



Styrmedel för ökad utskrotning av gamla bilar

Konsekvenserna av senaste ändringar i
skrotningspremierna

Styrmedel för ökad utskrotning av gamla bilar

Konsekvenserna av senaste ändringar i
skrotningspremierna

BESTÄLLNINGAR

Ordertelefon: 08-505 933 40
Orderfax: 08-505 933 99
E-post: natur@cm.se
Postadress: CM-Gruppen
Box 110 93
161 11 Bromma
Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

NATURVÅRDSVERKET

Tel: 08-698 10 00 (växel)
Internet: www.naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket
106 48 Stockholm

ISBN 91-620-5414-7.pdf
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2004

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Digital Vision Ltd.

Förord

Denna rapport är framtagen med anledning av att Naturvårdsverket har till uppgift att öka kunskapen om olika styrmedel för att minska transporternas hälso- och miljöpåverkan. Rapporten är även en del i verkets arbete att analysera miljöeffekterna av redan vidtagna åtgärder och dess påverkan på förutsättningarna att uppfylla de nationella miljömålen.

Vägtrafikens avgasutsläpp ger idag upphov till betydande hälsopåverkan i framför allt tätorter och påverkar naturen genom utsläpp av försurande, gödande och ozonbildande ämnen. Vägtrafiken svarar även för en tredjedel av Sveriges koldioxidutsläpp, vilka bedöms leda till klimätförändringar. Det är allmänt känt att äldre fordon generellt har betydligt större avgasutsläpp och är mindre trafiksäkra än nya fordon. Däremot är potentialen till miljöförbättringar oklar och de samlade samhällsekonomiska konsekvenserna ovissa. Syftet med denna studie har varit att utvärdera hälso- och miljöeffekter samt de samhällsekonomiska konsekvenserna av en tidigare lagd utskrotning av gamla bilar.

I rapporten analyseras först effekten av den senaste ändringen (år 2001) av bilskrötningsskatten. Utifrån det beräknade ökade antalet skrotade bilar beräknas påverkan på avgasutsläpp och då även från ett livscykelperspektiv, trafiksäkerhet samt dess fördelningseffekter. En samhällsekonomisk analys genomförs.

Därefter diskuteras förutsättningarna att åstadkomma en mer effektiv reduktion av biltrafikens avgasutsläpp genom att kombinera olika ekonomiska styrmedel som påskyndar en utfasning av de äldsta mest miljöbelastande bilarna. Ett räkneexempel för bensindrivna personbilar redovisas och dess konsekvenser beräknas.

Till sist förs ett resonemang om förutsättningarna att regionalt genom ekonomiska styrmedel nå en samhällsekonomiskt motiverad utfasning av de äldsta bensindrivna personbilarna.

Rapporten är framtagen av Inregia AB på uppdrag av Naturvårdsverket. Från Inregia har Joakim Johansson (projektledare), Sirje Pädam och Kristina Birath deltagit.

Från Naturvårdsverket har Per Andersson, transport och energienheten, varit uppdragsansvarig. Reino Abrahamsson, Pelle Magdalinski, Erik Westin och Hans Zetterling har bistått i arbetet.

Värdefulla synpunkter har, på ett tidigt rapportutkast, lämnats från representanter från bland annat Vägverket, Statskontoret, BIL Sweden och Länsstyrelsen i Stockholms län.

Slutsatser som framförs i rapporten svarar Inregia AB för. Slutsatserna delas inte nödvändigtvis av Naturvårdsverket.

Stockholm i oktober 2004

Innehåll

SAMMANFATTNING	6
SUMMARY	18
1. INLEDNING	31
1.1 BAKGRUND	31
1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR	32
1.3 RAPPORTENS DISPOSITION	33
2. DEN SENASTE ÄNDRINGEN AV SKROTNINGSPREMIEN	34
2.1 UTVÄRDERINGSMETOD	34
2.2 SKROTNINGSPREMIERNA	36
2.3 EFFEKTER PÅ SKROTNINGSTAKTEN	39
2.4 EFFEKTER PÅ NYBILSFÖRSÄLJNINGEN	54
2.5 EFFEKTER PÅ ÅLDERSSAMMANSÄTTNINGEN	55
2.6 MILJÖEFFEKTER	60
2.7 TRAFIKSÄKERHET	68
2.8 SAMHÄLLSEKONOMI	73
2.9 FÖRDELNINGSEFFEKTER	79
3. STYRMEDEL FÖR EN EFFEKTIVARE UTSKROTNING	82
3.1 MÅL OCH UTGÅNGSPUNKTER	82
3.2 EN ÖVERSIKT ÖVER FYRA EKONOMISKA STYRMEDEL	84
3.3 OPTIMALA SKATTER OCH BIDRAG – ETT RÄKNEEXEMPEL	90
3.4 REGIONALT DIFFERENTIERADE STYRMEDEL	115
4. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	122
BILAGA 1. TEORETISK REFERENS RAM	125
REFERENSER	137

Sammanfattning

Uppdraget

Naturvårdsverket har gett Inregia i uppdrag att genomföra en studie för att öka kunskapen om olika styrmedel som påskyndar utskrotningen av äldre bilar. Syftet är att dels utvärdera konsekvenserna av den senaste ändringen i bilskrotningspremierna, dels analysera konsekvenserna av att införa mer miljöstyrande styrmedel. Eftersom utfasningen av äldre bilar kan vara samhälls-ekonomiskt mer motiverat i tätorter ska också förutsättningarna för regionalt differentierade styrmedel analyseras. I uppdraget ingår inte att analysera den framtida utformningen av den nuvarande bilskrotningspremierna. Istället förs en mer allmän diskussion om avgifter, skatter och bidrag som är frikopplad från nuvarande system. Den framåtsyftande analysen omfattar endast bensindrivna personbilar.

Skrotningspremierna

Skrotningspremierna infördes den första januari 1975 för att ge incitament till att lämna in uttjänta bilar till bilskrot. Den ursprungliga premien var 300 kr och höjdes till 500 kr drygt tio år efter införandet. Ytterligare förändringar har genomförts under årens lopp. Den senaste ändringen infördes den första juli 2001 då skrotningspremierna återigen höjdes men framförallt differentierades efter bilens ålder. Premierna grundnivå höjdes från 500 till 700 kr, för bilar mellan 8 och 16 år höjdes premien till 1 200 kr och för bilar över 16 år till 1 700 kr. Systemet ska vara självfinansierande – den skrotningsavgift som betalas av den första ägaren ska täcka utgifterna för premien som betalas ut till bilens sista ägare.

Förändringar i antalet skrotade bilar

Förändringen i antalet skrotade bilar kan vid senaste ändringen av skrotningspremierna beskrivas enligt följande: en initial nedgång, en puckel och en slutlig nivåhöjning. Från och med årsskiftet 2000/2001, ett halvår innan det nya systemets införande, skedde en nedgång av antalet skrotade bilar. När premiehöjningen började gälla ökade antalet skrotade bilar markant. Någon månad efter premieändringen sjönk nivån men antalet skrotade bilar låg fortfarande kvar på en högre nivå än åren före premiehöjningen. Totalt innebar det att under helåret 2001 skrotades nästan dubbelt så många personbilar som året innan, skrotningarna låg kvar på samma höga nivå även under 2002. Under 2003 avtog skrotningarna, men låg kvar på en högre nivå än åren före premieändringen.

Andra faktorer påverkar förutom premieändringarna

I anslutning till den senaste premiehöjningen inträffande bland annat följande: Alla personbilar upp till 3 500 kg kom att omfattas av skrotningspremien, fordonsskatten för gamla dieslbilar höjdes, stiftelsen Håll Sverige Rent inledde en kampanj tillsammans med kommunerna för att få bort övergivna bilvrak, administrativt skrotade bilar kom att inkluderas bland bilar som kan få skrotningspremie, nya föreskrifter med högre miljökrav på bilskrotarna infördes. Att dessa händelser inträffade ungefär samtidigt som premieändringen gör det svårt att med statistiska metoder säkerställa hur stor andel av skrotningarna som beror på de ändrade premierna.

Premieändringarnas effekter

Med hjälp av regressionsanalyser och litteraturstudier har vi skattat premieändringarnas effekter på antalet skrotade bilar i olika ålderskategorier: För bilar som är 17 år eller äldre har vi bedömt att varje procents ökning i premien har lett till en 0,24 % ökning i antalet skrotade bilar, för bilar 8-16 år är ökningen 0,16 % och för bilar 0-7 år bedömer vi att premieändringarna inte har haft någon betydelse alls. För de äldsta bilarna ökade premien från 500 kr till 1 700 kr, dvs. en ökning med 240 %, vilket enligt våra bedömningar således har lett till en 58 % ökning i antalet skrotade bilar.

Effekter på miljö

Vi har bedömt premieändringarnas miljöeffekter med utgångspunkt i:

- emissionsberäkningar,
- avfallsskattningar och
- livscykelanalyser.

Eftersom vi i basscenariot, dvs. i ”utvärderingsalternativet”, har utgått från att premieändringarna lett till en marginell minskning i det totala trafikarbetet, har vi också räknat på ett alternativt scenario där utgångspunkter är ett oförändrat transportarbete. Detta scenario kallas för ”känslighetsanalys”. I bedömningarna har vi följaktligen räknat på två alternativa scenarier avseende effekterna på det totala trafikarbetet.

Emissionsberäkningar

För emissionsberäkningarna har vi i ett första steg uppskattat premieändringarnas effekter på fordonsparkens storlek och ålderssammansättning. I ett andra steg har den förändrade fordonsparkens effekter på emissionerna beräknats. Enligt dessa beräkningar har emissionerna av kolväten, koloxid, kväveoxider, koldioxid och partiklar reducerats med mellan knappt en och sex procent på grund av de ändrade premierna, enligt följande:

Emissionsberäkningar

	Person -bilar	Trafikarbete per år, mdr. fkm.	HC, ton	CO, ton	NOx, ton	CO ₂ , tusen ton	Partiklar, ton
Nollalternativ	1,000	56,91	74 852	383 941	40 795	11 451	1 065
Utvärderingsalternativ	0,967	56,56	70 483	370 075	39 199	11 352	1 041
Känslighetsanalys	0,967	56,91	70 997	372 780	39 485	11 435	1 048
Skillnad Utv-Noll (%)	-3,3%	-0,6%	-5,8%	-3,6%	-3,9%	-0,9%	-2,3%
Skillnad Känsl-Noll (%)	-3,3%	0,0%	-5,2%	-2,9%	-3,2%	-0,1%	-1,6%

Not: EMV-modellen har använts vid beräkningarna

Vi bedömer t.ex. att CO₂-utsläppen skulle ha uppgått till 11 451 tusen ton under perioden (33 månader efter premieändringen) om premierna *inte* hade ändrats, dvs. i nollalternativet. I utredningsalternativet uppskattar vi utsläppen till 11 352 tusen ton, dvs. en minskning på 99 tusen ton, eller minus 0,9 procent, jämfört med nollalternativet. Den beräknade minskningen i känslighetsanalysen uppgår till 16 tusen ton. Emissionerna av kolväten bedöms minska med 5,8 procent i utvärderingsalternativet och 5,2 procent i känslighetsanalysen.

Eftersom utsläppens skadestnader kan variera stort beroende på var utsläppen sker, har vi också bedömt hur emissionseffekterna av premieändringarna har fördelats mellan storstad och landsbygd. Denna fördelning redovisas i tabellerna nedan.

Emissionsberäkningar tätort

Tätort	HC, ton	CO, ton	NOx, ton	CO ₂ , ton	Partiklar, ton
Nollalternativ	51 158	254 282	15 749	5 320 000	593
Utvärdering	48 107	245 762	15 274	5 273 000	579
Känslighetsanalys	48 523	246 890	15 243	5 312 000	584
Skillnad Utv-Noll (%)	- 6,0%	- 3,4%	- 3,0%	- 0,9%	- 2,4%
Skillnad Känsl-Noll(%)	- 5,2%	- 2,9%	- 3,2%	- 0,2%	- 1,5%

Emissionsberäkningar landsväg

Landsväg	HC, ton	CO, ton	NOx, ton	CO ₂ , ton	Partiklar, ton
Nollalternativ	23 694	129 659	25 046	6 131 000	472
Utvärdering	22 374	124 313	23 925	6 079 000	462
Känslighetsanalys	22 474	125 891	24 242	6 123 000	464
Skillnad Utv-Noll (%)	- 5,6%	- 4,1%	- 4,5%	- 0,8%	- 2,1%
Skillnad Känsl-Noll(%)	- 5,1%	- 2,9%	- 3,2%	- 0,1%	- 1,7%

Avfallsskattningar

Det ökade antalet skrotade bilar innebär att större avfallsmängder genereras på grund av premieändringen. Enligt beräkningarna ökade antalet skrotade bilar med cirka 210 000 under 33-månadersperioden vid och efter premieändringen. Av dessa var uppskattningsvis cirka 180 000 i trafik och cirka 30 000 ej i trafik före skrotningen. Om en genomsnittlig bil väger cirka 1 300 kg ger den ändrade skrotningspremien upphov till cirka 273 000 ton avfall. Om vi antar en återvinningsgrad på 85 procent är ökningen i deponerat avfall 41 000 ton.

Livscykelperspektivet

Livscykelperspektiv innebär att bilens miljöpåverkan beaktas under hela dess livstid, dvs. från det att den produceras till det att den skrotas. Eftersom skrotningspremiehöjningen ledde till en tidigareläggning av skrotningen har den effekter på både nybilsförsäljningen (genom ersättningsköp), emissioner och avfallsmängder. Ändringen av skrotningspremien ledde till en uppskattad ökning av bilförsäljningen med cirka 40 000 bilar under 33-månadersperioden. I förhållande till antalet bilar som skulle ha sålts utan premieändring bedöms detta vara en ökning med 5,1 procent. Eftersom produktionen av nya bilar ger upphov till emissioner innebär denna produktionsökning att premieändringarnas beräknade emissionsvinster blir mindre. Våra beräkningar indikerar att totalt sett ökar emissionerna av koldioxid marginellt, även en stor del reduktionerna av kväveoxider går om intet. Nyproduktionen har mindre inverkan på emissionerna av kolväten och koloxid.

Effekter på trafiksäkerhet

Den som färdas i en bil som introducerades åren 1998–2002 har en lägre risk att invalidiseras eller dödas i en trafikolycka. Jämfört med bilarna som introducerades under tidsperioden 1983–1987 är invaliditetsrisken 26 procent lägre och dödsrisken 66 procent lägre. Genom att förnya fordonsparken har premieändringarna således bidragit till positiva trafiksäkerhetseffekter.

Samhällsekonomiska konsekvenser

I tabellen nedan sammanställs de samhällsekonomiska intäkterna och kostnaderna för de effekter av bilskrotningspremieändringen som har värderats monetärt. Beräkningarna är alltså inte fullständiga i den meningen att det finns effekter av samhällsekonomisk betydelse som vi inte har lyckats kvantifiera eller värdera i monetära termer. Vi återkommer till dessa. Beräkningarna avser en period på 33 månader efter premieändringens genomförande.

Samhällsekonomiska intäkter och kostnader av ändringen av bilskrotningspremien (Mkr)

	Utvärderingsalternativ	Känslighetsanalys
Emissioner från driftsfas	493,0	302,0
Järnskrot från bilar som stått i naturen	16,0	16,0
Trafiksäkerhet	290,0	290,0
Anpassningskostnader	-115,7	-115,7
Summa traditionell kalkyl	683,3	492,3

Eftersom inte alla skrotade bilar har ersatts med nya bilar har två kalkyler av effekterna på emissioner beräknats. Utvärderingsalternativet innebär att trafikarbetet minskar. I Utvärderingsalternativet beräknas trafikarbetet minska trots att de nya ersättningsbilarna i genomsnitt kör längre än de gamla bilarna som skrotats. Känslighetsanalysen däremot utgår ifrån att trafikarbetet är oförändrat jämfört med en situation utan ändring av skrotningspremien.

De effekter som har kunnat värderas monetärt visar alltså ett positivt netto på 680 miljoner kronor i Utvärderingsalternativet och 490 miljoner kronor i Känslighetsanalysen. Om vi endast ser till dessa beräkningar finns det anledning till att tro att ändringen av skrotningspremien varit samhällsekonomiskt lönsam.

I beräkningarna ingår emellertid inte vissa effekter. Eventuella administrativa kostnader på grund av premieändringen har inte kvantifierats, men om sådana förekommer ger de en negativ post i kalkylen. I förhållande till övriga kostnadsposter utgör de dock en liten kostnad.

Livscykelperspektivet är avgörande för kalkylresultatet

Om hänsyn tas till livscykelperspektivet, dvs. om effekterna på emissioner under bilens hela livstid beaktas, kan ovannämnda kalkylresultat ändras. En grov uppskattning har gjorts för att skatta storleksordningen av de ökade CO₂-utsläppen på grund av ökad produktion av nya bilar och ökad skrotning. Skattningen visar att kostnaden från de ökade CO₂-utsläppen kan vara cirka 225 miljoner kronor i Utvärderingsalternativet och cirka 680 miljoner kronor i Känslighetsanalysen. Om vi beaktar dessa kostnader i kalkylen innebär det att premieändringen fortfarande ger en nettovinst enligt Utvärderingsalternativet (ca 460 milj. kr) men en nettoförlust enligt Känslighetsanalysen (ca 190 milj. kr). Slutsatsen att premieändringen har varit samhällsekonomiskt lönsam bygger alltså på antagandet om att premieändringen har lett till ett minskat totalt trafikarbete. Att trafikarbetet har ökat under perioden är uppenbart, frågan är vilken effekt som premieändringen har haft.

Osäkerheten i kalkylen är stor. Det finns flera osäkerheter. En sådan osäkerhet är premieändringens effekt på det totala trafikarbetet. En annan osäkerhet är hur CO₂-utsläppen ska värderas. På transportområdet tillämpas idag en värdering på 1,5 kr per kg utsläpp. Detta är en förhållandevis hög värdering jämfört med

vad som tillämpas i andra länder. Värderingen baseras på kostnaden för att uppfylla det transportpolitiska etappmålet för CO₂. Om man istället utgår från de nationella miljömålen får man t.ex. en CO₂-värdering på ca 0,8 kr/kg. Vilken värdering som tillämpas får alltså en avgörande betydelse för vilken påverkan som livscykelanalysen har på kalkylens resultat.

Det vi kan säga är att kalkylresultatet är osäkert. Vi vet inte med säkerhet att den senaste premieändringen har varit samhällsekonomisk lönsam. Premieändringen har lett till både positiva och negativa effekter och det är osäkert om de positiva effekterna väger tyngre än de negativa.

Fördelningseffekter

Genom att studera data över bilägandet efter inkomst går det att översiktligt bedöma fördelningseffekter av skrotningspremieändringen. I höginkomsthushåll har cirka 97 procent av hushållen bil, av låginkomsthushållen är 60 procent bilägare. Data om bilens ålder visar samtidigt att hushåll med låg inkomst i första hand äger gammal bil vilket gör att det i första hand är låginkomsttagare som har gynnats av de höjda skrotningspremierna.

Fyra ekonomiska styrmedel – en översikt

För att kunna utvärdera olika styrmedel är det nödvändigt att bestämma vilka mål och utgångspunkter som dessa styrmedel ska styra mot. En central utgångspunkt som vi har valt i rapporten är målet om en samhällsekonomiskt effektiv reduktion i trafikens negativa miljöpåverkan. För att uppfylla detta mål krävs flera åtgärder av olika slag. Åtgärder som påskyndar utskrotningen av miljöbelastande bilar kan utgöra *en* viktig del i det paket av åtgärder som leder till effektivitet.

Samhällsekonomisk effektivitet betyder flera saker, bland annat att trafiken ska prissättas på ett effektivt sätt. En effektiv prissättning innebär att priset för en resa ska motsvara resans samhällsekonomiska kostnad. Det innebär exempelvis att högre priser ska tas ut för resval som leder till höga miljökostnader. Således ska användningen av miljöbelastande fordon ha ett högre pris än användningen av miljövänliga fordon. Av samma anledning ska personer som väljer att köra bil i ett tätbebyggt område betala högre pris än personer som väljer att köra bil på landsbygden.

Prissättning av detta slag kan åstadkommas på olika sätt. I rapporten har vi gjort en översiktlig analys av fyra ekonomiska styrmedel; vägavgifter, drivmedelskatter, fordonsskatter och skrotningsbidrag.

Sett från ett teoretiskt perspektiv är vägavgifter det överlägsna styrmedlet. Under förutsättningen att avgifterna är optimalt differentierade är det teoretiskt möjligt att uppnå samtliga av de effekter som en effektiv prissättning syftar till. Vägavgifter är dock förenade med en rad praktiska problem. Framförallt är det

svårt och kostsamt att införa ett system där avgifterna varierar i tillräcklig omfattning för att approximera det teoretiskt korrekta systemet.

Drivmedelsskatter kan användas som styrmedel för att åstadkomma generella minskningar i körsträcka. Vissa omfördelningseffekter i tid och rum kan också uppnås, men inte på samma sätt som med vägavgifter. Substitutionseffekter där bilägare byter från mindre till mer miljöanpassade fordon kan uppnås genom att skatterna kopplas till drivmedlets miljöegenskaper.

Genom miljödifferentierade fordonsskatter kan incitament skapas till en effektiv substitution mellan miljöbelastande och miljövänliga bilar och till en effektiv ökning i utskrotningstakten av äldre miljöbelastande bilar. Nackdelen jämfört med vägavgifter och drivmedelsskatter är att fordonsskatterna inte kan användas för att reducera trafikarbetet för fordon i trafik. Dessutom är det svårt att med differentierade fordonsskatter styra trafiken i tid och rum.

En viktig skillnad mellan fordonsskatter och skrotningsbidrag är att bidrag inte ger upphov till några dämpande effekter på efterfrågan på bilar. En annan skillnad är att det är svårare att skapa incitament till substitutionseffekter genom skrotningsbidrag än genom fordonsskatter, framförallt vad gäller byte från fungerande begagnade bilar till nyare bilar. Skrotningsbidragen har till skillnad från fordonsskatterna i första hand effekt endast på skrotfärdiga bilar.

Ett optimalt skatte- och bidragssystem

Utgångspunkter för systemets utformning och differentiering

I diskussionerna om hur ett nytt skatte-/bidragssystem skulle kunna utformas utgår vi i första hand från en samhällsekonomiskt effektiv prissättning med avseende på trafikens negativa miljöeffekter. Vi antar i detta sammanhang att trafikanterna redan betalar för koldioxidutsläppen genom befintliga drivmedelsskatter. Det innebär att vi i första hand använder fordonens lokala och regionala emissioner som utgångspunkt för att bestämma nivåerna på fordonsskatterna och hur dessa ska variera mellan olika fordon.

För att beräkna de lokala och regionala emissionskostnaderna per bil är det nödvändigt att bedöma dels kostnaden per körd kilometer, dels hur många kilometer som fordonet körs. Eftersom olika ägare kör olika långt räknar vi med de genomsnittliga körsträckorna för fordon efter fordonens miljöegenskaper och ålder, dvs. vi räknar med fordonsskatter som varierar mellan olika fordon men inte mellan olika ägare.

I dag differentieras fordonsskatten efter fordonets tjänstevikt. Det nya systemet innebär att skatten istället differentieras efter fordonets miljökostnader, där fordonets vikt är en av flera betydelsefulla faktorer.

Som utgångspunkt har vi valt att räkna på ett system där fordonsskatten differentieras efter bilens ålder snarare än bilens miljöklass. Vi har också utgått från att systemet ska vara skatteneutralt.

De samhällsekonomiska kostnaderna för ett fordons emissioner under driftsfasen (inklusive koldioxid) uppgår enligt våra beräkningar till ca 5 600 kr/år för de nyaste bilarna (med katalysator) och ca 7 000 kr/år för de äldsta (utan katalysator). Om vi bortser från koldioxidutsläppen är den samhällsekonomiska kostnaden för de nyaste bilarna ca 400 kr/år och för de äldsta bilarna ca 4 200 kr/år. Det är främst bilar utan katalysator som ger upphov till höga lokala och regionala emissionskostnader.

Omräknat till ett system där fordonsskatten uttrycks som en funktion av bilens ålder skulle fordonsskatten behöva öka med ca 80 kr per år för samtliga fordon, och ett särskilt tillägg på ca 2 500 kr/år behövas göras för bilar som saknar katalysator, för att fordonsskatten ska motsvara fordonets samhällsekonomiska miljökostnader (exklusive koldioxidemissioner i drift och exklusive samtliga emissioner i samband med nyproduktion och skrotning). Det rör sig alltså om relativt små ändringar i skatten när bilen åldras men relativt stora tillägg om bilen saknar katalysator. En viktig slutsats är att om man endast ser till de lokala och regionala utsläppen, och bortser från diesel, är det i första hand bilar utan katalysator som bör fasas ut från fordonsparken.

I utformningen av ett nytt system kan det vara viktigt att också ta hänsyn till aspekter som trafiksäkerhet, livscykelperspektiv och fördelningseffekter. Att beakta trafiksäkerhetseffekterna innebär att en större differentiering i fordonsskatterna bör väljas mellan gamla och nya bilar, medan livscykelperspektivet har motsatt effekt. Även fördelningseffekterna talar för en mindre dramatisk differentiering i systemet. Vi har därför valt att räkna på ett system där tillägget för bilar utan katalysator endast uppgår till 2 000 kr och att ett särskilt bidrag för skrotning på 2 000 kr införs för bilar som saknar katalysator.

Idag är den genomsnittliga fordonsskatten för bensindrivna personbilar ca 1 350 kr per år. För att det nya systemet ska bli skatteneutralt har vi utgått från en fordonsskatt på 1 050 kr/år för en fabriksny bil, 2 410 kr/år för de äldsta bilarna med katalysator, och närmare 5 000 kr/år för de äldsta bilarna utan katalysator. Skatten ökar med 80 kr per år som bilen åldras. Vi räknar med startår 2006.

Bedömning av systemets effekter på emissioner och samhällsekonomi

Införandet av det nya skattesystem skulle leda till effekter som kan sammanfattas enligt följande: Ägare av bilar utan katalysator skulle belastas med en extra hög fordonsskatt och skulle därför leta efter sätt att undvika dessa kostnadsökningar. Majoriteten skulle välja att skrota sina bilar, många skulle leta efter en ersättningsbil, förmodligen av årsmodell 1989 eller nyare, dvs. en äldre katalysatorbil som har en relativt låg fordonsskatt och ett relativt lågt pris på begagnatmarknaden. Importen av dessa bilar skulle emellertid bli begränsad

på grund av de låga priserna och därmed låga vinstmarginalerna. Vi har i beräkningarna därför utgått från att ersättningsbilarna, dvs. de bilar som köps när de gamla skrotas, är jämt fördelat mellan årsmodeller 1989-2006.

Enligt våra beräkningar skulle det nya systemet vara ungefär skatteneutralt, det skulle gå med en liten förlust i början för att sedan gå med vinst. För att systemet ska bli intäktsneutralt bör skattenivåerna för de olika ålderskategorierna reduceras med ca 400 kr per bil och år.

Systemet skulle leda till relativt stora reduktioner i personbilsparkens totala emissioner. Vi har antagit att alla effekter (på utskrotning, nybilsköp mm) uppstår under det första året efter systemets införande. Följande emissions-effekter har beräknats:

Emissionsvinster under 2006 av nytt system, tusen ton, miljarder kr

Emissionsvinster	HC	CO	NOx	CO2	Partiklar	Samhällsek. nytta	Nytta exkl. CO2
Tusen ton	-16,8	-70,9	-8,8	-281,4	-69,9	1,91	1,82
Procent	-35,3	-27,7	-37,5	-2,5	-13,0		

Under antagandet att samtliga av det nya systemets effekter inträffar under år 2006, är bedömningen att systemet skulle generera samhällsekonomiska miljövinster värda ca 1,9 miljarder kronor. Räknat i procent är det framförallt de lokala och regionala utsläppen som minskar, medan reduktionen i koldioxidutsläppen är relativt marginell.

Det ska påpekas att dessa beräkningar är förenade med flera stora osäkerheter och därför endast kan betraktas som ett räkneexempel. Samtidigt beskriver vi genom detta räkneexempel en sannolik utveckling som indikerar att det kan finnas förhållandevis stora effektivitetsvinster att hämta genom att införa ett nytt system. Detta ska inte ses som överraskande eller kontroversiellt eftersom nuvarande fordonsskattesystemet *inte* differentieras med avseende på fordonens samhällsekonomiska emissionskostnader.

Samtidigt måste vi vara försiktiga i slutsatsen att ett differentierat fordonsskattesystem skulle ge stora effektivitetsvinster. I räkneexemplet har vi *inte* beaktat livscykelperspektivet. Som vi såg i utvärderingen av den senaste premieändringen kan livscykelperspektivet få stor effekt på den beräknade lönsamheten. Framförallt kan effekterna på utskrotningen av äldre bilar och på nybilsproduktionen leda till en nettoökning i CO₂-utsläppen även om nyare fordonen avger mindre CO₂-utsläpp i drift än vad äldre gör.

Samhällsekonomiska argument för regional differentiering

De samhällsekonomiska kostnaderna för trafikens emissioner kan variera stort beroende på var emissionerna sker, inte minst på grund av att antalet personer som exponeras mot emissionerna varierar. De kalkylvärden som SIKA och trafikverken har tagit fram för att värdera förändringar i trafikens emissioner visar t.ex. på stora variationer i utsläppskostnader mellan tätort och landsbygd och mellan små och stora tätorter. Det finns av denna anledning samhällsekonomiska skäl till att införa styrmedel som är regionalt differentierade.

De effekter som den regionala differentieringen syftar till kan sammanfattas enligt följande: Att överflyttningen från bil till alternativa färdmedel blir större i tätort än på landsbygd, att substitutionseffekterna från gamla miljöbelastande bilar till nya miljöanpassade bilar blir större i tätort än på landsbygd, att gamla miljöbelastande bilar fasas ut snabbare i tätort än på landsbygd, att trafik omfördelas från tätort till landsbygd, och att det sker en regional omfördelning av befintlig fordonsflotta, dvs. utflöde av miljöbelastande fordon från tätort till landsbygd och inflöde av miljöanpassade fordon från landsbygd till tätort

En jämförelse mellan olika styrmedel i ett regionalt perspektiv

Den absolut största fördelen med *vägavgifter*, sett från perspektivet om effektiv prissättning, är möjligheten till lokal och regional differentiering. I förhållande till övriga ekonomiska styrmedel är vägavgifter både teoretiskt och praktiskt det mest lämpade styrmedlet för geografisk differentiering. Vägavgiftssystem kan å andra sidan vara kostsamma att implementera vilket gör att det knappast är lönsamt att införa vägavgifter i alla av rikets kommuner och framförallt inte på alla av kommunens vägar och gator. Däremot kan vägavgifter som utformas på rätt sätt leda till stora effektivitetsvinster om de införs i enstaka regioner med höga externa kostnader i form av exempelvis trängsel eller emissioner.

En regional differentiering av *drivmedelsskatterna* innebär två saker; dels att en högre genomsnittlig drivmedelsskatt tas ut i tätorter än på landsbygd, dels att skillnaden mellan skatterna på miljöbelastande och miljöanpassade drivmedel är större i tätort än på landsbygd. Att införa ett sådant system skulle i teorin kunna leda till eftersträvar regionala effekter. I praktiken uppstår emellertid problem med bieffekter. En sådan bieffekt är att personer som normalt framför sina fordon i tätbebyggda områden får incitament till att tanka i glesbebyggda områden. En viss regional differentiering kan förmodligen vara praktiskt möjlig och samhällsekonomiskt försvarbar, men om den geografiska prisdifferensen blir för stor uppstår bieffekter som i värsta fall kan leda till en ökning i både trafikarbetet och trafikens emissionskostnader.

Ett regionalt differentierat *fordonsskattesystem* innebär två saker: dels att en högre genomsnittlig fordonsskatt tas ut i tätorter än på landsbygd, dels att skillnaden mellan skatterna på miljöbelastande och miljöanpassade fordon är större i tätort än på landsbygd. I teorin skulle införandet av ett sådant system

kunna leda till eftersträvade regionala effekter, men även här finns det problem med bieffekter. Utmaningen är i första hand att förhindra bilägare som är bosatta i tätbebyggda områden att skriva bilen på familjemedlemmar som är bosatta i ett mindre tätbebyggt område. Ett sätt att mildra denna bieffekt kan vara att tvinga hushållen att betala en högre fordonsskatt på den andra och den tredje bilen än på den första.

En fördel med såväl drivmedelsskatter som fordonsskatter, jämfört med skrotningsbidrag, är att de ger incitament till en regional omfördelning av befintlig fordonsflotta, en omfördelning som innebär att de mest miljöbelastande fordonen (som drivs på de mest miljöbelastande drivmedlen) omfördelas till regioner där emissionerna förorsakar mindre skada. Ett regionalt differentierat skrotningsbidragssystem får *inte* samma effekter. Däremot kan ett sådant skrotningsbidragssystem leda till att utskrotningstakten av äldre bilar ökar i en snabbare takt i tätorter än på glesbygden. En möjlig bieffekt är dock att inflödet av skrotningsfärdiga bilar ökar till tätorterna där bidragen är större.

Den rekommendation som kan lämnas är att den regionala differentieringen i första hand bör åstadkommas genom ett miljödifferentierat vägavgiftssystem, i andra hand genom en kombination av differentierade fordonsskatter och drivmedelsskatter. En sådan kombination skulle också vara gångbar för det nationella systemet. Differentierade skrotningsbidrag bör vara den sista lösningen i ett regionalt perspektiv. Däremot kan mer miljöstyrande skrotningsbidrag ha fördelar på nationell nivå, dels för att mildra fördelningseffekterna av ett nytt fordonsskattesystem, dels för att reducera bieffekterna av ett sådant system. En kraftigt ökad skatt på de äldsta bilarna kan leda till att fler ställer av sina bilar men fortsätter att använda dem. Ett sätt att hindra dessa bieffekter är att utkräva fordonsskatt och försäkring tills dessa att fordonet skrotas. Ett annat sätt är att införa särskilda skrotningsbidrag för dessa bilar.

Fördelen med regionalt differentierat system sett från ett livscykelperspektiv

Att den samhällsekonomiska kostnaden för trafikens emissioner kan variera stort mellan olika regioner är ett viktigt argument för att införa ett regionalt differentierat skatte-/bidragssystem. Detta är *en* anledning till att ett regionalt differentierat system – under förutsättningen att systemets bieffekter kan förhindras – leder till större effektivitet än ett nationellt system. Det finns en ytterligare anledning. På en nationell nivå kan vi inte med säkerhet säga att ett fordonsskattesystem som differentieras endast utifrån skillnaderna i fordonens emissionsegenskaper under drift (dvs. körning) skulle vara lönsamt. Orsaken är att systemet förväntas leda till en ökad utskrotning och nybilsförsläpning som i sin tur leder till ökade emissioner av exempelvis CO₂. Att beakta dessa effekter i utformningen av systemet innebär att differentieringsgraden i fordonsskatten mellan exempelvis äldre och nyare bilar blir mindre.

Ett lokalt eller regionalt differentierat system har emellertid andra syften än ett nationellt system. I ett nationellt system är det huvudsakliga syftet att påskynda utskrotningen av äldre miljöbelastande bilar, framförallt bilar som saknar katalysator. I det lokalt eller regionalt differentierade systemet är det också andra effekter vi är ute efter, framförallt att trafik omfördelas från tätort till landsbygd och att det sker en regional omfördelning av befintlig fordonsflotta som innebär ett utflöde av miljöbelastande fordon från tätort till landsbygd och inflöde av miljöanpassade fordon från landsbygd till tätort. Den samhälls-ekonomiska nyttan av denna sistnämnda effekt påverkas *inte* av livscykelperspektivet; det handlar om en omfördelning av trafik och fordon som innebär att vare sig det totala trafikarbetet, emissionerna, utskrotningen eller nybilsköpen förändras, snarare sker det en omfördelning av lokala utsläpp från tätort till landsbygd, från de platser utsläppen orsakar störst skada till platser de orsakar liten skada. Det finns alltså samhällsekonomiska vinster att hämta från ett lokalt eller regionalt differentierat fordonsskattesystem som inte påverkas av livscykelperspektivet.

Summary

Assignment

Sweden's Environmental Protection Agency has given Inregia the assignment of carrying out a research study to increase knowledge about various methods of control for hastening the scrapping of older cars. The purpose is to assess the consequences of the latest change in car scrapping premiums, and also to analyse the consequences of introducing more methods of control for environmental management. Since, from a socio-economic viewpoint, there may be more motivation to phase out older cars in population centres, the conditions for regionally differentiated methods of control should also be analysed. The assignment does not include any analysis of the future formulation of the current car scrapping premium. Instead there is a more general discussion about fees, taxes and bounties that are disengaged from current systems. This future-oriented analysis only covers petrol-driven private cars.

Scrapping premiums

The scrapping premium was introduced on 1 January 1975 to give people an incentive to scrap worn out cars. The original premium was SEK 300, which was raised to SEK 500 a little over ten years after its introduction. More changes have been implemented over the years. The latest change was introduced on 1 July 2001 when the scrapping premium was again raised but was above all differentiated according to the age of the car. The basic level of the premium was raised from SEK 500 to SEK 700; to SEK 1,200 for cars between 8 and 16 years, and SEK 1,700 for cars older than 16 years. The system is intended to be self-financing – the scrapping fee that is paid by the first owner is supposed to cover expenditure for the premium that is paid to the car's last owner.

Changes in the number of scrapped cars

With the latest amendment to the scrapping premium, changes in the number of scrapped cars can be described as follows: an initial drop, a bulge and a final raising of the level. From the end of the year 2000, six months before the introduction of the new system, there was a drop in the number of cars being scrapped. When the premium increase began to take effect, the number of cars being scrapped showed a marked increase. A month or so after the premium was changed, the level went down but the number of scrapped cars still remained at a higher level than in the years prior to the premium increase. In total, this means that during the full year 2001, almost twice as many private

cars were scrapped as in the previous year – scrapping remained at the same high level during 2002 also. In 2003, the number of cars scrapped went down somewhat but remained at a level that was higher than the years prior to the change in premium.

Premium changes are not the only factor to have an effect

The following were among the consequences of the latest premium increase: All private cars up to 3,500 kg were covered by the scrapping premium; the vehicle tax for old diesel cars was raised; in partnership with the municipal authorities, the Håll Sverige Rent [Keep Sweden Clean] foundation introduced a campaign to remove abandoned wrecked cars; administratively scrapped cars were included among the cars eligible for scrapping premiums; new regulations were introduced with stricter environmental requirements for scrapped cars. The fact that all of these occurred at around the same time as the change in premiums makes it difficult to use statistical methods to ascertain the proportion of scrapping that was due to the changed premiums.

The effects of the changes in premium

By using regression analyses and studying the literature, we have estimated the effects of the changes in premium on the number of scrapped cars in various age categories: For cars that are 17 years old or older, we have estimated that every percentage increase in premium has led to an increase of 0.24 % increase in the number of cars being scrapped; for cars that are 8-16 years old, that increase is 0.16 % and for cars that are 0-7 years old, we estimate that the premium amendments have had no significant effect at all. For the oldest cars, the premium increased from SEK 500 to SEK 1,700 (i.e. an increase of 240 %) which, we estimate, has thus led to an increase of 58 % in the number of cars scrapped.

Effects on the environment

We have assessed the environmental impact of the premium changes on the basis of:

- emission calculations,
- waste estimates and
- lifecycle analyses.

Since our basic scenario (i.e. the “evaluation option”) has been based on the premium changes having led to a marginal reduction in the overall traffic mileage, we have also been taking into account an alternative scenario, which is based on no change in transportation mileage. This scenario is called a “sensitivity analysis”. In the assessments, we have consequently taken into

account two alternative scenarios as regards the impact on overall traffic mileage.

Emission calculations

For the emissions calculations, as a first step, we have estimated the premium amendments' effects on the size and age-breakdown of the vehicle stock. In the second stage, the effects that the changes in the vehicle stock have had on emissions have been calculated. These calculations show that the emissions of hydrocarbons, carbon monoxide, nitrogen oxides, carbon dioxide and particulates have been reduced by between just less than 1 and 6 % because of the changes in premiums, as follows.

Emission calculations

	Private cars	Traffic mileage per year, in billion vehicle-kms.	HC, tons	CO, tons	NOx, tons	CO ₂ , thousand tons	Particulates, tons
Zero option	1.000	56.91	74,852	383,941	40,795	11,451	1,065
Evaluation option	0.967	56.56	70,483	370,075	39,199	11,352	1,041
Sensitivity analysis	0.967	56.91	70,997	372,780	39,485	11,435	1,048
Difference Eval-Zero (%)	-3.3%	-0.6%	-5.8%	-3.6%	-3.9%	-0.9%	-2.3%
Difference Sens-Zero (%)	-3.3%	0.0%	-5.2%	-2.9%	-3.2%	-0.1%	-1.6%

Note: The EMV model has been used in the calculations

For example, we estimate that CO₂ emissions should have amounted to 11,451,000 tons during the period (33 months after the premium change) if the premiums had *not* been changed, i.e. in the zero option. In the evaluation option, we estimate the emissions at 11,352,000 tons, (i.e. a reduction of 99,000 tons, or minus 0.9 %, in comparison with the zero option). The calculated reduction in the sensitivity analysis amounts to 16,000 tons. The emissions of hydrocarbons is estimated to reduce by 5.8 % in the evaluation option and 5.2 % in the sensitivity analysis.

Since the cost of the emissions' damage can vary considerably depending on where the emissions have occurred, we have also estimated the way in which the emission effects of the premium changes have been distributed between city and countryside. This distribution is reported in the tables below.

Emission calculations – population centre

Population centre	HC, tons	CO, tons	NOx, tons	CO ₂ , tons	Particulates, tons
Zero option	51,158	254,282	15,749	5,320,000	593

Evaluation	48,107	245,762	15,274	5,273,000	579
Sensitivity analysis	48,523	246,890	15,243	5,312,000	584
Difference Eval-Zero (%)	- 6.0%	- 3.4%	- 3.0%	- 0.9%	- 2.4%
Difference Sens-Zero (%)	- 5.2%	- 2.9%	- 3.2%	- 0.2%	- 1.5%

Emission calculations – country roads

Country road	HC, tons	CO, tons	NOx, tons	CO ₂ , tons	Particulates, tons
Zero option	23,694	129,659	25,046	6,131,000	472
Evaluation	22,374	124,313	23,925	6,079,000	462
Sensitivity analysis	22,474	125,891	24,242	6,123,000	464
Difference Eval-Zero (%)	- 5.6%	- 4.1%	- 4.5%	- 0.8%	- 2.1%
Difference Sens-Zero (%)	- 5.1%	- 2.9%	- 3.2%	- 0.1%	- 1.7%

Waste estimates

The increase in the number of cars being scrapped means that the changes in premiums are causing greater volumes of waste to be generated. According to calculations, the number of cars being scrapped increased by around 210,000 in a 33-month period, during and after the change in premiums. Of these, it is estimated that around 180,000 were on the road and around 30,000 were off the road prior to being scrapped. If an average car weighs around 1,300 kg, the amended scrapping premium has given rise to around 273,000 tons of waste. If we assume an 85 % level of recycling, the increase in waste being disposed is 41,000 tons.

Lifecycle perspective

A lifecycle perspective implies observation of a car's environmental impact throughout its life – from being manufactured to being scrapped. Since the increase in scrapping premium has led to an earlier date for scrapping, there is an impact on new car sales (because of replacement purchases), emissions and volumes of waste. The change in the scrapping premium led to an estimated increase in car sales of around 40,000 cars during the 33-month period. In relation to the number of cars that would have been sold without any premium change, this is estimated to be an increase of 5.1 %. Since the production of new cars gives rise to emissions, this increase in production means that there is a reduction in the estimated emissions gain from the changes in premiums. Our

calculations indicate that there is a marginal increase in emissions of carbon dioxide overall; a large proportion of the reductions in nitrogen oxides also comes to nothing. New production has less of an impact on emissions of hydrocarbons and carbon monoxide.

Effects on road safety

Anyone driving in a car introduced between 1998 and 2002 runs a lower risk of being incapacitated or killed in a road accident. In comparison with cars introduced in the period 1983–1987, the risk of incapacitation is 26 % lower and the risk of fatality is 66 % lower. Because of the renewed vehicle stock, the changes in premiums have thus contributed to a positive impact on road safety.

Socio-economic consequences

The table below summarises the socio-economic revenues and costs of the effects of the changes in car scrapping premiums that have been evaluated on a monetary basis. The calculations are not complete in that there are effects of socio-economic significance that we have not succeeded in quantifying or evaluating in monetary terms. We will return to these. The calculations relate to a period of 33 months after the implementation of the changes in premiums.

Socio-economic revenues and costs of the change in car scrapping premium (MSEK)

	Evaluation option	Sensitivity analysis
Emissions from operating phase	493.0	302.0
Scrap iron from cars that have been dumped in the countryside	16.0	16.0
Road safety	290.0	290.0
Adaptation costs	-115.7	-115.7
Total traditional calculation	683.3	492.3

Since not all scrapped cars have been replaced by new cars, two calculations have been made of the impact on emissions. The evaluation option means that traffic mileage decreases. In the Evaluation Option, traffic mileage is estimated to decrease despite the fact that new replacement cars run longer than the old cars that have been scrapped. On the other hand, the Sensitivity Analysis is based on the fact that traffic mileage remains unchanged as compared to a situation where there was no change in scrapping premium.

The effects that could be evaluated in a monetary sense thus show a positive net figure of SEK 680 million in the Evaluation Option and SEK 490 million in the Sensitivity Analysis. If we were only to look at these calculations, there would

be reason to believe that the change in scrapping premium has been profitable from a socio-economic viewpoint.

However, certain effects are not included in the calculations. Possible administrative costs due to the change in premium have not been quantified, but if such costs do occur they will give the calculations a negative element. In relation to other cost items, however, they constitute a minor cost.

The lifecycle perspective is crucial to the calculation result

If the lifecycle perspective is taken into consideration, i.e. if the impact of emissions during the entire life of the car is observed, the aforementioned calculation result may change. A rough estimate has been made to assess the scale of the increased CO₂ emissions due to the increased production of new cars and increased numbers of cars being scrapped. The estimate shows that the cost of increases in CO₂ emissions may be around SEK 225 million in the Evaluation Option and around SEK 680 million in the Sensitivity Analysis. If we take these costs into account in the calculation, it means that the premium change still produces a net gain according to the Evaluation Option (approx. SEK 460 million) but a net loss according to the Sensitivity Analysis (approx. SEK 190 million). The conclusion that the change in premium has been beneficial from a socio-economic perspective is thus based on the assumption that the premium change has led to a reduction in overall traffic mileage. The fact that traffic mileage has increased during the period is obvious – the question is what effect the premium change has had.

There is a high degree of uncertainty in the calculation. There are several uncertainties. One such is the impact of the premium change on overall traffic mileage. Another is the way in which CO₂ emissions should be estimated. In the transport field today an estimate of SEK 1.5 per kg of emissions is the figure applied. This is a relatively high estimate in comparison with the figure applied in other countries. The estimate is based on the cost of fulfilling the transport policy's staged objective for CO₂. If, instead, the national environmental targets are used as a basis, these produce estimates such as a CO₂ value of approx. SEK 0.8/kg. The estimate applied is thus of crucial significance to the impact that the lifecycle analysis will have on the results of the calculations.

What we are able to say is that the result of the calculation is uncertain. We do not know with any certainty that the latest change in premium has been socio-economically profitable. The premium change has had both positive and negative effects and it is not certain whether the positive effects are of greater significance than the negative ones.

Distribution effects

By studying data on car ownership according to income, it is possible to assess clearly the distribution effects of the change in scrapping premium. In high-

income households, around 97 % of households have a car, while 60 % of low-income households are car owners. At the same time, data on the age of the car show that households with low incomes primarily own older cars, which means that it is low-income earners who are the primary beneficiaries of the increased scrapping premiums.

Four economic methods of control – a summary

To allow different methods of control to be evaluated, it is necessary to determine the objectives and points of departure that these methods of control are to aim at. One central point of departure that we have chosen in the report is the objective of a socio-economically efficient reduction in the negative environmental impact of traffic. Several different measures are required to fulfil this objective. Measures that hasten the scrapping of cars with a high environmental burden may constitute *one* important factor in the package of measures that will lead to efficiency.

Socio-economic efficiency means several things, including the fact that the traffic should be priced in an efficient manner. Efficient pricing means that the price of travelling should correspond with the socio-economic cost of the journey. For example, higher prices should be extracted for travel options that lead to high environmental costs. Thus, the use of vehicles with a high environmental burden should be priced higher than the use of environmentally-friendly vehicles. For the same reason, people who choose to drive their cars in a densely populated area should pay a higher price than people who choose to drive their cars in country areas.

This type of pricing can be achieved in various ways. In the report, we have made a clear analysis of four economic methods of control: road tolls, fuel duties, vehicle taxes and scrapping bounties.

From a theoretical perspective, road tolls are the superior method of control. If the fees are differentiated optimally, it will be possible theoretically to achieve all of the effects that efficient pricing is intended for. Road tolls, however, are linked to a number of practical problems. Above all, it is complex and expensive to introduce a system in which the fees vary sufficiently to approximate to the theoretically correct system.

Fuel duties can be used as a control method to achieve general reductions in distances driven. There may also be certain redistribution effects in time and space, but not in the same way as with road tolls. Substitution effects in which car-owners change from smaller to more environmentally adapted vehicles can be achieved by linking the duty to the environmental characteristics of the fuel.

Environmentally differentiated vehicle taxes may be used to give an incentive for effective substitution between cars that are environmentally burdensome and those that are environmentally friendly, and for an effective increase in the pace

of scrapping older cars that are an environmental burden. The disadvantage in comparison with road tolls and fuel duties is that vehicle taxes cannot be used to reduce traffic mileage for vehicles on the road. In addition, it is difficult to use differentiated vehicle taxes to control traffic in time and space.

An important difference between vehicle taxes and scrapping bounties is that bounties do not reduce the demand for cars. Another difference is that it is more difficult to create incentives for substitution effects by using scrapping bounties than by using vehicle taxes, principally as regards changing from used cars that are still in working order to newer cars. In contrast to vehicle taxes, scrapping bounties principally have an effect only on cars that are ready for scrapping.

An optimum tax and bounty system

Points of departure for the system's design and differentiation

In the discussions surrounding the way in which a new tax/bounty system could be formulated, we are starting out principally from a socio-economically efficient method of pricing with regard to the negative environmental impact of traffic. In this context, we assume that drivers already pay for carbon dioxide emissions through existing fuel duties. This means that we initially use the vehicle's local and regional emissions as a starting point for determining the levels of vehicle taxes and the way in which these should vary between different vehicles.

To calculate the local and regional emission costs per car, it is necessary to estimate the cost per kilometre driven and also the number of kilometres that the vehicle is driven. Since different owners drive different distances, we take account of the average distances driven by vehicles according to the environmental characteristics and age of those vehicles, in other words we are taking account of vehicle taxes that vary between different vehicles but not between different owners.

Today, vehicle taxes are differentiated on the basis of the vehicle's kerb weight. The new system means that the tax will be differentiated instead on the basis of the vehicle's environmental costs, in which the vehicle's weight is one of several significant factors.

As a starting point, we have chosen to allow for a system in which vehicle tax is differentiated according to the car's age rather than the car's environmental classification. We have also started working on the basis that the system should be tax-neutral.

According to our calculations, the socio-economic costs of a vehicle's emissions during the operating phase (including carbon dioxide) amounts to around SEK 5,600/year for the newest cars (with catalytic converters) and to around SEK 7,000/year for the oldest ones (without catalytic converters). If we disregard carbon dioxide emissions, the socio-economic cost of the newest cars

is approx. SEK 400/year and for the oldest cars approx. SEK 4,200/year. The cars that give rise to high local and regional emission costs are primarily cars that do not have catalytic converters.

Converted to a system in which vehicle taxes are expressed as a function of the car's age, vehicle tax would have to increase by approx. SEK 80 per year for all vehicles, and a particular supplement of approx. SEK 2,500/year would need to be made for cars that do not have catalytic converters, to ensure that the vehicle tax corresponds to the vehicle's socio-economic environmental costs (excluding carbon dioxide emissions during operation and excluding all emissions in conjunction with new car production and scrapping). It is therefore a matter of relatively small changes in the tax when the car ages, but relatively large supplements if the car does not have a catalytic converter. One important conclusion is that, if only local and regional emissions are looked at, and if diesel is disregarded, cars without catalytic converters ought primarily to be phased out of the vehicle stock.

In formulating a new system, it may be important also to allow for aspects such as road safety, lifecycle perspective and distribution effects. Paying attention to the impact on traffic safety means choosing a greater differentiation in vehicle duty between old and new cars, while the lifecycle perspective has the opposite effect. The distribution effects also point towards less dramatic differentiation in the system. For that reason, we have chosen to allow for a system in which the supplement for cars without catalytic converters only amounts to SEK 2,000 and that a special scrapping bounty of SEK 2,000 is introduced for cars that do not have a catalytic converter.

Today, the average vehicle tax for petrol-driven private cars is around SEK 1,350 per year. To ensure that the new system is tax-neutral, we have worked on the basis of a vehicle tax of SEK 1,050/year for a brand new car, SEK 2,410/year for the oldest cars that have catalytic converters, and nearer to SEK 5,000/year for the oldest cars without catalytic converters. The tax will increase by SEK 80 per year as the car gets older. We are intending to start from the year 2006.

Assessment of the system's effects on emissions and public finances

The introduction of the new tax system should lead to effects that can be summarised as follows: Owners of cars that do not have catalytic converters should be charged an extra high level of vehicle tax and should therefore search for ways to avoid these cost increases. The majority should choose to scrap their cars – many should look for a replacement car, probably a 1989 model or more recent, in other words an older catalyser car that has a relatively low vehicle tax and a relatively low price on the used car market. However, the importation of these cars should be limited because of the low prices and therefore low profit margins. We have based our calculations on the fact that replacement cars (i.e.

the cars bought once the old ones have been scrapped) are evenly distributed between models from the years 1989 to 2006.

According to our calculations, the new system should be approximately tax-neutral – there should be a minor loss at the start before then moving into profit. To ensure that the system is revenue-neutral, the tax levels for the various age categories should be reduced by around SEK 400 per car and year.

The system should lead to relatively large reductions in the total emissions of the private car stock. We have assumed that all effects (on scrapping, new car purchases, etc.) arise during the first year after introduction of the system. The following emission effects have been calculated:

Emissions gain during 2006 of new system (thousands of tons, SEK billions)

Emissions gain	HC	CO	NOx	CO2	Particulates	Socio-economic benefit	Benefit excl. CO2
1000 tons	-16,8	-70.9	-8.8	-281.4	-69.9	1.91	1.82
Per cent	-35.3	-27.7	-37.5	-2.5	-13.0		

Going on the assumption that all of the new system's effects will occur during the year 2006, the assessment that the system should generate socio-economic environmental gains worth around SEK 1.9 billion. In percentage terms, it is primarily the local and regional emissions that are reduced, whereas the reduction in carbon dioxide emissions are relatively marginal.

It should be pointed out that these calculations are linked to several major uncertainties and, because of that, can only be regarded as an arithmetic example. At the same time, we are using this example to describe a probable development, indicating that relatively high efficiency gains could be obtained by introducing a new system. This matter should not be viewed as surprising or controversial since the current vehicle tax system does not differentiate as regards the vehicle's socio-economic emission costs.

At the same time, we must be careful in drawing the conclusion that a differentiated vehicle tax system should give major efficiency gains. In the arithmetic example, we have not taken the lifecycle perspective into account. As we saw in the evaluation of the latest change in premium, the lifecycle perspective can have a huge impact on the calculated profitability. Above all, the effects on the scrapping of older cars and on new car production could lead to a net increase in CO2 emissions, even if the newer vehicle emits less CO2 in operation than an older vehicle would.

Socio-economic arguments for regional differentiation

The socio-economic costs of emissions from road traffic can vary greatly depending on where the emissions take place, not least because the number of people that are exposed to the emissions varies. The calculated values that SIKKA and the national traffic authorities have produced to evaluate changes in emissions from traffic show effects such as major variations in emission costs between population centres and country areas, and between small and large population centres. Because of this, there are socio-economic reasons for introducing methods of control that are differentiated on a regional basis.

The effects towards which regional differentiation is directed can be summarised as follows: That the move from car to alternative methods of travel will be greater in population centres than in the country; that the substitution effects from old cars that are environmentally burdensome to new environmentally adapted cars will be greater in population centres than in the country; that old cars that are environmentally burdensome will be phased out more quickly in population centres than in the country; that traffic will be redistributed from population centres to country areas and that there will be a regional redistribution of the existing vehicle fleet (i.e. an outflow of environmentally burdensome vehicles from population centres to country areas, and an inflow of environmentally adapted vehicles from country areas into population centres).

A comparison between different control methods from a regional perspective

The very greatest advantage of *road tolls*, viewed from the perspective of efficient pricing, is the opportunity for local and regional differentiation. In relation to other economic methods of control, road tolls are both theoretically and practically the most suitable method of control for geographical differentiation. On the other hand, the road toll system could be expensive to implement, making it hardly profitable to introduce road tolls into all of the nation's municipalities and, above all, not on all of the municipality's roads and streets. On the other hand, road tolls that are formulated correctly could lead to great efficiency gains if they were introduced in individual regions with high external costs in the form of congestion or emissions, for example.

A regional differentiation of *fuel duties* means two things – that a higher average fuel duty will be charged in population centres than in country areas, and that the difference between the duties charged on environmentally burdensome and environmentally adapted fuels will be greater in population centres than in country areas. Introducing that type of system could theoretically lead to the desired regional effects. In practice, however, there are problems with side-effects. One such side-effect is that people who normally drive their vehicles in densely populated areas will have an incentive to fill up with fuel in

sparsely populated areas. A certain amount of regional differentiation could probably be practical and justifiable from a socio-economic viewpoint, but if the geographical price differential is too large, there will be side-effects that could lead to increases in traffic mileage and the emission costs of the traffic, as a worst-case scenario.

A regionally differentiated *vehicle tax system* means two things: – that a higher average vehicle tax will be charged in population centres than in country areas, and that the difference between the tax charged on environmentally burdensome and environmentally adapted vehicles will be greater in population centres than in country areas. In theory, the introduction of such a system could lead to the desired regional effects, but even here there are problems with side-effects. The challenge is primarily to prevent car owners who live in densely populated areas from registering the car with family members who reside in less densely populated areas. One method of moderating this side-effect might be to force households to pay a higher vehicle tax on their second and third cars than on their first.

One advantage of fuel duties and vehicle taxes, as compared to scrapping bounties, would be to give an incentive for a regional redistribution of the existing vehicle fleet – a redistribution that would mean that the most environmentally burdensome vehicles (powered by the most environmentally burdensome fuels) would be redistributed to regions in which emissions cause less damage. A regionally differentiated scrapping bounty system will *not* have the same impact. On the other hand, this type of scrapping bounty system could lead to a more rapid increase in the rate of scrapping of older cars in population centres than in sparsely populated areas. A possible side-effect, however, might be that the inflow of cars ready for scrapping to the population centres will increase, because the bounties will be higher there.

The recommendation that can be put forward is that, firstly, regional differentiation ought to be achieved by means of an environmentally differentiated road toll system; secondly, by a combination of differentiated vehicle taxes and fuel duties. A combination of this type should also be practicable for the national system. Differentiated scrapping bounties ought to be the last solution from a regional perspective. On the other hand, scrapping bounties that control the environment to a greater extent could have advantages at national level, both for alleviating the distribution effects of a new vehicle tax system, and also for reducing the side-effects of such a system. Greatly increasing the tax on the oldest cars could lead to more people deregistering their cars while continuing to use them. One method of preventing these side-effects would be to charge vehicle tax and insurance until the vehicle actually has been scrapped. Another method would be to introduce special scrapping bounties for these cars.

The advantage of regionally differentiated systems viewed from a lifecycle perspective

The fact that the socio-economic cost of traffic emissions can vary greatly between different regions is an important argument for introducing a regionally differentiated tax/bounty system. This is *one* reason for a regionally differentiated system (if the system's side-effects can be prevented) leading to greater efficiency than a national system. There is one further reason. At a national level, we cannot with any certainty say that there would be any profit in a vehicle tax system differentiated only on the basis of the differences in the vehicle's emissions characteristics during operation (i.e. when being driven). The reason is that the system is expected to increase the numbers of vehicles being scrapped and the sales of new cars, leading in turn to increased emissions of CO₂, for example. Paying attention to these effects when formulating the system means that there will be a lower level of differentiation in vehicle tax between older and newer cars, for example.

However, the purposes of a local or regionally differentiated system differ from those of a national system. In a national system, the main purpose is to hasten the scrapping of older environmentally burdensome cars, particularly cars that do not have catalytic converters. The local or regionally differentiated system also contains some of the other effects we are looking for, mainly the redistribution of traffic from population centres to country areas, and a regional redistribution of the existing vehicle fleet, which means an outflow of environmentally burdensome vehicles from population centres to country areas and an inflow of environmentally adapted vehicles from country areas to population centres. The socio-economic benefit of this latter effect is *not* influenced by the lifecycle perspective; it is a matter of traffic and vehicle redistribution, which means that neither the overall traffic mileage, emissions, scrappage nor new car purchases will change – rather, there will be a redistribution of local emissions from population centres to country areas, from locations where emissions cause greatest damage, to locations where they cause little damage. There are therefore socio-economic gains to be made from a locally or regionally differentiated vehicle tax system, which is not affected by the lifecycle perspective.

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Vägtrafiken är en viktig källa till utsläpp av hälsofarliga ämnen, ozonbildande substanser och försurande ämnen. Den står dessutom för en tredjedel av koldioxidutsläppen i Sverige. Luftföroreningar i form av partiklar, kvävedioxid och olika flyktiga organiska ämnen i våra städer ger upphov till ökad dödlighet, ökad risk för cancer, hjärt- och kärlsjukdomar samt lungsjukdomar. För att minska hälsoriskerna i tätorter har miljö kvalitetsnormer för luftkvalitet beslutats. Normerna för partiklar och kvävedioxid, som börjar gälla från 2005 respektive 2006, kommer att bli svåra att uppfylla för våra största städer om inga särskilda åtgärder vidtas för att förhindra den negativa utvecklingen.

Eftersom luftföroreningarna ökar med bilens ålder är det av speciellt intresse att uppmärksamma åtgärder som kan reducera andelen äldre bilar i bilparken. Särskilt bensinbilar utan katalysator har betydligt högre avgasutsläpp än katalysatorbilar. Trots att bilar utan katalysator står för en mindre del av personbilstrafiken dominerar de fortfarande avgasutsläppen.

Olika styrmedel kan användas för att minska utsläppen från gamla bensinbilar, t.ex. generellt användningsförbud, miljözoner eller stränga besiktning- och underhållskrav. Bland ekonomiska styrmedel kan nämnas skatter och avgifter. Som alternativ till att höja kostnaden för att äga eller använda en äldre bil, t.ex. genom höjd fordonsskatt, kan skrotningspremierna för dessa bilar höjas – i båda fallen ges ägaren ekonomiska incitament till att göra sig av med det äldre fordonet. Bland ekonomiska styrmedel som påverkar den rörliga kostnaden för att använda ett äldre fordon kan nämnas vägavgifter.

En hög skrotningspremie i syfte att öka utskrotningen av bilar med dålig avgasrening har använts tillfälligt i ett antal länder under de senaste 10 åren. Erfarenheter och slutsatser från tillämpning av tillfälligt höjd skrotningspremie är att den ger en temporär tidigareläggning av utskrotningen och sänker bilparkens genomsnittsålder med ungefär ett halvt år. För att klara ett mål på minskade utsläpp eller en norm för luftkvalitet till ett särskilt år kan en tillfällig kampanj med höjd skrotningspremie vara motiverad. För att mer långsiktigt uppnå en snabbare utskrotning av bilar med högre avgasutsläpp och snabbare introduktion av bilar med ny avgasreningsteknik har skrotningspremier dock visat sig vara ett dåligt styrmedel.

1.2 Syfte och avgränsningar

Naturvårdsverket har mot denna bakgrund gett Inregia i uppdrag att genomföra en studie för att öka kunskapen om potentialen hos olika styrmedel och analysera olika styrmedel ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Syftet är att dels utvärdera konsekvenserna av den senaste ändringen i bilskrotningspremierna, dels analysera konsekvenserna av att införa mer miljöstyrande skrotningsbidrag i kombination med andra ekonomiska styrmedel. Styrmedlen ska analyseras med avseende på bl.a. kostnadseffektivitet, miljöeffektivitet, samhällsekonomisk effektivitet och fördelningseffekter. Eftersom utfasningen av äldre bilar kan vara samhällsekonomiskt mer motiverat i tätorter ska också förutsättningarna för regionalt differentierade styrmedel analyseras.

Uppdraget innebär att bedömningar av olika styrmedel görs mot teoretiskt väldefinierade begrepp såsom kostnadseffektivitet och samhällsekonomisk effektivitet. Det har därför varit en viktig del i uppdraget att ta fram en teoretisk referensram – en ram som tar sin utgångspunkt i samhällsekonomisk teori anpassad efter de specifika frågor och styrmedel som analyseras i uppdraget.

Vi har i arbetet utgått från det övergripande målet om en samhällsekonomiskt effektiv minskning i trafikens negativa miljöpåverkan. För att uppnå detta mål kan det med tiden bli allt viktigare att kombinera skrotningsbidrag med andra ekonomiska styrmedel. På kort sikt kan åtgärder med syfte att föryngra fordonsparken vara kostnadseffektiva, t.ex. genom en kombination av skrotningsbidrag och miljödifferentierade fordonsskatter. På längre sikt avtar emellertid den samhällsekonomiska nyttan av en påskyndad utskrotning, inte minst på grund av att andelen bilar utan katalysator successivt minskar. Det blir då viktigare att införa andra styrmedel som komplement till skrotningsbidragen, t.ex. styrmedel som påverka fördelningen av trafikarbetet i tid och rum i syfte att reducera antalet personer som exponeras mot emissionerna.

I rapporten redovisar vi bland annat förslag till system som kombinerar skrotningsbidrag med miljödifferentierade fordonsskatter. Vi diskuterar i detta sammanhang *inte* nuvarande premiesystem, vi för istället en mer allmän diskussion om lämpliga avgifter, skatter och bidrag, en diskussion som är frikopplad från nuvarande system. Det nuvarande ekonomiska systemet för bilskrotning är i en känslig övergångsfas mellan det gamla premiesystemet och det nya producentansvaret. Premiesystemet som betalningsmedel för bilskrotning är kostnadsdrivande och bilägaren kan anses betala överpris. Finansieringsfrågan utreds för närvarande av Statskontoret.

I rapporten har vi också valt att inte kommentera den Vägtrafikskatteutredning som är på remiss sedan maj 2004. Frågeställningarna som analyseras är av delvis olika karaktär och baseras på olika avgränsningar. I Vägtrafikskatteutredningen ingår t.ex. analyser av fordonsskatt på tyngre fordon. I det uppdrag som redovisas i föreliggande rapport beaktas endast bensindrivna personbilar.

1.3 Rapportens disposition

I kapitel 2 redovisas utvärderingen av den senaste ändringen i skrotningspremierna. Utvärderingen görs i två steg. I det första steget görs en statistisk analys av premiehöjningarnas effekter på skrotningstakt och nybilsförsäljning. Analysen kompletteras med en litteraturöversikt. I det andra steget utvärderas resultaten från analysen, bl.a. med utgångspunkt i kostnadseffektivitet, miljöeffektivitet, samhällsekonomisk effektivitet och fördelningseffekter.

I kapitel 3 diskuteras förutsättningarna och möjligheterna att åstadkomma en mer effektiv reduktion i trafikens miljöutsläpp genom att kombinera skrotningsbidrag med differentierade fordonsskatter. På en övergripande nivå diskuteras också alternativa styrmedel som miljödifferentierade vägavgifter och drivmedelsskatter. I ett särskilt avsnitt analyseras förutsättningarna för ett regionalt differentierat system.

I kapitel 4 redovisas slutsatser. I en särskild bilaga presenteras den teoretiska referensramen som ligger till grund för analyserna i kapitel 2 och 3.

2. Den senaste ändringen av skrotningspremien

En utvärdering har gjorts av den senaste ändringen av bilskrotningspremien. Skrotningspremiens betydelse för utskrotningsfrekvensen, bilförsäljningen och bilparkens ålderssammansättning har skattats statistiskt med hjälp av data om skrotningar, nyregistreringar och om fordonsparkens ålderssammansättning. Resultaten har därefter stämts av mot liknande studier, vilket medfört justeringar. De justerade värdena har sedan legat till grund för beräkningar av premieändringens effekt på miljö och samhällsekonomi.

2.1 Utvärderingsmetod

Bilskrotningspremien infördes 1975 och dess syfte är att ge ekonomiska incitament för att lämna uttjänta bilar till skrotning. Den senaste ändringen, som genomfördes den 1 juli 2001, innebar en allmän höjning av premien, vilket motiverades av att den dåvarande premien inte längre ansågs utgöra ett tillräckligt ekonomiskt incitament för att lämna bilen till skrotning.¹ Dessutom menade regeringen att premien även borde beakta den befintliga bilparkens miljöegenskaper. Skrotningspremien differentierades efter bilens ålder för att bättre motsvara kostnaden för skrotning och därmed ge incitament till att lämna bilen till skrotning. Eftersom äldre bilar har ett lägre komponentvärde än yngre motiverades en högre premie för gamla bilar. Ändringen av skrotningspremien borde således även ha lett till tydligare incitament att skrota äldre bilar. Utvärderingen som genomförts i detta projekt har inriktats på att ta reda på hur höjningen och differentieringen av premien påverkat bilparkens ålderssammansättning med syftet att undersöka om det kan vara samhällsekonomiskt motiverat att använda skrotningsbidrag som styrmedel för att påskynda utskrotningen av äldre mer miljöbelastande fordon. För att ta reda på detta har vi undersökt skrotningspremieändringens effekt på:

- utskrotningsfrekvensen,
- bilförsäljningen;
- bilparkens ålderssammansättning.

Effektskattningarna har sedan använts för att beräkna miljöeffekter och bedöma den samhällsekonomiska nyttan och kostnaden av premieändringen.

Det finns ett antal alternativa metoder att välja mellan för att genomföra effektberäkningarna. Dessa är:

- Statistiksammanställning

¹ Prop 2000/01:47 sid 16

- Regressionsanalys
- Intervjuer med hushåll som har/respektive inte har skrotat sin bil
- Litteraturgenomgång

Vid valet av metod har det varit viktigt att ta fram generaliserbara resultat och att isolera premiehöjningens effekter från andra händelser som inträffat vid samma tidpunkt. En statistiksammanställning visar hur många bilar som har skrotats och sålts före respektive efter premieändringen. Däremot kan den inte isolera effekterna av premieändringen från andra händelser.

Tillämpning av regressionsanalys innebär att effekten av skrotningspremien skattas med hjälp av statistiska metoder. Under förutsättning att data finns, går det att ta hänsyn till eventuella effekter från andra händelser som t.ex. ändrade bilpriser, inkomster, räntor eller skatter. Det går också att generalisera resultaten. Intervjuer med hushåll som valt att skrota respektive inte valt att skrota bilen är ett alternativ till regressionsanalyserna. I intervjuer kan information samlas in om vilka omständigheter som påverkat beslutet att skrota bilen, vilket gör det möjligt att isolera skrotningspremieändringens effekter från andra händelser. En sådan intervjustudie behöver emellertid vara relativt stor för att resultaten ska vara generaliserbara.

En litteraturgenomgång av analyser av tidigare premieändringar i Sverige och utomlands ger kunskap om vilka effekter som har erhållits tidigare och storleksordningen på effekterna. Sådana studier ger en god inblick om det allmänna förloppet, men eftersom förhållandena mellan olika premieändringar kan skilja sig åt är det inte säkert att effekterna kan tillämpas på den senaste svenska premieändringen.

I utvärderingen av den senaste premieändringen har vi gjort en statistiksammanställning och en genomgång av andra händelser som kan ha påverkat utskrotningen bilar. För att bedöma effekterna på bilparkens sammansättning har skrotningspremiens påverkan på antalet skrotade bilar och bilförsäljningen därefter skattas med hjälp av regressionsanalyser. Analysresultaten har sedan jämförts med resultat från liknande studier. De skattade effekterna har vid behov justerats och sedan använts för att beräkna påverkan på bilparkens ålderssammansättning.

Effektskattningarna har i sin tur givit underlag för beräkningar av miljöpåverkan. Miljöeffekterna omfattas av bilparkens emissioner vid drift och effekterna på energi- och materialåtgång vid produktion av nya bilar samt ökande mängder material som deponeras eller återvinns vid en högre utskrotningstakt. Emissionerna har beräknats med hjälp av emissionsberäkningsmodellen EMV. Effekterna på materialåtgång har skattats utifrån tidigare gjorda livscykelanalyser. Även premiehöjningens samhällsekonomiska nyttor och kostnader har bedömts. Sist i kapitlet presenteras en genomgång av fördelningseffekterna. Den bygger dels på

kvalitativa resonemang, dels på uppgifter om bilägandet efter bilarnas årsmodell.

2.2 Skrotningspremierna

Skrotningspremien infördes den första januari 1975 för att ge incitament till att lämna in uttjänta bilar till bilskrot och det förefaller som om premien till en början uppfyllde sitt syfte med att reducera problemen med rostande skrotbilar uppställda i naturen, på parkeringsplatser osv.¹ Den ursprungliga premien var 300 kronor och höjdes till 500 kronor drygt tio år efter införandet. Från 1992 delades utbetalningen upp beroende på om bilen hade blivit godkänd vid senaste kontrollbesiktningen. En högre premie på 1 500 kronor gavs för bilar som hade blivit godkända vid besiktningen senast 14 månader innan de skrotades. Två år senare, 1994, ändrades regeln så att ett godkännande vid besiktningen skulle ha klarats senast nio månader före skrotningen. Den högre ersättningen avskaffades 1998. Samma år infördes ett utökat producentansvar för bilar av årsmodell 1998 eller senare, som innebär att den siste ägaren ska få lämna in bilen gratis. Producentansvaret gäller dock inte för privatimporterade bilar. Senast år 2007 ska samtliga uttjänta bilar kunna lämnas in kostnadsfritt enligt EU:s direktiv för uttjänta bilar (2000/53/EG). Ändringen omfattar således även direktimporterade bilar och bilar som har satts på marknaden före 1998.²

Från den första juli 2001 differentierades skrotningspremien beroende på bilens ålder och beroende på om bilen omfattas av producentansvar. Premiens grundnivå höjdes från 500 till 700 kronor. Bilar mellan 8 och 16 år fick premien höjd till 1 200 kronor och bilar över 16 år till 1 700 kronor.

Bilskrotningspremien är ett självfinansierande system där skrotningsavgiften som betalas av den första ägaren ska täcka utgifterna för premien som betalas ut till bilens sista ägare. Tabellen nedan ger en översikt av nivåerna på bilskrotningsavgift respektive bilskrotningspremie sedan 1975.

¹ Sandström (2003) sid 17

² Statskontoret har i uppdrag från regeringen att komma förslag om detta till den 30 september 2004.

Tabell 2.1 Bilskrotningsavgift och bilskrotningspremie sedan 1975

	Bilskrotningsavgift		Bilskrotningspremie
1 jan 1975	-	1 jan 1975	300
1 jan 1976	250	1 jan 1976	300
1 juli 1988	300	1 april 1988	500
1 jan 1992	850	1 jan 1992	500/1 500*
1 nov 1993	1 300	1 jan 1994	500/1 500**
1 jan 1998	700	1 jan 1998	500
1 juli 2001	700	1 juli 2001	
privatimport	1 500	omfattas av producentansvar	700
		högst 7 år	700
		8 - 16 år	1 200
		över 16 år	1 700

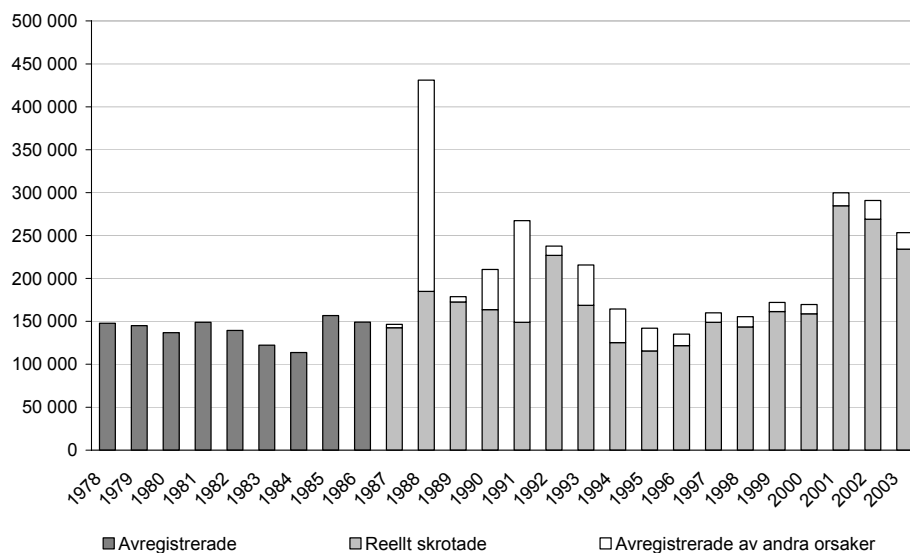
Källa: Vägverket

* Not: högst 14 månader sedan godkänd kontrollbesiktning

** Not: högst 9 månader sedan godkänd kontrollbesiktning

Samtidigt som bilskrotningspremien höjdes och differentierades, vidgades kretsen av bilar för vilka skrotningspremie betalas ut. Administrativt skrotade bilar (d.v.s. bilar som varit avställda i mer än tre år och för vilken ägaren ej betalat registerhållningsavgift) inkluderades från och med juli 2001 av premien under förutsättning att skrotningspremie inte betalats ut tidigare. Alla personbilar upp till en totalvikt om 3 500 kilo kom att omfattas av skrotningsavgift och skrotningspremie.

Figur 2.1 Antalet avregistrerade bilar och reellt skrotade bilar 1978-2003

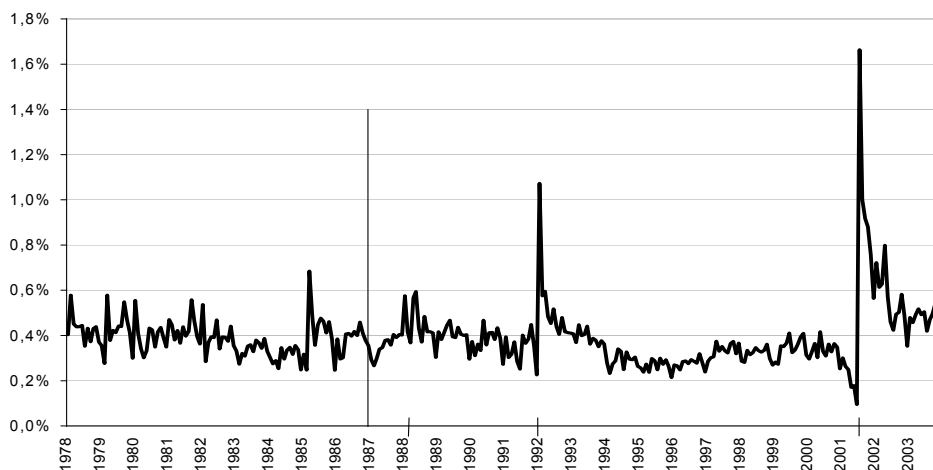


Källa: Statistiska centralbyrån

Figur 2.1 visar antalet avregistrerade bilar under perioden 1978-2003. Från och med 1987 går det att dela upp de avregistrerade bilarna beroende på om de har avregistrerats mot skrotningsintyg (d.v.s. blivit reellt skrotade) eller om de har avregistrerats av andra orsaker. Andra orsaker till att bilen avregistreras kan vara att den förts ur landet eller att den avförts ur bilregistret på grund av administrativ avregistrering. Figuren visar att antalet avregistrerade bilar var cirka 150 000 per år under den första tioårsperioden. År 1988, samma år som premien höjdes från 300 till 500 kronor ökade både utskrotningen och avregistreringarna av andra orsaker. Förutom ändringen av skrotningspremien gavs en katalysatorrabatt år 1988, vilket kan ha ökat avregistreringarna. Den markanta ökningen av ”avregistreringar av andra orsaker” beror dock på att det samma år infördes s.k. administrativ avregistrering, vilket innebär att Vägverket fick rätt att avregistrera fordon på eget initiativ. (se även tabell 2.3). Efter 1988 föll nivån tillbaka. I samband med att premien höjdes 1992 ökade åter antalet reellt skrotade bilar. Från mitten av 1990-talet och fram till den senaste ändringen av skrotningspremien låg antalet reellt skrotade bilar på mellan 120 000 och 160 000 bilar årligen. Efter den senaste premieändringen ökade antalet reellt skrotade bilar betydligt och har under såväl 2001 som 2002-2003 legat på en högre nivå än tidigare.

Nästa figur visar data om antalet skrotade bilar uppdelat på månad och relaterat till antalet bilar i trafik. Under perioden 1978-1986 har det totala antalet avregistrerade bilar relaterats till fordonsparken och 1987-2003 gäller statistiken de reellt skrotade bilarna i förhållande till fordonsparken. När det gäller bilskrotningspremiens effekt på skrotningsfrekvensen har såväl den senaste som de tidigare premieändringarna haft tydliga effekter, se figur 2.2 nedan.

Figur 2.2 Antalet skrotade bilar i förhållande till bilar i trafik, månadsdata januari 1978 – december 2003



Källa: Statistiska centralbyrån

Not: Avregistrerade i förhållande till bilar i trafik 1978-1986, Reellt skrotade i förhållande till bilar i trafik 1987-2003

Figur 2.2 visar att skrotningarna under kortare tidsperioder fluktuerat kraftigt, men i övrigt legat på en relativt konstant nivå i förhållande till antalet bilar i trafik. De flesta toppar har ett samband med ändringar i skrotningspremien. Ändringen 2001 har förutom en markerad topp lett till ett minskat antal skrotade bilar en tid före premieändringen. Under perioden 1978-1986 låg skrotningsfrekvensen per månad på i genomsnitt 0,39 procent av antalet bilar i trafik. Även perioden 1987-2003 var frekvensen 0,39 fast den senare perioden endast avser reellt skrotade bilar. Perioden januari 1987 – december 2001 var frekvensen i genomsnitt 0,36 och den steg till 0,60 procent under perioden mellan juli 2001 och december 2003. Under det första halvåret 2001 sjönk frekvensen till 0,2 procent. I figuren kan man förutom en topp i samband premieändringen också se en nivåförskjutning som inträtt efter den 1 juli 2001.

2.3 Effekter på skrotningstakten

Höjningen av bilskrotningspremien och differentieringen efter ålder har ökat utskrotningstakten. Under helåret 2001 skrotades nästan dubbelt så många personbilar som året innan. Skrotningarna låg kvar på samma höga nivå även under 2002. Under 2003 avtog skrotningarna, men låg kvar på en högre nivå än åren före premieändringen.

Tabell 2.2 Personbilar i trafik, nyregistreringar, skrotade mot skrotningsintyg och antal avställda personbilar 1997 - 2003

	I trafik per den 31 dec				Nyregistre- ringar under året	Skrotade under året	Avställda per den 31 dec
	0-7 år	8-16 år	17 - w	Samtliga			
1997	38,9%	50,1%	11,0%	3 701 166	258 944	149 013	662 043
1998	38,8%	50,7%	10,4%	3 790 695	286 671	143 576	709 033
1999	41,5%	48,1%	10,5%	3 890 159	335 632	161 518	776 438
2000	43,2%	46,3%	10,4%	3 998 614	354 649	159 188	852 212
2001	46,1%	43,7%	10,2%	4 018 533	290 262	285 469	814 592
2002	48,2%	41,1%	10,7%	4 042 792	293 919	269 070	795 740
2003	-	-	-	4 077 973	307 077	234 121	814 397

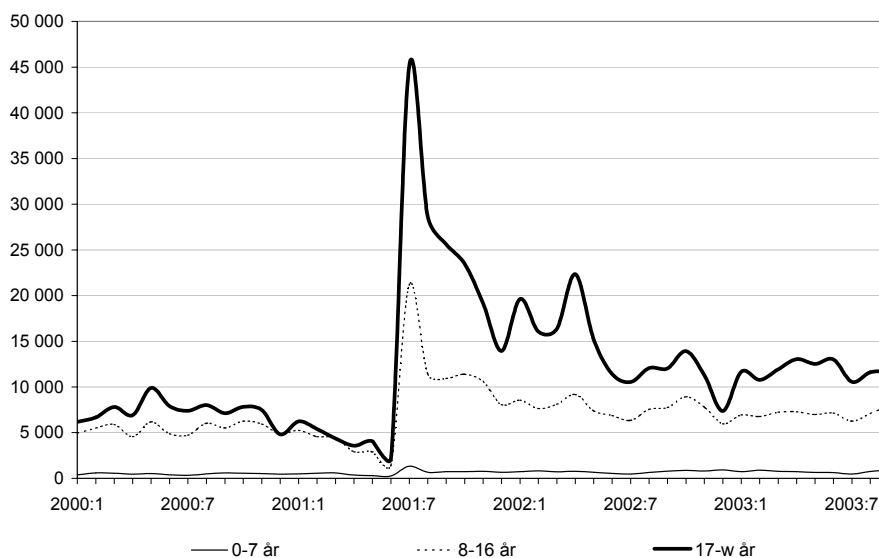
Källa: Statistiska centralbyrån

Under perioden 1997 – 2002 har det skett en föryngring av bilparken. Fram till 2001 var medianåldern i fordonsparken nio år. År 2002 hade medianåldern sjunkit till åtta år. Bilparkens genomsnittsålder var 9,6 år i slutet av år 2000. De 387 467 bilar som skrotades mot skrotintyg under tolv månadersperioden juli 2001 – juni 2002 hade en genomsnittsålder på 18,6 år och om alla skrotade bilar varit i trafik hade utskrotningarna bidragit till att sänka bilparkens genomsnittsålder med nära ett år (11,5 månader).

Skrotade bilar efter ålder

Antalet skrotade bilar ökade i samband den senaste premieändringen, vilket tydligt kunde ses i tabellen och i figur 2.2. Uppgifterna om antalet reellt skrotade bilar går att dela upp efter årsmodell från januari 2000 och visas i figur 2.3 nedan.

Figur 2.3 Antalet reellt skrotade personbilar efter ålder januari 2000 – september 2003, månadsdata



Källa: Statiska centralbyrån

Not: Med reellt skrotad avses bil som skrotats mot skrotningsintyg

En reellt skrotad bil är en bil som har skrotats mot skrotningsintyg och det är skrotningsintyget som ligger till grund för avregistrering och utbetalning av skrotningspremie till bilägaren. Skrotningsintyg får utfärdas av auktoriserade bilskrotare och under vissa förutsättningar även av biltillverkare och importörer. Den som har rätt att utfärda skrotningsintyg ska göra det i samband med att en skrotbil lämnas in. I praktiken förekommer det dock att bilen övergår i bilskrotarens ägo och att skrotningsintyget utfärdas en tid efter det att bilen skrotats fysiskt. Vid kontroller av stora bilskrotningsföretag som Naturvårdsverket genomförde efter den senaste premieändringen, visade det sig att drygt en tredjedel av de undersökta företagen det året inte hade utfärdat några intyg före den 1 juli 2001.¹ Data om när bilarna skrotats reellt kan av denna anledning avvika mot tidpunkten då bilarna skrotades fysiskt. Även den markerade toppen i figur 2.3 pekar på att en lagring av intyg har skett i samband med den senaste premieändringen.

¹ Enligt uppgift från Hans Zetterling, Naturvårdsverkets branschexpert på bilskrotning.

Figur 2.2 i början av kapitlet visade att antalet skrotade bilar åren före premiehöjningen var relativt konstant, vilket också gällde fram till den senaste höjningen. Under år 2000 skrotades cirka 160 000 bilar. Per månad skrotades i den äldsta gruppen 17 år och äldre i genomsnitt 7 335 bilar. I åldersgruppen 8-16 år var motsvarande antal 5 438 och i den yngsta åldersgruppen 490 bilar per månad. Under de första sex månaderna av 2001 sjönk antalet skrotade bilar i samtliga åldersgrupper och i juli 2001 när premien höjdes ser vi en puckel för samtliga åldersgrupper. Året efter premiehöjningen, under kalenderåret 2002 var genomsnittet i gruppen nya bilar 728 reellt skrotade bilar per månad, i mellangruppen 7 670 bilar per månad och i den äldsta 14 022 per månad.

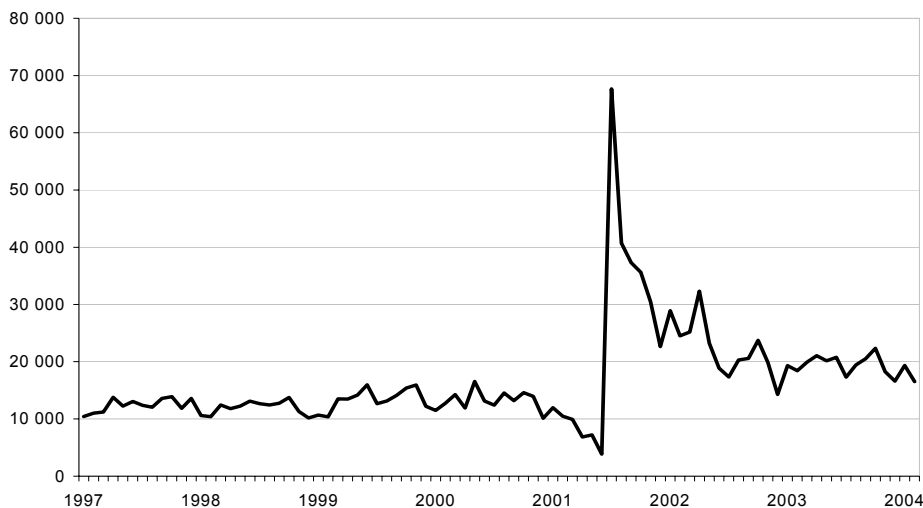
Månadssnittet har således stigit i samtliga åldersgrupper, vilket också framgår av figur 2.3. Ökningen är störst för de äldsta bilarna. Deras andel av de skrotade bilarna steg från 55 procent till 62 procent mellan 2000 och 2002.

I figur 2.3 ser vi tre effekter av premiehöjningen

- Nedgång
- Puckel
- Nivåförskjutning

Från och med årsskiftet 2000/2001 sker en nedgång av antalet skrotade bilar. Nedgången verkar ha skett efter det att propositionen om ändringar i bilskrottningslagen avlämnades i december 2000. När premiehöjningen börjar gälla ser vi en markant ökning av antalet skrotade bilar (en puckel). Någon månad efter premieändringen har nivån sjunkit, men antalet skrotade bilar ligger på en högre nivå än åren före premiehöjningen, se figur 2.4.

Figur 2.4 Antalet reellt skrotade personbilar januari 1997 – februari 2004, månadsdata



Källa: Statistiska centralbyrån

Vid tidigare premiehöjningar har vi sett en puckeleffekt, men ingen nivåförskjutning. Puckeleffekten kan förklaras, dels av att personer har väntat med att skrota sin bil till efter premiehöjningen för att därigenom få en högre ersättning, dels av att personer vars minimikrav på bilen tidigare legat ovanför skrotningspremie, men hamnat under den i samband med premiehöjningen (i analogi med figur B.2 i bilagan) och därför valt att skrota bilen tidigare än vad de skulle ha gjort annars. Förutom individernas ändrade beteende finns även belägg på att skrotningsföretag lagrat skrotningsintyg under det första halvåret 2001. Tidigare premiehöjningar har inte lett till en nivåhöjning liknande den som kan observeras för data efter den senaste premiehöjningen. I nästa avsnitt diskuteras om nivåförskjutningen kan bero på andra faktorer som påverkat utskrotningstakten.

Andra faktorer som har påverkat

För att utvärdera effekterna av en höjd och differentierad skrotningspremie behöver vi isolera premiehöjningen från andra händelser som inträffat vid samma tidsperiod. Tidigare premieändringar har bara givit upphov till en puckeleffekt och cirka ett år efter premieändringen har antalet skrotade bilar åter varit på samma nivå som före premiehöjningen. Den senaste premieändringen har förutom puckeln dessutom givit upphov till en nivåförskjutning. Följande händelser inträffade i anslutning till den senaste premiehöjningen:

- Alla personbilar upp till 3 500 kg kom att omfattas av skrotningspremie;
- Fordonsskatten för gamla dieselbilar höjdes;
- Stiftelsen Håll Sverige Rent inledde en kampanj tillsammans med kommunerna för att få bort övergivna bilvrak;
- Administrativt skrotade bilar inkluderades bland bilar som kan få skrotningspremie;
- Nya föreskrifter med högre miljökrav på bilskrotarna;
- Avställningarna hade ökat under en längre tid.

Samtidigt med premieändringen inkluderades nya viktklasser för personbilar. Alla personbilar som har en totalvikt upp till 3 500 kg omfattas sedan den 1 juli 2001 av skrotningsavgift och skrotningspremie. Tidigare utbetalades ingen skrotningspremie för personbilar med tjänstevikt på mindre än 400 kg, men eftersom antalet personbilar i viktklassen under 400 kg är mycket litet kan inte ändringen ha givit någon större påverkan på antalet skrotade bilar. Ytterligare en klass bilar som tidigare inte ingick är pick-up-bilar. Från och med den 1 juli 2001 inkluderas även pick-up:er vars vikt understiger 3 500 kg. Enbart

personbilar ingår dock i statistikunderlaget som redovisas här och kan därför inte förklara den nivåförskjutning som finns i data.

I januari 2001 genomfördes en fordonsskatt höjning för gamla dieseldrivna personbilar av årsmodell 1993 eller äldre. Bilarna som då var 8 år eller äldre påverkades av en relativt kraftig skatthöjning. Antalet dieseldrivna personbilar i denna kategori var nära 82 000 år 2000. Ett år senare var motsvarande antal drygt 61 500, vilket är en minskning med 25 procent. Bensinbilarnas reduktion av årsmodell 1993 eller äldre var 9 procent under samma tidsperiod, vilket ger en indikation om att den kombinerade effekten av höjd skatt och premie har haft en större påverkan på utskrotningen av dieselbilar. Den höjda fordonsskatten för dieselbilar bör således ha bidragit till en mer markerad puckeleffekt än annars. Eftersom antalet äldre dieselbilar är förhållandevis litet kan dock inte skatthöjningen på dieselbilar ha haft någon större inverkan på vare sig puckel eller nivåförskjutning.

Stiftelsen Håll Sverige Rent inledde en kampanj tillsammans med kommunerna i maj 2001 som går ut på att få bort bilar som övergivits och står uppställda på parkeringsplatser eller i naturen. Erbjudandet från Håll Sverige Rent är att se till att skrotbilen tas om hand av auktoriserad skrotare. Den som äger en skrotbil eller sett en skrotbil kan anmäla den till Stiftelsen som därefter tar hand om administration och ordnar bortforsling. Kampanjen pågick till den sista januari 2004. I mitten av november 2003 hade Stiftelsen ombesörjt administration och transport till auktoriserad skrotare av nära 88 000 bilar. Det finns dock inga uppgifter om hur många av bilarna som var i trafik när de togs om hand av stiftelsen. Emellertid är, enligt Stiftelsen, drygt hälften av de skrotade bilarna anmälda av någon annan än bilens ägare, vilket kan ge en indikation om att omkring hälften av bilarna antingen var avställda eller avregistrerade. När det gäller påverkan på puckeleffekt och nivåförskjutning har de 88 000 bilarna givit en viss effekt. I förhållande till de drygt 690 000 personbilar som skrotats mot skrotningsintyg under perioden maj 2001 – november 2003, kan upp till 12 procent av bilarna ha omfattats av Håll Sverige Rents kampanj. Eftersom antalet reellt skrotade bilar är mer än 60 procent större efter premiehöjningen än före kan kampanjen ha bidragit till omkring 20 procent av nivåförskjutningen.

En annan förklaring till nivåförskjutningen kan vara att även administrativt skrotade bilar från och med den första juli 2001 omfattas av premieändringen. En administrativt avregistrerad bil är ett fordon som varit avställt i tre år och för vilken ägaren under denna tid inte betalat registerhållningsavgift (35 kronor/år och betalas första gången när bilen varit avställd under en månad). Eftersom nivåförskjutningen är mest uttalad för de äldsta bilarna är det en rimlig förklaring. Tabellen nedan visar dock att nytillskottet av administrativt skrotade bilar varit relativt litet under senare år. Enligt Vägverkets bedömning har

utbetalning av skrotningspremie för skrotning av administrativt avregistrerade bilar varit av begränsad omfattning.¹

Tabell 2.3 Administrativt avregistrerade personbilar

År	Personbilar
1988	ca 200 000
1989	0
1990	30 769
1991	0
1992	2 141
1993	3 099
1994	3 128
1995	2 880
1996	2 488
1997	209
1998	38
1999	0
2000	123
2001	162
2002	384
2003	545

Källa: Vägverket, trafikregistret

Not: Data om administrativt avregistrerade bilar som publiceras av SIK/SCB anger större mängder än vad som visas av tabellen ovan. SIK/SCB:s data om administrativt avregistrerade personbilar inkluderar även fordon som avregistrerats av andra orsaker (t.ex. stöld eller omregistrering till militära fordon) och inkluderar därför bilar som inte påverkats av regeländringen.

Nya föreskrifter med högre miljökrav på bilskrotare infördes ett halvår efter det att skrotningspremien höjts och gäller från den 21 april 2002. De nya kraven innebär att bilskrotare ska återvinna 85 procent av fordonets vikt, vilket har fört med sig att bilskrotarna under 2002 börjat demontera glasrutor för återvinning. Eftersom de nya kraven höjt bilskrotens kostnader för att skrota en genomsnittsbil kan det ha funnits ett intresse hos skrotarna att tidigarelägga skrotningen av bilar så att bilarna skrotades under 2001 snarare än under 2002. Det finns dock inget som tyder på att så skulle ha varit fallet. Stiftelsen Håll Sverige Rent² rapporterar om att den ersättning för skrotning som skrotare tar ut av dem som lämnar bilen till skrotning steg i samband med premiehöjningen. Vid årsskiftet 2001/2002 förekom däremot ingen höjning av motsvarande slag. Före premiehöjningen var den genomsnittliga kostnaden för att skrota en bil 1 500 kronor, exklusive intäkter från försäljning av reservdelar, och

¹ Enligt telefonkontakt med Karim Barsoum vid Vägverkets trafikregister.

² Muntlig kommunikation

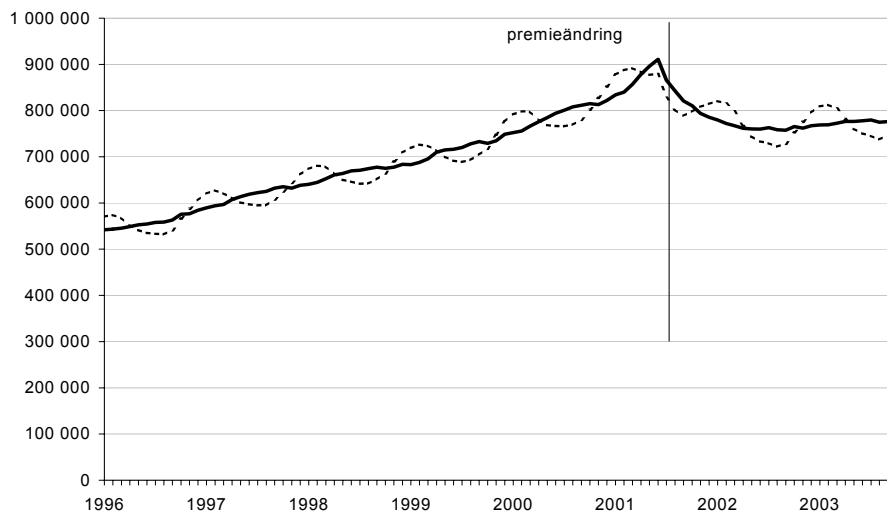
mottagningsavgiften låg på 800 – 900 kronor.¹ Omfattningen av mottagningsavgiftens höjning går dock inte att säkerställa eftersom det saknas tillräcklig information. Enligt Stiftelsen Håll Sverige Rent förekommer mottagningsavgifter på upp till 1 500 kronor, men mottagningsavgifterna varierar beroende på bilens skick och i vilken omfattning försäljning av reservdelar förekommer. Skrotare som har en mer omfattande försäljning av reservdelar tar i allmänhet ut en lägre ersättning för att skrota bilen. Eftersom den som ska till att skrota sin bil i allmänhet är hänvisad till närmaste skrotare t.ex. för att bilen inte längre fungerar, gör att erbjudanden från konkurrerande skrotare som regel inte kan beaktas. Konkurrensen mellan skrotare fungerar av denna anledning dåligt.

Frågan är därför om skrotarnas lokala monopolställning gjort att bilskrotarna kunnat tillgodogöra sig hela premiehöjningen. Mottagningsavgifterna har enligt de uppgifter som varit tillgängliga höjts i samband med premiehöjningen och inte när regeländringarna trädde i kraft. Det faktum att skrotarna började ta ut höjd ersättning tio månader innan de nya kraven började gälla kan vara ett tecken på skrotarnas monopolställning, men kan också förklaras av ökade kostnader för att förbereda sig för de nya kraven. Att höjningen skedde innan kraven började gälla kan därför också förklaras av investerings- och utbildningsbehov. Inte heller det faktum att klienterna får betala för kostnadshöjningen kan ge tillräckligt belägg för att hävda att skrotarna utnyttjat sin monopolställning. Även på en konkurrensutsatt marknad skulle mottagningsavgiften ha stigit på grund av kostnadsökningen. På en konkurrensutsatt marknad kommer på sikt prishöjningen att motsvara kostnadsökningen, medan en monopolist kan ta ut mer. Den dåliga transparensen vid bestämning av mottagningsavgift och avsaknad av tillförlitliga uppgifter om kostnaden för att skrota en bil i enlighet med de nya reglerna gör det svårt att uttala sig om hur stor del av höjningen av mottagningsavgiften som beror på kostnadsökningar och hur stor del som kan tillskrivas brister i konkurrenshänseende.

När det gäller de avställda bilarna, kan premieändringens påverkan på utskrotningstakten ha varit relativt omfattande eftersom ökningen av antalet avställda bilar stannade av i samband med premieändringen, se figur 2.5.

¹ s. 20 i prop 2000/01:47

Figur 2.5 Antalet avställda personbilar, månadsdata och säsongrensad serie januari 1996 – oktober 2003



Källa: Statistiska centralbyrån

Figuren ovan visar utvecklingen mellan 1996 och 2003 och det går tydligt att urskilja en topp strax före premiehöjningen. Utvecklingen av antalet avställda bilar uppvisar således en tydlig nedgång efter premieändringen, men ingen fortsatt minskning. Istället verkar den tidigare trendmässiga ökningen av antalet avställda bilar ha avstannat efter premieändringen. Det minskade antalet avställningar kan sannolikt förklara en del av ökningen av antalet skrotade bilar i de äldre åldersgrupperna.

Nivåförskjutningen som omfattat bilar som är 0-7 år och som syns i figur 2.3 kan dock inte bero på de faktorer som har behandlats här eftersom bilarna i dessa åldrar nästan uteslutande skrotas på grund av att de blivit krockskadade. Frågan är därför vad som kan förklara ökningen av antalet skrotade bilar i åldersgruppen 0-7 år?

År 2000 skrotades nära 5 900 bilar i åldersgruppen 0-7 år, vilket i förhållande till de 1,728 miljoner bilarna i åldersgruppen ger en skrotningssannolikhet på cirka 0,34. Tillämpas denna sannolikhet för bilarna i den yngsta åldersgruppen år 2002 får man 6 632 skrotade bilar. Enligt data för 2002 var dock antalet skrotade bilar i åldern 0-7 år 8 740 stycken, vilket gör att det större antalet bilar i kategorin endast förklarar 25 procent av ökningen. Andra orsaker som höjda reparationskostnader, fler olyckor som leder till vagnsskador, m.m. kan ligga bakom den observerade ökningen. Enligt uppgifter från Folksam är vagnsskador som leder till att krockkuddarna utlöses ofta så pass dyra att reparera att det inte går att motivera reparationskostnaderna. Dessutom har marknadsvärdet på begagnade bilar sjunkit under senare år, vilket gör att fler bilar skrotas eftersom försäkringsbolagen bara bekostar reparationer upp till bilens marknadsvärde.

Enligt Lars Karlsson chef för bilreparationer vid Folksam är det främst marknadsvärdet som påverkar försäkringsbolagens beslut om en krockskadad bil ska repareras, men han anger att både högre reparationskostnader för nya bilar och sjunkande marknadsvärde sannolikt kan förklara ökningen av skrotningar av bilar som är mellan 0 och 7 år.

Sammanfattningsvis kan vi sluta oss till att pukeleffekten beror på flera faktorer. Den förklaras av att en del väntat med att skrota sin bil, att andra tidigarelagt skrotningen och att företag som skrotar bilar lagrat skrotintyg. Fordonsskattehöjningen för äldre dieselbilar har dessutom förstärkt pukeleffekten i de två äldre åldersgrupperna, men dieselbilarna är relativt få vilket gör att påverkan totalt sett är liten. Premiehöjningen har också bidragit till att minska antalet avställda bilar och sannolikt till att den trendmässiga ökningen av antalet avställda bilar har avstannat. Den förra har förstärkt pukeleffekten och den senare kan ha bidragit till nivåförskjutningen. Ytterligare förklaringar till nivåförskjutningen är sjunkande priser på begagnatmarkanden och Stiftelsen Håll Sverige Rents kampanj. En förklaring till att skrotningarna av nya bilar ökat är att reparationskostnaderna ofta blir så pass höga, på grund av den extra utrustning som finns i dem, att det inte lönar sig att reparera dem.

Regressionsanalyser

Regressionsanalyser har genomförts för att statistiskt skatta effekten av skrotningspremien på antalet skrotade bilar. I skattningarna har åldersuppdelad månadsstatistik om antalet reellt skrotade bilar använts för perioden januari 2000 – september 2003. Åldersuppdelad skrotningsdata sammanställs endast sedan januari 2000. Eftersom månadsdata används bör ändå antalet observationer vara tillräckligt stort för att skattningarna ska vara generaliserbara och för att effekterna på de olika åldersgrupperna ska kunna kontrolleras.

Funktionsformer

Vid regressionsanalyserna har månadsdata för olika faktorer (eller variabler) anpassats för tre olika funktionsformer.

$$\text{Funktion 1} \quad y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n$$

$$\text{Funktion 2:} \quad \ln y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n$$

$$\text{Funktion 3:} \quad \ln y = a + b_1\ln x_1 + b_2\ln x_2 + \dots + b_n\ln x_n$$

Skattningarna har genomförts med hjälp av samtliga tre funktionsformer. I funktionerna motsvarar y antalet reellt skrotade bilar och x_i ($i=1, \dots, n$) representerar månadsdata för övriga variabler. I funktionerna är a och b_j ($j=1, \dots, n$) parametrar och det är dessa som skattas statistiskt. Förutom de x -variabler som motsvarar samma månad har tidsförskjutna s.k. laggade variabler inkluderats i skattningarna.

Variabler

I tabell 2.4 nedan har vi sammanställt de faktorer (eller variabler) som kan förväntas påverka utskrotningstakten av äldre bilar och/eller antalet nybilsköp. Dessa faktorer är härledda från beslutsmodellen som presenteras i bilagan och som har en teoretisk förankring i ekonomisk teori om på vilket sätt och hur olika faktorer påverkar beslut om utskrotning eller nybilsköp.

Vissa faktorer kan vara svåra att beakta explicit i en regressionsanalys, t.ex. på grund av att tillförlitlig data saknas. Förändringar i allmänna preferenser eller attityder är ett sådant exempel. I tabellen nedan redovisar vi exempel på mätvariabler för respektive ”teoretisk” variabel. Mätvariablerna är sådana som är definierade på ett sätt som gör det möjligt att mäta och samla in data. Om det sedan finns tillgänglig data insamlad är en annan fråga. De mätvariabler som använts i regressionerna visas i kolumnen längst till höger. I analyserna har månadsdata använts, förutom för BNP som baseras på kvartalsdata. Dessutom har de ekonomiska variablerna räknats om, så att de uttrycks i reala priser, d.v.s. de har rensats för inflation. Eftersom skattningarna i huvudsak gjorts på månadsdata har vissa variabler som det finns data för på år, t.ex. disponibel inkomst inte kunnat användas. Det har inte heller gått att få tag på uppgifter om bilskotarnas mottagningsavgifter. När det gäller data om prisutvecklingen på bilar har inte SCB:s fordonskostnadsindex för begagnade bilar använts på grund av seriens bristande kvalitet och tidsseriebrott. Den metod som användes för att skatta indexet under 1999-2001 har av SCB bedömts som dålig. Från och med 2002 tillämpas en ny och bättre metod, men den nya tidsserien går inte tillräckligt långt tillbaka i tiden för att kunna användas i analysen.

Tabell 2.4 Faktorer som påverkar antalet skrotade eller nyregistrerade bilar

Teoretiska variabler	Exempel på mätvariabler	Använda mätvariabler
Befintlig fordonspark Antal bilar Ålderssammansättning	Personbilar i trafik Avställda bilar Nyregistreringar Avregistreringar Reellt skrotade	Personbilar i trafik Avställda bilar Nyregistreringar Avregistreringar Reellt skrotade
Hushållens ekonomi Disponibel inkomst Kostnader/utgifter	Disponibel inkomst, BNP, KPI, ränta, fastighetspriser	BNP, BNP/capita KPI Kort ränta
Bilmarknad Priser på bilar i olika åldrar Priser på tillbehör, reservdelar och reparationer	Genomsnittspriser för olika fordonskategorier, reservdelar och reparationer	Prisindex fordon (viktad med 25% för begagnade fordon) Prisindex nya fordon

Teoretiska variabler	Exempel på mätvariabler	Använda mätvariabler
Fordonsrelaterade kostnader Kostnader för att äga bil Kostnad för att använda bil	Fordsonsskatt, försäkringskostnader, drivmedelspriser, parkeringsavgifter, servicekostnader, bildelskostnader, etc.	Prisindex drift Prisindex drivmedel
Skrotningsmarknad Skrotningspremie Bilskrotens mottagningsavgift Hjälp i samband med skrotning	Skrotningspremie, bilskrotens mottagningsavgift	Skrotningspremie
Krav på bilstandard Formella krav/körförbud Personliga preferenser	Ändringar i formella krav, kan ev. läggas in som en "dummyvariabel" i en statistisk analys Ändringar i personliga preferenser: svårt, men ej omöjligt att mäta	
Potentiella nybilsköpare Folkmängd/hushåll Körkortsinnehavare	Folkmängd, antal körkortsinnehavare	

När det gäller ändringar i krav eller speciella händelser som kan ha påverkat antalet skrotade bilar går det att lägga in s.k. dummyvariabler för att representera inverkan från sådana ändringar eller händelser som det saknas mätdata för. I de genomförda regressionsanalyserna hade det varit intressant att lägga in en dummyvariabel för att representera den tidsperiod som Stiftelsen Håll Sverige Rents kampanj pågick. Eftersom Stiftelsens kampanj inleddes nästan samtidigt med premieändringen och pågick under hela den period som data omfattar skulle dock en sådan dummyvariabel inte kunna skilja mellan inverkan från premien och inverkan från kampanjen. Av denna anledning har ingen dummyvariabel kunnat inkluderas.

Resultat

Separata regressionsanalyser med de tre funktionsformerna har genomförts för antalet skrotade bilar i de tre åldersklasserna som är knutna till premien:

- 700 kr 0-7 år
- 1 200 kr 8-16 år
- 1 700 kr 17-w år

I regressionsanalyserna har antalet skrotade bilar i respektive åldersklass skattats med hjälp av mätvariablerna som x-variabler (se tabell 2.4).

Mätvariabler som sinsemellan är korrelerade har dock uteslutits. Allmänt kan sägas att data uppvisar en tydlig säsongsmässig variation. Flest bilar skrotas på försommaren i maj och juni. Av denna anledning har data säsongrensats.

I regressionsresultaten har både ränta och fordonskostnader hög signifikans och när de inte är tidsförskjutna har de som förväntat positivt tecken.

Skrotningspremien är den variabel som ger störst påverkan på antalet skrotade bilar. Därefter påverkar i storleksordning det allmänna ekonomiska läget (BNP), kostnaderna för att köpa bil och de reala drivmedelskostnaderna. Antalet nyregistrerade bilar har också relativt stor betydelse för antalet skrotade bilar i åldersgrupperna 0-7 år och 8-16 år. De avställda bilarna har en något mindre betydelse.

Tre kriterier är centrala för att bedöma den skattade funktionens resultat. För det första ska modellen ha en hög förklaringsgrad. Modellens R^2 och justerade R^2 (s.k. adj R^2) används för att avgöra förklaringsgraden. Ju närmare R^2 är talet 1, desto bättre är förklaringsgraden. Det andra kriteriet är signifikansnivån hos de enskilda parameterskattningarna d.v.s. skattningarna av a och b_j ($j=1, \dots, n$) ska vara statistiskt signifikanta (eller statistiskt säkerställda). Ju högre signifikans, desto bättre hjälper respektive variabel (X_i) att statistiskt förklara variationerna i antalet skrotade bilar. En modell som har både många signifikanta variabler och där parameterskattningarna har hög signifikans är bra. För det tredje ska resultaten vara robusta, d.v.s. inte uppvisa stor variation vid tillämpning av olika funktionsformer.

Funktion 1 som är en linjär regression ger ett för tidsserier relativt lågt förklaringsvärde, med R^2 på omkring 0,6. Funktion 2 ger ett mycket bättre förklaringsvärde. Om x-variablerna dessutom tidsförskjuts (tester har gjorts bland annat med tidsförskjutna värden för ränta, drifts- och fordonskostnader, BNP och nyregistrerade bilar) ökar förklaringsgraden och är som sämst 0,85. De skattade parametrarna har genomgående hög signifikans.

Funktion 3 förbättrar förklaringsgraden ytterligare och justerade R^2 ligger i skattningarna på mellan 0,92 och 1,00. De flesta parametrar är signifikanta och har genomgående hög signifikansnivå.

Mot bakgrund av ovanstående bör således Funktion 3 väljas och tidsförskjutna variabler inkluderas. Ett problem med regressionsresultaten är dock att parameterskattningen för skrotningspremien är mycket känslig beroende på vilken funktion som väljs. Det betyder att de första två kriterierna för regressionsanalysen är väl uppfyllda (hög R^2 och många signifikanta parametrar), men inte det sista om robusthet.

För att närmare undersöka modellens förklaringsgrad för de andra mätvariablerna än skrotningspremien har vi uteslutit premien och skattat

modellen för perioden före respektive enbart för perioden efter premieändringen, vilket betyder att data för år 2001 utesluts. Resultaten av dessa skattningar visar att de övriga variationer över tiden som finns i data förklaras väl av de mätvariabler som finns i med i regressionen. I regressionsanalyserna har vi också kommenterat bort puckeln, d.v.s. uteslutit data för perioden juli-december 2001. Dessa skattningar ger lägre förklaringsgrad, men den skattade parametern för skrotningspremien stiger för mellangruppen.

Ur regressionsresultaten kan elasticiteter härledas. Elasticiteten, d.v.s. variabelns känslighet visar hur stor effekt som en *en* procents förändring i någon av x-variablerna ger på y. Matematiskt motsvarar elasticiteten funktionens partiella derivata med avseende på någon av x-variablerna. Regressionsresultaten uppvisar dock elasticiteter för skrotningspremien vars tolkningar inte är rimliga. Funktion 3, som är den modell som har de bästa egenskaperna ger elasticiteter som är för höga. Tabell 2.5 visar resultaten för skattningarna med Funktion 3.

Tabell 2.5 Parameterskattningar för skrotningspremie i Funktion 3, perioden jan. 2000 – sep 2003

	Parameterskattning Skrotningspremie	Standardavvikelse	Signifikans t-värde	Justerad R ²
0-7 år	8,53	+/- 0,64	13,27	0,923
8-16 år	4,26	+/- 0,16	26,79	0,986
17+	2,92	+/- 0,32	9,20	0,996

Standardavvikelsen anger det intervall inom vilket det sanna värdet ligger med 95 procents sannolikhet. Parameterskattningen för mellangruppen är 4,26 och standardavvikelsen anger att den sanna parametern med 95 procents sannolikhet ligger i intervallet 4,10 – 4,42. Funktion 3 har en sådan funktionsform att parameterskattningarna direkt kan översättas till elasticiteter och tolkningen av 4,26 är att en tioprocents höjning av premien ökar antalet skrotade bilar med 42,6 procent. Enligt standardavvikelsen ligger ökningen med 95 procents sannolikhet i intervallet 41,0 och 44,2 procent.

För bilarna som var mellan 8 och 16 år steg skrotningspremien från 500 till 1 200 kronor, eller med 140 procent i samband med den senaste premiehöjningen. Enligt parameterskattningen ska således antalet skrotade bilar ha ökat med nära 600 procent på grund av premiehöjningen ($140 \cdot 4,26 = 596,4$). Den härledda effekten på 600 procent är dock för hög vilket framkommer vid en jämförelse mot data. Enligt data var ökningen av antalet skrotade bilar i åldersgruppen 8 – 16 år under perioden juli 2001 – september 2003 jämfört med perioden januari 2000 – juni 2001 87 procent. Eftersom det inte har gått att formulera en dummyvariabel för Håll Sverige Rents kampanj eller att kontrollera för markandspriset på begagnade bilar inkluderar elasticiteten

förutom effekten på antalet skrotade bilar från skrotningspremien, även inverkan från kampanjen och prissänkningen på begagnatmarknaden. Kontroller har gjorts av data för att se om någon av de inkluderade variablerna kan förklara överskattningen, dock utan resultat.

Ett annat problem med skattningarna är att elasticiteten för de yngsta bilarna är högre än för övriga grupper. Intuitivt sett borde motsatt förhållande gälla.

Kvalitativ bedömning

Som redan nämnts, innehåller resultaten från regressionsanalyserna effekter även av andra händelser, vilket gör att skattningarna inte isolerar effekten från höjningen av skrotningspremien. För att ta fram elasticiteter som kan användas i de fortsatta analyserna behöver därför en bedömning göras av hur stor effekten varit enbart från premien. En litteratursökning har gjorts för att hitta liknande analyser. Det finns utvärderingar av försök av tillfälligt höjda skrotningspremier, men inga redovisade skattningar av elasticiteter. En väg att komma vidare är att använda skattningar av elasticiteter för parallella företeelser och jämföra dem med utvärderingarna av tillfälligt höjda premier.

Skatter och subventioner brukar ses som varandras motsatser. Eftersom skrotningspremien kan tolkas som en subvention för att lämna bilen till skrotning, skulle en fordonsskattehöjning för gamla bilar kunna ses som dess motsats, d.v.s. som en skatt för att ha bilen kvar. Dessutom är incitamenten som skatter och skrotningspremier ger till ägare av äldre bilar liknande. Effekten av en höjning av skrotningspremien ger incitament för bilägare vars bilar har ett lågt värde att överväga skrotning och till att ersätta den gamla bilen med en ny bil. En fordonsskattehöjning leder också till en substitutionseffekt från äldre till nyare bilar. En relevant fordonsskatteelasticitet är bilparkens generella priselasticitet på 0,6 som används i Naturvårdsverkets studie av koldioxidrelaterad skatt på bilar.¹ Andra studier som redovisar skattningar av bilars priselasticitet anger något högre nivåer.² Det finns dock en skillnad mellan en skatt och en subvention och det är att skatten känns plånboken, vilket inte subventionen gör. För skrotningspremien tillkommer ytterligare en skillnad och det är att skatten betalas varje år, medan skrotningspremien endast kan erhållas en gång.

I den studie som TØI gjorde av den tillfälligt höjda skrotningspremien i Norge³ kan en elasticitet på 0,4 härledas, se tabell nedan.

¹ Naturvårdsverkets rapport 5187: Koldioxidrelaterad skatt på bilar : Impacts from CO2 differentiated vehicle taxes on CO2 emissions from passenger cars.

² Se t.ex. McCarthy P. S. Market Price and income elasticities of new vehicle demands. *The Review of Economics and Statistics* vol 78(1996):3, s. 543 – 547, som anger att tidigare studier skattat fordonsparken priselasticiteter till mellan 0,6 - 1,2 och vars egen analys av priskänsligheten på nya bilar ger en elasticitet på 0,87.

³ Jean-Hansen, V (1997) TØI notat 1079/1997

Tabell 2.6 Skattning av antalet skrotade bilar på grund av tillfälligt höjd premie i Norge 1996

	Skrotade p.g.a. höjd premie	Förväntat antal utan höjd premie	Skattad ökning av skrotade bilar
Bensindriva personbilar	205 113	67 398	137 715
Dieseldrivna personbilar	6 198	2 037	4 161
Summa	211 311	69 435	141 876

Källa: Del av tabell 7 i Jean-Hansen (1997)

Under 1996 höjdes skrotningspremien i Norge tillfälligt från 1 000 norska kronor till 6 000 norska kronor för bilar som var i trafik och var äldre än 10 år. I tabell 7 i rapporten från TØI, ur vilken ett utdrag återges ovan, anges ökningen i antalet skrotade bilar och det förväntade antalet utan premiehöjning. Om uppgifterna för bensin- och dieseldrivna personbilar summeras erhålles en elasticitet på 0,41.¹ Mot bakgrund av att den norska premiehöjningen var tillfällig borde den ha givit incitament att skrota bilen snabbt. Incitamentet vid en stationär höjning, som den svenska, borde vara mycket svagare.

Mot bakgrund av ovanstående borde således den svenska skrotningselasticiteten vara lägre än 0,4. Ytterligare en aspekt behöver dock beaktas och det är vilken tidsperiod som elasticiteten gäller för. En skrotningspremiehöjning som leder till att alla bilar i en viss åldersgrupp skrotas har en hög elasticitet på kort sikt, men en låg på lång sikt. Om alla bilar äldre än t.ex. 16 år skrotas under ett par månader, kommer vi att se en stor puckeleffekt, men ingen nivåhöjning eftersom inflödet av bilar som blir 17 år är begränsat. Elasticiteten är hög till en början, men när det inte finns några bilar kvar, sjunker elasticiteten till noll. Ju längre period som omfattas, desto lägre blir elasticiteten eftersom den kommer att omfatta en allt längre tid med noll-elasticitet. Den relevanta perioden att beakta borde vara hela den tidsperiod då det förekommer effekter av skrotningspremien.

Den senaste premiehöjningens effekter var inte över på några månader. Som redan konstaterades i avsnitt 2.2 har premieändringen givit upphov till en nedgång före premieändringen, en puckeleffekt direkt efter och därefter en nivåhöjning som verkar ha hållit i sig även under 2003, se figur 2.4. Om enbart puckeln, d.v.s. fyra-fem månader efter premieändringen inkluderas blir elasticiteten mycket högre än om både nedgång och nivåhöjning inkluderas. I fråga om den senaste premieändringen bör elasticiteten omfatta ett par år för att fånga in effekterna. Tabell 2.7 nedan ger en kvalitativ bedömning av skrotningspremieelasticiteter efter ålder.

¹ Ökningen av antalet skrotade bilar jämfört med det förväntade antalet var 204 procent. I förhållande till ökningen av skrotningspremien på 500 procent ger detta en elasticitet på 0,408.

Tabell 2.7 Skrotningspremie-elasticiteter enligt kvalitativ bedömning

Bilens ålder	Elasticitet
0-7 år	0,00
8-16 år	0,16
17+	0,24

Vi har bedömt att skrotningspremieelasticiteten bör vara lägre än både fordonsskatteelasticiteten och den norska skrotningselasticiteten. När det gäller bilar som är mellan 0-7 år är det inte rimligt att tillämpa någon elasticitet, dels eftersom en premiehöjning skulle behöva vara mycket stor för att påverka en bilägare som har en ny bil att skrota den, dels eftersom huvuddelen av bilarna i denna åldersgrupp skrotas på grund av krockskador. Mot bakgrund av att bilägare som har bilar av olika åldrar bedöms reagera olika starkt på en given premiehöjning har vi valt att även dela upp elasticiteterna mellan åldersklasserna 8-16 år och 17 år och äldre. Åldersgruppen 8-16 år har erhållit en elasticitet på 0,16 och de äldsta bilarna en större elasticitet på 0,24 vid den kvalitativa bedömningen.

2.4 Effekter på nybilsförsäljningen

Effekten på nybilsförsäljningen har skattats ekonometriskt. Vid skattningarna har vi testat två funktionsformer. Av de tidigare behandlade motsvarar de Funktion 1 och Funktion 3:

$$\text{Funktion 1} \quad y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n$$

$$\text{Funktion 3:} \quad \ln y = a + b_1 \ln x_1 + b_2 \ln x_2 + \dots + b_n \ln x_n$$

Funktion 1 ger en relativt hög förklaringsgrad av nybilsförsäljningen med $R^2 = 0,91$ för åren 1994-2003, utan att vare sig skrotade bilar eller tidsförskjutna variabler inkluderas. Funktion 1 för åren 2000-2003 med tidsförskjutna variabler ger en förklaringsgrad med $R^2 = 0,89$. Antalet skrotade bilar har viss inverkan på resultatet, men det går att utesluta dem utan att förklaringsgraden försämras mer än marginellt. Räntan och BNP är de viktigaste variablerna för att förklara nyregistreringarna.

Även i regressionsanalyserna av nybilsförsäljningen ger Funktion 3 en hög förklaringsgrad. I den valda modellen är justerad $R^2 = 0,95$. De ekonomiska variablerna har genomgående höga signifikansnivåer. Antalet skrotade bilar 17 år eller äldre har dock inte någon signifikant påverkan på nyregistreringarna. Däremot stiger antalet nyregistreringar signifikant när antalet skrotade bilar ökar i mellanklassen. Parameterskattningen är 0,27. Eftersom vi här använder Funktion 3 kan parametern tolkas som en elasticitet. Även antalet nya bilar som skrotas har signifikant påverkan på antalet nyregistreringar. Tecknet är dock negativt. Parameterskattningen är minus 0,19.

Regressionsanalysen antyder således en något motstridig påverkan när det gäller effekten av skrotningspremien på nybilsförsäljningen. Därför är det av intresse att undersöka andra källor.

Enligt en intervjuundersökning som genomfördes i Danmark tio månader efter det att en tillfällig höjning av skrotningspremien infördes i januari 1994, svarade 10 procent av de hushåll som hade skrotat sin bil att de köpt en fabriksny bil.¹ Cirka 45 procent hade köpt en begagnad bil och resterande 45 procent hade inte köpt någon ersättningsbil utan löst sina transportbehov på annat sätt. Den senare gruppen hade antingen kört en annan av hushållets bilar eller blivit skjutsade (51 procent), gått över till cykel (27 procent) eller börjat åka kollektivt (22 procent). Uppgifterna ger således en indikation på att cirka 10 procent av skrotningarna kan förväntas ersättas av en ny bil. Den danska elasticitetens storlek kan dock inte härledas eftersom information saknas om skrotningspremiens storlek före ändringen. Även om uppgifter fanns tillgängliga, skulle det vara svårt att tillämpa dem eftersom skrotningspremien justerades nedåt var sjätte månad under den artonmånadersperiod då den höjdes tillfälligt i Danmark.

I den tidigare citerade norska rapporten redovisas effekter på försäljningen.² Enligt TØI:s skattningar var nybilsförsäljningen av personbilar 34 procent och privatimporten 175 procent större än vad den skulle ha varit utan höjning av skrotningspremie. Uppgifterna om ökningen av privatimport beror emellertid inte enbart på skrotningspremien eftersom effekterna från de samtidigt sänkta avgifterna för privatimporterade bilar inte har beaktats i studiens skattningar. Om enbart siffrorna på nybilsförsäljningen beaktas blir elasticiteten 0,07.

Eftersom den norska studien ligger inom det skattade intervallet av de genomförda regressionsanalyserna (-0,19 – 0,27) tillämpar vi i beräkningarna den norska nyregistreringselasticiteten på 0,07 på Sverige.

2.5 Effekter på ålderssammansättningen

Data från Statistiska centralbyrån visar att cirka 730 000 bilar skrotades mot skrotningsintyg under perioden januari 2001 – september 2003. Över 60 procent av de skrotade bilarna var 17 år eller äldre. Förutom de bilar som skrotades på grund av premieändringen ingår i statistiken även bilar som skulle ha skrotats utan en premieändring och bilar som har skrotats på grund av andra händelser som tidsmässigt skett i nära anslutning till premieändringen.

¹ Transportrådets rapport 1995-04 Skrotningspremie – effekter for miljø og bilpark.
<http://www.transportraadet.dk/tr/pup.asp?sortering=1&art=RA>

² Jean-Hansen, V (1997) TØI notat 1079/1997, tabell 8.

I detta avsnitt bedöms premieändringens effekt på ökningen av antalet skrotade bilar. För att ta fram premieändringens effekt på ålderssammansättningen i bilparken används de elasticiteter som tagits fram tidigare. Nedan beskrivs beräkningsgången för att illustrera hur effekten på ålderssammansättningen skattats.

För att beräkna effekterna av skrotningspremieändringen på ålderssammansättningen behöver först en skattning göras av hur många bilar som hade skrotats om premien inte hade ändrats (nollalternativ). Två metoder har tillämpats för att bedöma vad som hade hänt utan premieändring:

1. Metod 1: Antag att skrotningsdata för år 2000 kan representera situationen utan premieändring. Eftersom skrotningstakten var relativt konstant fram till början av år 2001 (se figur 2.1 och figur 2.2) kan den åldersuppdelade skrotningsstatistiken som finns tillgänglig från och med år 2000 antas ge en relativt god approximation om vad som hade hänt utan en premieändring.
2. Metod 2: Härledning av antalet skrotade bilar med hjälp av de skrotningssannolikheter som finns i EMV-modellen.¹ Åldersuppdelad statistik för bilparken år 2001 används för att med skrotningssannolikheterna härleda hur många bilar som hade skrotats om det inte hade skett någon premieändring.

Tabell 2.8 nedan visar data för antalet skrotade bilar under år 2000 och antalet skrotade bilar om skrotningssannolikheterna i EMV-modellen tillämpas på data för 2001.

Tabell 2.8 Nollalternativ: antalet skrotade bilar under ett år om bilskrotningspremien inte hade ändrats

Bilens ålder	Utan premieändring	
	Metod 1	Metod 2
0 – 7 år	5 881	3 717
8 – 16 år	65 260	66 295
17 +	88 047	83 934
Totalt	159 188	153 946

Källa: Skrotningsdata för år 2000 från SCB och skrotningssannolikheter ur EMV

¹ EMV modellen är ett PC-baserat datorprogram för kalkyler av avgasemissioner från vägtrafik på nationell eller regional nivå. Ursprungligen togs modellen fram för att utvärdera hur ändringar i trafikmängder, fordonsflotta och olika drivmedel påverkar emissionerna. EMV-modellen är utvecklad av Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) på uppdrag av Naturvårdsverket. Ett syfte är att få en metod som kan accepteras och användas av många samt att förbättra tillgången på användbara dataunderlag.

Som tabellen visar, skiljer sig antalet skrotade bilar i åldersgrupperna 8-16 år och 17 år eller äldre relativt lite oavsett val av metod. Det är bara i gruppen med de yngsta bilarna, 0-7 år, som de två metoderna skiljer sig åt, men eftersom de yngsta bilarna inte skrotas på grund av premieändringen utgör skillnaden ett mindre problem i detta sammanhang.

Mot bakgrund av att de två metoderna för att skatta vad som hade hänt utan premieändring ger snarlika resultat, kan data för år 2000 användas för att representera nollalternativet (d.v.s. vad som hade hänt utan premieändring). Frågan är dock vilken tidsperiod som skattningen ska jämföras med.

Ska jämförelsen ske från och med den första juli 2001 då premien höjdes och ska tolv månadersperioden efter premieändringen användas för utvärderingen? Om syftet är att jämförelsen ska göras mot premieändringens *alla* effekter bör även perioden innan premien ändrades inkluderas eftersom nedgången perioden januari – juni 2001 var en direkt effekt av den väntade höjningen av skrotningspremien. Görs jämförelsen mot helåret 2001 får man med både nedgången och puckeleffekten varav den senare pågick ett par månader efter premieändringen. Det konstaterades dock inledningsvis att ändringen av skrotningspremien även givit effekter efter 2001 och då i form av en nivåförskjutning som verkar ha hållit i sig under 2003, se figur 2.2. Därför är det rimligt att göra jämförelsen hela tidsperioden januari 2001 – september 2003 för vilken åldersuppdelad data är tillgänglig. Eftersom effekten verkar ha klingat av under 2003 kan perioden anses utgöra en relativt god approximation av skrotningspremiens effekter. Tabell 2.9 visar data för antalet skrotade bilar efter ålder för helåren 2000, 2001, 2002 och perioden januari – september 2003 samt summan reellt skrotade bilar under 33-månadersperioden januari 2001 – september 2003.

Tabell 2.9 Data, antal reellt skrotade bilar jan 2000 – september 2003

					Summa
Ålder	2000	2001	2002	Jan – sep 2003	Jan 2001 – sep 2003
0-7 år	5 881	7 470	8 740	6 550	22 760
8-16 år	65 260	95 479	92 041	63 961	251 481
17+	88 047	182 520	168 261	107 254	458 035
Summa	159 188	285 469	269 070	177 765	732 304

Källa: Statistiska centralbyrån

Eftersom perioden *efter* premieändringen är längre än skattningen av vad som hade hänt utan premieändringen, behöver en justering göras för att tidsperioderna ska överensstämma. I analysen har skattningen av nollalternativet räknats upp så att periodens längd överensstämmer med de 33 månader som ingår i utvärderingen. Tabell 2.10 visar uppräknningen av

nollalternativet i tabell 2.8 så att den tidsmässigt motsvarar den tidsperiod som ska utvärderas.

Tabell 2.10 Skattning av antalet skrotade bilar under en 33-månadersperiod utan ändring av skrotningspremie

Bilens ålder	Utan premieändring	
	Metod 1	Metod 2
0 - 7 år	16 173	10 222
8 - 16 år	179 465	182 311
17 +	242 129	230 819
Totalt	437 767	423 352

Uppräkningen ger att cirka 425 000 – 440 000 bilar hade skrotats utan premieändring under perioden januari 2001 – september 2003. Skattningen enligt Metod 2 ger en lägre nivå eftersom EMV-modellen antar en relativt låg skrotnings sannolikhet för de yngsta bilarna. Hur skrotningarna i de olika åldersgrupperna utvecklades under 33 månadersperioden före premieändringen har dock inte gått att kontrollera eftersom Statistiska centralbyrån inte tagit fram åldersuppdelad skrotningsdata för tidigare år än 2000. En jämförelse mot det totala antalet reellt skrotade bilar under 33-månadersperioden före januari 2001 visar att 430 476 bilar skrotades reellt under perioden april 1998 – december 2000. Siffran ligger relativt väl i nivå med det totala antalet skrotade bilar som skattats med metod 1 och med metod 2.

I nästa steg tillämpas skrotningselasticiteterna på nollalternativet. Skrotningspremien höjdes från 500 till 1 200 kronor för bilar i åldern 8 –16 år, eller med 140 procent. För de äldre bilarna som är plus 17 år ökade premien från 500 till 1 700 kronor, eller med 240 procent. Givet att elasticiteterna är 0,16 respektive 0,24 innebär premiehöjningen att antalet skrotade bilar ökar med en faktor motsvarande 1,22 respektive 1,58. Beräkningen visas i tabell 2.11 nedan.

Tabell 2.11 Skattning av antalet skrotade bilar *utan* och *med* premieändring under perioden januari 2001 – september 2003

	Utan premieändring		Ökningsfaktor	Med premieändring	
	Metod 1	Metod 2		Metod 1	Metod 2
0 - 7 år	16 173	10 222	1,00	16 173	10 222
8 - 16 år	179 465	182 311	1,22	219 665	223 149
17 +	242 129	230 819	1,58	381 596	363 770
Totalt	437 767	423 352	-	617 434	597 141

Kalkylerna förutsäger en ökning med 40 procent av det totala antalet skrotade bilar, oavsett vald beräkningsmetod. Enligt metod 1 blir antalet skrotade bilar

cirka 620 000 och enligt metod 2 nära 600 000 bilar. Jämförs detta mot data i tabell 2.9 framkommer det att det enligt data skrotades drygt 730 000 bilar under perioden januari 2001 – september 2003. Eftersom genomgången i kapitlet visat att även andra händelser påverkat utskrotningen är det rimligt att skattningen som gjorts med elasticiteterna hamnar under det totala antalet skrotade bilar. Tabell 2.12 visar ökningen av antalet skrotade bilar på grund av ändringen av skrotningspremien om metod 1 tillämpas för att beräkna nollalternativet.

Tabell 2.12 Skattad effekt på antalet skrotade bilar januari 2001 – september 2003 på grund av premieändringen

Ålder	
0-7 år	0
8-16 år	40 200
17 –w	139 467
Summa	179 667

Efter det att antalet skrotade bilar bestämts, har effekten på nybilsförsäljningen beräknats. Elasticiteten 0,07 har tillämpats på bilarna i åldersgruppen 8 – 16 år. Det har i enlighet med resultaten från regressionsanalysen antagits att skrotningarna i den äldsta åldersgruppen inte har haft någon inverkan på nybilsförsäljningen. Eftersom en del av ersättningsbilarna kan omfatta privatimport har data från Statistiska centralbyrån tagits som utgångspunkt för bestämningen av vilka nya bilar som är fabriksnya och vilka som är privatimporterade. Enligt Statistiska centralbyråns data för nyregistreringar efter årsmodell omfattar 90 procent av de nya bilarna de två senaste årsmodellerna. Fyra procent är årsmodeller som är mellan två och sju år gamla och sex procent är årsmodeller som är mellan 8 och 16 år gamla. Det innebär att cirka tio procent av nyregistreringarna som genererats av skrotningspremien kan antas vara privatimport. När elasticiteten tillämpas ger den nära 40 000 nyregistreringar, vilket innebär att cirka 22 procent av de som skrotat sin bil på grund av premieändringen antas ha skaffat sig en fabriksny eller privatimporterad ersättningsbil.¹

För att bestämma effekten på bilparkens åldersfördelning har skattningarna av antalet skrotade bilar subtraherats från och nyförsäljningen adderats med antalet bilar i trafik. Genomsnittsåldern hos de bilar som har skrotats ligger på cirka 17 år medan bilparkens genomsnittsålder var cirka 9,6 år i årsskiftet 2000/2001, vilket innebär att skrotningarna bidragit till att föryngra fordonsparken. Effekten på genomsnittsåldern är dock relativt liten. De beräknade effekterna av skrotningspremien uttryckta som skillnaden i antal bilar visas i tabellen nedan.

¹ Observera att antalet skrotade bilar som ersätts med en begagnad bil inte inkluderas i beräkningen eftersom de begagnade bilar som byter ägare ingick redan före premieändringen i den svenska bilparken.

Tabell 2.13 Beräknade effekter av den senaste ändringen av skrotningspremien

	Ökning av antalet skrotade bilar			Ökning av försäljningen		
	I trafik	Ej i trafik	Summa	Nya bilar	Privatimport	Summa
0-7 år	0	0	0	35 456	1 576	37 032
8-16 år	40 200	0	40 200	0	2 364	2 364
17-w år	139 466	30 000	169 466	0	0	0
Summa	179 667	30 000	209 667	35 456	3 940	39 396

I åldersklassen 0-7 år antas lika många bilar ha skrotats med som utan premieändring. Därför är skillnaden 0. Totalt beräknas nära 180 000 fler bilar som varit i trafik ha skrotats än vad som hade skett annars. Huvuddelen omfattas av bilar i åldersgruppen 17 år eller äldre. Eftersom skrotningspremien även givit incitament till att skrota bilar som inte längre är i trafik har en uppskattning gjorts av mängden skrotade bilar som inte varit i trafik. Bilarna som inte varit i trafik och som skrotats på grund av premieändringen bedöms vara 30 000. Antalet har skattats på följande vis. Skillnaden mellan den skattade ökningen på grund av premien och det totala antalet skrotade bilar är cirka 115 000.¹ Av de 115 000 skrotade bilarna är de flesta, eller cirka 110 000 bilar, 8 år eller äldre. Ökningen av antalet skrotade bilar i åldern 0-7 år beror uteslutande på ökade reparationskostnader och sjunkande begagnatpriser. Upp emot 80 000 av de äldre bilarna har skrotats med Håll Sverige Rents försorg. Återstående 30 000 antas ha skrotats på grund av premieändringen, men ej varit i trafik när de skrotades. Eftersom det inte har gått att belägga hur många bilar som före skrotningen varit avställda är skattningarna behäftade med en viss osäkerhet.

Totalt uppskattas mot bakgrund av kalkylen ovan nära 210 000 bilar ha skrotats på grund av premiehöjningen. Omkring 40 000 av de bilar som varit i trafik ersätts med en ny eller privatimporterad bil. Beräkningarna av effekterna på miljö-, trafiksäkerhet och samhällsekonomi som presenteras i nästa avsnitt utgår ifrån skattningarna av ålderssammansättningen.

2.6 Miljöeffekter

Miljöeffekter omfattas av emissionsberäkningar, avfallsskattningar och livscykelanalyser.

Emissioner

Den beräknade påverkan på bilparkens ålderssammansättning kommer att ge effekter på emissionerna dels genom minskade emissioner från de bilar som skrotats, dels genom ökade emissioner på grund av att vissa hushåll köpt en

¹ 732 304 - 617 434=114 870

ersättningsbil, antingen en ny bil eller fört in en begagnad bil från utlandet via privatimport. Effekterna på emissionerna har beräknats med hjälp av EMV-modellen.¹ Två scenarier och en känslighetsanalys har beräknats:

- Nollalternativ
- Utvärderingsalternativ
- Känslighetsanalys

Nollalternativet utgör en emissionsberäkning som gäller bilparken under förutsättning att det inte hade skett någon premieändring.

Utvärderingsalternativet motsvarar den ålderssammansättning som beräknades i avsnitt 2.5 och som bygger på de tidigare härledda elasticiteterna. Skillnaden mellan Utvärderingsalternativet och Nollalternativet utgör effekterna på emissionerna av premieändringen. Då antalet bilar i Utvärderingsalternativet är färre än i Nollalternativet minskar körsträckan. Eftersom det inte är tillräckligt väl belagt att körsträckan minskar på grund av premieändringen, har en känslighetsanalys beräknats där antalet fordonskilometer hållits konstant. Tabell 2.14 visar resultatet av beräkningarna.

Tabell 2.14 Emissioner för Noll- och Utvärderingsalternativ samt Känslighetsanalys

	Person -bilar	Trafikarbete per år, mdr. fkm.	HC, ton	CO, ton	NOx, ton	CO ₂ , tusen ton	Partiklar, ton
Nollalternativ	1,000	56,91	74 852	383 941	40 795	11 451	1 065
Utvärderingsalternativ	0,967	56,56	70 483	370 075	39 199	11 352	1 041
Känslighetsanalys	0,967	56,91	70 997	372 780	39 485	11 435	1 048
Skillnad Utv-Noll (%)	-3,3%	-0,6%	-5,8%	-3,6%	-3,9%	-0,9%	-2,3%
Skillnad Känsl-Noll (%)	-3,3%	0,0%	-5,2%	-2,9%	-3,2%	-0,1%	-1,6%

Not: EMV-modellen har använts vid beräkningarna

Det minskade antalet bilar mellan Nollalternativet och Utvärderingsalternativet ger en relativt liten påverkan på trafikarbetet som totalt sett endast avtar med 0,6 procent, medan antalet bilar minskar med 3,3 procent. Anledningen till att trafikarbetet minskar i betydligt mindre omfattning än antalet bilar, är att nya bilar i genomsnitt körs längre än äldre, vilket därför tar ut en stor del av effekten av att det är färre bilar i Utvärderingsalternativet. Känslighetsanalysen däremot förutser att det ökade trafikarbetet med nya bilar approximativt tar ut effekten av det minskade trafikarbetet med gamla bilar.

Emissionsmässigt är Nollalternativet sämre än både Utvärderingsalternativet och Känslighetsanalysen. Allra störst skillnad är det för utsläppen av kolväten (HC), som minskar med 5,8 procent i Utvärderingsalternativet och med 5,2 procent i Känslighetsanalysen. Emissionerna av koloxid (CO) minskar med 3,6 procent i Utvärderingsalternativet, kväveoxider (NO_x) med 3,9 procent,

¹ EMV-modellen beaktar bland annat att bilar av olika ålder har olika långa körsträckor och att bilarnas emissionsegenskaper försämras ju äldre bilen blir.

koldioxid (CO₂) med 0,9 procent och partiklar med 2,3 procent. I Känslighetsanalysen är skillnaden minst för CO₂-utsläppen som i Känslighetsanalysen bara är 0,1 procent lägre än i Nollalternativet.

Enligt modellberäkningarna sker 63,9 procent av trafikarbetet på landsväg. Vid beräkningarna har det inte antagits ske något omfördelning av trafiken mellan stad och land. Hur emissionerna fördelar sig mellan tätort och landsväg visar de två nedanstående tabellerna.

Tabell 2.15 Emissioner i tätort

Tätort	HC, ton	CO, ton	NOx, ton	CO ₂ , ton	Partiklar, ton
Nollalternativ	51 158	254 282	15 749	5 320 000	593
Utvärdering	48 107	245 762	15 274	5 273 000	579
Känslighetsanalys	48 523	246 890	15 243	5 312 000	584
Skillnad Utv-Noll (%)	6,0%	3,4%	3,0%	0,9%	2,4%
Skillnad Känsl-Noll(%)	5,2%	2,9%	3,2%	0,2%	1,5%

Tabell 2.16 Emissioner på landsväg

Landsväg	HC, ton	CO, ton	NOx, ton	CO ₂ , ton	Partiklar, ton
Nollalternativ	23 694	129 659	25 046	6 131 000	472
Utvärdering	22 374	124 313	23 925	6 079 000	462
Känslighetsanalys	22 474	125 891	24 242	6 123 000	464
Skillnad Utv-Noll (%)	5,6%	4,1%	4,5%	0,8%	2,1%
Skillnad Känsl-Noll(%)	5,1%	2,9%	3,2%	0,1%	1,7%

Emissionerna uppdelade efter tätort och landsväg utgör underlag för de samhällsekonomiska kalkylerna som redovisas i kommande avsnitt. För kolväten (HC), kväveoxider (NO_x) och partiklar varierar den samhällsekonomiska kostnaden beroende på var emissionerna sker. I tabell 2.17 nedan visas ASEK-värdena för fem tätorter och den regionala värderingen.

Tabell 2.17 Kalkylvärden för emissioner efter tätort och landsbygd, 2001 års priser

	HC, kr/kg	CO, kr/kg	NO _x , kr/kg	CO ₂ kr/kg	Partiklar, kr/kg
Tätort (Sthlm:s innerstad)	87	0	92	1,5	9 500
Tätort (Uppsala)	81	0	77	1,5	4 275
Tätort (Falun)	50	0	73	1,5	3 278
Tätort (Södertälje)	49	0	72	1,5	2 946
Tätort (Laholm)	36	0	66	1,5	924
Regionalt (landsbygd)	31	0	62	1,5	0

Källa: Tabell 8.6 i SIKA-rapport 2002:4, endast de tätorter det finns fullständiga uppgifter för visas här

Anledningen till att tätortsvärderingarna stiger med ortens storlek och till att de är betydligt högre än miljökostnaderna för utsläpp på landsbygden är att emissionerna av HC, NO_x och partiklar ger upphov till negativa hälsoeffekter. Vid beräkningarna har det antagits att median-värderingarna d.v.s. värdena för Falun kan representera den samhällsekonomiska kostnaden för genomsnittliga emissioner i tätort. Eftersom de studier som ligger till grund för tätortsvärderingarna i SIKAs rapport inte ger underlag för att beräkna ett vägt genomsnitt för rikets alla tätorter, har medianen valts eftersom värdet bättre än ett ovägt genomsnitt bedöms återge att det relativt sett exponeras fler individer i storstäder än i mindre tätorter.

Avfall

Det ökade antalet skrotade bilar innebär att större avfallsmängder genereras på grund av premieändringen. Enligt beräkningarna ökade antalet skrotade bilar med 209 667 under 33-månadersperioden efter premieändringen. Av dessa var 179 667 i trafik och cirka 30 000 var inte i trafik före skrotningen. Om en genomsnittlig bil väger cirka 1 300 kg ger den ändrade skrotningspremien upphov till 273 tusen ton avfall. En stor del av avfallet återvinns emellertid och sedan 2002 har återvinningsgraden ökat till 85 procent. Om vi för enkelhets skull antar att återvinningsgraden var 85 procent redan i juli 2001 är ökningen i deponerat avfall 41 tusen ton.

Ovanstående skattning tar endast hänsyn till ökade avfallsmängder och beaktar inte miljövinsten av att uppskattningsvis 30 000 bilar som inte varit i trafik skrotats av auktoriserade bilskrotare. Genom att höjningen av bilskrotningspremien lett till att fler avställda bilar skrotats och eftersom dessa bilar utan premiehöjning kan ha varit uppställda i naturen, kan de ökade avfallsmängderna från en del av de 30 000 bilarna ha utgjort ett större miljöproblem utan premiehöjningen.

I tabellen nedan finns en uppskattning av hur mycket av olika ämnen som en skrotbil innehåller.

Tabell 2.18 Innehållet i en skrotbil

Ämnen	Innehåll per skrotbil
Bly (batteri+däck)	7,2 kg
Olja	6 liter
Drivmedel	5 liter
Etylenglykol	2,5 liter
Konc. svavelsyra (batteri)	1,5 liter
Kvicksilver	10 gram
Högaromatisk olja (däck)	2 kg
Metaller (mest järn)	650 kg

Källa: Stiftelsen Håll Sverige Rent

Det finns dock inga bedömningar av hur stora miljökostnaderna är för bilar som står uppställda i naturen.

Livscykelperspektiv

Livscykelperspektiv innebär att bilens miljöpåverkan beaktas under hela dess livstid, d.v.s. från det att den produceras till det att den skrotas. Eftersom skrotningspremiehöjningen leder till en tidigareläggning av skrotningen har den effekter på både nybilsförsäljningen genom ersättningsköp, emissioner och avfallsmängder.

Andelen av bilens miljöpåverkan under olika faser av livscykeln beror bland annat på körsträckan. En kortare körsträcka betyder att livscykelns miljöbelastning från användningsfasen blir mindre medan andelen från produktikon och restprodukthanteringen ökar. De livscykelanalyser som presenteras i litteraturen gäller ofta beräkningar för specifika situationer eller bilmodeller. I en omfattande studie som gjordes 1999 presenteras en livscykelanalys som gäller livscykeln för en genomsnittlig bensinbil inom EU. Tabellen nedan presenterar energiförbrukningen i olika faser av ett fordons livscykel.

Tabell 2.19 Energikonsumtion (%) i olika faser av en bils livscykel inom EU

Fordon				Drift			Infrastruktur	TOTAL
Produktion	Underhåll	Skrotning	Totalt fordon	Drift	Precomb*	Tot		
11,2	4,9	0,2	16,3	62,1	16,2	78,3	5,4	100

Källa: Ökoinventar Transporte, Infrast 1999

*Not: Precombustion avser produktion och distribution av drivmedel

I en annan studie, Transporternas Miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv (REFORSK 1995), presenteras livscykelperspektivet i termer av emissioner under bilens livstid i gram per fordonskilometer. I emissionerna ingår emissioner från samtliga energibärare utom "el". Produktion av bränsle gäller lågsvavlig bensin.

I studien ingår inte emissioner vid utbyggnad av infrastruktur. Andra studier indikerar på små andelar, mindre än 5 procent av de totala emissionerna. Tabell 2.20 visar uppskattningar av emissionerna uttryckta i gram per kilometer från en bensinbil.¹

¹Uppgifterna om emissioner i driftsfasen baseras på skattningar som VTI gjort av körcykler, inklusive kallstart och stopp. Anledningen till de relativt höga emissionsfaktorerna beror också på att uppgifterna gäller bilparken i mitten av 1990-talet. Eftersom även övriga faser i Livscykeln är från samma tidsperiod har ingen justering gjorts med avseende på tid

Tabell 2.20 Emissioner under olika faser av en bensinbils livscykel

	Drift (körning)	Prod bränsle	Tillverkning och restprod.hant fordon*	Tillv, slitage o restprod.hant. däck	Totalt
HC, g/km	1,59	0,192	0,004	0,0001	1,7861
CO g/km	13,18	0,0192	0,0062	0,00013	13,20553
NO _x , g/km	1,1	0,185	0,0907	0,0015	1,3772
CO ₂ g/km	212	59,3	44	0,8	316,1
Partiklar, g/km	0,0116	0	0,0094	0,0003	0,0213

Källa: Bearbetning av resultat i rapporten "Transporters miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv, REFORSK, 1995" Tabell 3.3 och tabell 3.42. (Driftsfasens emissioner antas bestå till 63,9% av körning på landsväg och av 36,1% körning i tätort)

Not: *Mindre än 1% av emissionerna totalt härrör från skrotning. I fasen "Tillverkning och restproduktshantering" är skrotningens andel cirka 10%.

Not: Uppgifter om emissioner under tillverkningsfasen är ungefärliga eftersom detaljer om alla delar saknas.

Om effekten av skrotningspremien betraktas utifrån ett livscykelperspektiv med hjälp av studien från REFORSK kan ett grovt räkneexempel av effekterna på emissionerna göras.

Tabell 2.21 Emissioner för fasen "körning" i Nollalternativ, Utvärderingsalternativ, Känslighetsanalys

	Körning, Nollalternativ, g/km	Uppräkningsfaktor, Utvärderingsalternativ	Uppräkningsfaktor, Känslighetsanalys	Utvärderingsalternativ g/km	Känslighetsanalys g/km
HC	1,59	0,9416	0,9485	1,50	1,51
CO	13,18	0,9639	0,9709	12,70	12,80
NO _x	1,1	0,9609	0,9679	1,1	1,1
CO ₂	212	0,9914	0,9986	210	212
Partiklar,	0,0116	0,9773	0,9845	0,0113	0,0114

För att beräkna effekterna i fasen körning används resultaten från emissionsberäkningarna som genomfördes med EMV. Uppräkningsfaktorerna i tabell 2.21 har tagits fram med hjälp av data i tabell 2.14 och de anger den procentuella förändringen av emissionerna under driftsfasen. Förutom effekterna i fasen körning behöver hänsyn tas till tillverkning och skrotning samt produktion av bränsle. Effekterna på produktionen av däck har däremot antagits vara så pass små att de inte påverkas av ändringen av skrotningspremien.

Ändringen av skrotningspremien ledde till en uppskattad ökning av bilförsäljningen med 39 396 bilar under en 33-månadersperiod, vilket har inneburit ökad nyproduktion av bilar. I förhållande till antalet bilar som skulle

ha sålts utan premieändring bedöms detta vara en ökning med 5,1 procent.¹
 Skrotningarna ökade med 179 667 bilar som var i trafik, eller med cirka 34 procent.²

Produktionen utgör cirka 90 procent och skrotningen cirka 10 procent av emissionerna i fasen ”Tillverkning och restprodukthantering av fordon”, vilket ligger till grund för den uppdelning som visas i tabell 2.22 nedan.

Tabell 2.22 Skattning av effekt i fasen ”Tillverkning och restprodukthantering”

	Tillverkning, g/km	Skrotning, g/km	Ökning av tillverkning	Ökning av Skrotning	Tillverkning , g/km	Skrotning , g/km	Tillverkning och skrotning, g/km
HC	0,0036	0,0004	1,051	1,339	0,004	0,001	0,004
CO	0,00558	0,00062	1,051	1,339	0,0059	0,0008	0,0067
NO _x	0,08163	0,00907	1,051	1,339	0,0858	0,0121	0,0979
CO ₂	39,6	4,4	1,051	1,339	41,6	5,9	47,5
Partiklar,	0,00846	0,00094	1,051	1,339	0,00889	0,00126	0,01015

Eftersom effekten på nytillverkning och skrotning inte antas skilja sig mellan Utvärderingsalternativet och Känslighetsanalysen utgör resultatet i tabell 2.22 ökningen för båda alternativen. Emissionerna från produktionen av bränsle antas minska proportionellt med bränsleförbrukningen under körning. Under antagande om att effekten på CO₂-utsläppen visar ändringen i bränsleförbrukning kan faktorerna för CO₂ i tabell 2.21 tillämpas. Tabell 2.23 nedan visar en sammanställning av emissionerna i Nollalternativet, Utvärderingsalternativet och i Känslighetsanalysen.

¹ Försäljningen under perioden januari 2001 – september 2003 uppgick till 814 087 bilar. Utan premieändring bedöms den ha varit 814 087-39 396=775 411. (814 087/775 411=1,0508).

² Skrotningarna av bilar 8 år eller äldre skattades stiga med 179 667. Utan premieändring hade antalet enligt skattningen varit 529 849 (se tabeller 2.9 och 2.13). De uppskattningsvis 30 000 bilar som skrotades, men ej var i trafik har inte tagits med i beräkningen eftersom livscykelanalysen antar att alla uttjänta bilar skrotas. Ökningen blir 34%.

Tabell 2.23 Emissioner under olika faser av en bensinbils livscykel, Nollalternativ, Utvärderingsalternativ och Känslighetsanalys

Nollalternativ	Drift (körning)	Prod bränsle	Tillverkning och restprod.hant fordon*	Tillv, slitage o restprod.hant. däck	Totalt
HC, g/km	1,59	0,192	0,004	0,0001	1,786
CO g/km	13,18	0,0192	0,0062	0,00013	13,206
NO _x , g/km	1,1	0,185	0,0907	0,0015	1,377
CO ₂ g/km	212	59,3	44	0,8	316,100
Partiklar, g/km	0,0116	0	0,0094	0,0003	0,0213
Utvärderingsalternativ	Drift (körning)	Prod bränsle	Tillverkning och restprod.hant fordon*	Tillv, slitage o restprod.hant. däck	Totalt
HC, g/km	1,50	0,190	0,004	0,0001	1,692
CO g/km	12,70	0,0190	0,0067	0,00013	12,730
NO _x , g/km	1,1	0,183	0,0975	0,0015	1,339
CO ₂ g/km	210	58,8	47	0,8	317,050
Partiklar, g/km	0,0113	0	0,0101	0,0003	0,0217
Känslighetsanalys	Drift (körning)	Prod bränsle	Tillverkning och restprod.hant fordon*	Tillv, slitage o restprod.hant. däck	Totalt
HC, g/km	1,51	0,192	0,004	0,0001	1,704
CO g/km	12,80	0,0192	0,0067	0,00013	12,823
NO _x , g/km	1,1	0,185	0,0975	0,0015	1,348
CO ₂ g/km	212	59,2	47	0,8	319,005
Partiklar, g/km	0,0114	0	0,0101	0,0003	0,0218

Produktionsökningen av antalet bilar tillsammans med ökad skrotning av gamla bilar innebär att CO₂-emissionerna ökar mer än vad de minskade i driftfasen och på grund av nedgången i bränsleförbrukningen. Även en relativt stor del av NO_x-vinsten från driftfasen går om intet. Ökningen av HC och CO i produktionsfasen ger däremot endast små effekter på slutresultatet. Partikelutsläppen ökar något. Tabell 2.24 nedan visar en sammanställning av alternativen och skillnaderna mellan dem.

Tabell 2.24 Emissioner i Nollalternativ, Utvärderingsalternativ och Känslighetsanalys och skillnader, g/km

	Nollalternativ	Utvärderingsalternativ	Känslighetsanalys	Utvärdering-Nollalternativ	Utvärdering-Känslighetsanalys
HC	1,7861	1,692	1,704	-0,0940	-0,0820
CO	13,20553	12,730	12,823	-0,4760	-0,3830
NO _x	1,3772	1,339	1,348	-0,0380	-0,0290
CO ₂	316,1	317,050	319,005	0,9500	2,9050
Partiklar,	0,0213	0,0217	0,0218	0,0004	0,0005

Observera att beräkningen i räkneexemplet avser effekten i gram per fordonskilometer. För att utvärdera den totala effekten behöver resultaten räknas upp. För att göra detta kan till exempel den av EMV givna körsträckan på 56,91 miljarder fordonskilometer per år vara ett alternativ (se tabell 2.14). Om den 33 månadersperiod under vilken skrotningspremien uppskattas ha givit effekter, används som utgångspunkt kan 156,5 miljarder fordonskilometer användas för att räkna upp effekterna.¹ Används den senare uppräkningsfaktorn får man att CO₂-utsläppen ökar med cirka 150 tusen ton i Utvärderingsalternativet och med cirka 455 tusen ton i Känslighetsanalysen.

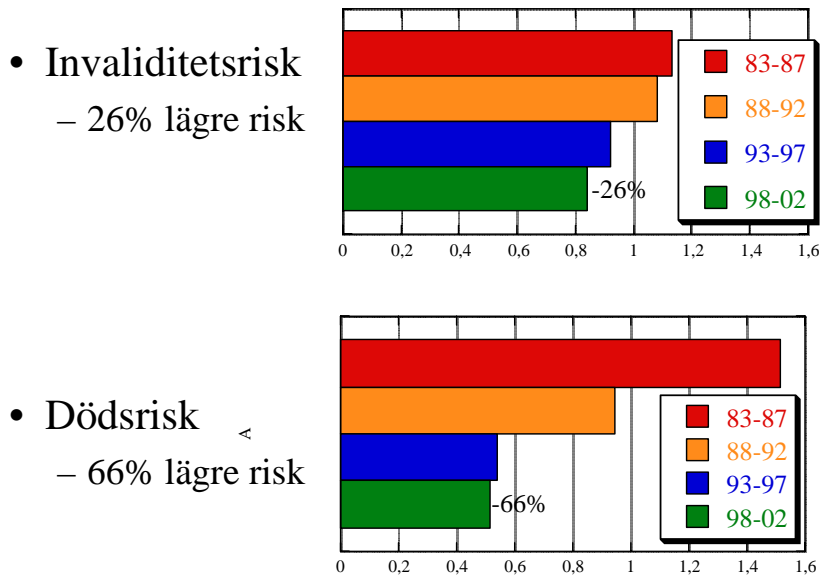
LCA perspektivets emissioner i gram per fordonskilometer ger en rättvisande bild av föroreningar som har global effekt. För de emissioner som har hälsoeffekter är det av betydelse var emissionerna sker. Emissioner från bränsleproduktion och biltillverkning sker normalt inte i direkt anslutning till miljöer där människor bor och vistas och kan mer liknas vid emissioner vid landsvägskörning. I den mån utsläppen sker i anslutning till områden där människor vistas sker dessutom en utspädning av emissionerna eftersom de släpps ut från skorstenar. Ökningen av partikelutsläppen vid produktion är därför av mindre betydelse.

2.7 Trafiksäkerhet

Det finns inga officiella rekommendationer om vilka samhällsekonomiska värden som ska tillämpas för att skatta värdet av minskad risk för att dödas eller skadas i en trafikolycka om man färdas i en ny bil jämfört med en gammal bil, men med hjälp av resultaten från Folksam's forskning om olycksrisker efter bilens introduktionsår går det att göra grova överslagsberäkningar. Maria Krafft och Anders Kullgren, båda vid Folksam, har använt Folksam's databas över olyckor som inträffat 1994-2002 för att jämföra risken att antingen invalidiseras eller att dödas i en bilolycka i en ny bil jämfört med en äldre bil. Figur 2.6 nedan visar vad fordonsutvecklingen betyder för invaliditetsrisk och dödsrisk.

¹ Observera att utvärderingsalternativet ska räknas upp med samma antal kilometer som övriga alternativ eftersom emissionsminskningen på grund av kortare körsträcka redan inkluderats i beräkningarna.

Figur 2.6 Den svenska bilparkens utveckling, jämförelse mellan bilar introducerade 1998-2002 och 1983-1987



Källa: Folksam

Den som färdas i en bil som introducerades åren 1998 – 2002 har en lägre risk att invalidiseras eller dödas i en trafikolycka. Jämfört med bilarna som introducerades under tidsperioden 1983 – 1987 är invaliditetsrisken 26 procent lägre och dödsrisken 66 procent lägre.

För att kunna tillämpa Folksams resultat behöver emellertid de skattningar av den genomsnittliga olyckskostnaden som tagits fram av ASEK-gruppen och SIKA översättas till den skala som visas i figur 2.6. Siffran 1 på skalan är ett index som utgör genomsnittsrisk för att dö eller invalidiseras i olyckor som inträffat under åren 1994-2002. Grovt sett skulle man kunna anta att siffran 1 speglar genomsnittsåret 1998. Detta genomsnitt överskattar dock den genomsnittliga bilpark som Folksams databas representerar eftersom de data som gäller olyckor i bilar som introducerats efter 1994 blir underrepresenterade på grund av att de ingår i databasen under en kortare period än övriga bilar.

Om vi för tillfället bortser från överskattningen kan figuren användas för att göra en grov överslagsberäkning av den samhällsekonomiska kostnaden som motsvarar indexet 1 på skalan. När det gäller invaliditetsrisk går det dock inte att på grund av definitionsskillnaden mellan ASEK:s svårt skadad som anger skada som kräver sjukhusvård och definitionen av invaliditet att gå vidare med staplarna i den övre delen av figuren. Enbart dödsrisken kan därför användas för att översätta siffran 1 till ASEK-värdet för dödade i trafiken.

Tabell 2.25 Antal dödade i olyckor med personbil 1994-2002

	Bilförare	Bilpassagerare	Dödade i bilolyckor	Dödad i bilolycka		Summa
				I bilen	Ej i bilen	
1994	293	115	408			
1995	283	111	394			
1996	243	113	356			
1997	273	98	371			
1998	271	74	345	327	97	424
1999	277	115	392	372	109	481
2000	301	116	417	393	88	481
2001	251	121	372	373	95	468
2002	266	116	382	379	85	464
Snitt	273	109	382	369	95	464

Källa: kolumn 2-4 Vägverket, kolumn 5-7 SIKA:s publikation Vägtrafikskador årgångarna 1998-2002

Tabellen ovan visar Vägverkets statistik över antalet dödade i bilolyckor under perioden 1994-2002 och SIKA:s data av antalet dödade i bilolyckor. Endast i SIKA:s statistik finns det uppgifter om hur många som dött i bilolyckor, men inte befunnit sig i bilen.¹ SIKA:s data finns dock enbart för åren 1998 – 2002, men eftersom nya bilar främst skyddar förare och passagerare är bedömningen den att den kortare serien från SIKA kan användas för att representera snittet för de som dödats, men inte befunnit sig i bilen under hela perioden 1994-2002. Det genomsnittliga antalet dödade blir 477, vilket är summan av genomsnittet enligt Vägverket och består av 382 dödade som befunnit sig i bilen och de i genomsnitt 95 personer som enligt SIKA dödats av en personbil, men ej befunnit sig i bilen. Om summan 477 multipliceras med ASEK-värdet som enligt den senaste rekommendationen² är 17,511 miljoner³ per dödad kommer siffran 1 i indexet att få värdet 8,347 miljarder kronor för genomsnittsåret.

Genom att utgå från det framräknade värdet för siffran 1 i indexet kan en uppdelning av kostnaden för bilar introducerade under olika perioder genomföras. Först behöver vi ta fram en genomsnittlig olyckskostnad per bil som var i trafik under perioden 1994-2002. Tabellen nedan visar antalet bilar i trafik under perioden och genomsnittet.

¹ Vägverkets data är uppdelad efter trafikantgrupper, vilket gör att det inte går att tyda om en gångtrafikanter som dött i en vägtrafikolycka dödats av en personbil eller av något annat fordon.

² Se SIKA rapport 2002:4, Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet.

³ I 2001 års priser

Tabell 2.26 Personbilar i trafik 1994 - 2002

År	Bilar i trafik
1994	3 594 199
1995	3 630 760
1996	3 654 920
1997	3 702 778
1998	3 792 056
1999	3 889 902
2000	3 999 268
2001	4 018 533
2002	4 042 792
Snitt	3 813 912

Källa: Statistiska centralbyrån och SIKA

Per bil som varit i trafik under perioden 1994 – 2002 är den årliga samhällsekonomiska kostnaden för dödsolyckor 2 189 kronor, vilket är resultatet om den genomsnittliga årliga olyckskostnaden på 8,347 miljarder divideras med de i snitt drygt 3,8 miljoner bilarna som var i trafik under perioden. Om den genomsnittliga samhällsekonomiska kostnaden per bil på 2 189 kronor divideras med genomsnittlig körsträcka, erhålls en kostnad på 15 öre per fordonskilometer, se tabell 2.27 nedan.

Tabell 2.27 Genomsnittlig kostnad för att dödas i en bilolycka per fordonskilometer

Kronor/ bil	Km/år i snitt	Kr/fkm
2 189	14 218	0,1539

Genomsnittlig körsträcka har tagits fram med hjälp av uppgifter om körsträckor som finns i EMV-modellen. I modellen finns data för körsträckor som samlades in år 1988 uppdelade efter bilens ålder och drivmedel (bensin och diesel). De genomsnittliga 14 218 kilometrarna per år har beräknats genom att tillämpa körsträckorna i EMV på bilparken år 1998.¹ Även de åldersuppdelade kilometrarna som visas i nästa tabell har härletts ur data för bilparken år 1998. För att ta hänsyn till att bensin- och dieselbilar har olika trafikarbete har varje åldersklass viktats i förhållande till det genomsnittliga trafikarbetet i EMV-modellen, enligt vilken bensinbilarnas andel av trafikarbetet utgör 93 procent och dieselbilarnas 7 procent.

¹ Det faktum att 14 218 ligger under de 15 000 kilometer som brukar anges som genomsnittlig körsträcka kan bero på att de åldersuppdelade körsträckorna gäller data för 1988. Eftersom bilarnas fysiska livslängd var kortare under 1970-talet kan det bidra till att körsträckorna för de äldre bilarna som finns i materialet är kortare än körsträckorna för äldre bilar som var i trafik under 1990-talet.

Beräkningen av den samhällsekonomiska kostnaden för att dödas i en bilolycka efter bilens ålder redovisas i tabell 2.28.

Tabell 2.28 Beräkning av olyckskostnad efter bilens ålder

Introduktionsår (enligt figur 2.6)	Ålder år 2002	Index (figur 2.6)	Kr/km	Körsträcka fkm/år	Kostnad per bil, kr
1983-1987	15-19 år	1,50	0,2309	8 684	2 005
1988-1992	10-14 år	0,95	0,1462	11 328	1 657
1993-1997	5-9 år	0,55	0,0847	14 538	1 231
1998-2002	0-4 år	0,50	0,0770	20 972	1 614

För att åldrarna ska uttryckas i positiva tal har bilarnas ålder relaterats till år 2002. Därefter har den genomsnittliga kostnaden per kilometer multiplicerats med indexet för respektive introduktionsår enligt figur 2.6, vilket givit den skattade samhällsekonomiska kostnaden för att dödas i en bilolycka per fordonskilometer efter bilens ålder. Den beräknade kilometerkostnaden har sedan multiplicerats med uppskattad körsträcka efter ålder, vilket givit den samhällsekonomiska kostnaden per bil efter åldersgrupp.

Enligt den ovan redovisade skattningen är den samhällsekonomiska vinsten av att byta ut en 15 år gammal bil mot en fabriksny bil 391 kronor per år. Att byta ut en bil som är mellan 10 och 14 år gammal mot en ny ger i praktiken ingen samhällsekonomisk vinst eftersom den ökade säkerheten som den nya bilen ger, nästan helt förloras av den nya bilens längre genomsnittliga årliga körsträcka.

Som redan nämnts är de beräknade värdena mycket grova. Beräkningarna innehåller både över- och underskattningar. En källa till att vinsten av att köra en ny bil kan vara överskattad är att de nya bilarna inte varit i trafik under hela den tidsperiod under vilken Folksam's olycksstatistik samlats in. Ett sätt att göra en uppskattning av hur stor överskattningen kan vara är att beräkna kostnaden för en ny bil under antagande om att kilometerkostnaden motsvarar den för 5 – 9 år gamla bilar, d.v.s. bilar som varit i trafik under hela den period som data om olyckor har samlats in. Om 0,85 kronor multipliceras med 20 972 fås 1 776 kronor. I förhållande till värdet som ges i tabellen för 0 – 4 åringar är kostnaden 161 kronor högre, eller cirka 10 procent av olyckskostnaden i tabell 2.28 ovan. En källa till underskattning av de äldre bilarnas olyckskostnader är att körsträckorna för de äldre bilarna kan ha varit högre under 1990-talet än i slutet av 1980-talet då data om körsträckor efter ålder samlats in. Anledningen är att de gamla bilarna då utgjordes av bilar tillverkade under 1970-talet, vilka hade kortare livslängd än bilar som tillverkades under 1980- och 1990- talen. Om vi antar att de äldsta bilarna istället har en körsträcka på cirka 10 000 kilometer och inte de drygt 8 500 som visas i tabellen gör att olyckskostnaden ökar med ungefär 300 kronor per bil som är 15-19 år, vilket är cirka 15 procent av olycksvärdet för åldersgruppen. En annan källa till underskattning är att de

reducerade samhällsekonomiska kostnaderna för minskad invaliditetsrisk om man kör en ny bil snarare än en gammal inte kunnat värderas monetärt.

2.8 Samhällsekonomi

Mot bakgrund av genomgången i tidigare avsnitt presenteras här en samhällsekonomisk kalkyl av samhällets kostnader och intäkter av ändringen i bilskrötningens premien. Samhällsekonomiska kalkyler har under lång tid använts för att beräkna den samhällsekonomiska lönsamheten av investeringar i transportinfrastruktur. Den kalkyl som presenteras här baseras till stor del på de rekommendationer som utvecklats på infrastrukturuområdet.

För att en samhällsekonomisk kalkyl ska vara fullständig behöver alla effekter av en åtgärd identifieras, kvantifieras och värderas. När det gäller den senaste ändringen av skrotningens premien är det en komplex uppgift bara att identifiera och kvantifiera premieändringens effekter eftersom många faktorer har inverkat på skrotningarna och nyregistreringarna. Förutom att identifiera och kvantifiera effekterna ingår det i en samhällsekonomisk kalkyl att väga ihop effekterna så att de kan uttryckas i samma enhet. Vanligtvis görs vägningen genom att uttrycka de kvantifierade effekterna monetärt.

Mot bakgrund av att stegen med identifiering, kvantifiering och värdering av en åtgärds effekter ofta kräver en betydande arbetsinsats är praktiskt taget alla samhällsekonomiska kalkyler mer eller mindre ofullständiga. Trots problemen med ofullständigheter finns det ändå ett värde i att i kalkylen räkna på de effekter som går att kvantifiera och värdera. Detta eftersom resultatet på ett överskådligt sätt kan jämföras mot åtgärdens kostnader. För att den samhällsekonomiska kalkylen trots ofullständigheterna ska kunna fungera som ett beslutsunderlag för framtida åtgärder behöver de effekter som inte kunnat inkluderas, behandlas särskilt. Rekommendationen är att icke kvantifierbara effekter eller effekter som inte går att värdera monetärt ska beskrivas översiktligt och det ska anges om effekten i fråga är positiv eller negativ.

Emissioner

Emissionsberäkningarna för utvärderingsalternativet som presenterades i föregående avsnitt utgör kvantifieringen av premieändringens effekter på emissionerna under bilens driftsfas. Emissionerna från driftsfasen har värderats enligt de senaste ASEK-värdena.¹ Värderingen av emissioner som släpps ut i tätort är dock lägesspecifika. I den presenterade beräkningen har Faluns värden antagits gälla som ett genomsnitt för olika tätorter. Beräkningarna har givit följande resultat:

¹ SIKA rapport 2002:4

Tabell 2.29 Värde av att emissioner reduceras, miljoner kronor under utvärderingsperioden

	HC	CO	NOx	CO ₂	Partiklar	Summa
Tätort	152,6	0,0	34,7	69,3	46,9	303,4
Landsväg	40,9	0,0	69,5	79,2	0,0	189,6
Summa	193,5	0,0	104,2	148,5	46,9	493,0

Not: Beräkningen avser skillnaden mellan utvärderingsalternativet och nollalternativet (se tabeller 2.15 och 2.16)

De samhällsekonomiska intäkterna av effekterna på emissionerna är nära 500 miljoner under utvärderingsperioden. Intäkterna beror dels på att nya bilar har mindre emissioner, dels på att inte alla utskrotade bilar har ersatts med nya bilar. Trots att inte alla bilar ersätts ökar den genomsnittliga körsträckan per bil på grund av att det i bilparken ingår fler nya bilar. Känslighetsanalysen som antar att körsträckan är konstant ger en samhällsekonomisk intäkt på 302 miljoner kronor av reducerade emissioner på grund av att bilparken föryngrats.

Räkneexemplet av effekterna under livscykeln antyder att en del av emissionsvinsterna från driftsfasen går förlorade på grund av ökade emissioner under produktion och skrotning. I räkneexemplet som presenterades i tabellerna 2.21 -2.24 innebär produktions- och skrotningsökningen att en stor del av NOx vinsterna från driftsfasen går förlorade samt att CO₂- och partikelutsläppen ökar. Under förutsättning att hänsyn tas till livscykelperspektivet innebär det att den samhällsekonomiska intäkten av minskade emissioner under driftsfasen blir mindre.

Eftersom beräkningarna i livscykelanalysen bara är ungefärliga, har inget exakt monetärt värde kunnat tillämpas. Men och andra sidan är det tydligt att ökningen i koldioxidutsläppen på grund av ökad tillverkning och ökad skrotning utgör en betydande kostnadspost. Om de 230 tusen ton CO₂-emissioner i Utvärderingsalternativet och de cirka 470 tusen ton CO₂-emissioner i Känslighetsanalysen används för att göra en grov skattning av den extra kostnaden fås en kostnad på 345 miljoner kronor i Utvärderingsalternativet och 705 miljoner kronor i Känslighetsanalysen. Ökningen i Partikelutsläppen antas vara av mindre betydelse eftersom produktion och skrotning sker där endast ett fåtal individer exponeras.

De 30 000 bilar som inte var i trafik och som skrotades på grund av att skrotningspremien höjdes ingår inte i kalkylerna ovan. Eftersom dessa bilar kan ha stått uppställda i naturen och där läckt miljögifter utgör det en samhällsekonomisk vinst att de tagits om hand på ett miljörätt sätt i och med att de lämnats till auktoriserad skrotare. Det finns dock inga kvantifieringar av de miljöeffekter som i naturen uppställda bilar ger upphov till. Framtagande av

sådana uppgifter skulle kräva en omfattande inventering. Ett indirekt sätt att fånga in en del av nyttan av att skrotbilar tas om hand är att skatta värdet av de delar som kan återanvändas. Eftersom värdet av en skrotbil varierar beroende på i vilket skick den lämnas in till skrotning har dock inget försök gjorts att skatta hela det indirekta värdet. Däremot kan vi göra en enkel värdering av det järnskrot som skulle ha gått förlorat om de uttjänta bilarna inte tagits om hand. Världsmarknadspriset på järnskrot låg på cirka 100 dollar per ton under 2002-2003¹ motsvarande cirka 891 kronor². Under antagande om att cirka 600 kilo järn går att återvinna per skrotbil får vi ett värde på cirka 535 kronor per bil. Multiplicerat med 30 000 bilar ger det att järnskrot värt cirka 16 miljoner kronor har tagits om hand tack vare premiehöjningen.

Trafiksäkerhet

I tabell 2.30 visas de samhällsekonomiska kostnaderna för dödsolyckor efter bilens ålder.

Tabell 2.30 Värdet av ökad trafiksäkerhet av premieändringen, mkr

Bilens ålder	Kostnad per bil, kr	Utvärderingsalternativ skillnad antal bilar	Mkr
15-19 år	2 005	-160 850	322,5
10-14 år	1 657	-15 395	25,5
5-9 år	1 231	68	-0,1
0-4 år	1 614	35 906	-58,0
		-140 271	290,0

Enligt beräkningarna ger den föryngring av bilparken som skrotningspremien åstadkommer en samhällsekonomisk vinst i termer av ökad trafiksäkerhet. Utvärderingsalternativet ger en samhällsekonomisk intäkt på 290 miljoner kronor.

Statens kostnader

Ändringen av skrotningspremien har inneburit ökade utgifter på grund av att fler bilar skrotats. Eftersom skrotningspremien även lett till en större nybilsförsäljning och till ökad privatimport har intäkterna från bilskrotningsavgiften ökat. Administrativa kostnader kan också ha förekommit,

¹ Muntlig kontakt med AB JBF (Järnbruksförnödenheter). Enligt JBF steg priset på järnskrot kraftigt under 2003. I maj/juni 2003 låg priset på cirka 120 USD per ton. I december samma år hade priset stigit till 170 USD/ton och ligger i februari 2004 på 260 USD/ton. En rimlig nivå för ett mer långsiktigt pris kan enligt JBF:s bedömning vara omkring 100 USD/ton. Anledningen till den senaste tidens prisökning är att Kina ökat sin efterfrågan på järnskrot.

² Genomsnittskurs var 9,7243 SEK för en USD under 2002, efter detta har dollarkursen fallit och var cirka 8,10 under 2003. Här har genomsnittet 8,9 använts för att beskriva situationen under utvärderingsperioden.

t.ex. för att informera om premieändringen och eventuella kostnader för att göra om rutinerna vid utbetalningen på grund av att premien differentierades. Ingen kvantifiering har dock gjorts av de eventuella ökade administrationskostnaderna.

Nedan visas en kalkyl av vad det har kostat att höja och differentiera bilskrotningspremien. I kalkylen ingår statens intäkter från bilskrotningsavgiften och statens utgifter på grund av utbetalningarna till bilägarna som annars inte skulle ha skrotat sin bil. Som framgår av tabellen är kostnaderna större än intäkterna på grund av premieändringen.

Tabell 2.31 Beräknade effekter på bilskrotningsavgift och bilskrotningspremie, mkr

	Bilskrotnings- avgift	Antal bilar	Intäkter Mkr	Bilskrotnings- premie	Antal bilar	Kostnader Mkr
Nya bilar	700	35 456	24,8	1 200	40 200	48,2
Privatimport	1 500	3 940	5,9	1 700	169 466	288,1
Summa		39 396	30,7		209 666	336,3

Förutom de skrotningspremier som betalats ut för bilar som annars inte hade skrotats, har premiehöjningen inneburit utgifter för de bilar som skulle ha skrotats även utan höjningen eftersom de har fått en större utbetalning än annars. För bilar i åldersgruppen 0-7 år ökade premien från 500 till 700, vilket ger en ökning på 200 kronor per bil. För bilar i kategorin 8-16 år ökade utbetalningen med 700 kronor per bil och för bilar 17 år och äldre med 1 200 kronor. Tabell 2.32 visar en uppskattning av kostnaden för ökade premier och ökade intäkter för bilar som skulle ha skrotats även utan en premieändring.

Tabell 2.32 Kalkyl av merkostnad och merintäkt pga premieändring, mkr

Ålder	Antal bilar	Merkostnad	Kostnad, mkr	Privatimport	Merintäkt	Intäkt, mkr
0-7 år	22 760	200	4,6			
8-16 år	211 281	700	147,9			
17 + år	318 569	1200	382,3			
Summa	552 637		534,7	36 411	800	29,1

Källor: Privatimport perioden januari 2001- september 2003 från mrf:s hemsida exklusive de bilar som privatimporterats p.g.a. premiehöjningen

Summan av kostnaderna i de två tabellerna ovan är 871 miljoner kronor och summan av intäkterna 60 miljoner kronor. Netto ger det en kostnad på 811 miljoner kronor i kostnad för staten.

Bara en del av de ovan presenterade kostnaderna ska räknas med i den samhällsekonomiska kalkylen. För att kostnaden ska vara samhällsekonomisk ska den ha lett till en beteendeändring. Merkostnaderna på grund av bilar som hade skrotats ändå i tabell 2.32 representerar ingen ändring av beteendet

eftersom beslutet att skrota inte påverkats av premieändringen. Dessa summor är att betrakta som transfereringar från staten till dem som skrotat bilen.

Däremot ska en del av kostnaderna i tabell 2.31 räknas med i den samhällsekonomiska kalkylen. Av dem som har skrotat bilen på grund av premieändringen finns det personer som tycker att uppoffringen för att skrota bilen är stor och att den ligger i nivå med den extra kompensation på 700 kronor respektive 1 200 kronor om ges av premieändringen.¹ Förutom de som finner att uppoffringen precis motsvarar kompensationen, finns det en fallande skala av uppoffringar ända ner till de individer vars uppoffring ligger nära noll. I den samhällsekonomiska kalkylen ska summan av uppoffringen hos de individer som ändrar beteende på grund av premieändringen inkluderas. Eftersom uppoffringen skiljer sig mellan individerna ska inte hela kostnaden räknas. Enligt regeln om "rule of the half" ska halva kostnaden inkluderas, se tabell nedan.

Tabell 2.33 Samhällsekonomisk kostnad av ändrad bilskrotningspremie, mkr

	Ökad premie	Antal bilar	Kostnad Mkr	Rule of the half, mkr
8-16 år	700	40 200	28,1	14,1
17 + år	1 200	169 466	203,4	101,7
Summa		209 666	231,5	115,7

Till den samhällsekonomiska kalkylen ska kostnader för beteendeanpassningar motsvarande 116 miljoner kronor inkluderas.

Kalkylsammanställning

I tabell 2.34 nedan sammanställs de effekter av bilskrotningspremieändringen som värderats monetärt.

Tabell 2.34 Samhällsekonomiska intäkter och kostnader av ändringen av bilskrotningspremien, mkr

	Utvärderingsalternativ	Känslighetsanalys
Emissioner (driftsfas)	493,0	302,0
Järnskröt från bilar som stått i naturen	16,0	16,0
Trafiksäkerhet	290,0	290,0
Anpassningskostnader	-115,7	-115,7
Summa traditionell kalkyl	683,3	492,3

¹ Mottagningsavgiften som skroten tar ut ingår inte i kalkylen. Under förutsättning att det går att få fram uppgifter om mottagningsavgifterna före och efter premieändringen borde nettot av ändringen av premien och mottagningsavgiften tas som utgångspunkt.

De effekter som har värderats monetärt visar i den traditionella kalkylen ett positivt netto och tyder därför på att ändringen av skrotningspremien varit samhällsekonomiskt lönsam. Eftersom emissionsberäkningarna i Utvärderingsalternativet förutsätter att körsträckan minskar på grund av premieändringen har en Känslighetsanalys genomförts för att ta reda på hur resultatet skulle påverkas om körsträckan var densamma både före och efter premieändringen. Känslighetsanalysen visar på en lägre intäkt, men netto visar den traditionella kalkylen samhällsekonomisk lönsamhet.

I den traditionella kalkylen ingår dock inte effekterna från ökade emissioner på grund av ökad produktion och skrotning. Eftersom underlaget till att göra en Livscykelanalys och därefter beräkna de samhällsekonomiska kostnaderna och intäkterna är behäftad med större osäkerheter än den traditionella samhällsekonomiska kalkylen har endast en grov värdering gjorts av resultatet från LCA:n. Livscykelanalysen visar att CO₂-utsläppen totalt sett ökar, vilket betyder att bara om vinsten av de minskade utsläppen av andra emissioner balanserar den extra kostnaden så kan Livscykelperspektivet vara emissionsmässigt motiverad.

Ett grovt räkneexempel kan göras för att illustrera den monetära storleksordningen av effekten på CO₂-utsläppen. Skattningen visar på att kostnaden från de ökade CO₂-utsläppen kan vara cirka 225 miljoner kronor i Utvärderingsalternativet och cirka 680 miljoner kronor i Känslighetsanalysen. Eftersom trafiksäkerhetseffekterna uppväger de extra kostnaderna är nettot i Utvärderingsalternativet fortfarande positivt. Med hänsyn tagen till Livscykelperspektivet skulle Känslighetsanalysen sannolikt ge ett negativt netto.

Vi vill återigen framhålla att det finns flera osäkerheter i den samhällsekonomiska kalkylen. En osäkerhet är premieändringens effekt på det totala trafikarbetet (dvs. skillnaden mellan Utvärderingsalternativet och Känslighetsanalysen). En annan osäkerhet är hur CO₂-utsläppen ska värderas. På transportområdet tillämpas idag en värdering på 1,5 kr per kg utsläpp. Detta är en förhållandevis hög värdering jämfört med vad många andra länder tillämpar. Värderingen baseras på kostnaden för att uppfylla det transportpolitiska etappmålet för CO₂. Om man istället utgår från de nationella miljömålen får man t.ex. en CO₂-värdering på ca 0,8 kr/kg. Vilken värdering som tillämpas får alltså en avgörande betydelse för vilken påverkan som livscykelanalysen har på kalkylens resultat.

Vid en helhetsbedömning av skrotningspremiens effekter ingår även andra effekter som inte kunnat värderas monetärt. Tabell 2.35 ger en översikt av dessa effekter.

Tabell 2.35 Icke monetärt värderingsbara effekter av ändringen av bilskrotningspremien

Effekt	
Minskad risk för läckage från bilar som står i naturen	Positiv
Administrativa kostnader p.g.a. premieändringen	Negativ (relativt liten)

Den minskade risken för läckage från bilar som står uppställda i naturen har inte kunnat kvantifieras. Eftersom varje skrotbil innehåller farligt avfall innebär det en intäkt att skrotningspremieändringen har kunnat bryta trenden med att allt fler bilar ställs av och att bilar som borde ha lämnats in till en auktoriserad skrotare hamnar i naturen, vilket är en positiv effekt av premieändringen.

Eventuella administrativa kostnader på grund av premieändringen har inte kvantifierats, men om sådana förekommer ger de en negativ post i kalkylen. I förhållande till övriga kostnadsposter är det en liten kostnad. Detta eftersom ingen ny administration kring hanteringen av skrotningspremien har behövt byggas upp. Administrationskostnaderna bedöms bestå av initiala informationskostnader och marginellt merarbete på grund av att premien differentierats.

Det vi kan säga är att kalkylresultatet är osäkert. Vi vet inte med säkerhet att den senaste premieändringen har varit samhällsekonomisk lönsam. Premieändringen har lett till både positiva och negativa effekter och det är osäkert om de positiva effekterna väger tyngre än de negativa.

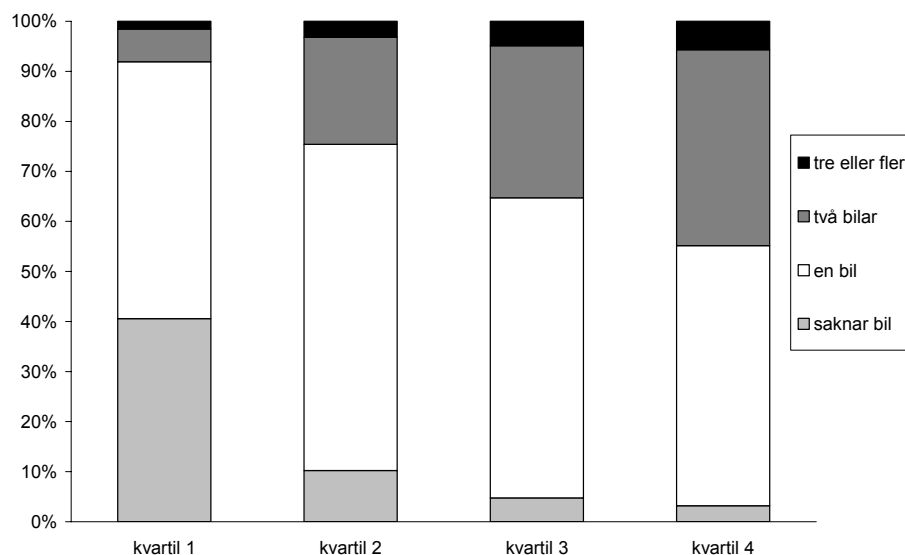
2.9 Fördelningseffekter

Om en åtgärd som enligt den samhällsekonomiska kalkylen är samhällsekonomiskt lönsam innebär det att de totala intäkterna är större än de totala kostnaderna. Trots att samhället totalt skulle vinna på åtgärden tar inte kalkylen hänsyn till att vissa individer kan förlora. När det gäller effekterna av subventioner (eller premier) gynnas individer generellt sett, medan effekterna av skatter drabbar negativt. Fördelningseffekterna av skatter beror också på hur skatteinkomsterna används.

Genom att studera data över bilägandet efter inkomst går det att översiktligt bedöma fördelningseffekter av skrotningspremieändringen. Figur 2.7 visar antalet bilar per hushåll och inkomst. Hushållen har delats in i fyra inkomstkvartiler så att varje kvartil inkluderar en fjärdedel av hushållen.

Inkomstkvartil 1 anger de 25 procent av hushållen som har lägst inkomst, kvartil 2 omfattar de 25 procent av hushållen som har näst lägst inkomst, och så vidare.

Figur 2.7 Antal bilar efter inkomstkvartiler



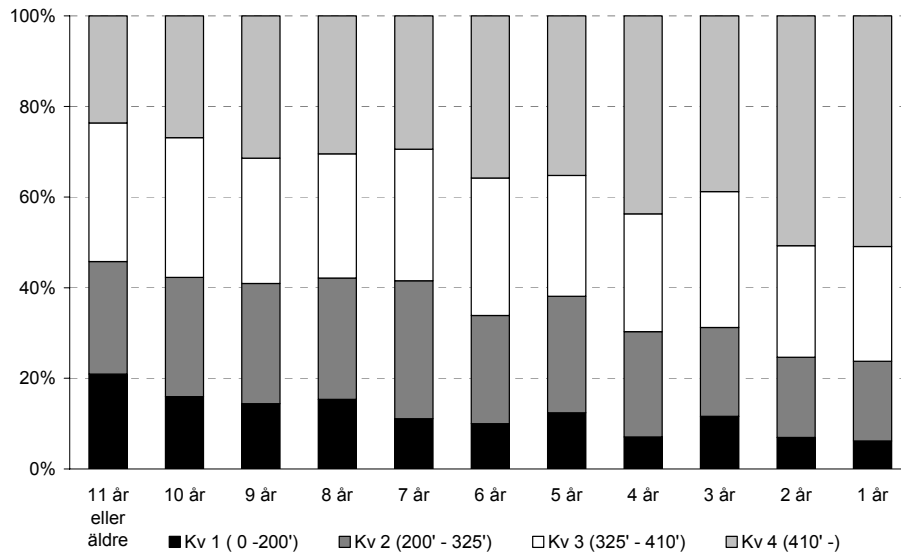
Källa: Data ur Resvaneundersökningen Riks/RVU1998.

Not: Anledningen att inte senare data har använts är att resvaneundersökningen från 1999 gick över från hushålls- till individinkomst

I höginkomsthushåll (inkomstkvartil 4) har cirka 97 procent av hushållen bil. Av låginkomsthushållen (inkomstkvartil 1) är 60 procent bilägare. Eftersom en större andel av höginkomsttagarna har bil, gör det att de i högre grad gynnas av bidrag som påverkar bilar och i större utsträckning drabbas av skatter på bilar.

Eftersom bilägandet är utbrett även bland låginkomsttagare gynnas även dessa av en premiehöjning. Data om bilens ålder som finns för de hushåll som äger minst en bil visar att de hushåll som har lägst inkomst (inkomstkvartil 1 och inkomstkvartil 2) snarare äger än gammal än en ny bil, se figur 2.8 nedan.

Figur 2.8 Bilens ålder och fördelningen av ägare efter hushållsinkomst



Källa: Data ur Resvaneundersökningen Riks/RVU1998.

Not: Anledningen att inte senare data har använts är att resvaneundersökningen från 1999 gick över från hushålls- till individinkomst

3. Styrmedel för en effektivare utskrotning

I detta kapitel diskuteras förutsättningarna för att med ekonomiska styrmedel åstadkomma en mer effektiv utskrotning av äldre bilar. Vi redovisar en översiktlig jämförelse mellan fyra ekonomiska styrmedel; vägavgifter, drivmedelsskatter, fordonsskatter och skrotningsbidrag. Därefter görs en mer djupgående analys av miljödifferenterade fordonsskatter och skrotningsbidrag. Vi redovisar ett räkneexempel som visar möjligheten till samhällsekonomiska effektivitetsvinster. Vi diskuterar *inte* nuvarande skrotningspremier, utan för en allmän diskussion om effektivitetsmotiverade avgifter, skatter och bidrag, en diskussion som är frikopplad från nuvarande premiesystem. I ett särskilt avsnitt diskuteras möjligheterna till effektivitetsvinster genom att införa ett regionalt differentierat system.

3.1 Mål och utgångspunkter

Effektiv reduktion i trafikens negativa miljöpåverkan

För att kunna utvärdera olika styrmedel är det viktigt att fastställa vilka mål som dessa styrmedel ska bidra till att uppfylla. I föreliggande studie har vi utgått ifrån det övergripande målet om en samhällsekonomiskt effektiv reduktion i trafikens negativa miljöpåverkan. Styrmedel som syftar till att öka utskrotningen av äldre fordon bör analyseras med utgångspunkt i detta övergripande mål.

Underkategorier av mål kan härledas från detta övergripande mål. Exempelvis är kostnadseffektivitet ett nödvändigt villkor för att uppnå samhällsekonomisk effektivitet. Kostnadseffektivitet innebär i detta sammanhang att reduktionen i trafikens negativa miljöpåverkan ska ske till minsta möjliga samhälleliga kostnad.

Trafikens negativa miljöpåverkan kan reduceras på olika sätt, antingen genom att det totala transportarbetet minskar, att fördelningen av transportarbetet i tid och rum påverkas eller att emissionerna från fordon i trafik minskar. Att införa olika styrmedel som föryngrar fordonsparken är ett sätt att reducera emissionerna från de fordon som är i trafik. Att utgå från kostnadseffektivitet gör det möjligt att utvärdera och ställa dessa olika styrmedel mot varandra. Fordonsskatter och skrotningsbidrag är exempel på *ekonomiska* styrmedel som kan föryngra fordonsparken. Förbud mot äldre fordon är exempel på regleringsåtgärder.

Att utgå från samhällsekonomisk effektivitet innebär att det också är viktigt att väga in andra aspekter förutom styrmedlenas effekter på trafikens negativa miljöpåverkan. Styrmedel som förnygrar fordonsparken kan t.ex. ha effekter på trafiksäkerhet. Dessa effekter är av samhällsekonomisk betydelse och bör därför vägas in när olika styrmedel utvärderas.

Villkor för samhällsekonomisk effektivitet

För att uppnå samhällsekonomisk effektivitet i transportsystemet måste följande villkor uppfyllas:

1. Investeringar i ny infrastruktur, ny teknik och i nya fordon genomförs om de är samhällsekonomiskt lönsamma,
2. Om flera alternativ finns väljs det mest lönsamma; en lönsam åtgärd kan alltså vara ineffektiv om det finns mer lönsamma alternativ
3. Trafiken på befintlig infrastruktur prissätts på ett korrekt sätt – priset för en resa ska motsvara den samhällsekonomiska kostnaden för denna resa.

De första två villkoren säkerställer en effektiv utveckling av fordon och transportinfrastruktur, det sista villkoret säkerställer en effektiv användning av dessa fordon och denna infrastruktur i tid och rum.

I föreliggande studie har vi i första hand inriktat oss på det sistnämnda villkoret, dvs. att det pris som trafikanter betalar för att genomföra en resa motsvarar den samhällsekonomiska kostnaden för denna resa. Fordonskatter och skrotningsbidrag är exempel på styrmedel som kan utformas efter principen om effektiv prissättning.

Andra utgångspunkter

Att uppnå samhällsekonomisk effektivitet är inte den enda tänkbara utgångspunkten för utvärderingen av styrmedel. Andra utgångspunkter som vi beaktar i analyserna är:

- Skatteneutralitet
- Fördelningseffekter
- Livscykelperspektiv

Skatteneutralitet innebär att de styrmedel som föreslås inte leder till några förändrade skatteintäkter för staten. Det kan t.ex. innebära att höjda bidrag för skrotning finansieras med höjda fordonsskatter eller att höjda fordonsskatter för gamla bilar kombineras med sänkta fordonsskatter för nya bilar.

Negativa fördelningseffekter ska i möjlig mån undvikas. Det samhällsekonomiska effektivitetsperspektivet beaktar inte fördelningseffekterna explicit, när en lönsamhetskalkyl görs är den samhällsekonomiska nyttan densamma

oavsett hur nyttan fördelas mellan olika samhällsgrupper. Det kan t.ex. innebära att styrmedel som enligt kalkylen är samhällsekonomiskt lönsamma leder till att vissa grupper i samhället vinner medan andra förlorar. Lönsamhet uppnås så länge den sammanlagda vinsten överstiger den sammanlagda kostnaden.

Miljöeffekterna ska särskilt belysas. I detta sammanhang är det viktigt att beakta det s.k. livscykelperspektivet. Se kapitel 2 för en vidare diskussion.

3.2 En översikt över fyra ekonomiska styrmedel

Det samhällsekonomiska effektivitetsperspektivet är en viktig utgångspunkt för att analysera styrmedel. I det följande ska vi med utgångspunkt i detta perspektiv analysera fyra ekonomiska styrmedel; kilometerbaserade vägavgifter, drivmedelsskatter, fordonsskatter och skrotningsbidrag.

Vilka effekter och anpassningar syftar en effektiv prissättning till?

Biltrafik leder till ”externa” kostnader av olika slag, dvs. kostnader som inte beaktas fullt ut av de personer som förorsakar dem. Exempel på sådana kostnader är trafikens emissioner, trängselkostnader, bullerstörningar och olycksrisker. En person som överväger att köra bil till arbetet beaktar t.ex. i sitt övervägande sin egen restid och den olycksrisk som han utsätter sig själv för, men sannolikt inte den trängsel, emissioner och olycksrisk som han utsätter andra för. Att en bilresa leder till externa kostnader av detta slag innebär att det pris, dvs. monetära utgifter, som bilisten betalar för resan ofta understiger resans samhällsekonomiska kostnad, speciellt i tätbebyggda områden.

En effektiv prissättning innebär att priset för en resa ska motsvara resans samhällsekonomiska kostnad. Om resan leder till stora externa kostnader ska således högre priser tas ut; ju högre den externa kostnaden desto högre pris. Det innebär exempelvis att högre priser ska tas ut för resval som leder till höga miljökostnader. Således ska användningen av miljöbelastande fordon ha ett högre pris än användningen av miljövänliga fordon. Av samma anledning ska valet att köra bil i ett tätbebyggt område där många personer exponeras mot fordonens emissioner ha ett högre pris än valet att köra bil på landsbygden.

Prissättning av detta slag kan bland annat åstadkommas genom miljöstyrande avgifter. Syftet med en effektiv prissättning är dock *inte* att höja statens skatteintäkter utan att ge incitament till trafikanterna att på ett effektivt sätt anpassa sina resval, en anpassning som leder till minskade externa kostnader. Prissättningen ger trafikanterna incitament till att i större utsträckning undvika sådana val som leder till höga externa kostnader och istället välja alternativ som leder till låga eller inga externa kostnader, t.ex. välja miljövänliga fordon istället för miljöbelastande, eller ett trafiksäkrare beteende istället för ett trafikfarligt.

Att åstadkomma en effektiv prissättning är en praktiskt mycket svår utmaning. Trafikens externa miljökostnader kan t.ex. vara situationsspecifika i den meningen att de varierar beroende på såväl fordonens miljöegenskaper som fordonets användning. Det innebär att en perfekt prissättning i princip skulle innebära att ett nytt pris tas ut för varje ny resa som görs. Antalet personer som exponeras mot fordonets hälsofarliga utsläpp kan t.ex. variera från resa till resa. Ett perfekt prissättningssystem är således mycket svårt om inte omöjligt att åstadkomma i praktiken.

En utvärdering av alternativa styrmedel måste oundvikligen beakta dessa praktiska svårigheter. Den metod som vi förespråkar är därför att i ett första steg identifierar vi vilka *slags* effekter som en perfekt prissättning skulle leda till, och i ett andra steg granska vilka ekonomiska styrmedel eller andra åtgärder som skulle styra utvecklingen i denna riktning.

Vi antar tills vidare att en perfekt prissättning av trafikens negativa miljöpåverkan är möjlig. Vi tänker oss ett avgiftssystem där en särskild avgift tas ut för varje ny resa som görs, en avgift som differentieras med syfte att spegla alla variationer i såväl fordonets emissioner som emissionernas negativa påverkan (t.ex. antalet personer som exponeras), en avgift som därmed differentieras med avseende på faktorer som destination, resväg, körsträcka och tid för resa. Ett sådant system skulle leda till följande effekter:

Överflyttning från bil till alternativa färdmedel

Att prissätta vägtrafikens externa miljökostnader innebär t.ex. att pendlingsresor med bil blir dyrare. Bilen blir därmed mindre attraktivt i jämförelse med andra färdmedel. Vissa personer väljer av denna anledning att inte köpa/köra bil utan förlitar sig till andra färdmedel för sina resor.

Färre kilometer för kvarvarande bilar

En perfekt prissättning innebär att avgifterna är avståndsberoende. Det innebär att bilisterna i större utsträckning gör kortare resor och väljer andra färdmedel för vissa resänderen.

Omfördelning av biltrafik i tid och rum

En perfekt prissättning innebär att avgifterna differentieras i tid och rum. Syftet är att ge incitament till bilister att undvika att framföra sina fordon på de platser och tider då många människor exponeras mot biltrafikens emissioner, t.ex. i tätorter under rusningstrafik.

Effekt på nybilsförsäljningen oviss, men förmodligen en ökning

En perfekt prissättning genom ett avgiftssystem innebär att gamla fordon belastas med högre avgifter än nya fordon. Konsekvensen på nybilsförsäljningen är oviss eftersom det finns två krafter som drar åt motsatt håll. Den ena effekten beskrevs ovan; prissättningen leder till en reduktion i det

totala antalet fordon. Att avgifterna differentieras innebär emellertid också att kostnaderna ökar som mest för de äldsta bilarna, vilket innebär att vissa människor byter till nyare fordon. Eftersom dessa två effekter drar åt motsatt håll på nybilsförsäljningen, kan vi inte på förhand avgöra vad nettoeffekten blir. Däremot vet vi att det blir färre bilar totalt och att det blir en substitution från äldre till nyare bilar.

Effekt på försäljning av nya begagnade bilar oviss

En differentierad prissättning leder till att vissa ägare av nya begagnade bilar byter till en helt ny bil. Samtidigt väljer en del ägare av gamla begagnade bilar att byta till en nyare begagnad bil. Prissättningen leder således till både till- och bortfall för de nya begagnade bilarna. Totaleffekten är oviss. Sannolikheten för att försäljningen av de begagnade bilarna minskar är dock högre ju äldre bilen är.

Effekt på försäljning av gamla bilar säker – en minskning

För de äldsta begagnade bilarna är effekten tydlig. Prissättningen leder till en reducerad efterfrågan på dessa bilar. En reducerad efterfrågan innebär lägre priser på begagnatmarknaden. Lägre priser innebär att fler bilar skrotas.

Snabbare teknikutveckling

Högre avgifter för bilar med dåliga miljöegenskaper (fordonet i sig eller de bränslen som fordonet använder) innebär en ökad efterfrågan på bilar med bra miljöegenskaper. Såväl fordons- som drivmedelstillverkare får med andra ord monetära incitament till att ta fram mer miljöanpassade alternativ.

En sammanfattning

Effekterna av en perfekt prissättning av trafikens externa miljökostnader kan sammanfattas enligt följande:

- Överflyttning från bil till alternativa färdmedel
- Färre kilometer för alla kvarvarande bilar
- Omfördelning av befintlig biltrafik i tid och rum
- Substitution från mindre till mer miljöanpassade bilar
- Ökad utskrotning av äldre fordon
- Snabbare teknikutveckling

Det är dessa effekter som prissättningen av trafikens miljökostnader syftar till.

Jämförelse mellan olika ekonomiska styrmedel

I tabell 3.1 nedan redovisas en sammanfattad bild av i vilken utsträckning som effekterna av en effektiv prissättning kan uppnås med hjälp av olika styrmedel.

De styrmedel som granskas är:

- Kilometerbaserade avgifter
- Drivmedelsskatter
- Fordonsskatter
- Skrotningsbidrag

I tabellen jämförs styrmedlena från ett teoretiskt perspektiv. Eventuella praktiska problem diskuteras i efterföljande text.

Tabell 3.1 En jämförelse mellan olika ekonomiska styrmedel från perspektivet om effektiv prissättning

	Km-avgift	Drivm.skatt	Fo.skatt	Skrotn.bidrag
Överflyttning	Ja	Ja	Ja	Delvis
Färre km	Ja	Ja	Nej	Nej
Omfördelning	Ja	Delvis	Nej	Nej
Substitution	Ja	Delvis	Ja	Delvis
Ökad utskrotning	Ja	Delvis	Ja	Ja
Teknikutveckling	Delvis	Delvis	Delvis	Nej

Tabellen ger en förenklad bild av för- och nackdelarna med olika styrmedel. ”Ja” innebär att det är teoretiskt möjligt att utforma styrmedlet så att effekten ifråga uppfylls på ett optimalt sätt. ”Delvis” innebär att effekten kan uppnås men inte helt eller inte på ett optimalt sätt. ”Nej” innebär att effekten över huvud taget inte uppfylls.

Tabell 3.1 är intressant i den meningen att den illustrerar hur olika styrmedel kan kombineras för att åstadkomma de effekter som en perfekt prissättning av trafikens externa miljökostnader syftar till. Miljödifferenterade drivmedelsskatter och fordonsskatter kan t.ex. utgöra ett tänkbart alternativ till ett miljödifferenterade vägavgifter. Problemet är att endast vägavgifterna ger incitament till optimala omfördelningseffekter i tid och rum.

Kilometerbaserade miljöstyrande vägavgifter

Under förutsättningen att kilometeravgifterna är optimalt differentierade leder de till samtliga av de önskade effekterna, med ett undantag; vägavgifter leder inte till samma teknikutveckling i drivmedel som miljödifferenterade drivmedelsskatter.

Det bör tilläggas att vägavgiftssystem är förenade med en rad praktiska problem. Framförallt är det svårt och inte minst kostsamt att införa ett system där avgifterna är tillräckligt differentierade för att approximera det teoretiskt korrekta systemet. Samtliga eftersträvade effekter skulle uppnås men det skulle vara svårt att åstadkomma en perfekt prissättning. Styrmedel som är enklare i den meningen att de endast leder till att en del av de eftersträvade effekterna uppnås kan till och med vara att föredra samhällsekonomiskt om de är mindre kostsamma och enklare att genomföra. Vilka styrmedel eller kombinationer av styrmedel som utgör det bästa prissättningsinstrument är en empirisk fråga snarare än en teoretisk. Tabell 3.1 ger en bild av de önskade effekterna men beskriver inte kostnaden för att uppnå dessa effekter. I en avvägning mellan olika styrmedel är det viktigt att också inkludera kostnadssidan.

Drivmedelsskatter

Drivmedelsskatter kan användas som styrmedel för att åstadkomma generella minskningar i körsträcka. Vissa omfördelningseffekter i tid och rum kan också uppnås eftersom drivmedelsåtgången per km är högre i trängsel än i friflöde. Till skillnad från kilometerbaserade vägavgifter kan drivmedelsskatterna däremot inte användas för att ge incitament till en optimal omfördelning.

Vissa substitutionseffekter (byte från mindre till mer miljöanpassade fordon) kan uppnås genom att skatterna kopplas till drivmedlets miljöegenskaper. Det är emellertid svårt att på ett effektivt sätt differentiera drivmedelsskatterna efter fordonets miljöegenskaper på samma sätt som exempelvis differentierade fordonsskatter.

En fördel med miljödifferenterade drivmedelsskatter är att de ger incitament till en utveckling av mer miljöanpassade drivmedel. Differentierade vägavgifter och fordonsskatter ger inte samma incitament då de i första hand är kopplade till fordonets miljöegenskaper snarare än drivmedlets. I båda fallen är det konsumenternas efterfrågan som styr utvecklingen, en efterfrågan som bland annat beror på prisvarianser och därmed på variansen i avgifter och skatter..

Fordonsskatter

Genom att differentiera fordonsskatten efter fordonens miljöegenskaper, t.ex. med koppling till årsmodell eller kravnivå, kan incitament skapas till en effektiv överflyttning, effektiv substitution mellan miljöbelastande och miljövänliga bilar och till en effektiv ökning i utskrotningstakten av äldre miljöbelastande bilar. Däremot skulle fordonsskatterna inte leda till färre kilometer för de

kvarvarande bilarna, inte heller till någon omfördelning av trafiken i tid och rum.

Skrotningsbidrag

En viktig skillnad mellan fordonsskatter och skrotningsbidrag, sett från perspektivet om effektiv prissättning, är att bidragen inte ger upphov till några dämpande effekter på efterfrågan på bilar. Det innebär att medan både skatterna och bidragen kan användas för att påskynda utskrotningstakten av gamla bilar, kan endast fordonsskatten användas för att på ett effektivt sätt reducera antalet fordon totalt. En annan skillnad är att det är svårare att genom skrotningsbidrag skapa incitament till substitutionseffekter, framförallt vad gäller byte från fungerande begagnade bilar till nyare bilar. Skrotningsbidragen har till skillnad från fordonsskatterna i första hand effekt endast på skrotfärdiga bilar.

Skillnaden mellan fordonsskatt och skrotningsbidrag som prissättningsinstrument

I tabell 3.2 nedan illustreras skillnaden mellan fordonsskatter och skrotningsbidrag ytterligare. Vi antar i nedanstående fall att styrmedlena är skatteneutrala, dvs. att statens skatteintäkter och/eller bidragsutgifter inte påverkas i jämförelse med dagsläget. Tabellen beskriver hur olika trafikantgrupper skulle reagera på de differentierade skatterna respektive bidragen.

Tabell 3.2 Fordonsskatter och skrotningsbidrag som prissättningsinstrument

Trafikantgrupp	Höjd fordonsskatt på gamla fordon, sänkt på nya	Höjt skrotningsbidrag på gamla fordon, sänkt på nya
Ej bilägare, funderar på att köpa	Köp inte bil eller köp nyare än annars var tänkt	Ingen påverkan eller köp (importera) gammal bil med syfte att snart skrota den
Ägare av nya fungerande bilar	Ingen påverkan	Ingen påverkan
Ägare av äldre fungerande, ej skrotfärdiga bilar	Sälj och köp nyare, byt till andra färdmedel eller behåll bilen.	Ingen påverkan
Ägare av skrotfärdiga bilar oavsett ålder	Sälj (om möjligt) eller skrota, köp nyare bil eller byt till andra färdmedel.	Skrota, köp nyare eller byt till andra färdmedel

3.3 Optimala skatter och bidrag – ett räkneexempel

Prissättning enligt samhällsekonomiska marginalkostnader

Anta att ett fordonsskattesystem utformas med utgångspunkt i principen om samhällsekonomiskt effektiv prissättning. För att ett sådant system ska leda till effektiva anpassningar (se tabell 3.1) måste det pris som trafikanten betalar för en resa motsvara den samhällsekonomiska kostnaden för denna resa. För att bestämma vilka skattenivåer som är optimala är det således nödvändigt att dels bedöma nivåerna på de externa kostnaderna, dels bedöma i vilken utsträckning som trafikanterna redan betalar för dessa externa kostnader genom redan existerande avgifter eller skatter. Ett möjligt antagande är t.ex. att trafikanterna genom nuvarande drivmedelsskatter redan betalar för de globala kostnader som koldioxidutsläppen orsakar.

Skillnaden mellan fordonsskatter och vägavgifter är att fordonsskatter tas ut årligen och att de under rimliga antaganden inte är avståndsberoende. I teorin är det visserligen möjligt att låta varje person betala en särskild skatt som beror på denne persons totala körsträcka under föregående år. I det följande antar vi dock att fordonsskatten differentieras mellan fordon men *inte* mellan ägare.

För att beräkna de externa miljökostnaderna för respektive fordon är det således nödvändigt att bedöma dels den externa kostnaden per körd kilometer, dels hur många kilometer som fordonet körs under den tidsperiod som fordonsskatten avser. Eftersom olika ägare kör olika långt kommer vi i det följande räkna med genomsnittliga körsträckor för olika fordon.

Vi utgår från att trafikanterna redan betalar för koldioxidutsläppen genom drivmedelsskatterna. Vi justerar inte beräkningarna med avseende på externa kostnader som ökad olycksrisk, trängsel och buller. Vi beaktar inte heller explicit livscykelperspektivet. Det vi i första hand beaktar i beräkningarna är således fordonens lokala och regionala emissioner.

Eftersom stora osäkerheter föreligger i de antaganden som beräkningarna baseras på bör de betraktas som *räkneexempel*.

Kravet på skatteneutralitet påverkar skattenivån men inte differentieringen

Idag differentieras fordonsskatten efter fordonets vikt. Det nya systemet innebär att skatten istället differentieras efter fordonets miljökostnader. Om skatten likställs med de externa miljökostnaderna kan det nya systemet innebära att de totala skatteintäkterna antingen ökar eller minskar i förhållande till dagsläget. En viktig utgångspunkt för nedanstående beräkningar är att systemet ska vara skatteneutralt. I förhållande till dagsläget blir således effekten av det nya systemet att påverka principen för differentieringen snarare än att höja eller sänka den genomsnittliga skattenivån.

Differentiering efter bilens ålder – tillägg om katalysator saknas

Som utgångspunkt har vi valt att räkna på ett system där fordonsskatten differentieras efter bilens ålder snarare än bilens miljöklass. Det finns både praktiska och principiella skäl till detta. Ett system som differentieras efter fordonets miljöklass innebär att fordon som tillhör de bästa klasserna belastas med en lägre skatt än fordon som tillhör de sämre klasserna. Ett praktiskt problem med ett sådant system är att systemet hela tiden måste uppdateras på grund av kravet på skatteneutralitet (för att bibehålla skatteneutralitet måste nivåerna på fordonsskatterna per fordon höjas i takt med att miljöbelastande bilar skrotas och miljövänliga bilar tillkommer). En sådan uppdatering skulle innebära att skatten på ett fordon som tillhör en viss miljöklass i praktiken kommer att öka i takt med att fordonet blir äldre. Att skatten ökar på detta sätt är dock principiellt korrekt eftersom fordonets miljöegenskaper normalt försämras med tiden. Därför har vi redan i utgångsläget valt att räkna på ett system där fordonsskatten differentieras med avseende på fordonets ålder istället för på deras kravnivå. Med ett viktigt undantag. Eftersom fordonens miljöegenskaper kan variera stort beroende på om fordonet har en fungerande katalysator eller inte – detta är speciellt relevant om vi bortser från de globala utsläppen – har vi valt att göra ett särskilt tillägg i fordonsskatten för bilar utan katalysator.

Metod för att bestämma nivåer på fordonsskatterna

I enlighet med diskussionen ovan har vi i våra beräkningar tillämpat följande metod för att bestämma nivåerna på fordonsskatterna och hur dessa ska differentieras mellan olika fordon:

1. Beräkna de samhällsekonomiska miljökostnaderna för fordon tillhörande olika miljöklasser (inklusive och exklusive koldioxidutsläppen)
2. Översätt miljöklasserna till åldersklasser
3. Ta fram skatter som differentieras efter ålder (i ettårsklasser), gör särskilda tillägg för bilar som saknar katalysator
4. Beräkna vilka eventuella nivåjusteringar som behövs för att systemet ska vara skatteneutralt i förhållande till dagsläge

De samhällsekonomiska miljökostnaderna för olika fordon

Baserat på utdata i EMV-modellen från körningar genomförda 2004-01-27 har vi hämtat information om genomsnittlig körsträcka och om emissioner av olika ämnen från fordon som klarar olika kravnivåer. Emissionerna redovisas i tabell 3.3 nedan. Uppgifter om fordonbestånd etc. är från 2001-12-31. Vi ”översätter” denna tidpunkt till 1/1 2002. I tabellen ingår endast bensinbilar. Emissionerna avser utsläpp i gram per kilometer och bil.

Tabell 3.3 Emissioner från bilsinbilar tillhörande olika miljöklasser, gram/km (020101)

Kravnivå	Antal bilar	km per bil	HC	CO	NOx	CO2	Partiklar
2005	149 024	21 070	0,170	0,712	0,037	168,153	0,004
2000	84 543	21 882	0,232	1,717	0,068	169,189	0,004
MK1	84 339	15 770	0,313	1,562	0,106	177,444	0,009
MK2	1 173 252	16 919	0,444	3,429	0,141	178,086	0,009
MK3	356 953	14 652	0,652	4,185	0,473	190,057	0,010
A12	741 746	12 012	0,759	4,702	0,643	189,562	0,011
A11	359 946	10 807	1,048	4,162	0,803	289,936	0,014
A10	577 448	9 819	5,231	23,834	2,553	194,885	0,025
Övriga	306 961	9 219	5,356	22,423	2,582	202,120	0,024

De samhällsekonomiska kostnaderna för dessa emissioner har beräknats enligt den metod som användes i kapitel 2. Beräkningarna avser endast emissioner från fordon under drift, ej emissioner i samband med skrotning eller produktion. Beräkningarna redovisas i tabell 3.4 nedan. I tabellen redovisas såväl den kilometerbaserade som den totala kostnaden per fordon. Eftersom de lokala och regionala emissionerna varierar med antalet exponerade personer, är det nödvändigt att göra specifika antaganden om vilken tätort som beräkningarna avser. Beräkningarna i tabell 3.3 avser Falun. I en storstad som Stockholm är kostnaderna avsevärt högre.

Tabell 3.4 De samhällsekonomiska miljökostnaderna för bilsinbilar tillhörande olika miljöklasser (020101)

Kravnivå	Antal bilar	Km/bil och år	Tot kr/km	CO2 kr/km	Tot kr/bil	CO2 kr/bil	Kr/bil exkl CO2
2005	149 024	21 070	0.27	0.25	5 683	5 315	368
2000	84 543	21 882	0.28	0.25	6 048	5 553	495
MK1	84 339	15 770	0.30	0.27	4 785	4 197	587
MK2	1 173 252	16 919	0.31	0.27	5 281	4 519	762
MK3	356 953	14 652	0.36	0.29	5 322	4 177	1 145
A12	741 746	12 012	0.38	0.28	4 570	3 416	1 154
A11	359 946	10 807	0.56	0.28	6 052	3 026	3 026
A10	577 448	9 819	0.74	0.29	7 230	2 870	4 359
Övriga	306 961	9 219	0.75	0.30	6 954	2 795	4 159

Som framgår av tabell 3.4 utgör koldioxidemissionerna en förhållandevis stor andel av de totala emissionskostnaderna, speciellt för de nyaste fordonen. Anledningen är att de nyaste fordonen har en längre körsträcka och att deras miljömässiga fördelar främst avser de lokala och regionala emissionerna.

Syftet med att prissätta trafiken enligt de externa miljökostnaderna är bl.a. att ge incitament till personer att byta från mindre till mer miljöanpassade fordon. Om fordonsskatten används som prissättningsinstrument ska den skattereduktion som en person erhåller genom att välja ett mer miljöanpassat fordon därför motsvara den miljövinst som detta val är förenat med. En person som t.ex. byter från en A10-bil till en 2005-bil ska således erhålla en skattesänkning som motsvarar den miljövinst som uppstår när *denna person* gör detta byte. Denna miljövinst påverkas dels av den kilometerbaserade vinsten, dels av förändringen i total körsträcka.

Enligt tabell 3.4 körs en 2005-bil i genomsnitt dubbelt så långt som en A10-bil. Det innebär inte att personer som byter från en A10- till en 2005-bil i genomsnitt fördubblar sin körsträcka. Ökningen är normalt mycket mindre.

En persons val av bil påverkas i stor grad av hans transportbehov och ekonomi. Personer som har ett stort behov av att köra långa sträckor (och har pengar) är mer benägna att köpa en ny bil än personer som har mindre behov av bil. De personer som idag äger 2005-bilar har med andra ord valt dessa bilar åtminstone delvis på grund av att de har behov att köra långa sträckor.

Det är också rimligt att anta att personer som köper en nyare bil, t.ex. på grund av förmånligare skatteregler, ökar sin årliga körsträcka eftersom den nyare bilen har bättre kvaliteter och kan därför användas för andra och framförallt för längre resmål än äldre bilar, exempelvis semesterresor.

Vi antar för enkelhetens skull att alla personer som byter till en nyare bil ursprungligen körde 10 000 km per år och kommer på grund av bytet att öka den årliga körsträckan till en nivå som är 70 % av den ökning som hade behövts för att nå den körsträcka som idag utgör genomsnittet för det nyare fordonet ifråga. Det innebär t.ex. att en person som på grund av de ändrade skattereglerna byter till en 2005-bil (som idag körs genomsnittligen ca 21 000 km/år) kommer att köra ca 17 000 km/år.

I tabell 3.5 nedan redovisas dessa ”justerade” årliga körsträckor och de resulterande samhällsekonomiska emissionskostnaderna per år för respektive fordon.

Tabell 3.5 Samhällsekonomiska miljökostnader med justerade körsträckor (020101)

Kravnivå	Antal bilar	Km/bil och år	Tot kr/km	CO2 kr/km	Tot kr/bil	CO2 kr/bil	Kr/bil exkl CO2
2005	149 024	17380	0.27	0.25	4687	4384	304
2000	84 543	17922	0.28	0.25	4953	4548	405
MK1	84 339	13846	0.30	0.27	4201	3685	516
MK2	1 173 252	14613	0.31	0.27	4562	3903	658
MK3	356953	13101	0.36	0.29	4759	3735	1024
A12	741746	11341	0.38	0.28	4314	3225	1090
A11	359946	10538	0.56	0.48	5901	2951	2951
A10	577448	9819	0.74	0.29	7230	2870	4359
Övriga	306961	9219	0.75	0.30	6954	2795	4159

Om vi utgår från en samhällsekonomiskt effektiv prissättning och antar att kostnaderna för koldioxidutsläppen redan inkluderas i drivmedelsskatten är det kostnadsberäkningarna i kolumnen längst till höger i tabell 3.5 som ska ligga till grund för *differentieringen* av fordonsskatterna. Kravet på skatteneutralitet kan innebära att skatterna behöver nivåjusteras.

Kravnivå, årsmodell och ålder

I tabell 3.6 nedan redovisas kravnivå, årsmodell och ålder för olika fordon.

Tabell 3.6 Kravnivå, årsmodell och ålder för olika fordon

Kravnivå	Årsmodeller	Ålder 030101
2005	2000, 2001, 2002, 2003	0-3
2000	2000, 2001, 2002, 2003	0-3
MK1	1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999	4-9
MK2	1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999	4-10
MK3	1993, 1994, 1995, 1996, 1997	6-10
A12	1989, 1990, 1991, 1992	11-14
A11	1987, 1988	15-16
A10	1984, 1985, 1986, 1987, 1988	15-19
Övriga	-1983	20+

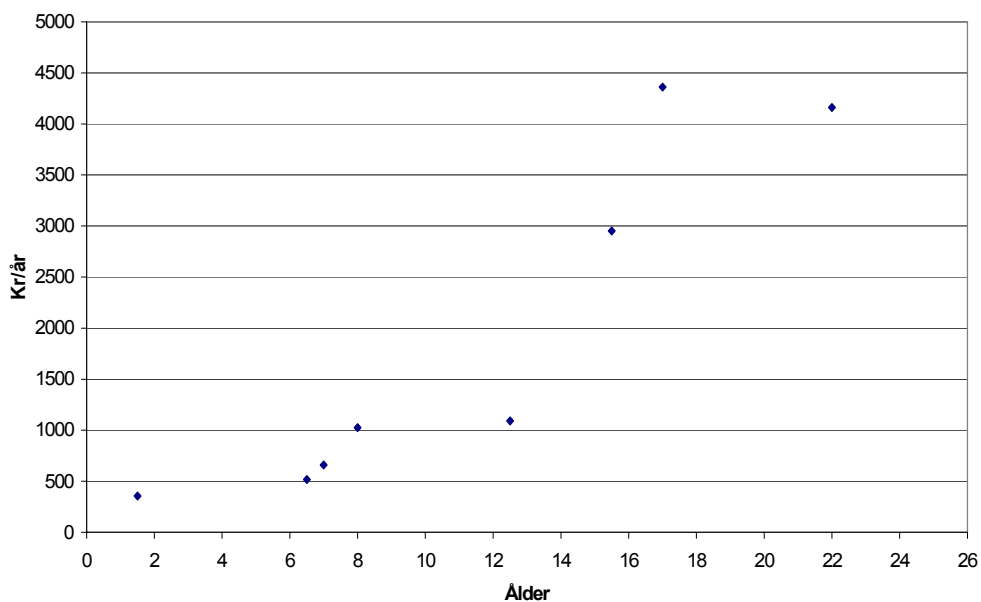
I tabell 3.7 redovisas kravnivå, genomsnittlig ålder och samhällsekonomisk miljökostnad för respektive fordon.

Tabell 3.7 Kravnivå, ålder och samhällsekonomisk miljökostnad per år för olika fordon

Kravnivå	Genomsnittlig ålder (021231)	Total emissionskostnad per år (kr)	Emissionskostnad exkl. CO2 (kr)
2005	1,5	4687	304
2000	1,5	4953	405
MK1	6,5	4201	516
MK2	7,0	4562	658
MK3	8,0	4759	1024
A12	12,5	4314	1090
A11	15,5	5901	2951
A10	17,0	7230	4359
Övriga	22,0	6954	4159

I figur 3.1 nedan illustreras sambandet mellan fordonets ålder och de samhällsekonomiska kostnaderna för fordonets lokala och regionala emissioner, dvs. de kostnader som redovisas i kolumnen längst till höger i tabell 3.7.

Figur 3.1 Samhällsekonomisk kostnad för lokala och regionala emissioner (030101)



Som illustreras i figur 3.1 och i tabell 3.7 ligger kostnaderna för de lokala och regionala emissionerna på en förhållandevis konstant nivå tills bilen har nått en ålder på 15 år eller äldre (vid tidpunkt 030101), dvs. kravnivåer A11, A10 och övriga. Det är således i första hand bilar utan katalysator som ger höga årliga emissionskostnader.

Fordonsskatter enligt samhällsekonomiska emissionskostnader

Vi uttrycker fordonsskatten som en funktion av bilens ålder och gör särskilda tillägg för bilar som saknar katalysator. Tillägget är detsamma för alla bilar som saknar katalysator. Det innebär att för bilar *med* katalysator ökar skatten med en konstant summa varje år som bilen åldras, för bilar *utan* katalysator görs därutöver görs ett särskilt åldersoberoende tillägg på grund av att katalysator saknas. Vi utgår till att börja med från tidpunkten 030101 och antar att alla bilar som saknar katalysator är därmed 15 år eller äldre. Senare i våra beräkningar justerar vi tidpunkten till 060101, dvs. tidpunkten då ett nytt fordonsskattesystem skulle kunna införas.

Från dessa antaganden har vi skattat följande samband mellan fordonsskatt och ålder.

- Bilar med katalysator (ålder 0-14 år):
Skatt = 150kr + 80kr* ålder
- Bilar utan katalysator (ålder 14+): extra tillägg på 2 500 kr/år
Skatt = 2 650kr + 80kr*ålder

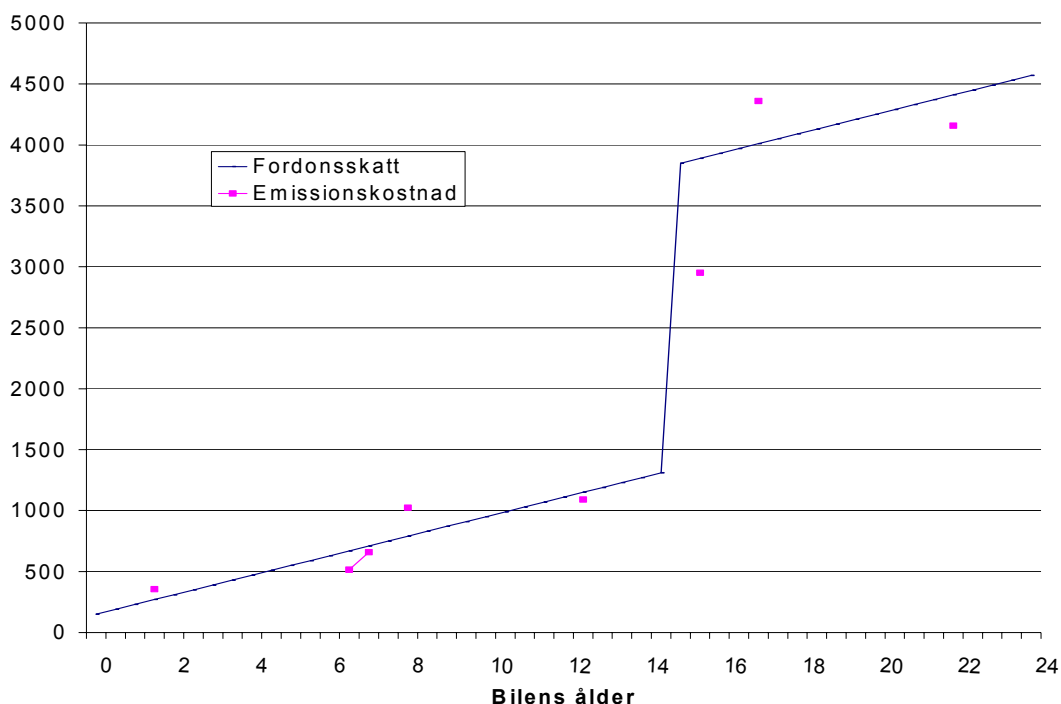
De resulterande skattenivåerna för bilar med olika ålder redovisas i tabell 3.8 nedan.

Tabell 3.8 Fordonsskatt efter bilens ålder med tillägg för fordon utan katalysator

Ålder	Ulan tillägg	Tillägg	Total skatt (kr/år)
0	150	0	150
1	230	0	230
2	310	0	310
3	390	0	390
4	470	0	470
5	550	0	550
6	630	0	630
7	710	0	710
8	790	0	790
9	870	0	870
10	950	0	950
11	1030	0	1030
12	1110	0	1110
13	1190	0	1190
14	1270	0	1270
15	1350	2500	3850
16	1430	2500	3930
17	1510	2500	4010
18	1590	2500	4090
19	1670	2500	4170
20	1750	2500	4250
21	1830	2500	4330
22	1910	2500	4410
23	1990	2500	4490
24	2070	2500	4570

I figur 3.2 nedan illustreras hur fordonsskatten enligt tabell 3.7. skulle variera med bilens ålder. I figuren visas också sambandet mellan fordonets ålder och de samhällsekonomiska kostnaderna för fordonens lokala och regionala emissioner (dvs. samma information som i figur 3.1).

Figur 3.2 Fordonsskatt och samhällsekonomisk kostnad för lokala och regionala emissioner som funktion av bilens ålder (kronor/år)



Samhällsekonomiska utgångspunkter i en vidare mening

I kapitel 2 gjordes en utvärdering av de senaste premieändringarna. Effekterna på utskrotningen och nybilsförsäljningen skattades liksom de resulterande miljövinsterna. Förutom de lokala, regionala och globala emissionerna beaktades i utvärderingen följande aspekter:

- Trafiksäkerhetseffekter
- Livscykelperspektivet
- Fördelningseffekter

Dessa aspekter är också relevanta att väga in i utvärderingen och utformningen av ett nytt fordonsskattesystem.

Det ovan beskrivna skattesystemet skulle sannolikt leda till en kraftig utskrotning av bilar utan katalysator. En stor andel av dessa bilar skulle ersättas av nyare bilar. Den totala körsträckan skulle inte nödvändigtvis ändras även om antalet bilar i trafik minskar (eftersom nya bilar körs längre än gamla).

Att fordonsparken föryngras innebär positiva trafiksäkerhetseffekter. Att beakta dessa trafiksäkerhetseffekter i skattesystemets utformning innebär således att en *högre* differentieringsgrad bör väljas än vad som visas i figur 3.2 ovan.

Fordonsparken föryngras på grund av att äldre bilar skrotas och delvis ersätts av nyare bilar. Att beakta livscykelperspektivet i beräkningarna innebär att man tar hänsyn till de emissioner som exempelvis skrotning och biltillverkning leder till. Att beakta livscykelperspektivet i skattesystemets utformning innebär därför att en *lägre* differentieringsgrad bör väljas än vad som visas i figur 3.2 ovan.

Huruvida trafiksäkerhetseffekten eller effekten av livscykelperspektivet väger tyngst i frågan om differentieringsgrad beror på om man beaktar endast fordonens lokala och regionala emissioner eller om man också beaktar de globala emissionerna. De kostnader som lokala och regionala emissioner orsakar samhället kan variera stort bland annat beroende på hur många människor som exponeras. Det innebär t.ex. att lokala emissioner från fordon i drift orsakar större samhällsekonomiska kostnader än liknande emissioner från skrotning eller biltillverkning. Att livscykelperspektivet leder till sänkta miljövinster av en ökad utskrotning beror därför i första hand på de globala utsläppen snarare än de lokala och regionala.

I det följande redovisas ett räkneexempel där fordonsskatten differentieras endast med hänsyn till fordonens lokala och regionala emissionskostnader. I detta räkneexempel antar vi således att livscykelperspektivet inte har någon avgörande betydelse för differentieringsgraden på fordonsskatten. Om vi hade valt att också beakta de globala utsläppen skulle slutsatsen bli annorlunda. (Se kapitel 2 för en vidare diskussion om livscykelperspektivet).

Fördelningseffekter är också viktiga att beakta. Konsekvensen av ovan beskrivna skattesystemet blir att ägare av bilar utan katalysatorer av ekonomiska skäl tvingas till att skrota sina bilar och istället välja alternativ såsom att köpa ersättningsbil eller använda alternativa färdmedel som kollektivtrafik eller cykel. Majoriteten av dessa personer skulle förlora på systemet. Att hitta en billig ersättningsbil med katalysator skulle t.ex. bli svårt på grund av den stora efterfrågeökningen på dessa bilar. Låginkomsttagare skulle påverkas extra mycket.

De oönskade fördelningseffekterna kan beaktas på olika sätt. En möjlighet är att som komplement till det nya skattesystemet åstadkomma förbättringar i de alternativa färdmedlen, t.ex. investera i ny och förbättrad kollektivtrafik. Ett annat alternativ är att justera differentieringsgraden i fordonsskattesystemet för att mildra fördelningseffekterna. En ytterligare möjlighet är att kombinera skattesystemet med höjda bidrag för skrotning. Högre bidrag skulle mildra fördelningseffekterna och skulle samtidigt ge ytterligare incitament till ägare av bilar utan katalysator att skrota dessa bilar, i form av morot snarare än piska.

Förutom fördelningseffekterna skulle ett system av det slag som beskrivs i figur 3.2 också leda till bieffekter som kan bli besvärliga av praktiska snarare än principiella skäl. En stor och snabb ökning i utskrotningen skulle t.ex. kunna leda till kapacitetsbrist hos skrotfirmorna.

Ett system som kombinerar miljödifferentierade fordonsskatter med höjda bidrag för skrotning av bilar som saknar katalysator

Vi vet inte på förhand hur stora justeringar i fordonsskattesystemet som skulle behövas göras för att beakta livscykelperspektivet och trafiksäkerhetseffekterna. Däremot vet vi att såväl fördelningsaspekterna som systemets praktiska bieffekter talar för att en mindre dramatisk differentiering av skatterna bör väljas. I det nedanstående har vi därför valt att räkna på ett exempel som innebär två förändringar jämfört med det system som visas i figur 3.2:

- Vi väljer ett skattetillägg på 2 000 kr istället för 2 500 kr per bil som saknar katalysator
- Vi räknar med ett *extra* bidrag på 2 000 kr för skrotning av bil som saknar katalysator, vilket kan jämföras med nuvarande premier på 1 200 – 1 700 kr per bil (vi diskuterar alltså inga ändringar i nuvarande premiesystem utan extra tillägg i ett separat system).
- Extra bidrag för skrotning innebär att fordonsskatterna måste höjas på grund av kravet på skatteneutralitet. Se nedan.

Ett skatteneutralt fordonsskattesystem?

Enligt tabell 3.8 och figur 3.2 skulle fordonsskatterna – om de bestäms med utgångspunkt i de samhällsekonomiska kostnaderna för lokala och regionala emissioner – variera från 150 kr/år för fabriksnya bilar till ca 1 250 kr/år för de äldsta katalysatorbilarna och till ca 4 500 kr/år för de äldsta bilarna utan katalysator. Om vi väljer ett skattetillägg på 2 000 kr istället för 2 500 kr per bil får vi således en skatt på ca 4 000 kr/år för de äldsta bilarna utan katalysator. Dessa bilar får enligt ovanstående antagande också extra bidrag för skrotning, dels nuvarande skrotningspremie på 1 700 kr, dels ett särskilt tillägg (i ett separat system) på 2 000 kr.

Med ett sådant skatte-/bidragssystem skulle de flesta av de bilar som idag saknar katalysator sannolikt skrotas inom en relativt kort tidsram. De flesta skulle efter systemets införande alltså betala en fordonsskatt på 150-1250 kr/år (se tabell 3.8).

Idag bestäms fordonsskatten efter bilens tjänstevikt. För bensinbilar varierar skatten från 585 – 3 000kr/år beroende på vikt, se tabell 3.9 nedan. Den genomsnittliga skatten ligger på ca 1 350 kr.

Tabell 3.9 Nuvarande fordonsskattesystem

Tjänstevikt (kg)	Fordons-skatt (kr/år)	Antal bilar (020101)
- 899	585	133 109
900 - 999	734	169 359
1 000 - 1 099	883	393 430
1 100 - 1 199	1 032	461 923
1 200 - 1 299	1 181	476 937
1 300 - 1 399	1 330	690 801
1 400 - 1 499	1 479	757 906
1 500 - 1 699	1 703	729 002
1 700 - 1 999	2 075	191 703
2 000 - 2 499	2 500	35 737
2 500 - 2 999	2 800	2 646
3 000 -	3 000	239
Summa		4 042 792

Det ovan diskuterade förslaget till skattesystem är alltså *inte* skatteneutralt. I detta system skulle skatten för katalysatorbilar variera från 150 kr/år till 1 250 kr/år. En del bilar utan katalysator skulle fortfarande finnas kvar och betala en högre skatt men dessa fordon skulle utgöra en försvinnande andel. Systemet skulle också leda till en kraftig ökning i antalet skrotade bilar under det första året vilket innebär en kraftig ökning i statens bidragsutgifter. Det extra skrotningsbidraget på 2 000 kr innebär ytterligare kostnader för staten. Dessa bidragsökningar är dock temporära eftersom tillägget avser endast bilar utan katalysator. De förändrade skatteintäkterna till följd av de ändrade fordonsskatterna är däremot bestående.

Den genomsnittliga fordonsskatten är idag ca 1 350 kr per fordon och år. Om vi med utgångspunkt i tabell 3.8 grovt uppskattar att den genomsnittliga skatten efter det nya systemets införande uppgår till ca 850 kr/år (senare beräkningar visar om detta antagande är sant) saknas följaktligen ca 500 kr i skatt per bil för att systemet ska bli skatteneutralt. Det vill säga om vi endast ser till de förändrade intäkterna från fordonsskatterna och bortser från de ökade bidragskostnaderna på grund av ökad utskrotning. Att vi väljer ett skattetillägg på 2 000 kr istället för 2 500 kr, och kombinerar dessa förändringar med extra skrotningsbidrag på 2 000 kr, innebär sannolikt att utskrotningen av bilar utan katalysator ökar minst lika snabbt som i det system som illustreras i tabell 3.8 och figur 3.2.

För att göra systemet skatteneutralt totalt sett, hänsyn tagen till ökade skrotningsbidrag, behövs ytterligare skattehöjningar. Tills vidare räknar vi med

att ett skattetillägg på 400 kr/bil för alla årsmodeller behövs för att finansiera de ökade premieutbetalningarna och de extra skrotningsbidragen.

Vi antar alltså att det behövs ett totalt tillägg på 900 kr/bil, jämfört med de beräkningar som redovisas i tabell 3.8, för att göra systemet skatteneutralt. De skattenivåer som erhålls redovisas i tabell 3.10 nedan.

Tabell 3.10 Fordonsskatter baserade på samhällsekonomiska emissionskostnader och justerade efter krav på skatteneutralitet

Årsmodell	Kravnivå	Ålder (030101)	Skatt enligt miljökostnad	Tillägg för skatte-	Total skatt (kr/år)
2003	2000, 2005	0	150	900	1050
2002	2000, 2005	1	230	900	1130
2001	2000, 2005	2	310	900	1210
2000	2000, 2005	3	390	900	1290
1999	MK1, MK2	4	470	900	1370
1998	MK1, MK2	5	550	900	1450
1997	MK1, MK2, MK3	6	630	900	1530
1996	MK1, MK2, MK3	7	710	900	1610
1995	MK1, MK2, MK3	8	790	900	1690
1994	MK1, MK2, MK3	9	870	900	1770
1993	MK2, MK3	10	950	900	1850
1992	A12	11	1030	900	1930
1991	A12	12	1110	900	2010
1990	A12	13	1190	900	2090
1989	A12	14	1270	900	2170
1988	A10, A11	15	3350	900	4250
1987	A10, A11	16	3430	900	4330
1986	A10	17	3510	900	4410
1985	A10	18	3590	900	4490
1984	A10	19	3670	900	4570
1983	Övriga	20	3750	900	4650
1982	Övriga	21	3830	900	4730
1981	Övriga	22	3910	900	4810
1980	Övriga	23	3990	900	4890
1979	Övriga	24	4070	900	4970

Det föreslagna skattesystemet innebär att tillägg görs för fordon som saknar katalysator. Vi har antagit att samtliga bilar av årsmodell 1988 och äldre (dvs. inklusive A11) saknar en fungerande katalysator. Räknat från 030101 blir det således bilar som är 15 år eller äldre som får ett särskilt skattetillägg. Räknat

från 040101 är det bilar som är 16 år eller äldre som får tillägg. Räknat från 060101, då ett nytt system skulle kunna införas, är det bilar som är 18 år eller äldre som får tillägg. De bilar som vid denna tidpunkt är 18 år gamla (årsmodell 1988) får alltså en skatt på $4\,250 + 3 \cdot 80 = 4\,490$ kr/år.

Skattenivåerna i tabell 3.9 kan uttryckas enligt följande:

Skatt = $150 + 900 + 80 \cdot \text{ålder}$, för bilar med katalysator,

Skatt = $150 + 900 + 2\,000 + 80 \cdot \text{ålder}$, för bilar utan katalysator,

Om vi utgår från 060101 som startår erhålls skattenivåer som redovisas i tabell 3.11.

Tabell 3.11 Förslag till nytt fordonsskattesystem med 2006-01-01 som startår

Årsmodell	Ålder	Åldersbaserad skatt	Katalysator-tillägg	Total skatt
2006	0	1050	0	1050
2005	1	1130	0	1130
2004	2	1210	0	1210
2003	3	1290	0	1290
2002	4	1370	0	1370
2001	5	1450	0	1450
2000	6	1530	0	1530
1999	7	1610	0	1610
1998	8	1690	0	1690
1997	9	1770	0	1770
1996	10	1850	0	1850
1995	11	1930	0	1930
1994	12	2010	0	2010
1993	13	2090	0	2090
1992	14	2170	0	2170
1991	15	2250	0	2250
1990	16	2330	0	2330
1989	17	2410	0	2410
1988	18	2490	2000	4490
1987	19	2570	2000	4570
1986	20	2650	2000	4650
1985	21	2730	2000	4730
1984	22	2810	2000	4810
1983	23	2890	2000	4890
1982	24	2970	2000	4970

Nedanstående beräkningar visar om detta system är skatteneutralt.

Fordonsutvecklingen i nollalternativet

Från EMV-modellen har uppgifter om fordonsflottans ålderssammansättning tagits fram. Det är denna utveckling vi utgår från i nollalternativet, dvs. i det alternativ där inga förändringar i skattesystemet genomförs. Utvecklingen redovisas i tabell 3.12. Tabellen visar antalet bilar av olika årsmodeller vid varje nytt års början. Den 1 januari 2008 uppskattas t.ex. att 91 299 bilar av årsmodell 2008 finns i fordonsparken. Siffrorna avser bensinbilar.

Tabell 3.12 Utveckling av fordonsparkens ålderssammansättning, antal bilar

Ålder	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
0	93644	71202	93115	69084	91299	68710	92124
1	309416	235263	307666	228265	301666	227028	304390
2	231080	310982	236454	309224	229421	303194	228178
3	295188	228936	308097	234260	306355	227293	300381
4	248258	293801	227861	306650	233160	304916	226225
5	296112	248258	293801	227861	306650	233160	304916
6	263274	296112	248258	293801	227861	306650	233160
7	266436	262193	294896	247238	292594	226924	305390
8	201895	264312	260103	292545	245267	290261	225116
9	170238	199881	261676	257509	289627	242821	287366
10	169956	167549	196724	257542	253441	285052	238985
11	143411	166242	163887	192424	251913	247902	278822
12	125393	139355	161541	159253	186983	244790	240891
13	176686	120427	133836	155143	152945	179578	235095
14	131981	165533	112825	125388	145350	143291	168242
15	186269	119819	150279	102428	113834	131956	130087
16	137581	165032	106158	133146	90751	100855	116911
17	251574	118429	142060	91381	114612	78118	86816
18	141956	215035	101228	121426	78108	97965	66772
19	469971	539985	664818	678741	708409	697811	705342
Totalt	4310319	4328346	4465283	4483309	4620246	4638275	4775209

Källa: Utdata från EMV 2004-03-17

Om det nya skattesystemet införs 060101 skulle följande antal fordon från respektive årsmodell bli föremål för den nya skatten.

Tabell 3.13 Antalet bilar som skulle bli föremål för olika skattenivåer om systemet infördes 060101

Årsmodell	Ålder	Skatt	Antal fordon
2006	0	1050	93 115
2005	1	1130	307 666
2004	2	1210	236 454
2003	3	1290	308 097
2002	4	1370	227 861
2001	5	1450	293 801
2000	6	1530	248 258
1999	7	1610	294 896
1998	8	1690	260 103
1997	9	1770	261 676
1996	10	1850	196 724
1995	11	1930	163 887
1994	12	2010	161 541
1993	13	2090	133 836
1992	14	2170	112 825
1991	15	2250	150 279
1990	16	2330	106 158
1989	17	2410	142 060
1988	18	4490	101 228
1987+	19+	4570+	664 818

År 2006 finns det uppskattningsvis 664 818 fordon som är av årsmodell 1987 eller äldre. Den nya fordonsskatten för bilar av 1987 års modell är 4 570 kr år 2006. Den genomsnittliga skatten för alla bilar i parken som är av modell 1987 eller äldre är alltså mer än 4 570 kr. År 2006 uppskattas att det finns 664 818 + 101 228 = 766 046 bilar i fordonsparken som saknar katalysator och som således skulle bli föremål för ett extra tillägg på 2 000 kr per bil och år.

Effekter på antalet fordon

Ägare av bilar utan katalysator skulle belastas med en extra hög fordonsskatt, totalt ca 4 500 kr per bil och år vilket kan jämföras med nuvarande skatt på ca 1 000 kr per bil och år, och skulle därför leta efter sätt att undvika dessa kostnadsökningar. Majoriteten skulle välja att skrota sina bilar, framförallt om ett extra bidrag på 2 000 kr betalas ut per skrotad bil. Ju äldre bilen är desto större är sannolikhet att bilen skrotas.

Av dem som skrotar sina bilar antas majoriteten köpa en ersättningsbil. De flesta skulle sannolikt leta efter en bil av årsmodell 1989 eller något nyare, dvs.

en äldre katalysatorbil som har en relativt låg fordonsskatt och ett lågt pris på begagnatmarknaden. På så sätt skulle anpassningskostnaden minimeras. Vissa personer skulle dock ta tillfället i akt och köpa en nyare bil.

Många av dem som säljer sina bilar av årsmodell 1989 eller nyare till dem som skrotar sina gamla bilar skulle köpa en ersättningsbil. En kedjefekt uppstår.

Nettoeffekten blir förmodligen att efterfrågan skulle öka som mest för de äldsta bilarna med katalysator, något mindre för de nyare begagnade bilarna och minst för de nyaste bilarna.

För att antalet begagnade bilar i trafik ska öka måste nettoimporten till Sverige öka (om inte avställda bilar tas i trafik). För nyare begagnade bilar kan vinstmarginalen vara tillräckligt stor för att entreprenörer ska finna det lönsamt att importera och sälja dem på den svenska marknaden. Äldre bilar har en lägre vinstmarginal, det är t.ex. ytterst tveksamt om en importör skulle finna det lönsamt att ta hem bilar som har ett marknadsvärde på ca 10 000 kr. Många privatpersoner skulle också finna det alltför kostsamt, krångligt eller riskabelt att resa utomlands för att ta hem en bil som är värd 10 000 kr. En efterfrågeökning på gamla katalysatorbilar gamla bilar skulle å andra sidan leda till en prisökning som skulle göra det mer intressant att importera även dessa bilar. Marginalen är emellertid fortfarande större på de nyare bilarna.

Det finns alltså två effekter som drar åt motsatt håll. Medan efterfrågan sannolikt skulle öka som mest på de äldsta katalysatorbilarna, är det som minst lönsamt att importera dessa bilar. Efterfrågan på nyare bilar skulle inte öka lika mycket, däremot är det mer lönsamt att importera dessa bilar. I det följande antar vi att dessa effekter tar ut varandra. Vi antar med andra ord att den totala ökningen i efterfrågan, som uppstår på grund av skattesystemet och de resulterande skrotningarna av bilar utan katalysator, är jämt fördelat mellan de årsmodeller som har katalysator, dvs. bilar som 060101 är 0-17 år gamla.

Hur många bilar kommer att skrotas på grund av det nya skattesystemet?

År 2006 finns det uppskattningsvis 766 046 fordon som saknar katalysator (664 818 bilar av årsmodell 1987 eller äldre och 101 228 bilar av årsmodell 1988). År 2007 har denna siffra reducerats till 678 741 (se tabell 3.12). Om det nya systemet *inte* införs kommer således ca 87 305 bilar utan katalysator att skrotas under 2006.

I vårt räkneexempel antar vi att det nya skattesystemet införs den 1 januari 2006 och att *alla förändringar i skrotning och nybilsköp kommer att inträffa under det första året*. Vi antar att om systemet införs kommer ytterligare 70 % av de 664 818 bilarna av årsmodell 1987 och ytterligare 60 % av de 101 228 bilarna av årsmodell 1988 att skrotas under år 2006. Vi antar således att 526 110 eller 69 % av de 766 046 bilar som saknar katalysator i början av 2006 skrotas under året *på grund av* det nya systemet. Detta utöver de 87 305 bilar som hade

skrotas även i det gamla systemet. Totalt skrotas alltså 613 415 eller 80 % av de 766 046 bilarna.

Att *alla* 526 110 bilar skulle skrotas under det första året är ett antagande som kan ifrågasättas. Vi gör detta antagande för att förenkla beräkningarna.

Att vissa bilar utan katalysator inte skrotas är ett rimligt antagande. Antingen finns det ägare som är okänsliga för skatteökningen eller så slipper de skatt eftersom bilen ifråga är klassad som veteranbil.

Förändringar i antalet fordon

Anta att 360 000 eller 68 % av de 526 110 bilar som skrotas pga. de nya skatterna ersätts av nyare bil. Dessa nytillskott blir enligt ovanstående antaganden jämnt fördelade mellan årsmodellerna 2006-1989. Vi bortser från att vissa ersättningsbilar är av 2007 års modell. Det innebär en nettoökning med 20 000 fordon per årsmodell. Förändringarna i fordonsparken redovisas i tabell 3.14 nedan.

Tabell 3.14 Förändring i antal fordon *på grund* av det nya skattesystemets införande

Årsmodell	Antal fordon 060101	Förändring under 2006 pga. nya skatter
2006	93 115	+20 000
2005	307 666	+20 000
2004	236 454	+20 000
2003	308 097	+20 000
2002	227 861	+20 000
2001	293 801	+20 000
2000	248 258	+20 000
1999	294 896	+20 000
1998	260 103	+20 000
1997	261 676	+20 000
1996	196 724	+20 000
1995	163 887	+20 000
1994	161 541	+20 000
1993	133 836	+20 000
1992	112 825	+20 000
1991	150 279	+20 000
1990	106 158	+20 000
1989	142 060	+20 000
1988	101 228	-60 737
1987+	664 818	-465 373
<i>Totalt</i>	<i>4 465 283</i>	<i>-166 110</i>

Är systemet skatteneutralt?

I tabell 3.15 nedan redovisas de förväntade förändringarna i skatteintäkter och bidragsutgifter under 2006 på grund av det nya systemets införande. Vi antar att alla bilar betalade en skatteintäkt på 1 350 kr/bil i det gamla systemet, dvs. den genomsnittliga skatten idag.

Tabell 3.15 Förändringar i statens skatteintäkter och bidragsutgifter

Årsmodell	Antal fordon före	Skatteintäkt före (Mkr)	Ny skatt (kr)	Förändring i fordon	Förändring i skatteintäkt (Mkr)	Förändring i skrotningsbidrag (Mkr)
2006	93 115	125,7	1 050	20 000	-6,9	0,0
2005	307 666	415,3	1 130	20 000	-45,1	0,0
2004	236 454	319,2	1 210	20 000	-8,9	0,0
2003	308 097	416	1 290	20 000	7,3	0,0
2002	227 861	307,6	1 370	20 000	32,0	0,0
2001	293 801	396,6	1 450	20 000	58,4	0,0
2000	248 258	335,1	1 530	20 000	75,3	0,0
1999	294 896	398,1	1 610	20 000	108,9	0,0
1998	260 103	351,1	1 690	20 000	122,2	0,0
1997	261 676	353,3	1 770	20 000	145,3	0,0
1996	196 724	265,6	1 850	20 000	135,4	0,0
1995	163 887	221,2	1 930	20 000	133,7	0,0
1994	161 541	218,1	2 010	20 000	146,8	0,0
1993	133 836	180,7	2 090	20 000	140,8	0,0
1992	112 825	152,3	2 170	20 000	135,9	0,0
1991	150 279	202,9	2 250	20 000	180,3	0,0
1990	106 158	143,3	2 330	20 000	150,6	0,0
1989	142 060	191,8	2 410	20 000	198,8	0,0
1988	101 228	136,7	4 490	-60 737	45,1	224,7
1987+	664 818	897,5	4 600	-465 373	19,9	1 721,9
Summa	4 465 283	6 028		-166 110	1 775,8	1 946,6

* Vi antar att den genomsnittliga skatten för alla bilar av årsmodell 1987 eller äldre är 4 800 kr.

Under antagandet att nuvarande skrotningspremiesystem bibehålls skulle samtliga av de skrotade bilarna av årsmodell 1988 eller äldre erhålla en premie på 1 700 kr per bil. Det innebär en total ökning i bidragsutgifterna från nuvarande fond på ca 900 miljoner kronor. De extra bidragen på 2 000 kr per skrotad bil innebär ytterligare drygt en miljard kronor i utgifter, dvs. totalt ca 1,95 miljarder kronor i ökade utgifter för staten. Intäkterna från fordonskatte-systemet skulle enligt tabell 3.15. öka med 1,78 miljarder kronor. I vårt

räkneexempel går systemet alltså med en liten förlust under det första året, därefter går det med vinst.

Det är givetvis svårt att veta exakt vad som kommer att hända om det ovanstående skattesystemet införs, bland annat vet vi inte om huvuddelen av den ökade utskrotningen sker under det första året, dessutom kan vi inte med säkerhet säga att så mycket som 68 % av bilarna utan katalysator försvinner under denna period *pga* de nya skatterna. Vi vet inte heller om 68 % av de skrotade bilarna ersätts av en nyare bil. Samtliga av dessa antaganden är osäkra.

Negativa bieffekter bör förhindras

Vi har tidigare diskuterat vilka oönskade fördelningseffekter som ett hårt differentierat fordonsskattesystem kan leda till. Vi valde därför att i det ovanstående analysera ett system med mildare differentieringsgrad, kombinerat med särskilda bidrag för skrotning av bilar utan katalysator.

Kraftigt höjda fordonsskatter på gamla bilar kan också leda till andra oönskade bieffekter. En sådan effekt är att gamla bilar ställs av men inte skrotas. Möjligheten till tillfällig avställning ska kanske inte förhindras men samtidigt finns det en uppenbar risk att systemet ger incitament till vissa personer att ställa av bilen och fortsätta att använda den, ungefär som höjda tv-licensavgifter leder till att personer slutar att betala tv-licens men fortsätter att titta på tv. Om dessa bieffekter visar sig vara stora bör ett alternativ övervägas där skatt och försäkring utkrävs tills bilen skrotas.

Fordonsskattens differentieringen avseende på vikt bör behållas

I det nuvarande fordonsskattesystemet är den genomsnittliga skatten ca 1350 kr per bil och år vilket motsvarar en tjänstevikt på ca 1300 kg. Bilar som väger 1000 kg betalas en skatt på ca 800 kr/år, 1500 kg ger en skatt på ca 1700 kr/år, 1700 kg kostar 2 000 kr/år, 2000 kg kostar 2500 kr/år och 3000 kg kostar 3 000 kr/år. Det finns idag med andra ord en relativt stor viktdifferentiering i skatten. Denna differentiering bör av miljömässiga skäl bibehållas även i det nya systemet eftersom tyngre fordon normalt drar mer bränsle och därmed släpper ut mer koldioxid. I våra beräkningar har vi inte beaktat sådana viktvariationer. I praktiken skulle det innebära att en bil av 1987 års modell betalar ca 4 500 kr i skatt om den väger 350 kg och att ett tillägg på ca 1 500 kr görs om bilen väger 2 000 kg.

Samhällsekonomiska miljöeffekter

I tabell 3.16 redovisas de genomsnittliga emissionerna per år av olika ämnen för bilar tillhörande olika miljöklasser. Uppgifterna är baserade på de uppgifter som redovisas i tabell 3.3. I tabell 3.17 redovisas de samhällsekonomiska emissionskostnaderna för dessa emissioner (samma info som i tabell 3.15).

Tabell 3.16 Emissioner i kg per bil och år

Kravnivå	HC	CO	NOx	CO2	Partiklar
2005	2,96	12,38	0,64	2922	0,072
2000	4,16	30,77	1,22	3032	0,078
MK1	4,33	21,62	1,47	2457	0,125
MK2	6,49	50,11	2,05	2602	0,130
MK3	8,54	54,83	6,20	2490	0,130
A12	8,61	53,33	7,29	2150	0,125
A11	11,05	43,86	8,46	3055	0,151
A10	51,37	234,02	25,07	1914	0,241
Övriga	49,38	206,72	23,80	1863	0,225

Tabell 3.17 Samhällsekonomiska miljökostnader för olika fordon

Kravnivå	Km per bil och år	Miljökostnad per km (kr)	Miljökostnad per bil (kr/år)	Miljökostnad per bil exkl. CO2
2005	17380	0.27	4687	304
2000	17922	0.28	4953	405
MK1	13846	0.30	4201	516
MK2	14613	0.31	4562	658
MK3	13101	0.36	4759	1024
A12	11341	0.38	4314	1090
A11	10538	0.56	5901	2951
A10	9819	0.74	7230	4359
Övriga	9219	0.75	6954	4159

För att anpassa miljökostnadsberäkningarna från kravnivåer till årsmodeller har följande viktade genomsnitt tagits fram (viktning efter antal bilar i trafik som idag uppfyller respektive kravnivå).

Tabell 3.18 Viktade emissionsberäkningar i kg per bil och år

Kravnivå	HC kg	CO kg	NOx kg	CO2 kg	Partiklar kg
2000, 2005	3,39	19,03	0,85	2962	0,074
MK1, MK2	6,35	48,20	2,01	2593	0,129
MK1, MK2, MK3	6,83	49,66	2,94	2570	0,129
MK2, MK3	6,97	51,21	3,02	2576	0,130
A12	8,61	53,33	7,29	2150	0,125
A10, A11	35,88	161,00	18,69	2352	0,206
A10	51,37	234,02	25,07	1914	0,241
A10, övriga	50,67	224,55	24,63	1896	0,235

Tabell 3.19 Viktade miljökostnadsberäkningar

Kravnivå	Miljökostnad per bil (kr/år)	Miljökostnad per bil exkl. CO2
2000, 2005	4 783	341
MK1, MK2	4 538	648
MK1, MK2, MK3	4 586	731
MK2, MK3	4 608	743
A12	4 314	1 090
A10, A11	6 718	3 818
A10	7 230	4 359
A10, övriga	7 134	4 290

Vi antar för enkelhetens skull att bilar av årsmodeller 2004-2006 har samma lokala och regionala emissionsutsläpp per år som genomsnittet för kravnivåerna MK 2005 och 2000 enligt tabell 3.19.

Det ger följande emissionsvinster och samhällsekonomiska miljökonsekvenser av att införa det nya systemet.

Tabell 3.20 Emissionsförändringar under 2006 av nytt system, i ton

Årsmodell	Förändring i antal bilar	HC	CO	NOx	CO2	Partiklar
2006	20 000	68	381	17	59 244	1,48
2005	20 000	68	381	17	59 244	1,48
2004	20 000	68	381	17	59 244	1,48
2003	20 000	68	381	17	59 244	1,48
2002	20 000	68	381	17	59 244	1,48
2001	20 000	68	381	17	59 244	1,48
2000	20 000	68	381	17	59 244	1,48
1999	20 000	127	964	40	51 852	2,59
1998	20 000	127	964	40	51 852	2,59
1997	20 000	137	993	59	51 398	2,59
1996	20 000	137	993	59	51 398	2,59
1995	20 000	137	993	59	51 398	2,59
1994	20 000	137	993	59	51 398	2,59
1993	20 000	139	1 024	60	51 523	2,59
1992	20 000	139	1 024	60	51 523	2,59
1991	20 000	172	1 067	146	42 997	2,49
1990	20 000	172	1 067	146	42 997	2,49
1989	20 000	172	1 067	146	42 997	2,49
1988	-60 737	-2 179	-9 779	-1 135	-142 853	-12,52
1987	-465 373	-16 699	-74 927	-8 697	-1 094 557	-95,93
Summa	-166 110	-16 807	-70 892	-8 840	-281 369	-69,90

Vi ser t.ex. att CO2-emissionerna skulle minska med närmare 300 tusen ton enligt de antaganden vi gjort. Partikelutsläppen skulle minska med ca 70 ton.

I jämförelse med emissionerna i nollalternativet, dvs. om det nya systemet *inte* införs, ger det följande procentuella förändringar.

Tabell 3.21 Emissionsvinster under 2006 av nytt system, i procent

Årsmodell	Förändring i antal bilar	HC	CO	NOx	CO2	Partiklar
2006	20 000	21,5%	21,5%	21,5%	21,5%	21,5%
2005	20 000	6,5%	6,5%	6,5%	6,5%	6,5%
2004	20 000	8,5%	8,5%	8,5%	8,5%	8,5%
2003	20 000	6,5%	6,5%	6,5%	6,5%	6,5%
2002	20 000	8,8%	8,8%	8,8%	8,8%	8,8%

2000	20 000	8,1%	8,1%	8,1%	8,1%	8,1%
1999	20 000	6,8%	6,8%	6,8%	6,8%	6,8%
1998	20 000	7,7%	7,7%	7,7%	7,7%	7,7%
1997	20 000	7,6%	7,6%	7,6%	7,6%	7,6%
1996	20 000	10,2%	10,2%	10,2%	10,2%	10,2%
1995	20 000	12,2%	12,2%	12,2%	12,2%	12,2%
1994	20 000	12,4%	12,4%	12,4%	12,4%	12,4%
1993	20 000	14,9%	14,9%	14,9%	14,9%	14,9%
1992	20 000	17,7%	17,7%	17,7%	17,7%	17,7%
1991	20 000	13,3%	13,3%	13,3%	13,3%	13,3%
1990	20 000	18,8%	18,8%	18,8%	18,8%	18,8%
1989	20 000	14,1%	14,1%	14,1%	14,1%	14,1%
1988	-60 737	-60,0%	-60,0%	-60,0%	-60,0%	-60,0%
1987	-465 373	-70,0%	-70,0%	-70,0%	-70,0%	-70,0%
Summa	-166 110	-35,3%	-27,7%	-37,5%	-2,5%	-13,0%

De samhällsekonomiska vinsterna för dessa emissionsförändringar redovisas i tabellen nedan.

Tabell 3.22 Samhällsekonomiska miljökonsekvenser av det nya skattesystemet

Årsmodell	Förändring i antal bilar	Miljökostnad per bil (kr/år)	Total miljövinst (miljoner kr)	Miljövinst exkl CO2
2006	20 000	4 783	-95,7	-6,8
2005	20 000	4 783	-95,7	-6,8
2004	20 000	4 783	-95,7	-6,8
2003	20 000	4 783	-95,7	-6,8
2002	20 000	4 783	-95,7	-6,8
2001	20 000	4 783	-95,7	-6,8
2000	20 000	4 783	-95,7	-6,8
1999	20 000	4 538	-90,8	-13,0
1998	20 000	4 538	-90,8	-13,0
1997	20 000	4 586	-91,7	-14,6
1996	20 000	4 586	-91,7	-14,6
1995	20 000	4 586	-91,7	-14,6
1994	20 000	4 586	-91,7	-14,6
1993	20 000	4 608	-92,2	-14,9
1992	20 000	4 314	-86,3	-21,8
1991	20 000	4 314	-86,3	-21,8
1990	20 000	4 314	-86,3	-21,8

1989	20 000	4 314	-86,3	-21,8
1988	-60 737	6 777	411,6	237,0
1987	-465 373	6 777	3 154	1 816
<i>Summa</i>	<i>-166 110</i>		<i>1 910</i>	<i>1 819</i>

Under antagandet att samtliga av det nya systemets effekter – dvs. att bilar utan katalysator skrotas och att majoriteten av dessa ersätts av nyare bilar – inträffar under år 2006, skulle systemet under detta år enligt tabell 3.22 generera samhällsekonomiska miljövinster värda ca 1,9 miljarder kronor. De totala koldioxidutsläppen skulle i vårt exempel minska marginellt vilket innebär att vinsten för de lokala och regionala emissionerna blir något lägre, ca 1,8 miljarder kronor. Det finns två effekter som påverkar koldioxidutsläppen, dels en minskning i antalet fordon i trafik, dels en ökning i den genomsnittliga körsträckan per bil. I vårt räkneexempel väger den förstnämnda effekten tyngre, vilket gör att det totala trafikarbetet och därmed koldioxidutsläppen minskar.

Notera att vi i räkneexemplet antar att hela den ökade utskrotningen inträffar under det första året efter det nya systemets införande. Detsamma gäller inköpen av ersättningsbilar. De miljövinster/-kostnader per bil som redovisas i tabell 3.22 ovan är också på årsbasis. De vinster som redovisas bygger alltså på antagandet att de 526 110 bilar av årsmodell 1987 och 1988 som skrotas under 2006 på grund av systemets genomförande, annars hade skrotats exakt ett år senare, dvs. att systemets införande tidigarelade skrotningen med ett år. I praktiken kommer inte alla bilar att skrotas under det första året, å andra kommer skrotningen av flertalet bilar tidigareläggas med mer än ett år. Det vi vet är att nyttan i praktiken blir mer utspridd under hela perioden 2006-2010. Däremot kan vi inte med säkerhet säga om den totala nyttan blir större om hela perioden 2006-2010 beaktas.

Det bör också påpekas att vi i det ovanstående har utgått från en differentiering i fordonsskattesystemet som inte beaktar variationerna i CO₂-utsläpp. I beräkningarna av de samhällsekonomiska miljövinsterna har vi dock inkluderat de minskade CO₂-utsläppen, men endast från bilar i drift. Emissionerna från skrotning och nybilsproduktion har inte beaktats. Som vi kom fram till i utvärderingen i den senaste premieändringen, kan beaktandet av dessa emissionskostnader omkullkasta kalkylens positiva resultat. Åtminstone om man värderar CO₂-utsläppen till 1,5 kr per kg, vilket är en förhållandevis hög värdering jämfört med vad många andra länder tillämpar. Värderingen är osäker. Det vi däremot vet är att beaktandet av livscykelperspektivet innebär att den beräknade lönsamheten av det differentierade skattesystemet ovan blir lägre på grund av den ökade utskrotningen och den ökade produktionen av nya bilar.

3.4 Regionalt differentierade styrmedel

Samhällsekonomiska argument för regional differentiering

De samhällsekonomiska kostnaderna för trafikens emissioner kan variera stort beroende på var emissionerna sker, inte minst på grund av att antalet personer som exponeras mot emissionerna varierar. I tabell 3.23 nedan redovisas de kalkylvärden som SIKA och trafikverken har tagit fram för att värdera förändringar i trafikens emissioner. Det är kalkylvärdena för Falun som vi har använt oss av i ovanstående räkneexempel. Som framstår av tabell 3.23 är kalkylvärdena för Stockholms innerstad avsevärt högre än för Falun. I Laholm är motsvarande kalkylvärden mycket lägre än i Falun. För Stockholm ligger de lokala kalkylvärdena ca 3 gånger högre än i Falun och ca 10 gånger högre än i Laholm. De sammanlagda kalkylvärdena (lokala plus regionala) varierar inte lika mycket som de lokala men variationen är tillräckligt stor för att vara av principiellt stor betydelse.

Tabell 3.23 Kalkylvärden för att värdera lokala och regionala emissioner

	HC, kr/kg	NO _x , kr/kg	Partiklar, kr/kg
Tätort (Sthlm:s innerstad)	56	30	9 500
Tätort (Uppsala)	25	15	4 275
Tätort (Falun)	19	11	3 278
Tätort (Södertälje)	18	10	2 946
Tätort (Laholm)	5	4	924
Regionalt (landsbygd)	31	62	0
Totalt Stockholm	87	92	9500
Totalt Falun	50	73	3278
Totalt Laholm	36	66	924

Vi har tidigare förklarat varför samhällsekonomiskt effektiv prissättning kräver att avgifter eller skatter tas ut som motsvarar trafikens externa kostnader. Tanken är att tvinga trafikanterna att beakta alla de kostnader som deras resval ger upphov till. Ju högre de externa miljökostnaderna är, desto högre avgifter eller skatter krävs för att göra dessa kostnader interna för beslutsfattaren. Det är av denna anledning som vi i ovanstående räkneexempel har valt att belasta de äldsta fordonen utan katalysator med de högsta fordonsskatterna. Av samma anledning finns det samhällsekonomiska skäl till att differentiera de ekonomiska styrmedlen mellan olika regioner, så att det pris som bilisterna betalar för att framföra sina fordon i tätbebyggda områden är högre än i områden där få personer exponeras mot fordonens emissioner. Syftet är att ge incitament till trafikanterna att undvika de val som leder till stora samhällsekonomiska

miljökostnader och istället välja alternativ som leder till små eller inga externa kostnader.

I tabell 3.1 ovan jämfördes fyra ekonomiska styrmedel; km-baserade vägavgifter, drivmedelsskatter, fordonsskatter och skrotningsbidrag. Vi förklarade varför vare sig drivmedelsskatterna, fordonsskatterna eller skrotningsbidragen kan utformas på ett sätt som leder till de geografiska och tidsmässiga omfördelningseffekter som en effektiv prissättning syftar till. Däremot diskuterades aldrig det faktum att vissa regionala differentieringar trots allt är möjliga. I det följande jämför vi därför återigen dessa styrmedel, denna gång med utgångspunkt i de teoretiska och praktiska möjligheterna till regional differentiering.

Eftersträvade regionala effekter

Trafikens samhällsekonomiska miljökostnader och andra externa kostnader är högre i tätorter än på landsbygden. Syftet med regional differentiering är att ge incitament till trafikanterna att anpassa sina resval på ett sätt som i första hand reducerar de externa kostnaderna i de tätbefolkade områdena. Detta kan åstadkommas på olika sätt.

De effekter som den regionala differentieringen syftar till kan sammanfattas enligt följande:

- Överflyttningen från bil till alternativa färdmedel är större i tätort än på landsbygd
- Substitutionseffekterna från gamla miljöbelastande bilar till nya miljöanpassande bilar är större i tätort än på landsbygd
- Snabbare utskrotning av gamla miljöbelastande bilar i tätort än på landsbygd.
- Trafik omfördelas *från* tätort *till* landsbygd, t.ex. genom att bilister väljer resmål i områden där få personer exponeras mot emissioner
- Regional omfördelning av befintlig fordonsflotta: utflöde av miljöbelastande fordon från tätort till landsbygd och inflöde av miljöanpassade fordon från landsbygd till tätort

I diskussionen använder vi tätort och landsbygd för att beskriva vikten av regional differentiering. Vi hade lika gärna kunna använt exemplet stor tätort och liten tätort, eller något annat exempel där antalet personer som exponeras mot trafikens emissioner varierar.

Miljöstyrande vägavgifter

Miljöstyrande vägavgifter är per definition geografiskt differentierade. I det försök till ”trängselskatter” som ska införas i Stockholm är utgångspunkten att högre avgifter tas ut på platser och tider då trängsel och emissionskostnader är

som störst; på vägar till och inom Stockholms innerstad under morgonens och eftermiddagens rusningstimmar. Den absolut största fördelen med vägavgifter, sett från perspektivet om samhällsekonomiskt effektiv prissättning, är just möjligheten till lokal och regional differentiering. I förhållande till de övriga ekonomiska styrmedel som vi har diskuterat, är vägavgifter både teoretiskt och praktiskt mer lämpade för geografiskt differentiering.

Drivmedelsskatter

En regional differentiering av drivmedelsskatterna innebär två saker: dels att en högre genomsnittlig drivmedelsskatt tas ut i tätorter än på landsbygd, dels att skillnaden mellan skatterna på miljöbelastande och miljöanpassande drivmedel är större i tätort än på landsbygd. Det innebär exempelvis att drivmedelspriserna, framförallt priserna på de mest miljöbelastande drivmedelena, är högre i Stockholms innerstad än i förorterna, och att de är högre i stora tätorter än i små tätorter. Ju högre befolkningstäthet desto högre genomsnittspris och desto högre differentieringsgrad.

Under antagandet att de regionalt differentierade drivmedelsskatterna inte är förenade med praktiska problem (vi återkommer till detta) skulle införandet av ett skatteneutralt system t.ex. innebära ökade och mer differentierade bensinpriser för personer som tankar sina bilar i tätorter, och minskade och mindre differentierade priser för dem som tankar på landsbygden. Eftersom personer som tankar i tätorten också kör huvuddelen av sin årliga körsträcka i eller till/från tätorten, skulle ett sådant system åtminstone i teorin kunna leda till de regionala effekter som beskrivs i ovanstående punkter.

Det stora problemet med differentierade drivmedelsskatter, sett från ett *regionalt* (snarare än lokalt) prissättningsperspektiv, är de oönskade bieffekter som systemet kan leda till i sin praktiska tillämpning. Problemet är att förhindra de personer som normalt framför sina fordon i tätorten att tanka på landsbygden. Att tanka på landsbygden är för tätortsbefolkningen förenat med en extra kostnad (eftersom de normalt tankar i tätorten) men om prisskillnaden på drivmedlet är tillräckligt stort blir det ekonomiskt lönsamt att köra till landsbygden för att tanka såväl bilen som medhavande bensindunkar.

Viss differentiering är praktiskt möjlig och samhällsekonomiskt försvarbar, men om prisdifferensen blir för stor uppstår praktiska bieffekter som i värsta fall kan vara kontraproduktiva; att tätortsbefolkningen fortsätter att köra ungefär lika mycket i tätorten men samtidigt ökar sin totala körsträcka på grund av de mer avlägsna tankställena.

Fordonsskatter

En regionalt differentierat fordonsskattesystem innebär två saker: dels att en högre genomsnittlig fordonsskatt tas ut i tätorter än på landsbygd, dels att differentieringsgraden mellan miljöbelastande och miljöanpassande fordon är

större i tätort än på landsbygd. Det innebär exempelvis att fordonsskatterna, speciellt skatterna på de äldsta miljöbelastande bilarna, är högre för bilägare som är bosatta i exempelvis Stockholmsområdet än för bilägare som är bosatta i mindre tätbefolkade områden. Ju högre befolkningstäthet i den region som bilägaren är bosatt desto högre genomsnittlig fordonsskatt och desto högre differentieringsgrad.

Om vi bortser från eventuella bieffekter skulle införandet av ett regionalt differentierat och skatteneutralt fordonsskattesystem innebära ökade och mer differentierade fordonskostnader för personer som är bosatta i tätorter, och minskade och mindre differentierade fordonskostnader för dem som är bosatta på landsbygd. Eftersom personer som är bosatta i tätort också kör huvuddelen av sin årliga körsträcka i eller till/från tätorten, skulle ett sådant system i teorin kunna leda till regionala effekter av det slag som beskrivs ovan.

Problemet med att införa ett regionalt differentierat fordonsskattesystem är i första hand de oönskade bieffekter som systemet kan leda till. För drivmedelsskatterna var den praktiska utmaningen att förhindra de personer som normalt framför sina fordon i tätorten att tanka på landsbygden. För fordonsskatterna är utmaningen i första hand att förhindra bilägare bosatta i tätorter att skriva bilen på familjemedlemmar som är bosatta i ett mindre tätbebyggt område. Att bli belastad med en extra hög fordonsskatt av den enkla anledningen att man är bosatt i Stockholmsområdet, ger incitament till personen ifråga att undvika de höjda kostnaderna. Ett sätt är att byta till en mer miljöanpassad bil, ett annat sätt är att skriva bilen på en släkting som bor utanför innerstaden. Att skriva bilen på en avlägsen släkting medför ett visst praktiskt krångel för de inblandade personerna, men detta krångel kan övervägas av de monetära vinsterna om skillnaden i fordonsskatt mellan olika regioner är för stor.

Å andra sidan kan särskilda åtgärder vidtas för att förhindra dessa bieffekter, t.ex. att hushållen tvingas betala en högre fordonsskatt på andrabilen än på den första och en högre skatt på den tredje än på den andra. Bieffekterna av de differentierade drivmedelsskatterna förefaller vara svårare att förhindra.

En fördel med såväl drivmedelsskatterna som fordonsskatterna är att den regionala differentieringen ger incitament till en regional omfördelning av befintlig fordonsflotta som innebär att de mest miljöbelastande fordonen, som drivs på de mest miljöbelastande drivmedlen, åtminstone delvis omfördelas till regioner där emissionerna förorsakar mindre skada. Ett regionalt differentierat skrotningsbidragssystem får *inte* samma effekter.

Bidrag för skrotning

Att differentiera skrotningsbidragen med utgångspunkt i regionala variationer i fordonens samhällsekonomiska miljökostnader innebär att det i första hand är bidragen för skrotning av gamla miljöbelastande bilar som ska differentieras. Det finns ingen anledning att differentiera bidragen för de nyare bilarna. Den

regionala differentieringen innebär således i första hand att högre bidrag betalas till ägare av miljöbelastande bilar som är bosatta i tätorter än till ägare av miljöbelastande bilar som är bosatta på landsbygd.

Ett alternativt system skulle kunna vara att betala högre bidrag för miljöbelastande bilar som skrotas på en skrotfirma i tätort än för motsvarande bilar som skrotas på landsbygd. Ett sådant system skulle dock kunna leda till besvärligare bieffekter, till ett inflöde av skrotbilar från landsbygd till tätort. Privata entreprenörer skulle t.ex. kunna köpa skrotfärdiga bilar på landsbygden och transporterar dem för skrotning i tätort. Ett system som differentieras efter bilägarens hemadress är mer effektivt i sin praktiska tillämpning, även om också detta system kan få bieffekter.

Om vi bortser från eventuella bieffekter skulle införandet av ett regionalt differentierat och skatteneutralt skrotningsbidragssystem kunna leda till åtminstone vissa av de önskade regionala effekterna. Framförallt skulle utskrotningstakten av äldre miljöbelastande bilar bli snabbare i tätort än på landsbygd. Den största nackdelen med ett regionalt differentierat bidragssystem, jämfört med ett regionalt differentierat fordonsskattesystem, är som tidigare nämnts att bidragssystemet inte skulle leda till en omfördelning av den befintliga fordonsflottan, dvs. utflöde av miljöbelastande bilar från tätort till landsbygd och inflöde av miljöanpassade bilar från landsbygd till tätort.

Vissa bieffekter skulle också kunna uppstå, bl.a. genom att de skrotfärdiga bilarna säljs till personer som är bosatta i tätorter och som således kan kvittera ut ett större bidrag. Ett sätt att förhindra denna bieffekt är att ställa som krav att bilen måste ha varit i personens ägo under en viss bestämd tid innan det högre bidraget kan erhållas.

Regionalt differentierat system jämfört med ett nationellt system

Att införa regionala differentieringar har samhällsekonomiska fördelar eftersom såväl fordonens externa miljökostnader som andra externa kostnader såsom buller, olyckor och trängsel kan variera stort mellan olika regioner. Miljökostnaderna beror i första hand på antalet personer som exponeras mot fordonens emissioner.

I jämförelsen med nationella system finns det två saker som är särskilt intressanta att diskutera. Det ena är att bieffekter som kan uppstå till följd av den regionala differentieringen, det andra är att den optimala mixen av olika styrmedel kan var annorlunda på regional nivå än på nationell nivå.

I det ovanstående har vi identifierat exempel på bieffekter som respektive styrmedel skulle kunna leda till. Generellt innebär dessa bieffekter att en mindre dramatisk nivå på differentieringen mellan regioner bör väljas. Därigenom blir också fördelningseffekterna – dvs. att personer i tätorter drabbas hårdare ekonomiskt än personer på landsbygden – också mindre.

I jämförelsen såg vi också att i förhållande till de nationella systemen så har vissa styrmedel speciella för- eller nackdelar i samband med en regional differentiering. Den skillnad som vi uppmärksammat mest är att regionalt differentierade fordonsskatter har fördelar jämfört med differentierade skrotningsbidrag att de leder till en omfördelning av den befintliga fordonsparken på ett sätt som bidragen inte gör. Dessa omfördelningseffekter är särskilt viktiga om vi beaktar livscykelperspektivet eftersom miljövinster kan erhållas utan att produktionen av nya bilar ökar.

Den rekommendation som kan lämnas är att i förhållande till det nationella system som diskuteras i avsnitt 3.4 ovan, bör den regionala differentieringen sett från en samhällsekonomisk synvinkel i första hand åstadkommas genom ett miljödifferentierat vägavgiftssystem. I andra hand bör de önskade regionala effekterna uppnås genom en kombination av differentierade fordonsskatter och differentierade drivmedelsskatter. En sådan kombination skulle också vara gångbar för det nationella systemet. I det regionala systemet bör differentierade skrotningsbidrag vara den sista lösningen.

Hur stora de regionala differentieringarna i fordonsskatterna och drivmedelsskatterna kan vara innan de ovannämnda bieffekterna blir för stora är svårt att uppskatta. En differentiering av fordonsskatten på max 1 500 kr per bil som saknar katalysator verkar rimligt. Det kan innebära en skatt på 4 000 kr på landsbygden och 5 500 kr i Stockholms innerstad. På samma sätt skulle ett miljöbelastande drivmedel kunna kosta max 1 kr mer per liter i Stockholms innerstad än i de minst tätbebyggda områdena i Sverige.

Fördelen med regionalt differentierat system sett från ett livscykelperspektiv

Att den samhällsekonomiska kostnaden för trafikens emissioner kan variera stort mellan olika regioner är ett viktigt argument för att införa ett regionalt differentierat skatte-/bidragssystem. Detta är *en* anledning till att ett regionalt differentierat system – under förutsättningen att systemets bieffekter kan förhindras – leder till större effektivitet än ett nationellt system. Det finns en ytterligare anledning. På en nationell nivå kan vi inte med säkerhet säga att ett fordonsskattesystem som differentieras endast utifrån skillnaderna i fordonens emissionsegenskaper under drift (dvs. körning) skulle vara lönsamt. Orsaken är att systemet förväntas leda till en ökad utskrotning och nybilsförsäljning som i sin tur leder till ökade emissioner av exempelvis CO₂. Att beakta dessa effekter i utformningen av systemet innebär att differentieringsgraden i fordonsskatten mellan exempelvis äldre och nyare bilar blir mindre.

Ett lokalt eller regionalt differentierat system har emellertid andra syften än ett nationellt system. I ett nationellt system är det huvudsakliga syftet att påskynda utskrotningen av äldre miljöbelastande bilar, framförallt bilar som saknar katalysator. I det lokalt eller regionalt differentierade systemet är det också

andra effekter vi är ute efter, framförallt att trafik omfördelas från tätort till landsbygd och att det sker en regional omfördelning av befintlig fordonsflotta som innebär ett utflöde av miljöbelastande fordon från tätort till landsbygd och inflöde av miljöanpassade fordon från landsbygd till tätort. Den samhälls-ekonomiska nyttan av denna sistnämnda effekt påverkas *inte* av livscykelperspektivet; det handlar om en omfördelning av trafik och fordon som innebär att vare sig det totala trafikarbetet, emissionerna, utskrotningen eller nybilsköpen förändras, snarare sker det en omfördelning av lokala utsläpp från tätort till landsbygd, från de platser utsläppen orsakar störst skada till platser de orsakar liten skada. Det finns alltså samhällsekonomiska vinster att hämta från ett lokalt eller regionalt differentierat fordonsskattesystem som inte påverkas av livscykelperspektivet.

Notera också att ett regionalt differentierat system sannolikt *inte* leder till ökad utskrotning i någon större bemärkelse. Antag t.ex. att ett differentierat system införs i Storstockholm och att nuvarande system bibehålls i övriga riket. I Stockholm införs ett skatteneutralt system vilket innebär att fordonsskatten på de nyare bilarna sänks medan skatten på de äldre och mer miljöbelastande bilarna höjs. Eftersom skatten på de äldre bilarna inte höjs utanför Stockholm så finns det fortfarande en marknad som Stockholmsborna kan sälja dessa bilar i. Många av de Stockholmsbor som säljer sina gamla bilar för att slippa den höjda skatten kommer att leta efter en ersättningsbil, i många fall en nyare begagnad bil. Eftersom efterfrågan på dessa bilar ökar bland Stockholmsborna men inte bland den övriga befolkningen kommer bilarna att finnas tillgängliga för rimliga priser. Nettoeffekten av det differentierade systemet blir alltså att äldre och mer miljöbelastande bilar omfördelas från Stockholm till övriga riket medan nyare och mindre miljöbelastande bilar omfördelas från övriga riket till Stockholm. Vissa av de äldre bilarna kommer sannolikt att skrotas, åtminstone de som redan från början är skrotfärdiga, men förmodligen kommer ett regionalt differentierat system inte att leda till några större effekter på vare sig nybilsproduktionen eller utskrotningen.

4. Slutsatser och rekommendationer

Vi har i denna rapport dels utvärderat konsekvenserna av den senaste ändringen i bilskrotningspremierna, dels analyserat konsekvenserna av att införa mer miljöstyrande styrmedel.

De senaste premieändringarna genomfördes den första juli 2001. Ändringarna medförde att under helåret 2001 skrotades nästan dubbelt så många personbilar som året innan. Skrotningarna låg kvar på samma höga nivå även under 2002. Under 2003 avtog skrotningarna, men låg fortfarande kvar på en högre nivå än åren före premieändringen.

Utvecklingen indikerar att premieändringarna har lett till bestående ökning i utskrotningen av äldre bilar. Ett praktiskt problem är emellertid att isolera vilka effekter som kan hänföras till de ändrade premierna och vilka effekter som beror på andra händelser. I anslutning till den senaste premiehöjningen inledde t.ex. stiftelsen Håll Sverige Rent en kampanj tillsammans med kommunerna för att få bort övergivna bilvrak, dessutom kom administrativt skrotade bilar att inkluderas bland bilar som kan få skrotningspremie, och nya föreskrifter med högre miljökrav på bilskrotarna infördes. Händelser av detta slag gör det svårare att med statistiska metoder säkerställa hur stor andel av de ökade skrotningarna som beror på de ändrade premierna.

Med hjälp av regressionsanalyser och litteraturstudier har vi ändå skattat premieändringarnas effekter på antalet skrotade bilar i olika ålderskategorier: För de äldsta bilarna ökade premien från 500 kr till 1 700 kr. Vi har bedömt att denna premieökning ledde till en 58 % ökning i antalet skrotade bilar under den efterföljande 33-månadsperioden.

Den ökade utskrotningstakten och resulterande ökning i nybilsförsäljningen har lett till miljöeffekter som vi har skattat med utgångspunkt i emissionsberäkningar, avfallsskattningar och livscykelanalyser. Vi bedömer att emissionerna av kolväten, koloxid, kväveoxider, koldioxid och partiklar har reducerats med mellan ett och sex procent på grund av de ändrade premierna. Med ett livscykelperspektiv försvinner dock en stor del av emissionsvinsterna; i ett räkneexempel visar vi att en stor del av NO_x-vinsten från driftfasen kan gå förlorad samtidigt som CO₂- och partikelutsläppen till och med kan öka.

Vi vill i detta sammanhang också påpeka att det finns flera osäkerheter i den samhällsekonomiska kalkylen. En osäkerhet är hur CO₂-utsläppen ska värderas. På transportområdet tillämpas idag en värdering på 1,5 kr per kg utsläpp. Detta är en förhållandevis hög värdering jämfört med vad många andra länder tillämpar. Med en lägre CO₂-värdering får livscykelperspektivet mindre betydelse för den kalkylerade lönsamheten.

Vi har också analyserat konsekvenserna av att införa mer miljöstyrande styrmedel. Utgångspunkten har varit att styrmedlen ska bidra till en samhälls-ekonomiskt effektiv reduktion i trafikens negativa miljöpåverkan. Vi har med denna utgångspunkt dels gjort dels en översiktlig analys av fyra ekonomiska styrmedel (vägavgifter, drivmedelsskatter, fordonsskatter och skrotningsbidrag), dels gjort en fördjupad analys av två av dessa styrmedel (fordonsskatter och skrotningsbidrag).

I ett första steg har vi utformat ett fordonsskattesystem där skattenivåerna differentieras mellan olika fordon och bestäms med utgångspunkt i fordonens lokala och regionala emissioner. Vi har valt att räkna på ett system där fordonsskatten differentieras efter bilens ålder snarare än bilens miljöklass. Vi har också utgått från att systemet ska vara skatteneutralt. För att mildra fördelningseffekterna har de differentierade fordonsskatterna kombinerats med höjda bidrag för skrotning av bilar som saknar katalysator.

Det system som vi har räknat på innebär att följande skatter införs: 1 050 kr/år för fabriksnya bilar, 2 410 kr/år för de äldsta katalysatorbilarna och närmare 7 000 kr/år för de äldsta bilarna utan katalysator. I detta system ökar skatten relativt lite för varje år som bilen åldras (80 kr/år), däremot görs ett tillägg på 2 000 kr om bilen saknar katalysator. Dessutom införs ett särskilt skrotningsbidrag på 2 000 kr för bilar som saknar katalysator.

Systemet bedöms leda till en relativt snabb utfasning av bilar som saknar katalysator. Enligt våra beräkningar skulle systemet kunna generera betydande samhällsekonomiska vinster, men i beräkningarna har vi *inte* beaktat livscykelperspektivet och således inte tagit hänsyn till de ökade emissionerna från nybilsproduktion och skrotning. Sammanfattningsvis kan vi inte med säkerhet säga att systemet skulle leda till samhällsekonomiska nettovinster.

Systemet som beskrivs är nationellt. Eftersom de samhällsekonomiska kostnaderna för trafikens emissioner kan variera stort beroende på var emissionerna sker, inte minst på grund av att antalet personer som exponeras mot emissionerna varierar, finns det samhällsekonomiska skäl till att införa ett regionalt differentierat system. I detta sammanhang har vägavgifter stora fördelar jämfört med andra styrmedel. Vägavgifter är per definition geografiskt differentierade. Problemet med styrmedel som drivmedelsskatter, fordonsskatter och skrotningsbidrag är att de leder till oönskade bieffekter som i värsta fall kan leda till kontraproduktiva resultat.

Den rekommendation som kan lämnas är att den regionala differentieringen i första hand bör åstadkommas genom ett miljödifferierat vägavgiftssystem, i andra hand genom en kombination av differentierade fordonsskatter och drivmedelsskatter. En sådan kombination skulle också vara gångbar på det nationella planet. Differentierade skrotningsbidrag är den sämsta lösningen vad gäller den regionala differentieringen. Däremot kan miljöstyrande skrotningsbidrag ha fördelar på nationell nivå, dels för att mildra fördelningseffekterna av

ett nytt fordonsskattesystem, dels för att reducera bieffekterna av ett sådant system.

Ett regionalt differentierat system har speciella fördelar jämfört med ett nationellt system. I ett nationellt system är det huvudsakliga syftet att påskynda utskrotningen av äldre miljöbelastande bilar, framförallt bilar som saknar katalysator. I det lokalt eller regionalt differentierade systemet finns det även andra effekter vi är ute efter, framförallt att trafik omfördelas från tätort till landsbygd och att det sker en regional omfördelning av befintlig fordonsflotta som innebär ett utflöde av miljöbelastande fordon från tätort till landsbygd och inflöde av miljöanpassade fordon från landsbygd till tätort. Det finns alltså samhällsekonomiska vinster att hämta från ett lokalt eller regionalt differentierat fordonsskattesystem som inte påverkas av livscykelperspektivet. Det är också värt att påpeka att ett regionalt differentierat system sannolikt inte heller kommer att leda till någon större effekt på vare sig utskrotning eller nybilsförsäljning. Problemet med ett regionalt differentierat system är att det kan leda till bieffekter av olika slag. Motåtgärder finns, men problem uppstår om skillnaden i fordonsskatt mellan exempelvis närliggande kommuner är för stor.

Bilaga 1. Teoretisk referensram

I denna bilaga beskrivs den teoretiska referensramen som har använts för att utvärdera de senaste premieändringarna i kapitel 2 och för att granska olika styrmedelskombinationer i kapitel 3.

En beslutsmodell för individens val av skrotning och nybilsköp presenteras. Modellen tillämpas för att identifiera vilka faktorer som påverkar besluten om skrotningar och nybilsköp och vilka av dessa faktorer som är särskilt viktiga att beakta i en analys för att isolera effekterna av förändrade bidrag för skrotning. Därefter presenteras en samhällsekonomisk teori avseende effektiv prissättning. Denna teori tillämpas för att identifiera behoven av att kombinera olika styrmedel och för att beskriva vilken roll som en ökad utskrotning av äldre bilar kan ha som en del i ett vidare program med syfte att på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt reducera trafikens negativa miljöpåverkan.

En beslutsmodell för valet att skrota sin bil

Faktorer som påverkar bilägarens beslut om skrotning

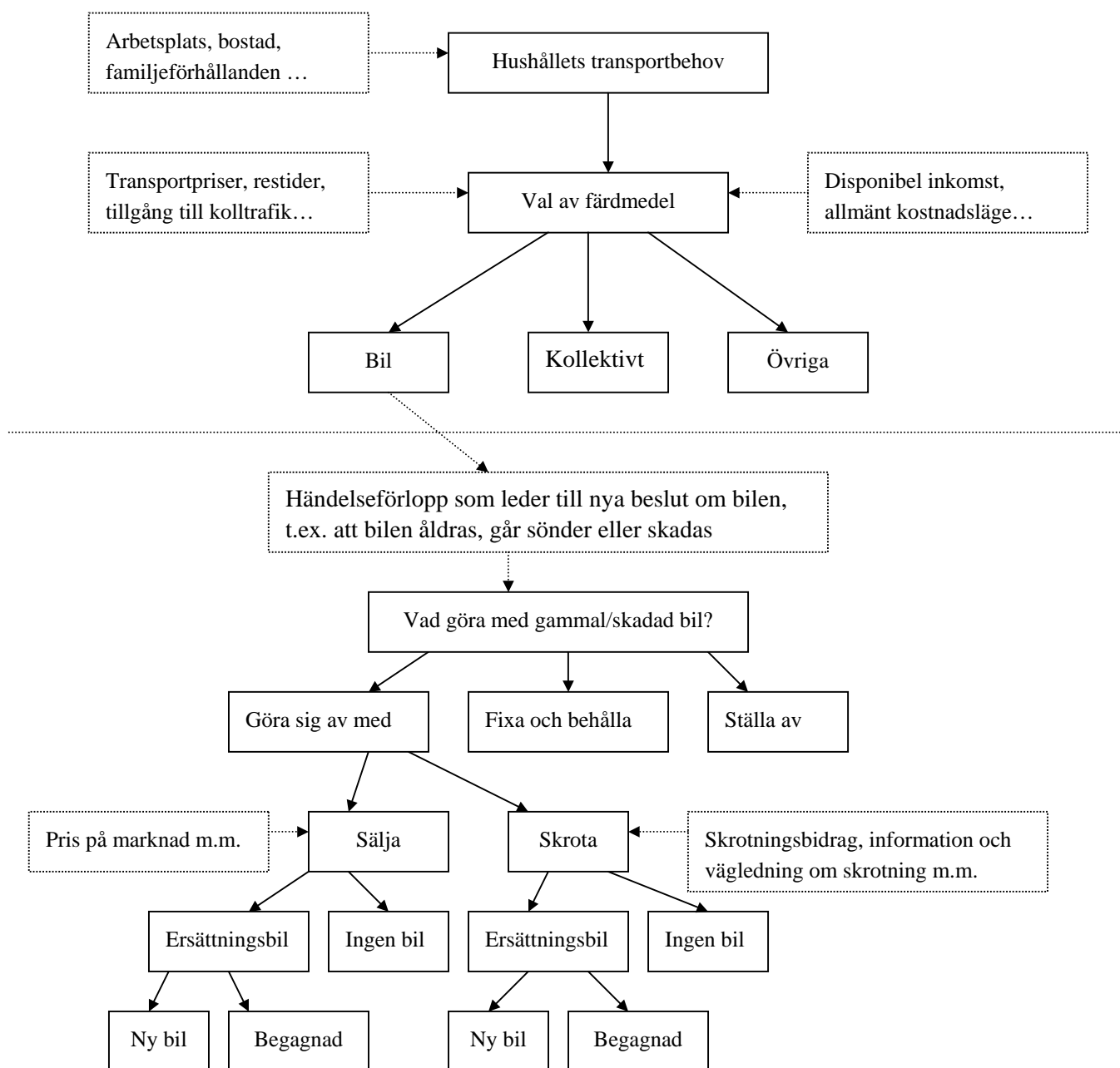
I figur B.1 nedan illustreras individens beslutsprocess avseende skrotning. Besluten om skrotning föregås av två händelseförlopp, dels en process som gör att individen ifråga väljer bilen som transportmedel, dels en process som gör att bilägaren tvingas välja mellan att skrota eller inte skrota sin bil.

Ett nödvändigt villkor för att individen ska välja bilen som transportmedel är att hon har transportbehov som gör bilen till ett bättre val än andra färdmedel. Transportbehoven avgörs av faktorer som hennes pendlingsbehov, antal barn i familjen, fritidsintressen, preferenser avseende trafiksäkerhet och komfort etc. För att bilköpet ska äga rum krävs också en tillräckligt stor inkomst.

När individen väl har valt att köpa en bil ställs hon förr eller senare inför beslutet att skrota sin bil eller välja alternativ som att sälja, laga eller ställa av bilen. Exempel på händelser som leder till att beslut av detta slag måste fattas är att bilen åldras, går sönder eller utsätts för krockskador eller annat yttre våld.

Om individen väljer att göra sig av med bilen, dvs. skrota eller sälja (eller ställa av), ställs hon inför en ny valsituation, om hon ska köpa en ersättningsbil eller inte. Om hon köper en ersättningsbil ställs hon inför en ny valsituation, om hon ska köpa nytt eller begagnat.

Figur B.1. Beslut avseende skrotning av gammal bil



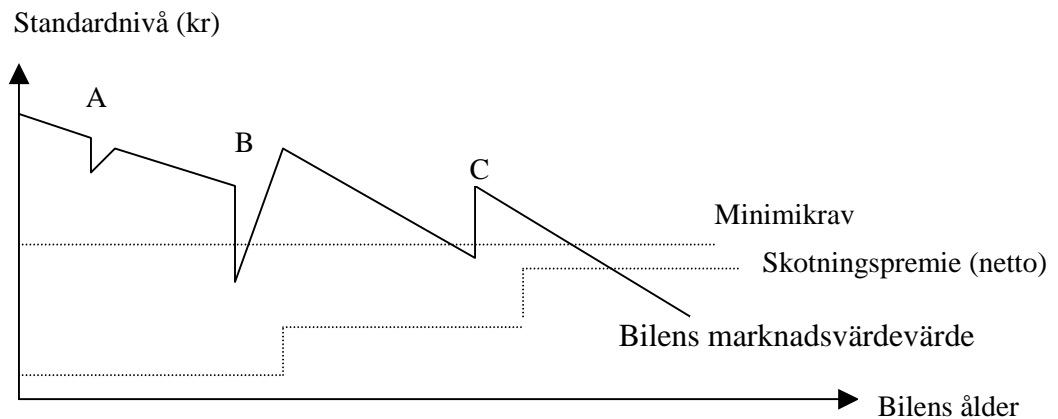
Samtliga faktorer som påverkar de valmöjligheter och faktiska val som individen ställs inför, som illustreras i figur B.1 ovan, påverkar på ett eller annat sätt både antalet skrotade och antalet nyköpta bilar. För att isolera effekterna av ändrade skrotningspremier – som är *en* av dessa faktorer – är det viktigt att ”konstant-

hålla” övriga faktorer. Att premierna har ökat under samma tidsperiod som skrotningarna har ökat bevisar t.ex. inte att det finns ett orsakssamband mellan dessa händelser – det kan finnas andra händelser förutom premiehöjningarna som har påverkat skrotningarna, t.ex. ökade disponibla inkomster, sänkta nybilspriser eller höjda reparationskostnader.

Händelseförlopp som leder till beslut om skrotning

Figur B.2 nedan visar sambandet mellan bilens ålder och dess standardnivå, uttryckt i kronor. Standard kan t.ex. avse säkerhet, komfort eller motorprestanda. Ju högre standardnivå, desto högre värde i kronor har bilen på marknaden.

Figur B.2 Händelseförlopp som leder till beslut avseende skrotning



I figuren illustreras olika händelseförlopp som leder till att bilens värde reduceras. Ett sådant förlopp är att bilen åldras. Samtidigt som bilen åldras kan andra händelser inträffa som gör att bilens värde reduceras ytterligare. Dessa händelser illustreras av punkterna A och B. Exempel är att bilen går sönder eller utsätts för krockskador eller annat yttre våld. Värdeminskningen kan i dessa fall beräknas som kostnaden för att återställa bilen till den standard den hade innan händelsens inträffande. I många fall kan reparationer leda till att bilens värde höjs ytterligare, t.ex. genom att trasiga begagnade bildelar byts ut mot nya. Detta illustreras av B.

I figur B.2 visas också individens minimikrav på bilens standard och den nettovinst som bilägaren gör när hon skrotar sin bil (skillnaden mellan premien och den avgift som skrothandlaren tar för att skrota bilen). Denna nettovinst visas som en trappa eftersom premien ökar med bilens ålder.

När bilens värde/standard understiger eller närmar sig hushållets minimikrav, vilket den förr eller senare kommer att göra (även om det sker en del ägarbyten på vägen), ställs bilägaren inför valet att antingen ”fixa” bilen, dvs. se till att bilen åter motsvarar minimikraven, eller att göra sig av med bilen genom att sälja eller skrota, alternativt ställa av bilen. Situationen illustreras av punkterna B och C. I B har bilens värde sjunkit på grund av en plötslig händelse, i C är det åldern som har reducerat bilens värde.

Om bilens värde sjunker till en nivå som är tillräckligt låg för att individen ska välja att göra sig av med bilen står valet mellan att sälja eller skrota. Om bilens värde vid denna tidpunkt ligger avsevärt högre än skrotningspremien blir valet att sälja bilen på begagnatmarknaden. Om bilens värde ligger närmare premien, som i figur B.2, är sannolikheten högre att bilen istället går till skroten.

Faktorer som påverkar antalet skrotningar och nybilsköp – en sammanställning

I tabell B.1 nedan redovisas en sammanställning av de faktorer som kan påverka besluten om skrotningar och nybilsköp.

Vissa faktorer kan vara svåra att beakta explicit i en statistisk analys, t.ex. på grund av att tillförlitlig data saknas eller att det är svårt att ta fram bra mått. Förändringar i allmänna preferenser eller attityder kan vara exempel på sådana faktorer.

I tabell B.1 redovisas exempel på både teoretiska variabler och mätvariabler. De teoretiska variablerna är sådana är principiellt viktiga att beakta i en statistisk analys, mätvariablerna är sådana som är definierade på ett sätt som gör det möjligt att mäta dem empiriskt. För vissa teoretiska variabler kan det således vara svårt att härleda mätvariabler. Se kapitel 3 för en vidare diskussion.

Tabell B.1. Faktorer som påverkar skrotningar och nybilsköp

Teoretiska variabler	Exempel på mätvariabler
1. Befintlig fordonspark - Antal bilar - Ålderssammansättning	Personbilar i trafik, nyregistreringar, avregistreringar, reellt skrotade
2. Hushållens ekonomi - Disponibel inkomst - Kostnader/utgifter	Disponibel inkomst, BNP, KPI, ränta, fastighetspriser
3. Bilmarknad - Priser på bilar i olika åldrar - Priser på tillbehör, reservdelar och reparationer	Genomsnittspriser för olika fordonskategorier, reservdelar och reparationer.
4. Kostnad för att äga/använda bil	Fordonsskatt, försäkringskostnader, drivmedelspriser, parkeringsavgifter, servicekostnader, bildelskostnader etc.
5. Skrotningsmarknad - Skrotningspremie - Bilskrotens avgift	Skrotningspremie, bilskrotens avgift
6. Krav på bilstandard - Formella krav för att undvika körförbud (bilbesiktning) - Personliga preferenser (avseende t.ex. säkerhet och miljö)	Ändringar i formella krav kan ev. läggas in som en "dummyvariabel" i en statistisk analys (se kap. 3). Ändringar i personliga preferenser: svårt men ej omöjligt att mäta.
7. Antal potentiella nybilsköpare - Folkmängd/hushåll - Körkortsinnehavare	Folkmängd, antal körkortsinnehavare.

Befintlig fordonspark

Den befintliga fordonsparkens storlek och sammansättning påverkar antalet skrotade bilar inom olika ålderskategorier. Ju fler bilar, desto fler skrotningar.

Hushållens ekonomi

Hushållets ekonomi kan ha stor betydelse för valet av bil. Ju bättre ekonomin är, desto mer pengar lägger hushållet normalt på bil. Eftersom nyare bilar har bättre komfort och säkerhet m.m. är det oftast begränsningar i hushållets ekonomi som gör att hushållet köper äldre bilar. En generell ökning i disponibel inkomst leder historiskt sett till såväl en ökning i nybilsköpen som en ökning i skrotningarna av äldre bilar.

Bilmarknad

Priserna på begagnatmarknaden för bilar har betydelse för såväl skrotningarna som nybilsköpen. Om priserna på nyare bilar minskar så ökar antalet skrotningar av äldre bilar – fler personer har råd med nyare bilar vilket leder till att de äldsta (mest skrotfärdiga) bilarna slås ut från marknaden. De månatliga

utgifterna för en privatperson som köper ny bil bestäms dels av köpeskillingen, dels av den ränta som kan erbjudas i finansieringen av bilköpet. En lägre ränta reducerar kostnaden för att lånefinansiera köpet av nyare bil.

Kostnaden för att äga och använda bil

Kostnaden för att äga och använda en bil påverkar besluten om skrotningar och bilköp på samma sätt som bilpriserna och hushållens ekonomi. Det handlar i samtliga fall om vad hushållen har råd att göra. Kostnaden för att äga en bil (som inte är avställd) beror på faktorer som fordonsskatt och försäkring medan kostnaden för att använda en bil beror på faktorer som drivmedelspriser, parkeringsavgifter, service- och reparationskostnader. Ökade kostnader för att äga eller använda äldre bilar skulle leda till en minskad efterfrågan på äldre bilar och till en ökad utskrotning av dessa bilar.

Skrotningsmarknad

När en individ har beslutat sig för att göra sig av med sin gamla bil och står inför valet att sälja, ställa av eller skrota, avgörs detta val huvudsakligen av tre faktorer; priset på bilen på begagnatmarknaden, skrotningspremien, och det pris som skrothandlaren tar för att skrota bilen. Ju högre skrotningspremien är i förhållande till bilpriset på begagnatmarknaden och till det pris som skrothandlaren tar, desto fler bilar skrotas.

Krav på bilstandard

Det finns två slags krav på bilstandard som är relevanta i sammanhanget; de formella kraven som måste uppfyllas för att förhindra körförbud och de krav som hushållet själva ställer på en bils egenskaper. De formella kraven avser i första hand trafiksäkerhet och miljö medan hushållens krav också kan avse faktorer som komfort, driftsäkerhet, bränsleekonomi och motorprestanda. Om något av dessa krav ökar så ökar antalet skrotningar av gamla bilar.

Ökad utskrotning och samhällsekonomiskt effektiv reduktion i trafikens negativa miljöpåverkan

I det ovanstående har vi diskuterat vilka faktorer som påverkar skrotningarna och nybilsköpen. Genom att analysera hur dessa faktorer har förändrats över tiden, t.ex. hur hushållens inkomst, drivmedelspriser och bilpriser har utvecklats, är det möjligt förklara hur skrotningarna och nybilsköpen har utvecklats över tiden och varför. På så sätt tas också kunskap fram om vilka styrmedel som kan tillämpas för att påverka skrotningarna och nybilsköpen. Om t.ex. kostnaden för att äga bil visar sig vara betydande för skrotningarna kan följaktligen styrmedel som påverkar kostnaden för att äga bil ha en betydande påverkan.

En huvudfråga som vi hittills inte har berört är om och i så fall när det från samhällets synvinkel är önskvärt att tillämpa styrmedel som leder till en ökad

utskrotning av äldre bilar. Att flertalet sådana styrmedel finns tillgängliga innebär inte i sig att det är ändamålsenligt för samhället att använda dessa styrmedel. För att avgöra vilka styrmedel som ska väljas är det framförallt nödvändigt att bestämma vilka mål som ska uppfyllas och vilka utgångspunkter som ska gälla. Utan mål och utgångspunkter är det svårt att utvärdera och jämföra olika styrmedel med varandra.

Det finns flera tänkbara mål och utgångspunkter som skulle kunna tillämpas för att analysera styrmedel med syfte att påskynda utskrotningen av äldre fordon. I föreliggande studie har vi i första hand utgått från följande övergripande mål:

- De styrmedel som analyseras ska reducera trafikens negativa miljöpåverkan på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt.

Det finns flera styrmedel som leder till en reduktion i trafikens negativa miljöpåverkan. Styrmedel som leder till att det genomsnittliga fordonet blir mer miljövänligt är exempel på sådana styrmedel. Att det genomsnittliga fordonet blir mer miljövänligt kan i sin tur åstadkommas på olika sätt, bl.a. genom att fordonsparken föryngras. Denna föryngring kan i sin tur åstadkommas på olika sätt, t.ex. genom styrmedel som påskyndar utskrotningen av de äldsta bilarna. Utgångspunkten är att på ett effektivt sätt reducera den negativa miljöpåverkan, där ekonomiska styrmedel som ökar utskrotning utgör *en* potentiellt viktigt del.

Villkor för samhällsekonomisk effektivitet

För att uppnå ett samhällsekonomiskt effektivt transportsystem måste följande villkor uppfyllas:

1. Investeringar i ny infrastruktur, ny teknik och i nya fordon genomförs om de är samhällsekonomiskt lönsamma,
2. När flera åtgärder kan vidtas för att lösa samma problem, väljs de mest lönsamma åtgärderna,
3. Användningen av fordon på befintlig infrastruktur prissätts på ett korrekt sätt – priset ska motsvara de samhällsekonomiska marginalkostnaderna.

De första två villkoren säkerställer en effektiv utveckling av fordon och transportinfrastruktur, det sista villkoret säkerställer en effektiv användning av dessa fordon och infrastruktur i tid och rum. Villkoren är kopplade till varandra; lönsamheten av en ny väg beror t.ex. på den framtida trafiken på denna väg.

För den föreliggande studien är det i första hand det sistnämnda villkoret som är relevant, dvs. att det ”pris” som trafikanter (eller operatörer) betalar för att använda befintlig infrastruktur ska motsvara de samhällsekonomiska marginalkostnaderna. Fordonskatter och skrotningsbidrag är exempel på

styrmedel som vid en korrekt utformning kan utgöra en del av det paket av ekonomiska styrmedel som tillsammans säkerställer en korrekt prissättning.

Konsekvenserna av en effektiv prissättning

Eftersom det samhällsekonomiska effektivitetsperspektivet är en viktig utgångspunkt för analysen av styrmedelskombinationer är det viktigt att beskriva huruvida styrmedel som påskyndar utskrotningen av äldre bilar, t.ex. höjd fordonsskatt eller särskilda bidrag för skrotning av gamla bilar, är förenliga med en effektiv prissättning. I det följande beskriver vi vilka slags effekter som en effektiv prissättning skulle leda till och vilken roll som skatter och bidrag skulle kunna ha i detta sammanhang.

Biltrafik leder till ”externa” kostnader av olika slag, dvs. kostnader som inte beaktas fullt ut av de personer som förorsakar dem. Exempel på sådana kostnader är trafikens emissioner, trängselkostnader, bullerstörningar och olycksrisker. En person som överväger att resa med bil till arbetet beaktar t.ex. sin egen restid och den olycksrisk som han utsätter sig själv för men sannolikt inte den trängsel och olycksrisk som han utsätter andra för. Att en bilresa leder till externa kostnader av detta slag innebär att det pris som bilisten betalar för resan ofta understiger resans samhällsekonomiska kostnad, speciellt i tätbebyggda områden med mycket trafik.

En effektiv prissättning innebär att priset för en resa ska motsvara resans samhällsekonomiska kostnad. Om resan leder till externa kostnader ska således ett högre pris tas ut; ju högre den externa kostnaden, desto högre pris. Det innebär exempelvis att högre priser ska tas ut för resval som leder till höga miljökostnader. Således ska användningen av miljöbelastande fordon ha ett högre pris än användningen av miljövänliga fordon. Av samma anledning ska valet att köra bil i ett tätbebyggt område där många personer exponeras mot partiklar och avgaser ha ett högre pris än valet att köra bil på landsbygden. Prissättning av detta slag kan t.ex. åstadkommas genom miljöavgifter.

Syftet med en effektiv prissättning är *inte* att höja statens skatteintäkter utan att ge incitament till trafikanterna att på ett effektivt sätt anpassa sina resval. Prissättningen ger trafikanterna incitament till att i större utsträckning undvika sådana val som leder till höga externa kostnader och istället välja alternativ som leder till låga eller inga externa kostnader, t.ex. välja miljövänliga fordon istället för miljöbelastande, eller ett trafiksäkert körbeteende istället för ett trafikfarligt.

Att åstadkomma en effektiv prissättning är en praktiskt mycket svår utmaning. Trafikens externa miljökostnader kan t.ex. vara ytterst situationsspecifika i den meningen att de varierar beroende på såväl fordonens miljöegenskaper som fordonets användning. Det innebär att en perfekt prissättning i princip skulle innebära att ett nytt pris tas ut för varje ny resa som görs. Antalet personer som exponeras mot fordonets hälsofarliga utsläpp kan t.ex. variera från resa till resa.

Ett perfekt prissättningssystem är således mycket svårt om inte omöjligt att åstadkomma i praktiken.

En utvärdering av alternativa styrmedel måste oundvikligen beakta dessa praktiska svårigheter. Den metod som vi förespråkar är därför att i ett första steg identifierar vi vilka *slags* effekter som en perfekt prissättning skulle leda till, och i ett andra steg granska vilka ekonomiska styrmedel eller andra åtgärder som skulle styra utvecklingen i denna riktning.

Anta att en perfekt prissättning av trafikens negativa miljöpåverkan vore möjlig. Vi kan t.ex. tänka oss ett avgiftssystem där en särskild avgift tas ut för varje ny resa som görs, en avgift som differentieras med syfte att spegla alla variationer i såväl fordonets emissioner som emissionernas negativa påverkan (t.ex. antalet personer som exponeras), en avgift som därmed differentieras med avseende på faktorer som destination, resväg, körsträcka och tid för resa. Ett sådant system skulle leda till följande effekter:

Överflyttning från bil till alternativa färdmedel

Att prissätta vägtrafikens externa miljökostnader innebär t.ex. att pendlingsresor med bil blir dyrare. Bilen blir därmed mindre attraktivt i jämförelse med andra färdmedel. Vissa personer väljer av denna anledning att inte köpa bil.

Färre kilometer för kvarvarande bilar

En perfekt prissättning innebär att avgifterna är avståndsberoende. Det innebär att bilisterna i större utsträckning gör kortare resor och väljer andra färdmedel för vissa resänderen.

Omfördelning av biltrafik i tid och rum

En perfekt prissättning innebär att avgifterna differentieras i tid och rum. Syftet är att ge incitament till bilister att undvika att framföra sina fordon på de platser och tider då många människor exponeras mot biltrafikens emissioner, t.ex. i tätorter under rusningstrafik.

Effekt på nybilsförsäljningen oviss, men förmodligen en ökning

En perfekt prissättning genom ett avgiftssystem innebär att gamla fordon belastas med högre avgifter än nya fordon. Konsekvensen på nybilsförsäljningen är oviss eftersom det finns två krafter som drar åt motsatt håll. Den ena effekten beskrevs ovan; prissättningen leder till en reduktion i det totala antalet fordon. Att avgifterna differentieras innebär emellertid också att kostnaderna ökar som mest för de äldsta bilarna, vilket innebär att vissa människor byter till nyare fordon. Eftersom dessa två effekter drar åt motsatt håll på nybilsförsäljningen, kan vi inte på förhand avgöra vad nettoeffekten blir. Däremot vet vi att det blir färre bilar totalt och att det blir en substitution från äldre till nyare bilar.

Effekt på försäljning av nya begagnade bilar oviss

En differentierad prissättning leder till att vissa ägare av nya begagnade bilar byter till en helt ny bil. Samtidigt väljer en del ägare av gamla begagnade bilar att byta till en nyare begagnad bil. Prissättningen leder således till både till- och bortfall för de nya begagnade bilarna. Totaleffekten är oviss. Sannolikheten för att bilförsäljningen minskar är dock högre ju äldre bilen är.

Effekt på försäljning av gamla bilar säker – en minskning

För de äldsta begagnade bilarna är effekten tydlig. Prissättningen leder till en reducerad efterfrågan på dessa bilar. En reducerad efterfrågan innebär lägre priser på begagnatmarknaden. Lägre priser innebär att fler bilar skrotas.

Snabbare teknikutveckling

Högre avgifter för bilar med dåliga miljöegenskaper innebär en ökad efterfrågan på bilar med bra miljöegenskaper. Såväl fordons- som drivmedelstillverkare får med andra ord monetära incitament till att ta fram mer miljöanpassade alternativ.

En sammanfattning

Effekterna av en perfekt prissättning av trafikens externa miljökostnader kan sammanfattas enligt följande:

- Överflyttning från bil till alternativa färdmedel
- Färre kilometer för alla kvarvarande bilar
- Omfördelning av befintlig biltrafik i tid och rum
- Substitution från mindre till mer miljöanpassade bilar
- Ökad utskrotning av äldre fordon
- Snabbare teknikutveckling

Det är dessa effekter som prissättningen av trafikens miljökostnader syftar till.

Jämförelse mellan olika ekonomiska styrmedel

En kilometerbaserad avgift som differentieras med avseende på fordon samt tid och plats för fordonets framförande skulle leda till samtliga av dessa effekter.

Att använda fordonsskatten som prissättningsinstrument skulle innebära att samtliga effekter förutom ”färre kilometer” och ”omfördelningen i tid och rum” skulle uppnås.

Om vi jämför fordonsskatt och skrotningsbidrag som prissättningsinstrument finns en viktig skillnad; skrotningsbidrag ger inte upphov till någon

inkomsteffekt, dvs. den har ingen generellt dämpande effekt på efterfrågan på bil. En ökad fordonsskatt kan leda till en överflyttning från bill till kollektiva färdmedel, ett höjt skrotningsbidrag skulle inte få lika stor effekt i detta avseende. Däremot skulle bidragen kunna ge liknande substitutionseffekter som skatterna, åtminstone för de äldsta bilarna. Kraftigt höjda skrotningsbidrag och en kraftigt höjd fordonsskatt för bilar 17 år eller äldre skulle t.ex. kunna leda till en liknande effekt på utskrotningen av dessa bilar. Detsamma gäller inte för nyare bilar. Det är t.ex. möjligt att genom differentierade fordonsskatter ge incitament till en person att välja en 7 år gammal bil *istället* för en 13 år gammal bil. Differentierade skrotningspremier ger inte samma effekt.

I tabell B.2 redovisas en sammanställning över i vilken utsträckning som de önskade effekterna av en marginalkostnadsbaserad prissättning (se ovanstående punkter) kan uppnås med hjälp av olika styrmedel. De styrmedel som granskas är:

- Kilometerbaserade avgifter
- Drivmedelsskatter
- Fordonsskatter
- Skrotningsbidrag

Tabell B.2 En jämförelse mellan olika ekonomiska styrmedel sett från ett prissättningsperspektiv

	Km-avgift	Drivm.skatt	Fo.skatt	Skrotn.bidrag
Överflyttning	Ja	Ja	Ja	Delvis
Färre km	Ja	Ja	Nej	Nej
Omfördelning	Ja	Nej	Nej	Nej
Substitution	Ja	Delvis	Ja	Delvis
Ökad utskrotning	Ja	Delvis	Ja	Ja
Teknikutveckling	Ja	Delvis	Ja	Nej

Kilometerbaserade avgifter

Under förutsättningen att avgifterna är optimalt differentierade skulle de leda till samtliga önskade effekter

Drivmedelsskatter

Drivmedelsskatter kan användas som ett styrmedel för att åstadkomma generella minskningar i körsträcka. Till skillnad från km-baserade avgifter kan drivmedelsskatterna inte användas för att ge incitament till en effektiv omfördelning av trafiken i tid och rum. Skatterna kan i viss utsträckning differentieras för att åstadkomma substitutionseffekter, genom att skatterna kopplas till bensinens oktantal. Effekterna uppnås men inte fullt ut eftersom det är svårt att differentiera drivmedelsskatterna efter fordonets miljöegenskaper

Fordonsskatter

Genom att höja och/eller differentiera fordonsskatten kan incitament skapas till en effektiv reduktion i antal fordon, till en effektiv substitution mellan gamla och nya bilar och till en effektiv ökning i utskrotningstakten av gamla bilar. Däremot skulle inte skattesystemet leda till färre kilometer för de kvarvarande bilarna, inte heller till någon omfördelning av trafiken i tid och rum.

Skrotningsbidrag

Skillnaden mellan fordonsskatter och skrotningsbidrag, sett utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv, är att premierna inte ger upphov till några dämpande effekter på efterfrågan på bilar. Det innebär att medan både skatterna och bidragen kan användas för att påskynda utskrotningstakten av gamla bilar, kan endast fordonsskatten användas för att på ett effektivt sätt reducera antalet fordon totalt.

Referenser

Jean-Hansen, V (1997) Virkninger av å innføre vrakpremie på biler i 1996, TØI notat 1079/1997

McCarthy P. S. (1996) Market Price and income elasticities of new vehicle demands. *The Review of Economics and Statistics* vol 78(1996):3, s. 543 – 547,

Naturvårdsverkets rapport 5187: Koldioxidrelaterad skatt på bilar: Impacts from CO2 differentiated vehicle taxes on CO2 emissions from passenger cars.

Prop 2000/01Ändringar i bilskrotningslagen

Sandström, M (2003), Car Age, Taxation, Scrappage Premiums and the ELV Directive. *IUI Working Paper* No. 591, 2003

SIKA (2002) Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet SIKA-rapport 2002:4

Transporternas Miljöpåverkan i ett livscykelerspektiv (REFORSK 1995)

Transportrådet (1995) Skrotningspremie – effekter for miljø og bilpark.

Transportrådets rapport 1995-04

<http://www.transportraadet.dk/tr/pup.asp?sortering=1&art=RA>

Ökoinventar Transporte, Infrac 1999

Styrmedel för ökad utskrotning av gamla bilar

Konsekvenserna av senaste ändringar i skrotningspremierna

Naturvårdsverket har till uppgift att öka kunskapen om styrmedel som kan minska transporterens hälso- och miljöpåverkan. Denna rapport redovisar de samhällsekonomiska konsekvenserna av en ökad skrotning av gamla personbilar.

Först redovisas de beräknade effekterna av höjningen av bilskrotningspremierna år 2001. Samhällsekonomiska beräkningar görs med avseende på minskade avgasutsläpp, trafiksäkerhet, fördelningseffekter samt miljöeffekterna från ökad skrotning och nyproduktion av bilar. Därefter redovisas ett räkneexempel där starkare ekonomiska styrmedel används för att öka skrotningen av äldre bilar. Till sist förs ett resonemang om vilka ekonomiska styrmedel som bör användas för att, på ett samhällsekonomiskt optimalt sätt, regionalt minska miljöbelastningen från de äldsta bilarna med höga avgasutsläpp.

ISBN 91-620-5414-7

ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET