liknande hemifrån. Under Appendix C specificeras den data som ligger till grund för sammanställningen.



Figur 4.1. Hur respondenterna vanligtvis bär hem sina varor.

Vidare angav hälften av respondenterna att de vanligtvis transporterar sig till mataffären med bil (50,96 %). Det näst vanligaste sättet att ta sig till mataffären var genom att promenera, vilket 41,35 % uppgav att de gjorde.

## 4.2 Betalningsvilja

Den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse har estimerats genom att ett medelvärde för respondenternas initiala betalningsvilja som angavs på betalningskortet beräknats (se tabell 4.1).<sup>13</sup> Tio extremvärden har exkluderats från analysen i syfte att erhålla en så representativ betalningsvilja som möjligt. Dessa behandlas under avsnitt 4.3.1 nedan. Den genomsnittliga betalningsviljan uppgick till 3,50 kronor och varierade från 0 kronor till 8,54 kronor.

Betalningsvilja	Medelvärde	Standardavvikelse	Median	Min	Max
WTP1	3,50	2,325	2,07	0	8,54
WTP2	4,30	4,504	4,84	0	20

Tabell 4.1. Sammanfattande statistik för initial betalningsvilja (WTP1) och respondentens betalningsvilja efter att ha tagit del av information om plastbärkassens miljöpåverkan (WTP2).

## 4.3 Skillnader i betalningsvilja

I syfte att undersöka vilka faktorer som ger upphov till skillnader i betalningsvilja estimerades en regressionsmodell i tre steg. I det första steget skattades en modell för sådana variabler som är av demografisk karaktär (1), som potentiellt skulle kunna ha en effekt på betalningsviljan för plastbärkassar. Detta innebar att ålder, kön, hushållsstorlek, utbildningsnivå, bostadsområde och inkomst inkluderades i analysen. I nästan steg lades också variabeln "miljömedveten" till och regression (2) skattades. I det tredje steget tillfördes variabler kopplade till individens köpbeteende och -vanor och ytterligare en regression (3) genomfördes.

<sup>13</sup> I Appendix B illustreras fördelningen i betalningsvilja för WTP1 och WTP2.

OLS-regression i tre steg: WTP för plastbärkassar.

Variabler	(1)	(2)	(3)
Constant	6.081***	6.074***	6.099***
kvinna	-0.698	-0.703	-0.347
inkomst1	-0.055	-0.054	-0.159
inkomst2	0.493	0.498	0.88
hushåll	-0.189	-0.188	-0.146
ålder	-0.054***	-0.054***	-0.071***
utbildning1	-0.108	-0.111	-1.413
utbildning2	1.236	1.227	-0.421
område	-0.547	-0.546	-0.668
miljömedveten		0.024	0.059
antalpåsar			-0.012
handlatggr			-0.023
går_cyklar			0.426
avstånd1			0.575
avstånd2			0.81
köper_påsar			2.084***
R <sup>2</sup>	0.230	0.230	0.380
N	93	93	92

Notera: \*, \*\* och \*\*\* indikerar signifikans på 10%, 5% och 1% respektive.

Tabell 4.2. Resultat från OLS-regression med betalningsvilja som beroende variabel.

I tabellen ovan visas en sammanställning av de tre regressionerna. De demografiska variablerna förklarar omkring 23 % av variationen i WTP för en plastbärkasse. Då fler variabler med avseende på köpbeteende och konsumtionsvanor inkluderas stiger förklaringsgraden till cirka 38 %. Ett fåtal koefficienter är signifikanta på 10 %, 5 % eller 1 % nivå.<sup>14</sup> Regressionerna återges i sin helhet under Appendix D.

Som framgår av regression (1), är koefficienten framför *kvinna* negativ, vilket indikerar en lägre betalningsvilja för kvinnor än för män. Även om effekten inte är statistiskt signifikant kan den i denna kontext betraktas vara av *ekonomisk* betydelse, eftersom skillnaden i betalningsvilja mellan personer av kvinnligt respektive manligt kön är relativt stor. Det verkar också som att betalningsviljan är lägre för individer som ingår i relativt stora hushåll och för individer som bor centralt.

Den negativa koefficienten framför variabeln *ålder* är genom samtliga regressioner statistiskt signifikant på 1 % signifikansnivå, vilket indikerar att betalningsviljan minskar med ålder. I de två första regressionerna minskar betalningsviljan med cirka

<sup>14</sup> I Appendix E testas modellen med bootstrap. Som framgår där förblir variablerna signifikanta också då en sådan teknik tillämpas.



fem öre per år och i den tredje regressionen med cirka sju öre. I ekonomiska termer är detta en relativt liten skillnad per år, men vid en jämförelse mellan olika åldersgrupper blir skillnaden större. Skillnaden i betalningsvilja för en person som är 20 år och en person som är 80 år motsvarar exempelvis 3,24 kronor.

I steg nummer två inkluderades variabeln “miljömedveten” i analysen. Som framgår av tabell 4.2 är koefficienten för miljömedvetenhet varken statistiskt eller ekonomiskt signifikant eftersom p-värdet är högt och koefficientens värde litet (0,024 i (2) och -0,023 i (3)). I det tredje steget tillfördes variabler kopplade till individens köpbeteende och -vanor till analysen (se regression (3)). För variabeln *köper\_påsar* kunde en positiv och signifikant effekt, motsvarande 2,08 kronor, identifieras på 1 % signifikansnivå. De respondenter som köper plastbärkassar “alltid”, “nästan alltid” eller “sällan” är villiga att betala omkring två kronor mer för en plastbärkasse än de som “aldrig” köper sådana påsar. För övriga variabler var det inte möjligt att identifiera någon statistiskt signifikant effekt, och de ekonomiska effekterna understeg en krona per plastbärkasse. Trots detta verkar vissa indikationer på att betalningsviljan ökar med avstånd föreligga.

#### 4.3.1 Extremvärden

Tio av studiens respondenter angav en betalningsvilja som tydligt avvek från betalningsviljan för övriga respondenter. Betalningsviljan för dessa deltagare har exkluderats från analyserna ovan i syfte att erhålla så representativa estimat som möjligt. Eftersom studiens s.k. “outliers” utgjorde en relativt stor andel av undersökningens totala antal observationer (9,6 %), behandlas de därför separat under detta avsnitt. För en fullständig OLS-regression (3) med *samtliga* observationer hänvisas den intresserade läsaren till Appendix F.

Betalningsviljan för de 10 respondenter som angav extremvärden uppgick i genomsnitt till 16,04 kronor, med en standardavvikelse på 4,32 kronor. 80 % av individerna i denna grupp tillhörde kategorin “miljömedveten.” I tabell 4.3 redovisas hur svaren för de respondenter som angett extremvärden förhåller sig till svaren för övriga respondenter. I syfte att testa om statistiskt signifikanta skillnader föreligger mellan de som angav extremvärden och studiens övriga respondenter har t- respektive proportionstester genomförts för samtliga variabler. Som framgår kunde statistiskt säkerställda skillnader för såväl betalningsvilja som för antal köpta plastbärkassar och köpfrekvens av sådana påsar identifieras.

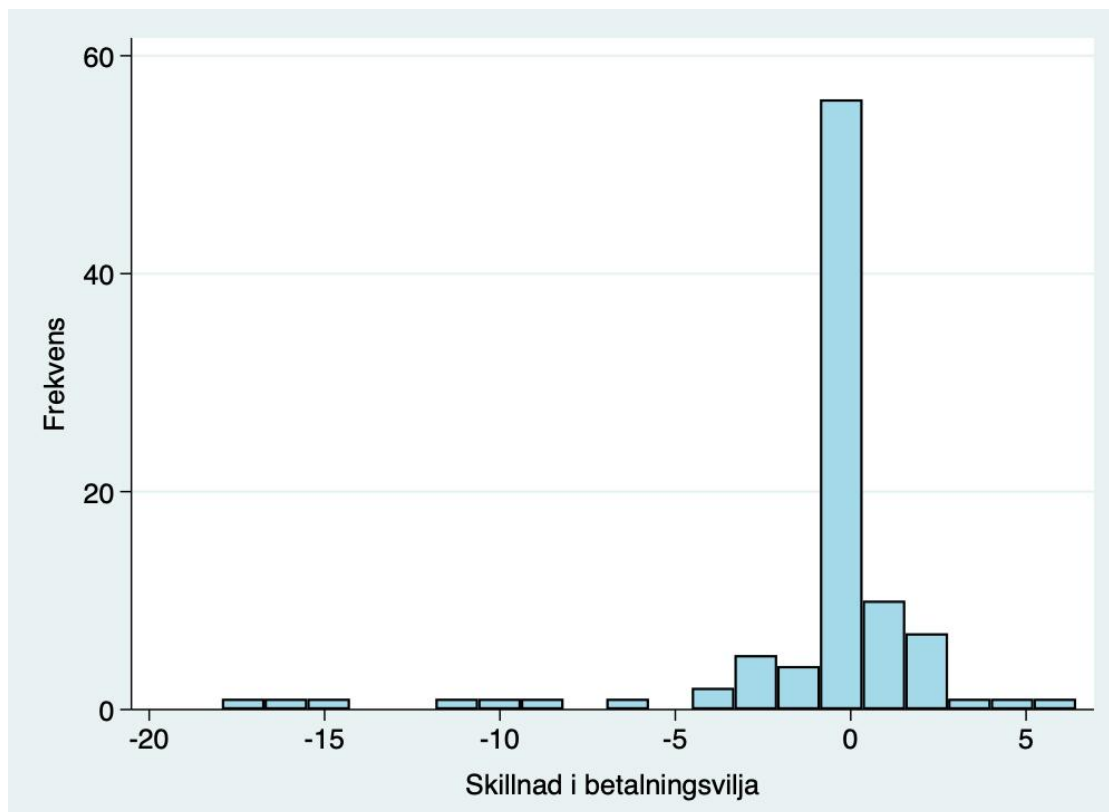
Variabel	Respondenter med extremvärden (N=10)	Övriga respondenter (N=94)	Differens	P-värde
WTP1	16,04 kr	3,50 kr	12,54 kr***	<0.0001
ålder	33,8 år	34,2 år	-0,4 år	0,9415
inkomst1	60,0 %	53,19 %	6,8 procentenheter	0,6814
inkomst2	10,0 %	11,70 %	-1,7 procentenheter	0,8727
utbildning1	70,0 %	58,51 %	11,49 procentenheter	0,4814
utbildning2	30,0 %	36,17 %	-6,17 procentenheter	0,6984
miljömedveten	80,0 %	64,89 %	15,11 procentenheter	0,3365
antal_påsar	4,1	2,1	2*	0,0955
köper_påsar	100,0 %	65,96 %	34,04 procentenheter**	0,0266

Notera: \*, \*\* och \*\*\* indikerar signifikans på 10 %, 5 % och 1 % nivå respektive.

Tabell 4.3. Proportions- och t-tester för skillnader mellan de som angett extremvärden och övriga respondenter.

#### 4.4 Effekten av information

Efter att respondenterna fått ta del av information om hur konsumtion av plastbärkassar påverkar miljön negativt, uppgavs i genomsnitt en betalningsvilja som uppgick till 4,30 kr. En majoritet av respondenterna (57,45 %) uppgav samma betalningsvilja både före och efter att de tagit del av informationen. Resterande respondenter ändrade sin betalningsvilja efter att ha fått läsa om hur konsumtion av plastbärkassar påverkar miljön negativt. 21,28 % av respondenterna angav en *högre* betalningsvilja och 21,28 % *sänkte* betalningsviljan. För de respondenter som angav att de var villiga att betala ett högre belopp för en plastbärkasse efter att ha tagit del av informationen steg betalningsviljan i genomsnitt med 5,70 kronor. De respondenter som sänkte sin betalningsvilja minskade i genomsnitt den maximala summan de kunde tänka sig att betala för en plastbärkasse med 1,94 kronor.



Figur 4.2. Skillnad mellan initial betalningsvilja och betalningsvilja efter att respondenten tagit del av information om hur förbrukning av plastbärkassar påverkar miljön.

Bland de respondenter som höjde sin betalningsvilja efter att ha tagit del av information om hur plastbärkassar påverkar miljön var könsfördelningen relativt jämn (45 % män och 55 % kvinnor höjde betalningsviljan) och majoriteten hade klassificerats som miljömedvetna (70 %). En probit-modell estimerades i syfte att erhålla information om hur sannolikheten att höja betalningsviljan varierar som en funktion av övriga variabler. Resultatet av denna presenteras nedan i tabell 4.4 och återges i sin helhet i Appendix I. Som framgår av probit-regressionen ökar sannolikheten för att en högre betalningsvilja anges med omkring 85 procentenheter då en individ klassificerats som miljömedveten, jämfört med referensgruppen. Ju fler påsar en individ köpt, och ju fler gånger individen handlat under den senaste månaden, verkar också kunna förklara att en individ höjde betalningsviljan efter att ha tagit del av information om hur plastbärkassar påverkar miljön negativt. För varje ytterligare påse och för varje ytterligare gång individen handlat matvaror under den senaste månaden, ökar sannolikheten för att en högre betalningsvilja anges med 17,8 respektive 5 procentenheter, jämfört med respektive referensgrupp.

<b>Probit regression</b>	
Variabel	Estimat
kvinn	0,101 (0,425)
inkomst1	-0,236 (0,473)
inkomst2	-0,946 (0,848)
hushåll	-0,305 (0,191)
ålder	-0,007 (0,017)
utbildning1	-0,44 (0,998)
utbildning2	-0,222 (1,067)
område	-0,334 (0,396)
miljömedveten	0,85 (0,461)*
antalpåsar	0,178 (0,068)***
handlat_antal_gånger	0,05 (0,029)*
går_cyklar	-0,25 (0,537)
avstånd1	0,399 (0,515)
avstånd2	-0,042 (0,713)
köper_påsar	-0,595 (0,452)
konstant	-0,391 (1,366)
pseudo R <sup>2</sup>	0,2207
antal observationer	92

Notera: \*, \*\* och \*\*\* indikerar signifikans på 10 %, 5 % och 1 % nivå respektive.

Tabell 4.4. Probit-regression.

Resultaten från studien indikerar att respondenter med en högre utbildning (minst tre år efter gymnasiet) var mindre benägna att ändra sin betalningsvilja efter att ha tagit del av information om hur plastbärkassar påverkar miljön. Endast 35,29 % (jämfört med 46,67 % för respondenter utan högre utbildning) angav en annan betalningsvilja efter att ha tagit del av informationen. Liknande tendenser kunde identifieras för de höginkomsttagare som deltog i studien. Bland dessa påverkades 18 %, jämfört med 45,78 % av studiens övriga respondenter.

Ett t-test utfördes i syfte att testa om en statistiskt signifikant skillnad mellan respondenternas två angivna betalningsviljor kunde identifieras (Appendix H). För en signifikansnivå på 5 % och 10 % var detta möjligt, vilket indikerar att tillgång till information om hur plastbärkassar påverkar miljön kan ha en effekt på betalningsviljan.

## 5 Diskussion

### 5.1 Betalningsvilja för plastbärkassar och jämförelser med tidigare studier

I denna studie kom den svenska befolkningens genomsnittliga betalningsvilja för en plastbärkasse att estimeras till 3,50 kronor, vilket är 50 öre mer än vad skatten på plastbärkassar för närvarande uppgår till. Det faktum att svenska livsmedelsbutiker utöver skatten tar ut 3-4 kronor i betalt per plastbärkasse, innebär dock att det pris konsumenter möter och reagerar på många gånger är dubbelt så högt som skatten. De plastpåsar som idag säljs för omkring 6-7 kronor kostar därför betydligt mycket mer än vad den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse kom att estimeras till i denna studie (3,50 kronor). En indikation av detta är att den skatt på plastbärkassar som introducerats i Sverige överstiger den genomsnittliga betalningsviljan för en plastbärkasse med omkring 2,50-3,50 kronor, och att skatten borde medföra en minskad konsumtion av plastbärkassar.

Utifrån studiens resultat verkar en relativt stor spridning i betalningsvilja förekomma. Som en konsekvens är det därför troligt att skatten på plastbärkassar påverkar människor olika, och att effekten för den enskilda konsumenten i mångt och mycket beror på betalningsviljans storlek. Vissa individer kan förväntas substituera konsumtion av plastbärkassar mot konsumtion av exempelvis pappersbärkassar, medan andra konsumenter sannolikt kommer att fortsätta förbruka lika många plastbärkassar som tidigare, trots det högre priset. Det är utifrån denna studie, vilken är den första av sitt slag, inte möjligt att dra några säkra slutsatser om hur stor skatten på plastbärkassar bör vara för att få eftersträvd konsumtionsminskning till stånd. Genom denna uppsats har dock ett första steg mot att kunna göra en sådan bedömning tagits.

I termer av skatt är svenska konsumenter, utifrån resultatet i denna studie, beredda att betala *mer* för en plastbärkasse än vad skatten på sådana påsar för närvarande uppgår till. Då en motsvarande skatt implementerades på Irland var situationen den omvända; skatten som infördes där var omkring sex gånger *högre* än den irländska befolkningens genomsnittliga betalningsvilja för en plastbärkasse. Det är dock viktigt att ha i åtanke att den irländska befolkningens betalningsvilja för en plastbärkasse hade bedömts vara betydligt lägre än den betalningsvilja som estimerats för svenska konsumenter i denna studie (jfr. 0,25 SEK respektive 3,50 SEK).

Den betalningsvilja som härletts i denna studie implicerar att den svenska befolkningens genomsnittliga betalningsvilja för en plastbärkasse är 14 gånger högre än den irländska befolkningens. Skillnaden i betalningsvilja skulle delvis kunna förklaras av att svenska konsumenter sedan tidigare är vana vid att behöva betala för plastbärkassar, åtminstone i livsmedelsbutiker. Som en kontrast tillhandahölls konsumenter på Irland plastpåsar helt avgiftsfritt fram tills dess att en skatt implementerades. Vidare genomfördes den

irländska studien av betalningsvilja - i motsats till denna studie - *innan* dess att en skatt på plastbärkassar implementerats. Av dessa anledningar är det troligt att de irländska respektive svenska konsumenterna utgick från vitt skilda referenspriser då frågan om betalningsvilja besvarades. Det skulle också kunna vara så att betalningsviljan påverkas av hur intäkterna från skatten på plastbärkassar används. På Irland är skatteintäkterna öronmärkta för miljöändamål, och kommer därför inte konsumenterna direkt till godo genom exempelvis sänkta inkomstskatter. Detta skulle kunna bidra till en lägre betalningsvilja.

Då betalningsviljan för plastbärkassar studerades för irländska medborgare angav 40 % av de som tillfrågades noll i betalningsvilja (Convery m.fl., 2007). I denna studie var andelen som inte var villiga att betala *någonting* för en plastbärkasse därför betydligt lägre, 4,81 %. Att respondenter anger noll i betalningsvilja skulle å ena sidan kunna tolkas som ett tecken på miljömedvetenhet och en strävan efter att reducera konsumtionen av plastbärkassar, å andra sidan som en form av protest mot att överhuvudtaget behöva betala för plastbärkassar. Det är möjligt att konsumenter i Irland i högre utsträckning protesterat eftersom dessa konsumenter sedan tidigare var vana vid att tillhandahållas plastbärkassar gratis. Att få respondenter angett angett noll i betalningsvilja i denna studie skulle också kunna vara en indikation på att det betalningskort som använts för studien, varit effektivt för att fånga upp betalningsviljan för en övervägande majoritet av respondenterna. Om så är fallet visar detta på betydelsen av att utforma betalningskort med omsorg, och på behovet av att testa utformningen för sådana i såväl fokusgrupper som pilotstudier.

### 5.1.1 Plastbärkassen - en normal vara?

För att kunna dra några slutsatser kring hur konsumtionen av plastbärkassar påverkas av att priserna för sådana påsar stiger, finns också anledning att diskutera huruvida plastbärkassen är att betrakta som en normal vara eller inte. Av de resultat som kunnat härledas från denna studie verkar det som att betalningsviljan tenderar att falla då en individ uppnår en inkomst som överstiger 20 000 kronor efter skatt. Det omvända gäller dock då individer erhåller en inkomst som uppgår till över 40 000 kronor efter skatt, dvs. för dessa individer är betalningsviljan *högre* än för gruppen med en inkomst mellan 20 001-40 000 kronor. Det verkar som att individer med en inkomst som överstiger en viss gräns är villiga att betala mer för en plastbärkasse, och detsamma gäller för de individer med en inkomst *lägre* än 20 000 kronor.

Att gruppen som utgjordes av respondenter med en relativt låg inkomst angav en förhållandevis hög betalningsvilja för en plastbärkasse, skulle kunna förklaras av skillnader i utbildning. Bland de respondenter med en inkomst under 20 000 kronor hade exempelvis 22 % slutfört högre studier, jämfört med 43 % för övriga respondenter. Denna skillnad är intressant eftersom det, utifrån de resultat som kunnat härledas från denna studie, verkar som att betalningsviljan för en plastbärkasse faller med högre utbildning, men i en avtagande takt. En annan förklaring skulle kunna vara att gruppen

med den förhållandevis lägsta inkomsten i större utsträckning promenerade eller cyklade till affären. Endast 31 % av individerna i denna grupp transporterade sig till mataffären med bil, vilket kan jämföras med 60 % för övriga respondenter. Individer som saknar tillgång till bil har sannolikt ett större behov av att kunna förpacka sina varor så att de exempelvis skyddas mot regn. Detta skulle kunna resultera i ökad betalningsvilja för en plastbärkasse.

Den högre betalningsviljan för höginkomsttagare skulle istället kunna förklaras av att denna grupp har större möjligheter att undkomma de negativa miljöeffekter som konsumtion av plastbärkassar ger upphov till, genom att exempelvis flytta från områden med stora mängder mikroplaster. För personer med en högre inkomst är dessutom kostnaden för en plastbärkasse i relation till inkomst lägre, vilket kan medföra att prissignalen från en skatt inte når fram i samma utsträckning.

### 5.1.2 Plastbärkassens substitut

Som illustrerats i figur 4.1 och i Appendix C var det relativt ovanligt att respondenterna köpte plastbärkassar i butik. Det är därför troligt att plastbärkassens substitut används i större utsträckning än plastbärkassen. Eftersom enkäten inte innefattade frågor om varför ett visst alternativ valdes eller kring huruvida skatten på plastbärkassar påverkat respondentens val av bärkasse, är det svårt att dra några säkra slutsatser om vad den relativt låga konsumtionen av plastbärkassar beror på. Några tänkbara förklaringar skulle kunna vara miljömedvetenhet, inkomst- och substitutionseffekt till följd av skatten eller bristande representativitet för urvalet.

De vanligast förekommande alternativen för att bära hem varor från affären utgjordes av kassar som tagits med hemifrån och tygkassar eller motsvarande. Vidare kunde vissa indikationer på att pappersbärkassar köps betydligt mer frekvent än plastbärkassar, identifieras. Omkring 31 % av respondenterna svarade att de "alltid" eller "nästan alltid" köper pappersbärkassar i butik, jämfört med för plastbärkassar, där endast 12,5 % angav att de "alltid" eller "nästan alltid" köper sådana. I Danmark beskattas både plast- och pappersbärkassar, vilket skapar incitament att minska konsumtionen av båda dessa sorters påsar. Eftersom skatten i Sverige *endast* appliceras på plastbärkassar är det därför troligt att en större andel svenska konsumenter har substituerat konsumtion av plastbärkassar med konsumtion av pappersbärkassar, jämfört med konsumenterna i Danmark. Som tidigare diskuterats saknas emellertid kunskap kring huruvida pappersbärkassar, ur miljösynpunkt, är ett bättre alternativ till plastbärkassar eller inte. Att konsumtionen av sådana påsar ökar bidrar därför inte nödvändigtvis till minskad miljö- och klimatpåverkan.

### 5.1.3 Miljömedvetenhet

Cirka två tredjedelar av undersökningens deltagare kom att klassificeras som miljömedvetna. Att klassificeras som "miljömedveten" kunde dock inte förklara variationer i betalningsvilja för plastbärkassar. Det skulle kunna vara så att

betalningsviljan för plastbärkassar inte påverkas av individens miljöattityd och beteenden i övrigt. En mer trolig förklaring är dock att det mått som använts för att bedöma huruvida individer kan klassificeras som miljömedvetna inte varit tillräckligt snävt för att fånga upp variationer i miljömedvetenhet hos individer. En tredje möjlig förklaring till den uteblivna effekten av att klassificeras som "miljömedveten" är att respondenter potentiellt kan ha tolkat frågan om betalningsvilja olika. Vissa miljömedvetna respondenter kan ha angett noll i betalningsvilja som en vägran att överhuvudtaget betala för att konsumera någonting som ger upphov till negativa konsekvenser för miljön. Andra miljömedvetna respondenter kan ha angett höga belopp i betalningsvilja i syfte att ge uttryck för åsikten att priset på plastbärkassar borde höjas ytterligare. I framtida studier kan det därför vara intressant att ställa uppföljningsfrågor till respondenterna för att få en uppfattning om vilka motiv som ligger till grund för att en specifik betalningsvilja anges.

## 5.2 För vilka grupper minskar konsumtionen av plastbärkassar till följd av skatten?

Utifrån studiens resultat verkar det som att kvinnor är mer benägna att minska sin konsumtion av plastbärkassar än män då en skatt införs. En anledning till detta skulle kunna vara att kvinnor generellt har lägre inkomst än män, vilket innebär att priset för en plastbärkasse i relation till inkomst också är högre för kvinnor. En annan möjlig förklaring till skillnaden mellan könen skulle kunna vara att kvinnor generellt är mer miljömedvetna än män. Detta stöds av det faktum att 79 % av de kvinnor som deltog i studien klassificerades som miljömedvetna. Motsvarande andel för respondenterna av manligt kön uppgick till 50 %.

Det var också möjligt att identifiera några grupper som tenderar att fortsätta konsumera plastbärkassar trots att en skatt införs. En sådan grupp bestod av respondenter som går eller cyklar till mataffären. Individerna i denna grupp är förmodligen beredda att betala ett relativt högt pris av praktiska skäl och av bekvämlighetsskäl. En annan grupp som tenderar att fortsätta konsumera plastbärkassar bestod av respondenter som "alltid" eller "nästan alltid" köper sådana påsar. Mer precist gav studiens resultat en indikation på att betalningsviljan för en plastbärkasse ökar med köpfrekvensen. Ju oftare en individ köper plastbärkassar, desto mer verkar hen vara beredd att betala för varje påse. De som idag konsumerar en relativt liten mängd plastbärkassar är således mer benägna att minska den egna konsumtionen då en skatt införs, än de som köper plastbärkassar som mest frekvent. Detta innebär att de individer som skulle kunna göra störst skillnad genom att reducera sin förbrukning är som minst villiga att göra det. En trolig förklaring till att de som köper plastbärkassar relativt ofta är mer eller mindre ovilliga att minska sin konsumtion är förmodligen vana. Det är dessutom bekvämt att inte behöva tänka på att ta med sig något hjälpmedel för att bära varor i hemifrån. För att få till stånd en minskad förbrukning av plastbärkassar finns dock ett stort behov av att nå fram till denna grupp, eftersom gruppen står för en relativt stor andel av konsumtionen av plastbärkassar i



Sverige. Det faktum att det var möjligt att genom information påverka betalningsviljan för mer än hälften av de respondenter som tillhörde denna grupp (56 %) visar på att informationsstyrmedel kan vara av stor betydelse för att minska konsumtionen för denna målgrupp.

### 5.3 Vikten av information

Omkring fyra av tio respondenter ändrade sin betalningsvilja efter att ha tagit del av information om hur konsumtion av plastbärkassar påverkar miljön negativt. Vissa angav en högre betalningsvilja och andra en lägre. Som diskuterats ovan är det troligt att respondenter tolkat frågan om betalningsvilja på olika sätt, vilket skulle kunna förklara att betalningsviljan påverkats i båda riktningar för respondenterna. Det faktum att sannolikheten att en respondent höjde sin betalningsvilja efter att ha tagit del av information om hur förbrukning av plastbärkassar påverkar miljön negativt ökade med omkring 85 procentenheter för miljömedvetna respondenter stöder denna tes. Oavsett om den betalningsvilja som angavs efter att respondenten tagit del av information om plastbärkassens miljöpåverkan var högre eller lägre än den initiala, är det emellertid möjligt att konstatera att relativt många respondenter kunde *påverkas* genom att få ta del av information. Skillnaden i betalningsvilja var dessutom statistiskt signifikant.

### 5.4 Alternativa tillvägagångssätt

Som diskuterats ovan ger produktionen av en plastbärkasse upphov till miljöskador motsvarande 1,21 SEK. Den skatt på plastbärkassar som införts i Sverige motsvarar därför inte den marginella skadan på miljön, och skatten är således inte att betrakta som samhällsligt optimal ur ett ekonomiskt perspektiv. Om en sådan, pigouviansk skatt, istället införts hade följden blivit att de priser konsumenter mött och reagerat på uppgått till 4,21-5,21 kronor (givet att dagligvarubutikerna i Sverige tar ut 3-4 kronor i betalt per plastbärkasse). Utifrån resultatet i denna studie hade omkring 39 % varit villiga att betala detta belopp. Att en skatt om tre kronor per plastbärkasse istället införts har fått till följd att konsumenter idag betalar omkring 6-7 kronor för en plastbärkasse. Ett så högt pris kunde endast 25 % av studiens deltagare tänka sig att betala.

Valet av skattesats skulle kunna betraktas som en avvägning mellan å ena sidan behovet av att minska konsumtionen av plastbärkassar och å andra sidan behovet av att generera skatteintäkter till statskassan. En skatt som sätts alltför högt riskerar resultera i uteblivna skatteintäkter och underfinansierade statsbudgetar. Samtidigt riskerar en skatt som sätts alltför lågt få till följd att den konsumtionsminskning som eftersträvas uteblir. Eftersom den skatt på plastbärkassar som införts i Sverige är mer än dubbelt så hög som den marginella samhällsliga kostnaden för en plastbärkasse, är det utifrån detta resonemang sannolikt att de intäkter som skatten genererar blir relativt små. Vidare, medför det faktum att den skatt som implementerats är större än den externa miljökostnaden en välfärdsförlust, genom ett minskat konsument- och producentöverskott, vilket inte kompenseras av ökade skatteintäkter.

Sveriges intäkter från skatten på plastbärkassar används inte till åtgärder för minskad miljöpåverkan eller till klimatkompensation, vilket skiljer den svenska skatten på plastbärkassar från den irländska. Om syftet med den svenska skatten på plastbärkassar är att åstadkomma minskad miljöpåverkan från konsumtion av sådana påsar, bör därför största möjliga konsumtionsminskning snarare än maximerade skatteintäkter eftersträvas. Detta talar för en relativt hög punktskatt per plastbärkasse, alternativt att ett förbud mot sådana påsar införs.

Ett förbud hade potentiellt kunnat eliminera konsumtionen av plastbärkassar helt. Ett sådant hade i första hand påverkat producenter av plastbärkassar, och därför reducerat individens möjlighet att fatta medvetna köpbeslut. Som en kontrast kan införandet av en skatt få konsumenten att stanna upp och fundera kring huruvida hen behöver en plastbärkasse eller inte. Genom att tvinga konsumenter till att reflektera över den egna konsumtionen skapas förutsättningar för överföringseffekter, vilket exempelvis skulle kunna få till följd att också konsumtionen av pappersbärkassar reduceras. Givet att pappersbärkassar potentiellt är lika skadliga ur miljösynpunkt som plastbärkassar, finns skäl att betrakta en sådan effekt som önskvärd. Naturligtvis kan en skatt på plastbärkassar också medföra överföringseffekter till helt andra köpsituationer och få konsumenter att i större utsträckning ta med den marginella miljöskadan i beräkningen då köpbeslut fattas. Med utgångspunkt i det faktum att både en skatt och ett förbud påverkar konsumentens köpbeteende finns därför skäl att välja det förra alternativet före det senare.

Någonting som varken en skatt eller ett förbud påverkar är emellertid människors behov av att transportera hem varor från affären. När efterfrågan på plastbärkassar minskar är det därför sannolikt att företag och producenter på sikt styr om produktionen, och börjar producera andra alternativ att bära hem varor i. Vilken den totala nettoeffekten av en minskad efterfrågan på plastbärkassar blir ligger således på framtiden att utvisa.

## 6 Slutsats och förslag till fortsatt forskning

Det övergripande syftet för denna studie var att estimeras den svenska befolkningens betalningsvilja för plastbärkassar, och att resultaten dels skulle kunna ligga till grund för framtida forskning, dels kunna ge indikationer för den svenska skatten på plastbärkassar. Ytterligare syften för studien var att försöka identifiera skillnader i betalningsvilja med avseende på miljöattityd och demografi, och att undersöka om mottagande av information kan påverka den betalningsvilja individer uppger.

I denna studie kunde en genomsnittlig betalningsvilja för en plastbärkasse motsvarande 3,50 kronor estimeras. Några signifikanta skillnader i betalningsvilja för variabler såsom kön, utbildningsnivå, inkomst och miljömedvetenhet var inte möjliga att identifiera utifrån det stickprov som låg till grund för studien. Däremot var det för variabeln ålder och för köpfrekvensen av plastbärkassar möjligt att härleda en signifikant effekt på den betalningsvilja respondenter angav. För omkring 40 % av studiens deltagare verkar mottagande av information om hur konsumtion av plastbärkassar påverkar miljön negativt ha haft en effekt på betalningsviljan.

Denna studie av den svenska befolkningens betalningsvilja för plastbärkassar är, så vitt författarna känner till, den första av sitt slag. Avsaknaden av tidigare forskning på området har inneburit stora utmaningar, och medfört en risk för att potentiellt viktiga förklaringsvariabler utelämnats. Detta till trots har studien kunnat ge en indikation på betalningsviljan för en plastbärkasse i Sverige, även om det här finns ett behov av att genomföra liknande undersökningar med ett större antal respondenter och med ett mer representativt urval.

Det förhållandevis låga antalet observationer, den snäva tidsramen, studiens begränsade budget och inte minst den rådande covid-19-pandemin har i vissa avseenden påverkat författarnas handlingsutrymme vid genomförandet av denna studie. För framtida och mer omfattande studier med ett större antal respondenter anser författarna därför att det vore intressant att använda sig av ett split-sample vid studier av betalningsviljan. Genom att tillämpa en sådan metod skulle det bli möjligt att studera betalningsviljan för plastbärkassar med respektive utan cheap-talk-script, vilket skulle skapa förutsättningar för att bedöma i vilken utsträckning förekomsten av ett sådant påverkar den betalningsvilja som respondenter anger. Vidare, skulle det vara intressant att låta två olika grupper av respondenter besvara betalningsviljefrågan med respektive utan tillgång till information, för att kunna dra vidare slutsatser kring vilken effekt förekomsten av information har för betalningsviljan. Dessutom anser författarna att det finns anledning att undersöka huruvida det betalningskort som används i studien påverkar betalningsviljan respondenter anger eller inte, exempelvis genom att låta olika grupper av respondenter besvara betalningsviljefrågan med olika betalningskort.

## 7 Referenslista

Akullian, A., Karp, C., Austin, K., & Durbin, D. (2006). Plastic bag externalities and policy in Rhode Island. *Brown Policy Review Paper, Brown University*. <http://seattlebagtax.org/referencedpdfs/en-akullianetal.pdf>.

Andersson, U., Carlander, A., & Öhberg, P. (2020). Regntunga skyar. *SOM-institutet*. 2019(76), 1-488.

Boman, M., & Mattsson, L. (2008). A note on attitudes and knowledge concerning environmental issues in Sweden. *Journal of Environmental Management*, 86(3), 575-579. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.041>.

Brown, T., Ajzen, I., & Hrubes, D. (2003). Further tests of entreaties to avoid hypothetical bias in referendum contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(2), 353-361. [https://doi.org/10.1016/S0095-0696\(02\)00041-4](https://doi.org/10.1016/S0095-0696(02)00041-4).

Bryman, A., & Bell, E. (2017). *Företagsekonomiska forskningsmetoder*. Liber AB.

Campbell, D. (2007). Willingness to Pay for Rural Landscape Improvements: Combining Mixed Logit and Random-Effects Models. *Journal of Agricultural Economics*, 58(3), 467-483. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2007.00117.x>.

Carson, R., Flores, T., & Meade, N. (2001). Contingent Valuation: Controversies and Evidence. *Environmental and Resource Economics*, 19(2), 173-210. <https://doi.org/10.1023/A:1011128332243>.

Convery, F., McDonnell, S., & Ferreira, S. (2007). The most popular tax in Europe? Lessons from the Irish plastic bags levy. *Environ Resource Econ*, 38(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10640-006-9059-2>.

Cummings, R., & Taylor, L. (1999). Unbiased Value Estimates for Environmental Goods: A Cheap Talk Design for the Contingent Valuation Method. *American Economic Review*, 89(3), 649-665. <https://doi.org/10.1257/aer.89.3.649>.

Dansk Ehrverv. (2019, 19 december). *Hvornår er en plastbæreposse omfattet af plastafgiften?* <https://www.danskerhverv.dk/presse-og-nyheder/nyheder/hvornar-er-en-plastbarepose-omfattet-af-plastafgiften/>.

Dupras, J., Laurent-Lucchetti, J., Revéret, J., & DaSilva, L. (2018). Using contingent valuation and choice experiment to value the impacts of agri-environmental practices on landscapes aesthetics. *Landscape Research*, 43(5), 679-695. <https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1332172>.

Energimyndigheten. (2020, 13 juli). *Fler installerar solceller – en effekt av lyckad informationskampanj*. <http://www.energimyndigheten.se/arkiv-for-resultat/Resultat/fler-installerar-solceller--en-effekt-av-lyckad-informationskampanj/>.

European Environment Agency. (2019). *Preventing plastic waste in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/publications/preventing-plastic-waste-in-europe>.

Europeiska kommissionen. (2018, 28 maj). *Plast för engångsbruk: Nya EU-regler för att minska skräp i havet*. [Pressmeddelande]. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/sv/IP\\_18\\_3927](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/sv/IP_18_3927).

Europeiska kommissionen. (2020, 14 maj). *Plastic bag levy*. [https://ec.europa.eu/taxation\\_customs/tedb/](https://ec.europa.eu/taxation_customs/tedb/).

Fotios, S., & Cheal, C. (2010). Stimulus range bias explains the outcome of preferred-illuminance adjustments. *Lighting Research & Technology (London, England: 2001)*, 42(4), 433-447. <https://doi.org/10.1177/1477153509356018>.

Friends of the Irish Environment. (2013, 12 september). *Call for paper bag levy*. [Pressmeddelande]. <https://www.friendsoftheirishenvironment.org/press-releases/17163>.

Förpacknings- och tidningsinsamlingen, FTI. (2020). *Återvinningsbarometern 2020*. [PowerPoint-presentation]. Hämtad 2020, 19 december från <https://www.ftiab.se/2461.html>.

Government of Ireland. (2020). *Plastic Bags*. Hämtad 2020, 3 november från <https://www.gov.ie/en/publication/28528-plastic-bags/>.

Han, F., Yang, Z., Wang, H., & Xu, X. (2011). Estimating willingness to pay for environment conservation: A contingent valuation study of Kanas Nature Reserve, Xinjiang, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 180(1-4), 451-459. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1798-4>.

Hanley, N., MacMillan, D., Wright, R., Bullock, C., Simpson, I., Parsisson, D., & Crabtree, B. (1998). Contingent Valuation Versus Choice Experiments: Estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland. *Journal of Agricultural Economics*, 49(1), 1-15. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.1998.tb01248.x>.

He, J., Dupras, J., & Poder, T. (2017). The value of wetlands in Quebec: A comparison between contingent valuation and choice experiment. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 6(1), 51-78. <https://doi.org/10.1080/21606544.2016.1199976>.

Holm, T., Sammalisto, K., Grindsted, T. S., & Vuorisalo, T. (2015). Process framework for identifying sustainability aspects in university curricula and integrating education

for sustainable development. *Journal of Cleaner Production*. 106, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.059>.

Håll Sverige Rent. (2020, 25 september). *Succékampanj mot skräp i naturen fortsätter 2021*. <https://hsr.se/nyheter/succekampanj-mot-skrap-i-naturen-fortsatter-2021>.

Institute for European Environmental Policy. (2013, 5 juli). *How to improve EU legislation to tackle marine litter*. [https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/e0dbd3aa-32c7-4c40-9867-d8145fa501aa/IEEP\\_2013\\_How\\_to\\_improve\\_EU\\_legislation\\_to\\_tackle\\_marine\\_litter.pdf?v=63664509823](https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/e0dbd3aa-32c7-4c40-9867-d8145fa501aa/IEEP_2013_How_to_improve_EU_legislation_to_tackle_marine_litter.pdf?v=63664509823).

Johansson, P.-O. (1993). *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*. Cambridge: University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511628443>.

Jordbruksverket. (2011). *Synergier i miljömålsarbetet – hur göra konsekvensanalyser om åtgärderna påverkar flera mål?* [https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf\\_rapporter/ra11\\_24.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra11_24.pdf).

Kronsell, A. (2002). Can small states influence EU norms? Insights from Sweden's participation in the field of environmental politics. *Scandinavian Studies*, 74(3), 287-304.

List, J. (2001). Do Explicit Warnings Eliminate the Hypothetical Bias in Elicitation Procedures? Evidence from Field Auctions for Sports cards. *American Economic Review*, 91(5), 1498-1507. <https://doi.org/10.1257/aer.91.5.1498>.

Loomis, J. (2014). 2013 WAEA Keynote Address: Strategies for Overcoming Hypothetical Bias in Stated Preference Surveys. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 39(1), 34-46. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.168258>.

Lusk, J. (2003). Effects of Cheap Talk on Consumer Willingness-to-Pay for Golden Rice. *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4), 840-856. <https://doi.org/10.1111/1467-8276.00492>.

*Läroplan för grundskolan samt för förskoleklassen och fritidshemmet*. (2020). Skolverket. [https://www.skolverket.se/undervisning/grundskolan/laroplan-och-kursplaner-for-grundskolan/laroplan-lgr11-for-grundskolan-samt-for-forskoleklassen-och-fritidshemmet?url=1530314731%2Fcompulsorycw%2Fjsp%2Fcurriculum.htm%3Ftos%3Dgr&sv.url=12.5dfce44715d35a5cdfa219f#anchor\\_1](https://www.skolverket.se/undervisning/grundskolan/laroplan-och-kursplaner-for-grundskolan/laroplan-lgr11-for-grundskolan-samt-for-forskoleklassen-och-fritidshemmet?url=1530314731%2Fcompulsorycw%2Fjsp%2Fcurriculum.htm%3Ftos%3Dgr&sv.url=12.5dfce44715d35a5cdfa219f#anchor_1).

Madigele, P., Mogomotsi, G., & Kolobe, M. (2017). Consumer willingness to pay for plastic bags levy and willingness to accept eco-friendly alternatives in Botswana.

*Zhongguo Ren Kou, Zi Yuan Yu Huan Jing.*, 15(3), 255-261.  
<https://doi.org/10.1080/10042857.2017.1369243>.

Mmopelwa, G., Kgathi, D., & Molefhe, L. (2007). Tourists' perceptions and their willingness to pay for park fees: A case study of self-drive tourists and clients for mobile tour operators in Moremi Game Reserve, Botswana. *Tourism Management (1982)*, 28(4), 1044-1056. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2006.08.014>.

Mostafa, M. (2016). Egyptian consumers' willingness to pay for carbon-labeled products: A contingent valuation analysis of socio-economic factors. *Journal of Cleaner Production*, 135, 821-828. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.168>.

Naturvårdsverket. (2004). *Ekonomisk värdering av miljöförändringar - en undersökning om vindkraftutbyggnad med scenariovärderingsmetoden (CVM)*. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5403-1.pdf?pid=3037>.

Naturvårdsverket. (2011). *Ekonomisk värdering med scenariometoder - en vägledning som stöd för genomförande och upphandling*. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6469-3.pdf?pid=3777>.

Naturvårdsverket. (2016, 21 mars). *Minskad förbrukning av plastbarkassar - redovisning av regeringsuppdrag*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2016/rapport-plastbarkassar-slutl-20160321.pdf>.

Naturvårdsverket. (2018). *Allmänheten om klimatet 2018*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/klimat/attitydundersokning/Rapport-Allmanheten-klimatet-2018.pdf>.

Naturvårdsverket (2019, 6 september). *Yttrande över Finansdepartementets promemoria Skatt på plastbarkassar (Fi2019/02465/S2)*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/remisser-och-yttranden/yttranden-2019/yttrande-skatt-pa-plastbarkassar.pdf>.

Naturvårdsverket. (2020). *Förbrukning av plastbarkassar i Sverige*. Hämtad 2020, 15 november från <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Plastbarkassar/>.

Naturvårdsverket. (2020, 23 mars). *Textilsmart*. <https://www.naturvardsverket.se/textilsmart>.

Naturvårdsverket. (2020, 27 maj). *Om EMAS - ett system för miljöledning*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Styrmedel/Miljoledning---EMAS/>.

Nyberg, E., Castéra, J., Mc Ewen, B., Gericke, N., & Clément, P. (2018). Teachers' and Student Teachers' Attitudes Towards Nature and the Environment—A Comparative Study Between Sweden and France. *Scandinavian Journal of Educational Research*, 64(7), 1090-1104. <https://doi.org/10.1080/00313831.2019.1649717>.

O'Brien, J., & Thondhlana, G. (2019). Plastic bag use in South Africa: Perceptions, practices and potential intervention strategies. *Waste Management (Elmsford)*, 84, 320-328. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.051>.

OECD. (u.å.). *Taxes on single-use plastics*. Hämtad 2020, 16 november från <https://www.oecd.org/stories/ocean/taxes-on-single-use-plastics-186a058b>.

Our World in Data. (2015). *Global plastics production, 1950 to 2015*. Hämtad 2020, 21 november från <https://ourworldindata.org/grapher/global-plastics-production>.

Pantamera. (2020). *Pantstatistik*. Hämtad 2020, 19 december från <https://pantamera.nu/pantsystem/statistik/pantstatistik/>.

Pearce, D., Atkinson, G., & Mourato, S. (2006). Cost-benefit analysis and the environment: Recent developments. *Organisation for Economic Co-operation and Development/Organisation De Coopération Et De Développement Economiques*, 2006. 315 Pp, p. 315. <https://doi.org/10.1787/9789264010055-en>.

Prendergast, G., Wai Ng, S., & Lee Leung, L. (2001). Consumer perceptions of shopping bags. *Marketing Intelligence & Planning*, 19(7), 475-482.

Prop. 2019/20:47. *Skatt på plastbärkassar*. <https://www.regeringen.se/4a6702/contentassets/3ea3fac9add2422f823fe8223d8f9dde/skatt-pa-plastbarkassar-prop.-20192047.pdf>.

Rambonilaza, M., & Dachary-Bernard, J. (2007). Land-use planning and public preferences: What can we learn from choice experiment method? *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 318-326. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.013>.

Romer, R., & Tamminen Mintz, L. (2014). Plastic bag reduction ordinances: New York City's proposed charge on all carryout bags as a model for U.S. cities. (Plastic Pollution). *Tulane Environmental Law Journal*, 27(2), 237-275.

Rowe, R., Schulze, W., & Breffle, W. (1996). A Test for Payment Card Biases. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(2), 178-185. <https://doi.org/10.1006/jeem.1996.0039>.

Samnaliev, M., Stevens, T., & More, T. (2006). A comparison of alternative certainty calibration techniques in contingent valuation. *Ecological Economics*, 57(3), 507-519. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.05.017>.



SFS 2016:1041. *Förordning om plastbärkassar.*  
[https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/\\_sfs-2016-1041](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/_sfs-2016-1041).

SFS 2020:32. *Lag om skatt på plastbärkassar.* [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-202032-om-skatt-pa-plastbarkassar\\_sfs-2020-32](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-202032-om-skatt-pa-plastbarkassar_sfs-2020-32).

SOM-institutet. (2020, 26 augusti). *Bakgrund.* <https://www.gu.se/som-institutet/om-oss/bakgrund>.

Sugii, T. (2008). *Plastic Bag Reduction: Policies to Reduce Environmental Impact* [Masteruppsats, Tufts University]. ProQuest Dissertations and Theses. <https://search-proquest-com.ezproxy.ub.gu.se/docview/304427131?accountid=11162>.

Svenska institutet för standarder. (u.å.). *Detta är ISO 14001.* Hämtad 2020, 19 november från <https://www.sis.se/iso14001/dettariso14001/>.

Svensk Handel (2020, 1 juni). *Efter Naturvårdsverkets nya besked - Svensk Handel kräver att skatten på plastpåsar rivs upp.* [Pressmeddelande]. <https://www.svenskhandel.se/nyhetscenter/press/2020/efter-naturvardsverkets-nya-besked---svensk-handel-kraver-att-skatten-pa-plastpasar-rivs-upp/>.

Svensson, M. (2010). *Hypotetisk bias vid direkta värderingsmetoder: Hur stort problem och vad kan man göra?* Naturvårdsverket. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:oru:diva-12365>.

The Litter Monitoring Body. (2020). *National Litter Pollution Monitoring System Report 2019.* <https://www.litter.ie/Litter%20docs/2019%20System%20Survey%20Report.pdf>.

Warner, B. (2010). Sacking the Culture of Convenience: Regulating Plastic Shopping Bags to Prevent Further Environmental Harm. *Social Science Premium Collection*. 40(3): 645-680.

Wirthgen, A. (2004). Consumers' price sensitivity and willingness to pay for milk of nature conservation: An approach to estimate demand elasticities. *Interdisciplinary Environmental Review*, 6(1), 123. <https://doi.org/10.1504/IER.2004.053922>.

# Appendix

## Appendix A: Enkäten

### Avsnitt 1:

Hej!

Vi är två studenter från Göteborgs Universitet som genomför en studie i syfte att utvärdera den svenska skatten på plastbärkassar, som infördes i maj 2020. Skatten implementeras utan kunskap om priskänsligheten för efterfrågan på plastbärkassar. För att kunna bedöma om skattens storlek är lämplig för att uppnå en minskad konsumtion av plastbärkassar, behöver vi förstå vad svenskar är villiga att betala för en plastbärkasse.

Flera av frågorna i enkäten handlar om er syn på miljön och era åsikter i miljöfrågor. Vi vill därför förtydliga att undersökningen är helt anonym och att ingen information kommer att kunna kopplas till dig som enskild person.

Om ni finner vår studie intressant får ni gärna dela enkäten till andra.

Vi vill tacka på förhand för visat intresse!

Ellinor & Alexandra

### Hur väl instämmer du i följande påståenden?

	Instämmer helt	Instämmer delvis	Instämmer delvis inte	Instämmer inte alls
Jag upplever att nedskräpning är ett stort problem i Sverige	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Människor borde i allmänhet ta ett större ansvar för att minska sin klimatpåverkan	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Jag känner stark oro över hur människans sätt att leva påverkar klimatet	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Det är viktigt att minska utsläppen av växthusgaser, t.ex. koldioxid	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Jag är beredd att ändra mina kost- och resvanor för att minska min miljöpåverkan	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Frågor relaterade till miljö och klimat borde få större plats i politiken	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

### Hur ofta utför du följande aktiviteter?

	Alltid	Nästan alltid	Sällan	Aldrig
Källsorterar mitt matavfall, plast, pappersförpackningar, metall m.m.	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Försöker handla mat med liten miljöpåverkan (t.ex. närodlat, miljömärkt, vegetariskt)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Handlar begagnade kläder, möbler och liknande, istället för att köpa nytt

Köper miljömärkta varor (t.ex. KRAV, Bra Miljöval, Svanen, EU-ekologiskt)

*Vi kommer nu att ställa några mer specifika frågor om plastbärkassar.*

**Hur ofta använder du följande alternativ för att bära hem varor när du har varit och handlat?**

	Alltid	Nästan alltid	Sällan	Aldrig
Köper nya plastbärkassar i affären	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Köper nya pappersbärkassar i affären	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Tar med mig plast- eller pappersbärkasse hemifrån	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Tar med mig tygkasse, shoppingvagn på hjul, ryggsäck eller liknande hemifrån	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Hur många plastbärkassar uppskattar du att du har köpt under den senaste månaden?**

---

**Hur många gånger uppskattar du att du handlat matvaror under den senaste månaden?**

---

## Avsnitt 2:

*I följande två avsnitt ställs frågor om din betalningsvilja för plastbärkassar. Innan du tar del av dessa frågor ber vi dig läsa igenom texten nedan.*

Inom forskningsvärlden finns ett begrepp som kallas "hypotetisk bias". Hypotetisk bias kan uppstå när en person som besvarar en fråga, om vad hen är villig att betala för en vara, är medveten om att hen inte kommer att behöva betala för varan i praktiken. Människor har därför en tendens att överdriva, så att det högsta pris som anges i den här sortens undersökningar inte stämmer överens med det högsta pris individen är beredd att betala i verkligheten. När du svarar på frågorna nedan ber vi dig därför att föreställa dig att du står inför ett verkligt konsumtionsval och faktiskt betalar för varan.

För den här typen av studier är det också vanligt att människor uppger hur mycket de skulle vilja betala för en vara, utan att ta hänsyn till hur den egna ekonomiska situationen påverkar förmågan att betala. Exempelvis kan en rädsla för att framstå som snål leda till att en högre betalningsvilja, än den verkliga, anges. Vi ber dig därför att försöka sätta priset för en plastbärkasse i relation till någonting annat, som kan köpas för samma pris, när du besvarar följande frågor.

**Tänk dig att du står i kassan i din vanliga mataffär och överväger att köpa en plastpåse för att bära hem dina varor i. Kryssa för hur mycket du maximalt kan tänka dig att betala för en plastbärkasse, innan du övergår till att köpa/använda andra alternativ (t.ex. pappersbärkassar eller tygpåsar):**

0 kr	0,50 kr	0,66 kr	0,88 kr
1,17 kr	1,56 kr	2,07 kr	2,74 kr
3,64 kr	4,84 kr	6,43 kr	8,54 kr
11,34 kr	15,06 kr	20 kr	> 20 kr

*Var vänlig och läs nedanstående text om hur plastbärkassar påverkar miljön.*

Tunna plastbärkassar utgör en av de tio vanligaste källorna till nedskräpning i Sverige och Europa. Att plast sprids ut i naturen skadar djuren i havet. Djuren fastnar i skräpet och kan svälta ihjäl, skadas allvarligt och till och med drunkna. Den plast som hamnar i naturen bryts dessutom ned till mikroplaster, som i slutändan kan hamna i maten som människor äter. Studier har visat att mikroplaster potentiellt kan bidra till bland annat hormonrelaterad cancer, astma och diabetes. Exakt hur skadliga sådana mikroplaster är för människans hälsa och för miljön saknas dock närmare kunskap om.

Plastbärkassar produceras vanligtvis från icke-förnyelsebara råvaror såsom råolja och naturgas. Vid förbränning av plastpåsar tillförs därför koldioxid till atmosfären. Detta bidrar till växthuseffekten och till att jordens medeltemperatur stiger. Bortsett från de koldioxidutsläpp som produktionen av plastbärkassar genererar, skapar också transporter och undanröjande av plastpåsar utsläpp av koldioxid.<sup>15</sup>

**Efter att du tagit del av informationen ovan, tänk återigen att du står i kassan i din vanliga mataffär och överväger att köpa en plastpåse för att bära hem dina varor i. Kryssa för hur mycket du maximalt kan tänka dig att betala för en plastbärkasse, innan du övergår till att köpa/använda andra alternativ (t.ex. pappersbärkassar eller tygpåsar):**

0 kr	0,50 kr	0,66 kr	0,88 kr
1,17 kr	1,56 kr	2,07 kr	2,74 kr
3,64 kr	4,84 kr	6,43 kr	8,54 kr
11,34 kr	15,06 kr	20 kr	> 20 kr

### Avsnitt 3:

Vi ber dig slutligen att svara på några bakgrundsfrågor.

#### Är du:

- Kvinna
- Man
- Annat: \_\_\_\_\_

#### Ange din ålder:

\_\_\_\_\_

#### Är du:

- Född i Sverige
- Född i annat land än Sverige

#### Hur många personer, inklusive dig själv, ingår i ditt hushåll?

- 1
- 2
- 3

<sup>15</sup> Texten författades med utgångspunkt i Warner (2010), Naturvårdsverkets skrivelse, NV-08250-15 (2016) samt Europeiska kommissionen (2018).

- 4
- 5
- 6
- 7
- 8
- 9
- 10

**I vilken typ av område bor du?**

- Storstad: centralt
- Storstad: ytterområde/förort
- Stad: centralt
- Stad: ytterområde
- Större tätort
- Mindre tätort
- Ren landsbygd

**Vilken är din högsta avslutade utbildning?**

- Grundskola eller motsvarande, kortare än 9 år
- Grundskola eller motsvarande, 9 år eller längre
- Gymnasium eller motsvarande, kortare än 3 år
- Gymnasium eller motsvarande, 3 år eller längre
- Eftergymnasial utbildning, ej högskola/universitet, kortare än 3 år
- Eftergymnasial utbildning, ej högskola/universitet, 3 år eller längre
- Högskola/universitet, kortare än 3 år
- Högskola/universitet, 3 år eller längre men kortare än 4 år
- Högskola/universitet, 4 år eller längre
- Forskarutbildning

**Vad är din inkomst (efter skatt) per månad? (Om din månadsinkomst varierar, skriv din genomsnittliga inkomst). Räkna med pension, studiemedel, olika former av bidrag etc.**

- 0 - 20 000 kr
- 20 001 - 40 000 kr
- 40 001 kr eller högre

**Ungefär hur långt är det till den mataffär du oftast brukar handla matvaror i?**

- Mindre än 500 meter
- 500 meter - 1 kilometer
- 1 - 3 kilometer

- 3 - 5 kilometer
- Mer än 5 kilometer

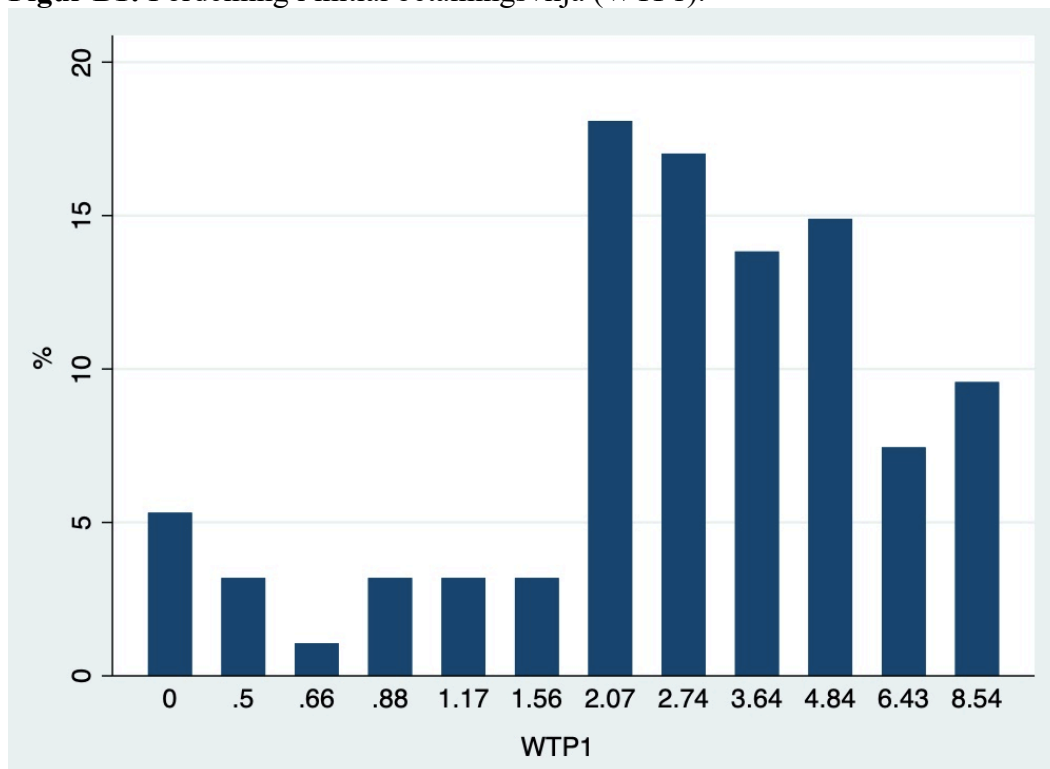
**Hur brukar du vanligtvis transportera dig till mataffären?**

- Promenerar
- Cyklar
- Reser kollektivt (buss, spårvagn m.m.)
- Åker bil
- Annat: \_\_\_\_\_

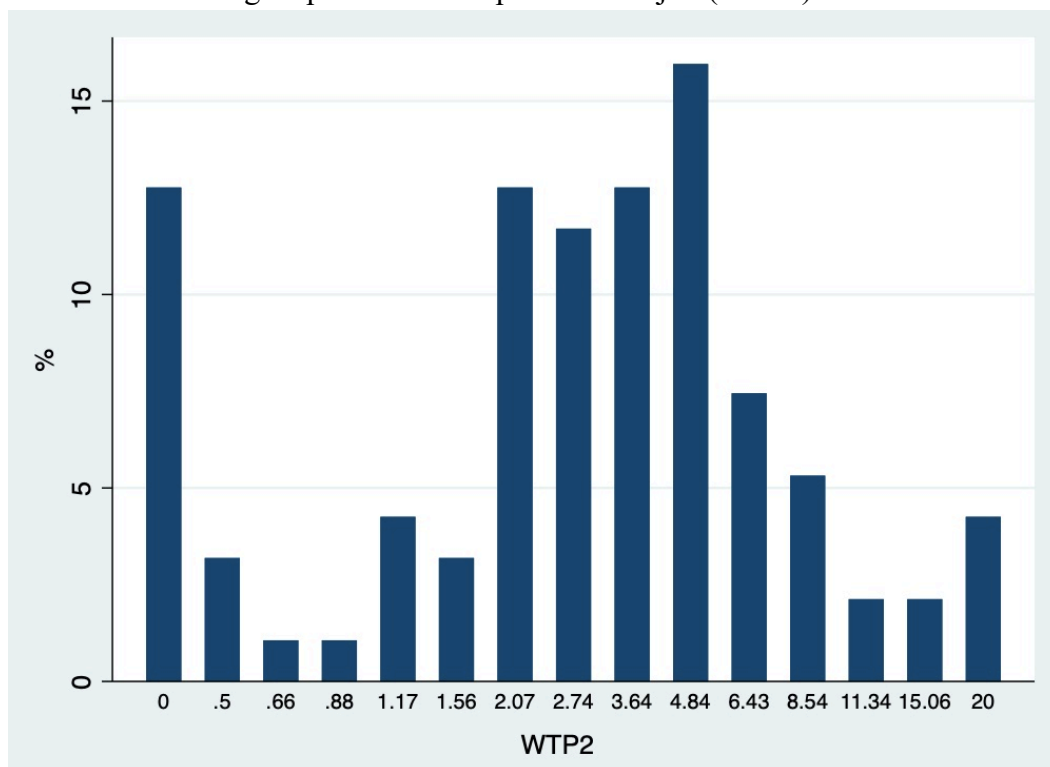


## Appendix B: Fördelning i betalningsvilja för WTP1 och WTP2.

**Figur B1:** Fördelning i initial betalningsvilja (WTP1).



**Figur B2:** Fördelning i betalningsvilja efter att respondenten tagit del av information om hur förbrukning av plastbärkassar påverkar miljön (WTP2).



## Appendix C: Hjälpmedel för att bära hem varor

**Tabell C1:** Hur ofta respondenten köper nya plastbärkassar för att bära hem matvaror från affären.

### Tabulation of Nyaplast

Nya plastbärkassar	Freq.	Percent	Cum.
Aldrig	32	30.77	30.77
Alltid	4	3.85	34.62
Nästan alltid	9	<b>8.65</b>	43.27
Sällan	59	56.73	100.00
Total	104	100.00	

**Tabell C2:** Hur ofta respondenten köper nya pappersbärkassar för att bära hem matvaror från affären.

### Tabulation of Nyapapper

Nya pappersbärkassar	Freq.	Percent	Cum.
Aldrig	11	10.58	10.58
Alltid	6	5.77	16.35
Nästan alltid	26	<b>25.00</b>	41.35
Sällan	61	58.65	100.00
Total	104	100.00	

**Tabell C3:** Hur ofta respondenten tar med sig plast- eller pappersbärkassar hemifrån för att bära hem matvaror från affären.

### Tabulation of Tarmed

Tar med	Freq.	Percent	Cum.
Aldrig	28	26.92	26.92
Alltid	9	8.65	35.58
Nästan alltid	31	<b>29.81</b>	65.38
Sällan	36	34.62	100.00
Total	104	100.00	

**Tabell C4:** Hur ofta respondenterna tar med sig tygkasse, shoppingvagn på hjul, ryggsäck eller liknande hemifrån för att bära hem matvaror från affären.

**Tabulation of Tygkasse**

Tygkasse	Freq.	Percent	Cum.
Aldrig	12	11.54	11.54
Alltid	20	19.23	30.77
Nästan alltid	44	<b>42.31</b>	73.08
Sällan	28	26.92	100.00
Total	104	100.00	

## Appendix D: OLS-regressioner

### OLS-regression 1: Regressionsanalys med demografiska förklaringsvariabler.

OLS Regression 1							
WTP1	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
kvinn	-.698	.509	-1.37	.174	-1.709	.314	
inkomst1	-.055	.515	-0.11	.915	-1.08	.97	
inkomst2	.493	.976	0.51	.615	-1.448	2.434	
hushåll	-.189	.178	-1.06	.292	-.542	.165	
ålder	-.054	.019	-2.87	.005	-.092	-.017	***
utbildning1	-.108	1.207	-0.09	.929	-2.509	2.293	
utbildning2	1.236	1.292	0.96	.341	-1.333	3.806	
område	-.547	.465	-1.18	.243	-1.471	.378	
Constant	6.081	1.542	3.94	0	3.015	9.147	***
Mean dependent var		3.525	SD dependent var			2.325	
R-squared		0.230	Number of obs			93.000	
F-test		3.130	Prob > F			0.004	
Akaike crit. (AIC)		413.548	Bayesian crit. (BIC)			436.341	

\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

### OLS-regression 2: Regressionsanalys med demografiska förklaringsvariabler och variabeln ”miljömedveten.”

OLS Regression 2							
WTP1	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
kvinn	-.703	.527	-1.33	.186	-1.752	.345	
inkomst1	-.054	.519	-0.10	.917	-1.086	.978	
inkomst2	.498	.988	0.50	.615	-1.466	2.463	
hushåll	-.188	.18	-1.04	.301	-.546	.171	
ålder	-.054	.019	-2.84	.006	-.093	-.016	***
utbildning1	-.111	1.216	-0.09	.928	-2.529	2.308	
utbildning2	1.227	1.317	0.93	.354	-1.392	3.846	
område	-.546	.468	-1.17	.246	-1.477	.384	
miljömedveten	.024	.515	0.05	.963	-1.002	1.049	
Constant	6.074	1.56	3.89	0	2.971	9.176	***
Mean dependent var		3.525	SD dependent var			2.325	
R-squared		0.230	Number of obs			93.000	
F-test		2.749	Prob > F			0.007	
Akaike crit. (AIC)		415.545	Bayesian crit. (BIC)			440.871	

\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

**OLS-regression 3:** Regressionsanalys med demografiska förklaringsvariabler, variabeln ”miljömedveten” samt variabler kopplade till individens köpbeteende och konsumtionsvanor.

OLS Regression 3							
WTP1	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
kvinn	-.347	.512	-0.68	.5	-1.365	.672	
inkomst1	-.159	.533	-0.30	.766	-1.22	.902	
inkomst2	.88	.961	0.91	.363	-1.035	2.794	
hushåll	-.146	.172	-0.85	.401	-.489	.198	
ålder	-.071	.019	-3.67	0	-.109	-.032	***
utbildning1	-1.413	1.228	-1.15	.254	-3.859	1.033	
utbildning2	-.421	1.326	-0.32	.752	-3.062	2.221	
miljömedveten	.059	.517	0.11	.909	-.97	1.088	
område	-.668	.485	-1.38	.172	-1.635	.298	
antal_påsar	-.012	.076	-0.16	.871	-.164	.14	
handlatggr	-.023	.039	-0.59	.555	-.1	.054	
går_cyklar	.426	.66	0.65	.52	-.888	1.74	
avstånd1	.575	.671	0.86	.394	-.761	1.911	
avstånd2	.81	.898	0.90	.37	-.979	2.598	
köper_påsar	2.084	.554	3.76	0	.981	3.187	***
Constant	6.099	1.618	3.77	0	2.876	9.322	***
Mean dependent var		3.533	SD dependent var			2.336	
R-squared		0.380	Number of obs			92.000	
F-test		3.109	Prob > F			0.001	
Akaike crit. (AIC)		404.154	Bayesian crit. (BIC)			444.502	

\*\*\*  $p < .01$ , \*\*  $p < .05$ , \*  $p < .1$

## Appendix E: Bootstrap.

**Tabell E1:** Bootstrapping med 100 replikationer.

Bootstrap replications (100)

Linear regression	Number of obs	=	92
	Replications	=	100
	Wald chi2(15)	=	59.79
	Prob > chi2	=	0.0000
	R-squared	=	0.3803
	Adj R-squared	=	0.2580
	Root MSE	=	2.0121

WTP1	Observed Coef.	Bootstrap Std. Err.	z	P> z	Normal-based [95% Conf. Interval]	
kvinn	-.3465576	.5088751	-0.68	0.496	-1.343935	.6508193
inkomst1	-.1590606	.4826619	-0.33	0.742	-1.105061	.7869393
inkomst2	.879512	1.084017	0.81	0.417	-1.245123	3.004147
hushåll	-.1456845	.1721853	-0.85	0.398	-.4831615	.1917926
ålder	-.0708289	.0182209	-3.89	0.000	-.1065412	-.0351167
antal_påsar	-.0123806	.098847	-0.13	0.900	-.2061172	.181356
handlat_antal_gångar	-.0229605	.045109	-0.51	0.611	-.1113724	.0654515
miljömedveten	.0589547	.5160144	0.11	0.909	-.9524149	1.070324
utbildning1	-1.413114	1.19842	-1.18	0.238	-3.761973	.9357459
utbildning2	-.4205133	1.395536	-0.30	0.763	-3.155713	2.314687
går_cyklar	.4258879	.5871462	0.73	0.468	-.7248976	1.576673
avstånd1	.5750622	.6836446	0.84	0.400	-.7648565	1.914981
avstånd2	.8095364	.7868607	1.03	0.304	-.7326821	2.351755
område	-.6683064	.5776015	-1.16	0.247	-1.800385	.4637718
köper_påsar	2.08388	.5302289	3.93	0.000	1.04465	3.123109
_cons	6.099059	1.611407	3.78	0.000	2.940759	9.25736

Kommentar: Som framgår påverkades inte p-värdet för någon av de variabler som tidigare varit statistiskt signifikanta (köper\_påsar och ålder) då en bootstrapping-teknik tillämpades. Detta styrker antagandet att variablerna köpfrekvens och ålder har en statistiskt signifikant påverkan på betalningsviljan.

## Appendix F: OLS-regression (3) med samtliga observationer

```
. regress WTP1 kvinna inkomst1 inkomst2 hushåll ålder antal_påsar handlat_antal_gånger miljömedveten utbildning1 utbildning2 går_cyklar
> avstånd1 avstånd2 område köper_påsar
```

Source	SS	df	MS	Number of obs	=	102
Model	485.898138	15	32.3932092	F(15, 86)	=	1.75
Residual	1589.60005	86	18.4837215	Prob > F	=	0.0555
				R-squared	=	0.2341
				Adj R-squared	=	0.1005
Total	2075.49818	101	20.549487	Root MSE	=	4.2993

	WTP1	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
	kvinna	-.7277949	1.030641	-0.71	0.482	-2.776642 1.321052
	inkomst1	-.458104	1.055355	-0.43	0.665	-2.556081 1.639873
	inkomst2	.2556431	1.93612	0.13	0.895	-3.593236 4.104523
	hushåll	.0773413	.3583769	0.22	0.830	-.6350884 .7897711
	ålder	-.0417973	.039231	-1.07	0.290	-.1197859 .0361914
	antal_påsar	.143565	.1423795	1.01	0.316	-.1394761 .4266061
	handlat_antal_gånger	.1411591	.0756668	1.87	0.066	-.0092615 .2915797
	miljömedveten	1.811101	1.045205	1.73	0.087	-.2666985 3.8889
	utbildning1	-1.009387	2.578676	-0.39	0.696	-6.135626 4.116852
	utbildning2	-1.068008	2.780316	-0.38	0.702	-6.595094 4.459078
	går_cyklar	1.641681	1.381405	1.19	0.238	-1.104461 4.387823
	avstånd1	1.57519	1.400997	1.12	0.264	-1.209899 4.36028
	avstånd2	2.611972	1.884955	1.39	0.169	-1.135194 6.359139
	område	.1858466	1.019619	0.18	0.856	-1.84109 2.212783
	köper_påsar	3.132231	1.13775	2.75	0.007	.8704586 5.394004
	_cons	.7830577	3.320461	0.24	0.814	-5.817801 7.383916

Kommentar: Som framgår av regressionen ovan sjönk förklaringsgraden avsevärt då samtliga observationer inkluderades i analysen (jfr. 23,41 % för samtliga observationer respektive 38,03 % då extremvärden exkluderats).

## Appendix G: Korrelationsmatris för samtliga variabler

Matrix of correlations

Variables	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)	(16)
(1) WTP1	1.000															
(2) kvinna	-0.113	1.000														
(3) ålder	-0.128	0.268	1.000													
(4) hushåll	-0.009	0.171	-0.011	1.000												
(5) inkomst1	-0.007	-0.109	-0.059	0.097	1.000											
(6) inkomst2	0.053	0.025	0.319	-0.028	-0.403	1.000										
(7) utbildning1	-0.007	-0.278	-0.300	-0.212	0.203	-0.436	1.000									
(8) utbildning2	0.077	0.274	0.112	0.246	-0.136	0.484	-0.902	1.000								
(9) område	0.097	0.020	-0.132	-0.215	-0.020	0.051	0.005	0.036	1.000							
(10) miljömedveten	0.116	0.299	0.142	-0.054	-0.074	0.072	-0.227	0.245	0.039	1.000						
(11) antal_påsar	0.205	-0.217	-0.187	-0.095	0.134	-0.036	0.094	-0.040	0.151	-0.309	1.000					
(12) handlat_antal_gånger	0.199	-0.049	-0.024	0.096	0.032	0.160	0.028	0.066	0.111	-0.073	0.048	1.000				
(13) avstånd1	-0.101	0.010	-0.004	0.066	0.092	0.049	0.076	-0.045	-0.190	-0.158	0.029	-0.060	1.000			
(14) avstånd2	-0.005	0.051	0.180	0.123	0.051	-0.048	0.021	-0.044	-0.346	0.029	-0.046	-0.162	-0.282	1.000		
(15) köper_påsar	0.362	-0.171	-0.012	-0.052	0.172	0.043	0.010	0.100	0.197	-0.029	0.379	0.132	-0.226	-0.067	1.000	
(16) går_cyklar	0.171	0.087	-0.124	-0.114	-0.269	0.090	-0.186	0.203	0.317	0.254	-0.035	0.074	-0.518	-0.353	0.183	1.000

Kommentar: Som framgår av matrisen ovan fanns den starkaste negativa korrelationen mellan variablerna *utbildning1* och *utbildning2*, dvs. mellan olika utbildningsnivåer. Bortsett från denna korrelation fanns också ett relativt starkt negativt samband mellan variablerna *går\_cyklar* och *avstånd1* (-51,8 %). Den starkaste positiva korrelationen fanns mellan variablerna *utbildning2* och *inkomst2*.



## Appendix H: Skillnad i betalningsvilja

**Tabell H1:** T-test för skillnad mellan respondentens initiala betalningsvilja och respondentens betalningsvilja efter att ha tagit del av information om hur förbrukning av plastbärkassar påverkar miljön negativt.

### Paired t test

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
WTP1	94	3.499681	.2397744	2.324699	3.023536	3.975825
WTP2	94	4.299681	.4645013	4.503507	3.377273	5.222088
diff	94	-.8	.3868779	3.750921	-1.568263	-.0317371

```

mean(diff) = mean(WTP1 - WTP2)                                t = -2.0678
Ho: mean(diff) = 0                                           degrees of freedom = 93

Ha: mean(diff) < 0      Ha: mean(diff) != 0      Ha: mean(diff) > 0
Pr(T < t) = 0.0207      Pr(|T| > |t|) = 0.0414      Pr(T > t) = 0.9793

```

## Appendix I: Probit-modell

**Tabell II:** Probit-modell med faktorer som förklarar att en respondent angav en högre betalningsvilja efter att ha tagit del av information om hur förbrukning av plastbärkassar ger upphov till negativ miljöpåverkan.

```
Iteration 0: log likelihood = -48.169943
Iteration 1: log likelihood = -37.827425
Iteration 2: log likelihood = -37.539358
Iteration 3: log likelihood = -37.538885
Iteration 4: log likelihood = -37.538885
```

```
Probit regression                               Number of obs   =          92
                                                LR chi2(15)     =         21.26
                                                Prob > chi2     =         0.1287
Log likelihood = -37.538885                    Pseudo R2      =         0.2207
```

	höjde	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
	kvinn	.1008787	.4248844	0.24	0.812	-.7318793 .9336368
	inkomst1	-.2361842	.4730315	-0.50	0.618	-1.163309 .6909405
	inkomst2	-.9459001	.8481601	-1.12	0.265	-2.608263 .7164631
	hushåll	-.3054018	.191392	-1.60	0.111	-.6805232 .0697196
	ålder	-.0073776	.0165483	-0.45	0.656	-.0398117 .0250565
	utbildning1	-.4397567	.9984427	-0.44	0.660	-2.396668 1.517155
	utbildning2	-.2216728	1.06723	-0.21	0.835	-2.313405 1.87006
	område	-.3341875	.3963502	-0.84	0.399	-1.11102 .4426446
	miljömedveten	.8502371	.4606638	1.85	0.065	-.0526474 1.753122
	antal_påsar	.1783432	.0681381	2.62	0.009	.044795 .3118915
	handlat_antal_gånger	.0498157	.0293798	1.70	0.090	-.0077677 .107399
	går_cyklar	-.250422	.5372545	-0.47	0.641	-1.303422 .8025775
	avstånd1	.3985849	.5147823	0.77	0.439	-.61037 1.40754
	avstånd2	-.0424045	.713384	-0.06	0.953	-1.440611 1.355802
	köper_påsar	-.5946931	.4515317	-1.32	0.188	-1.479679 .2902926
	_cons	-.3914232	1.366046	-0.29	0.774	-3.068825 2.285978