

Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömåls- myndigheternas gemensamma prisdatabas

Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömålsmyndigheternas gemensamma prisdatabas

Tore Söderqvist och Jenny Wallström
Anthesis Enveco AB

2017-06-30

Rapport 2017:8

www.enveco.se

INNEHÅLL

FÖRKORTNINGAR	7
1 INTRODUKTION	9
2 VATTENFÖRORENINGAR	10
2.1 Förbättrad vattenstatus	10
2.2 Förbättrad vattenstatus	13
2.3 Minskad tillförsel av kväve till Östersjön.....	15
2.4 Minskad tillförsel av fosfor till Östersjön	15
3 LUFTFÖRORENINGAR	17
3.1 Koldioxid.....	17
3.2 Övriga luftföroreningar (exkl. koldioxid).....	19
3.2.1 Kväveoxider (NOx).....	20
3.2.2 Ammoniak	21
4 KEMIKALIER OCH TUNGMETALLER.....	22
5 ÖVRIGT	25
5.1 Buller	25
5.2 Värdet av ett statistiskt liv (VSL) och kvalitetsjusterade levnadsår (QALY).....	27
5.3 Antibiotika i jordbruket	29
REFERENSLISTA	30

FÖRKORTNINGAR

ASEK	Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn
BSAP	Baltic Sea Action Plan
CAS	Chemical Abstracts Service (klassificering av kemikalier)
CE	Choice experiments
CVM	Contingent valuation method, scenariometoden
DALY	Funktionsnedsatta levnadsår
DB	Dichlorobenzen
Db	Decibel
HELCOM	Helsinki Commission
N	Kväve
NO _x	Kväveoxider
P	Fosfor
QALY	Kvalitetsjusterade levnadsår
SO _x	Svaveloxider
VOC	Kolväten
VSL	Värdet av ett statistiskt liv
WTP	Willingness to pay, (maximal) betalningsvilja

1 INTRODUKTION

Anthesis Enveco AB har på uppdrag av Jordbruksverket tagit fram underlag för en samhällsekonomisk prisdatabas som kan användas av miljömålsmyndigheter och andra i samhällsekonomiska analyser. Databasen finns tillgänglig i form av en excel-fil på Naturvårdsverkets hemsida: www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas.

I detta dokument beskrivs hur de schablonvärden som finns i prisdatabasen har tagits fram. I rapporten Söderqvist m.fl. (2017a) finns mer allmän information om prisdatabasprojektet samt metodfrågor.

Dokumentet är uppdelat i följande kategorier av föroreningar och effekter: vattenföroreningar (kapitel 2), luftföroreningar (kapitel 3), kemikalier och tungmetaller (kapitel 4) samt övrigt (buller, hälsa och ammoniak) (kapitel 5).

2 VATTENFÖRORENINGAR

2.1 Förbättrad vattenstatus

Hasselström m.fl. (2014) har, genom värdeöverföring från en norsk och en dansk scenariovärderingsstudie inom det europeiska projektet Aquamoney (2006-2009), skattat det ekonomiska värdet av en förbättrad ekologisk status för så många av Sveriges inlandsvatten som möjligt. Den norska studien (Barton m.fl. 2009) undersökte betalningsviljan (WTP) bland boende i avrinningsområdet Morsa, som är 700 kvadratkilometer stort och beläget i sydvästra Norge, för att sjöar i deras närområden ska få förbättrad vattenkvalitet. Den danska studien (Jensen m.fl. 2013) skattade (med hjälp av data från Hasler m.fl., 2009) betalningsviljan bland boende i avrinningsområdet kring Odense å, vilket är 1 046 kvadratkilometer stort och beläget på Fyn i centrala Danmark. Båda områdena är drabbade av växtnäringsoverskott (eutrofiering, övergödning) och därför gjordes värdeöverföringen till Sverige enbart till områden med eutrofieringsproblematik. Scenariofrågorna i primärstudierna bygger på den klassificering som används för bedömningar för ekologisk status i vattenförekomster enligt Vattendirektivet (dvs. dålig, otillfredsställande, måttlig, god och hög status), med skillnaden att de lägsta nivåerna (dålig och otillfredsställande) har slagits ihop till en nivå (vilket gjordes för att skapa jämförbarhet med en ”vattenkvalitetsstege” som användes i ursprungsstudien Hasler m.fl., 2009).

De metoder som användes i primärstudierna för att skatta betalningsviljan är två olika scenariometoder: choice experiment (CE) och contingent valuation (CV). I värdeöverföringen har data från CE-metoden använts, eftersom denna gav information om betalningsviljan för en respektive två klassers förbättring av statusen utifrån olika utgångslägen. Tabell 1 visar betalningsviljan per hushåll och år för olika statusförändringar. Skillnaderna i betalningsvilja mellan olika utgångslägen vad gäller statusnivå har använts för att konstruera ett mer generellt intervall för betalningsviljan per hushåll för en respektive två klassers förbättring.

Tabell 1. Betalningsvilja per hushåll och år för förbättring av vattenkvaliteten i ett avrinningsområde med en respektive två klasser. 2012 SEK.

Antal klasser	Förändring	WTP/hushåll/år	WTP-intervall/ hushåll/år
En klass	Från dålig/otillfredsställande till måttlig status	485,70	485,70 kr - 576,55
	Från måttlig till god status	576,55	
Två klasser	Från dålig/otillfredsställande till god status	604,57	604,57 kr - 612,00
	Från måttlig till hög status	612,00	

Dessa värden kan jämföras med en scenariovärderingsstudie genomförd av Soutukorva m.fl. (2017) där betalningsviljan bland boende i Stockholms kommun för att alla sjöar och vattendrag i kommunen ska uppnå god ekologisk status

undersöks. Den årliga medelbetalningsviljan är 689,88 – 781,92 kr per hushåll (2016 års prisnivå). Intervallet består av osäkerheter i data angående huruvida vissa respondenter kan antas ha en betalningsvilja eller inte. Detta intervall ligger nära de skattningar som visas i tabell 1.

Överföringen i Hasselström m.fl. (2014) har genomförts genom en så kallad punktvärdesöverföring, dvs. en överföring av ett punktvärde (i detta fall medelbetalningsviljan per hushåll och år) för studieområdet till policyområdet. På grund av att många av Sveriges avrinningsområden är större än de studerade områdena i primärstudierna har värdeöverföringen gjorts på åtgärdsområdesnivå istället för avrinningsområdesnivå. Åtgärdsområden är mindre än avrinningsområden och innehåller vanligen fler än en vattenförekomst (se figur 1). Vid överföringen gjordes indirekt antagandet att hushållen värderar miljöförbättringar i området som helhet och att betalningsviljan per hushåll därmed är oberoende av antalet vattenförekomster eller storleken på dessa.

Figur 1. Sveriges 247 åtgärdsområden enligt Vattenmyndigheterna (från Hasselström m.fl. 2014).



Överföringar kunde genomföras för 151 av Sveriges 247 åtgärdsområden. De åtgärdsområden som har uteslutits är framförallt sådana som är större än 3 000 km², eftersom dessa inte bedömts motsvara scenarierna som användes i primärstudierna. Åtgärdsområdena som överföringen skett till är i genomsnitt 831 km² stora (min 22 km², max 2 982 km²). Åtgärdsområden som redan uppnår god vattenstatus, enbart innehåller kustvatten, inte innehåller några eutrofierade vattenförekomster eller där dataunderlag saknas har också uteslutits. Ett antagande gjordes att betalningsviljan inte varierar mellan åtgärdsområdena med avseende på antalet eutrofierade sjöar och vattendrag.

Intervallen för medelbetalningsvilja multiplicerades med beräknat antal hushåll i respektive åtgärdsområde för att få fram en total betalningsvilja för värdet av en eller två klassers vattenstatusförbättring. Medelvärden för alla åtgärdsområden visas i tabell 2, vilka kan användas som schablonvärden för förbättrad vattenstatus. Värdena kan användas additivt eftersom det i primärstudierna antas att betalningsviljan är noll utanför området som undersöks. Vid en fördjupad analys skulle det vara av intresse att mer detaljerat studera åtgärdsområdenas olika egenskaper för att kunna bedöma vilka medelbetalningsviljeintervall som kan betraktas som extremvärden.

Tabell 2. Aggregerad årlig medelbetalningsvilja för förbättring av vattenkvaliteten med en respektive två klasser i ett åtgärdsområde. 2012 SEK.

Antal klasser	Förändring	Aggregerad WTP/år	Aggregerat WTP-intervall/år
En klass	Från dålig/otillfredsställande till måttlig status	10 700 000	10 700 000 - 12 700 000
	Från måttlig till god status	12 700 000	
Två klasser	Från dålig/otillfredsställande till god status	13 300 000	13 300 000 - 13 400 000
	Från måttlig till hög status	13 400 000	

Eftersom åtgärdsområden är stora blir dessa schablonvärden per åtgärdsområde klumpiga och kanske inte helt användbara i alla sammanhang. Idealt vore att komma fram till värden i andra enheter såsom vattenförekomst, hektar, eller km strandsträcka. Vad gäller enheten vattenförekomst bedömde Hasselström m.fl. (2014) att det skulle krävas för mycket hantering av grunddata på grund av det stora antalet vattenförekomster i Sverige (23 000). Dessutom syftar inte primärstudierna till att skatta betalningsviljan för enskilda vattenförekomster, utan för ett område med flera vattenförekomster. Detta är också en anledning till att det vore problematiskt att omvandla skattningarna till att gälla per hektar eller per km strandsträcka – det skulle troligen inte motsvara scenariot i primärstudierna. För dessa enheter skulle schablonvärdena även behöva differentieras för olika områden utifrån befolkningsstorlek eftersom variationen i skattningarna per åtgärdsområde är relaterad till antalet hushåll.

2.2 Förbättrad vattenstatus

Informationen om hushållens betalningsvilja för en och två klassers statusförbättring av vattenkvaliteten användes sedan i Hasselström m.fl. (2014) för att beräkna värdet av att uppnå god ekologisk status i respektive åtgärdsområde. Varje åtgärdsområde klassificerades enligt statusnivåerna utifrån den vanligast förekommande statusen i de eutrofierade vattenförekomsterna. På grund av att data om utgångsläget saknats i primärstudierna användes betalningsviljeestimatet för klassförbättringarna oberoende av rådande status i åtgärdsområdena.

De värdeöverförda betalningsviljorna för att uppnå god vattenstatus kan jämföras med nödvändigt reduktionsbehov för fosfor för respektive åtgärdsområde för att god status faktiskt ska kunna uppnås. Reduktionsbeting för fosfor för inlandsvatten har funnits för 139 av de 151 studerade åtgärdsområdena (genom kontakt med Mikael Gyllström, Vattenmyndigheterna). Reduktionsbeting för kväve saknas på grund av att eutrofiering i inlandsvatten i huvudsak är relaterad till fosfor. Genom att dividera betalningsviljan för att uppnå god vattenstatus i varje åtgärdsområde med respektive reduktionsbeting ges betalningsviljan per kg reducerat fosfor. Det bör observeras att denna beräkning utgår ifrån att eutrofiering till följd av fosfortillförsel är en så dominerande orsak till att god vattenstatus inte uppnås att det blir rimligt att relatera hela betalningsviljan till just reduktionsbetinget för fosfor. Beräkningen stämmer överens med utgångspunkten för värdeöverföringen i Hasselström m.fl. (2014), nämligen att värdeöverföringen skedde till åtgärdsområden med eutrofieringsproblematik.

Eftersom depositionen av fosfor sker nära källan och problemen med övergödning dessutom varierar i Sverige finns det anledning att regionalisera schablonvärdet. Det finns dock en kraftig variation mellan åtgärdsområden - från 102 till 487 252 kr/kg fosfor. Den stora variationen beror på att områden som har en stor population och små övergödningssproblem ger en väldigt hög betalningsvilja per kg, medan glest befolkade områden med stora reduktionsbehov av resulterar i en låg betalningsvilja per kg. Av denna anledning är det rimligt att vid en regionalisering istället använda större regioner än åtgärdsområden. Vi har därför valt att utgå ifrån Sveriges vattendistrikt (Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet) enligt Vattenmyndigheterna (se figur 2 nedan). Detta ger mer generella värden som inte är så beroende av storleken på populationen och reduktionsbehovet i enskilda åtgärdsområden. Tabell 3 visar att värdet per reducerat kilo fosfor i sjöar och vattendrag i Bottenvikens distrikt är lågt i jämförelse med övriga områden, vilket verkar rimligt eftersom övergödningssproblematiken är mindre där.

Figur 2. Sveriges vattendistrikt (Bottenviken, Bottnhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet).



Tabell 3. Värdet av att minska fosfortillförseln till sjöar och vattendrag, uttryckt i kr per kg P som genomsnitt för åtgärdsområdena i vattendistriktet. Prisnivå 2012.

Distrikt	Antal observationer (åtgärdsområden)	kr/kg P
Bottenviken	2	560 - 670
Bottnhavet	16	9 700 - 11 000
Norra Östersjön	55	4 500 - 5 200
Södra Östersjön	39	2 900 - 3 300
Västerhavet	27	2 000 - 2 300
Nationellt	139	3 100 - 3 500

Den sammanlagda betalningsviljan för att uppnå god vattenstatus i alla (inkluderade) åtgärdsområden uppgår till ca 1,7 – 1,9 miljarder kronor per år. Det totala reduktionsbehovet för de 139 åtgärdsområdena uppskattas till 537 503 kg fosfor per år. Detta ger ett nationellt genomsnitt på ca 3 100-3 500 kr per kg minskat fosfor.

2.3 Minskad tillförsel av kväve till Östersjön

För att skatta värdet av minskad tillförsel av kväve till marint vatten har en ny egen beräkning gjorts som utgår ifrån den senaste stora internationella betalningsviljestudien för Östersjön (Ahtiainen m.fl., 2014). Denna skedde koordinerat i samtliga länder runt Östersjön och gällde betalningsviljan för ett åtgärdspaket där åtgärder ska vidtas i samtliga länder. Beräkningen har gjorts på följande sätt:

Den totala betalningsviljan bland svenskar över 18 år för att minska föroreningarna i Östersjön till en nivå där övergödningen minskar och Baltic Sea Action Plan (BSAP) uppfylls uppgår till 572,7 miljoner euro (95 % konfidensintervall: 452,3–693,2) årligen (Ahtiainen m.fl., 2014). Detta motsvarar 5 173 miljoner kronor per år, givet en eurokurs på 9,0335.

HELCOM (2015, s. 98) uppskattade att tillförseln av kväve till Östersjön måste reduceras med 70 988 ton årligen i jämförelse med referensperioden 2008-2010 för att uppnå god ekologisk status enligt BSAP år 2021.

Genom att dividera betalningsviljan per år med reduktionsbetinget per år kan betalningsviljan per kg reducerat kväve uppskattas till $5\,173\,000\,000 / 70\,988\,000 =$ ca 73 kr/kg (95 % konfidensintervall: 58–88).

Det är dock inte bara svenskar som värdesätter rent vatten i Östersjön. Den totala betalningsviljan för befolkningen i alla nio länder kring Östersjön uppgår till 3 603 miljoner euro (95 % konfidensintervall: 3 314–3 890) per år. Detta motsvarar 32 548 miljoner kronor (eurokurs 9,0335). Betalningsviljan per kg reducerat kväve blir således $32\,548\,000\,000 / 70\,988\,000 =$ 460 kr (95 % konfidensintervall: 420–500) vid inkluderande av människor i alla nio länder.

Schablonvärdena för kväve är genomsnitt för hela Östersjön. Dessa bör användas när de minskningar som ska värderas har betydelse för marin övergödning. Det skulle kunna innebära att reduktioner av kväve i områden som inte har övergödningssproblem, exempelvis delar av Bottenviken och Bottenhavet, inte värderas.

För att inte dubbelräkna är det viktigt att inte addera värdet för kväve till värdet för fosfor när det gäller marin övergödning. Kväve-värdet kan användas för att värdera minskad tillförsel av kväve till marina vatten under förutsättning att kvävereduktionen har kombinerats med den fosforreduktion som krävs för att uppfylla reduktionsbetinget för fosfor.

2.4 Minskad tillförsel av fosfor till Östersjön

Precis som för kväve divideras svenskarnas årliga betalningsvilja (5 173 miljoner kr, Ahtiainen m.fl., 2014) för att uppnå god ekologisk status enligt BSAP med reduktionsbetinget för fosfor per år (12 132 ton, HELCOM, 2015), vilket leder till att

betalningsviljan per kg reducerat fosfor blir $5\,173\,000\,000/12\,132\,000 = 430$ kr/kg (95 % konfidensintervall: 340-520).

Vid inkludering av människor i alla nio länder blir betalningsviljan per kg reducerat fosfor $32\,548\,000\,000/12\,132\,000 = 2\,700$ kr (95 % konfidensintervall: 2 500-2 900).

Observera att precis som påpekades för kväve ovan går det inte att addera värdet för kväve till värdet för fosfor när det gäller marin övergödning. Fosfor-värdet kan användas för att värdera minskad tillförsel av fosfor till marina vatten under förutsättning att fosforreduktionen har kombinerats med den kvävereduktion som krävs för att uppfylla reduktionsbetinget för kväve.

3 LUFTFÖRORENINGAR

3.1 Koldioxid

Utsläppen av koldioxid påverkar klimatet globalt. Andra så kallade växthusgaser kan räknas om till koldioxidekvivalenter med motsvarande klimateffekt. Eftersom utsläppen av koldioxid och andra växthusgaser ger global klimatpåverkan är det viktigt att klargöra huruvida förändringarna av de svenska utsläppen värderas med avseende på det svenska samhället (nationell samhällsekonomisk analys är normalfallet) eller om även effekter på utländska samhällen inkluderas.

Att uppskatta marginalkostnaden för de nuvarande och framtida skadeverkningarna av koldioxidutsläpp är den mest relevanta värderingsmetoden vid utvecklandet av ett schablonvärde för koldioxid. Att på det sättet följa skadekostnadsansatsen är dock förknippat med betydande svårigheter, eftersom effekterna och skadekostnaderna för klimatförändringar är svåra att uppskatta och värdera monetärt. De värderingsstudier som genomförts har framförallt fokuserat på de relativt säkra effekter som ligger i närtid och värderingarna har baserats på marknadspriser. Värderingen beror också på hur risker och osäkerheter hanteras. Ju högre risker som inkluderas, desto högre blir skadekostnaden per kg koldioxid. Det finns ingen konsensus kring till exempel val av diskonteringsränta och om, och i så fall hur, värdet av förlorade liv i utvecklingsländer ska beräknas. En annan osäkerhet är hur mark- och livsmedelspriser påverkas av klimatförändringarna. Om det antas att livsmedelspriserna stiger till följd av att resurser såsom vatten, odlingsbar mark och biomassa blir knappa blir skadekostnaden av koldioxid högre än om priserna för livsmedel inte väntas stiga.

Eftersom det inte finns någon studie som inkluderar samtliga (eller tillräckligt många) effekter rekommenderar ASEK (Trafikverket, 2016, kap. 12) att utsläpp av koldioxid, eller koldioxidekvivalenter, ska värderas till ett ekonomiskt skuggpris härlett från koldioxidskatten. ASEK-kalkylvärdet som rekommenderas är 1,14 kr/kg CO₂, 2014 års prisnivå. För känslighetsanalyser rekommenderas ett värde på 3,50 kr/kg, 2014 års prisnivå. Detta värde utgår således inte ifrån skadekostnadsansatsen, utan baseras på politiska beslut, och det är därför tveksamt om det bör användas i samhällsekonomiska analyser.

Isacs m.fl. (2016) har gjort en genomgång av de skattningar av koldioxideffekter som finns tillgängliga i den internationella litteraturen (2006-2015) och diskuterar vilka värden som kan vara lämpliga att använda. Variationen i skattningarna är stora och beror på osäkerheter vad gäller exempelvis klimatkänslighet, antaganden om framtida utsläpp och beslutsfattarens etiska ställningstaganden. Isacs m.fl. (2016) drar slutsatsen att det inte finns något enskilt korrekt monetärt värde för koldioxid. Författarna föreslår att marginella åtgärds kostnader ska användas som schablonvärden för utsläpp som omfattas av bindande mål inom EU i analyser på kort sikt, medan skattningar av skadekostnader bör användas för alla andra utsläpp.

Utifrån litteraturgenomgången valde författarna ut ett antal monetära värden som kan användas i samhällsekonomiska analyser (se tabell 4). Höga och låga värden ges för två tidpunkter, år 2015 och år 2050.

Skadekostnadsvärdena är globala och kommer från två studier med respektive skattningar för båda tidpunkterna. Lågpriserna (dvs. 57 respektive 125 kr/ton CO₂) kommer från en meta-analys av Tol (2013) som baseras på 588 olika skattningar. Isacs m.fl. (2016) bedömer att dessa skattningar är undervärderingar bland annat på grund av inkompleta skadekostnadsfunktioner och föråldrade data. Högpriserna (6 774 respektive 11 358 kr/ton CO₂) kommer från Ackerman och Stanton (2012) som undersöker effekter genom den så kallade DICE-modellen (Dynamiska integrerade modellen för klimat och ekonomi), vilken är en datorbaserad bedömningsmodell för att väga nyttor mot kostnader för klimatåtgärder. Skattningarna kommer från en modellering med låg diskonteringsränta, hög klimatkänslighet och vissa katastrofala klimateffekter. Värt att nämna är att även om detta ges som ett exempel på en hög skattning finns det långt högre skattningar av skadekostnader, t.ex. Anthoff m.fl. (2009) som presenterar ett värde på ca 280 000 kr/ton CO₂.

Det finns två kategorier av monetära värden som baseras på åtgärds-kostnader: en för utsläpp som omfattas av EUs handel med utsläppsrätter och en för europeiska utsläpp som inte omfattas av handeln med utsläppsrätter. Värdena för 2015 inom handelssystemet (61 respektive 68 kr/ton CO₂) baseras på marknadspriser för utsläppsrätterna (European Energy Exchange, 2015), medan värdena för utsläpp från sektorer utanför handelssystemet (674 respektive 1 123 kr/ton CO₂) baseras på den högsta och lägsta svenska koldioxidskattesatsen år 2015 (Skatteverket, 2015a och 2015b). 2050 års värden (1 244 respektive 3 724 kr/ton CO₂) baseras på antagandet att en global marknad för koldioxid kommer att finnas på plats innan dess och ett marknadspris har beräknats av DECC (2013). Användning av värden som baseras på priset på utsläppsrätter förutsätter att marknaden fungerar väl och att målet har satts utifrån vad som är samhällsekonomiskt optimalt.

Tabell 4. Föreslagna samhällsekonomiska värden på utsläpp av koldioxid, kr/ton CO₂, 2015 års prisnivå*. Källa: Isacs m.fl. (2016).

Ansats	Relevans	2015		2050	
		Lågpris	Högpris	Lågpris	Högpris
Skadekostnad	Utsläpp utan bindande mål	57	6 774	125	11 358
Åtgärds-kostnad	EU-utsläpp inom handeln för utsläppsrätter	61	68	1 244	3 724
	EU-utsläpp utanför handeln för utsläppsrätter	674	1 123		

* Alla skattningar har omvandlats från euro till SEK genom årsgenomsnitt för 2015 (1 euro=9,3562 kr).

Isacs m.fl. (2016) föreslår att valet av schablonvärde utifrån skadekostnadsansatsen ska reflektera de värderingar som beslutsfattaren vill ska prägla beslutet om t ex en åtgärd och att känslighetsanalyser ska göras med alternativa värden. Detta kan göras utifrån följande tre riktlinjer:

- De lägre värdena (57 kr/ton på kort sikt och 125 kr/ton på lång sikt) bör användas vid antaganden om låg klimatkänslighet, att dagens generationer är viktigare än gårdagens och vid mindre oro för risker.
- De högre värdena (6 774 kr/ton på kort sikt och 11 358 kr/ton på lång sikt) bör användas vid antaganden om hög klimatkänslighet, lika vikt åt framtida och nuvarande generationer samt katastrofala klimatförändringar.
- En medelväg mellan dessa scenarier kan vara att använda medelvärdena (3 415 kr/ton för kort sikt och 5 742 kr/ton för lång sikt).

Dessa skattningar är förenliga med skadestodansatsen och gäller alltså globala skadeverkningar av klimateffekter. Förekomsten av EU:s utsläppsrättssystem gör dock att vid utvärdering av åtgärder som minskar koldioxidutsläpp måste det bedömas om åtgärderna medför en nettominskning, dvs. faktiskt minskar skadestoderna, eller om åtgärderna leder till att utsläppsrätter kan användas någon annanstans, dvs. ingen nettominskning av utsläppen.

3.2 Övriga luftföroreningar (exkl. koldioxid)

I ASEK finns också kalkylvärden för lokala och regionala effekter av luftföroreningar (Trafikverket, 2016, kap 11). Lokala effekter är de som uppstår i närheten av utsläppen av luftföroreningarna och innebär främst negativa hälsoeffekter för personer i utsläppskällans närhet, men också nedsmutsning och materiella skador. Regionala effekter sträcker sig över större geografiska områden och omfattar framförallt skador på ekosystemen. Tabell 5 presenterar de kalkylvärden som ingår i ASEK. Utsläpp i tätorter innebär både regionala naturskadeeffekter och lokala hälsoeffekter/nedsmutsning, medan utsläpp i landsbygdsmiljö enbart innebär regionala naturskadeeffekter. För att värdera skadorna för luftföroreningar i tätort ska alltså regionala och lokala effekter summeras.

Tabell 5. ASEK 6.0-värden för luftföroreningars lokala och regionala effekter (2014 års prisnivå).

Ämne	Effekter	Baspris	Enhet
Kväveoxider (NO _x)	Regionala	86	kr/kg
Svaveloxider (SO _x)	Regionala	29	kr/kg
Kolväten (VOC)	Regionala	43	kr/kg
Partiklar	Regionala	0	Kr/kg
Fina partiklar (PM _{2,5})	Lokala	585,9	kr/exponeringsenhet
Kväveoxider (NO _x)	Lokala	2	kr/exponeringsenhet
Svaveloxid (SO ₂)	Lokala	17,2	kr/exponeringsenhet
Kolväten (VOC)	Lokala	3,4	kr/exponeringsenhet

Antalet exponeringsenheter beräknas genom att multiplicera den så kallade ”ventilationsfaktorn” (som beskriver vindförhållanden) för tätorten (exponering per

person och kilo utsläpp) med 0,029 och med tätortens folkmängd (antal personer) upphöjt till 0,5. I Trafikverket (2016, kap 11) presenteras ventilationsfaktorer för olika delar av landet som kan användas för beräkning av exponeringsenheter.

De lokala effekterna har värderats med hjälp av exponerings-respons-funktioner. Hälsoeffekterna av luftföroreningarna består av ökad dödlighet och ökad sjuklighet. Dessa har skattats utifrån en uppskattning av det förväntade värdet av ett förlorat levnadsår, vilket i sin tur baseras på värdet av ett statistiskt liv (VSL) utifrån individens betalningsvilja. Värderingen av de regionala effekterna baseras på åtgärds-kostnaden för att uppnå politiskt uppsatta miljömål. Eftersom värderingen av regionala effekter inte utgår ifrån skadestansansatsen bör dessa värden användas med försiktighet. ASEK-arbetet har initierat studier som syftar till att ge en grund för en framtida revision av ASEK-värdena för luftföroreningar. Studierna har konstaterat att de nuvarande ASEK-värdena med största sannolikhet är kraftigt föråldrade och dessutom är deras ursprung dunkelt (Barregård m.fl., 2015; Söderqvist m.fl., 2017b). I väntan på en mer genomgripande revision kan schablonvärden för vissa deffekter beräknas. Vi gör detta nedan för de konsekvenser som luftutsläpp av kväveoxider respektive ammoniak har för övergödningen av Östersjön.

ASEK presenterar inget schablonvärde för större partiklar (PM₁₀) som främst kommer från slitage från vägbanan. Detta beror på att den kostnad som används i nuvarande beräkningar för fina partiklar (PM_{2,5}) bedöms överskatta kostnaden och att det därför inte är lämpligt att lägga till ytterligare ett värde. Om det ändå finns behov av ett schablonvärde för större partiklar finns ett förslag från Noring (2014) på 30 euro/kg PM₁₀-eq (286 kr/kg, givet eurokursen 9,5413) för regionala effekter. Värdet baseras på europeiska skattningar av skadestans genomförda av Bruyn m.fl. (2010).

EcoSenseLE (ecoweb.ier.uni-stuttgart.de) är ett verktyg för att uppskatta kostnader för hälsoeffekter orsakade av luftföroreningar i Europa. Det pågår just nu revideringar av de schablonvärden som används i EcoSenseLE. Därför bör det i eventuellt fortsatt arbete med prisdatabasen ingå att följa utvecklingen av dessa värden.

3.2.1 Kväveoxider (NO_x)

Utsläpp av NO_x innebär negativa hälsoeffekter, men även miljöeffekter i form av ökad övergödning. Baserat på de beräkningar som presenteras i avsnitt 2.3 om värdet av att minska tillförseln av kväve till Östersjön kan vi säga något om NO_x avseende marin övergödning. Som framgår av Söderqvist m.fl. (2017b) är hälsosidan dock mycket mer komplicerad. Det är vidare viktigt att komma ihåg att marin övergödning endast är en deffekt av NO_x-utsläpp när det gäller miljöeffekter, eftersom NO_x även leder till försurning och övergödning av mark.

Tillförseln av kväve från NO_x-utsläpp sker främst genom atmosfärisk deposition direkt till havet, men också genom deposition på sjöar och vattendrag som sedan transporteras vidare till havet. Den direkta atmosfäriska depositionen av oxiderat kväve (NO_x-N) på Östersjön från utsläpp i Sverige uppskattas för år 2014 till 4 900 ton (Bartnicki. m.fl., 2016). indirekta tillförseln av kväve (via vattendrag) kan, utifrån information för år 2014 om mängden kväve som faller ned till ytvatten (Sjöberg m.fl., 2016) och genomsnittlig retention i sjöar och vattendrag (Ejhed m.fl., 2016), uppskattas till 560 ton NO_x-N. Totalt tillfördes alltså 4 900 + 560 = 5 460 ton NO_x-N till Östersjön. De totala svenska utsläppen av NO_x var 134 180 ton år 2014 (Naturvårdsverket, 2017a). Med ett antagande om att det inte är nödvändigt att göra någon regionalisering av de svenska NO_x-utsläppens betydelse för depositionen på Östersjön innebär detta att utsläpp av 1 kg NO_x leder till en tillförsel på $5\,460/134\,180 = \text{ca } 0,0407 \text{ kg N}$ i Östersjön.

I avsnitt 2.3 skattas nyttan för svenskar av att minska tillförseln av kväve till Östersjön till 73 kr/kg (95 % konfidensintervall: 58–88). Detta innebär att värdet av att minska utsläppen av NO_x med 1 kg är $73 * 0,0407 = 3,00 \text{ kr}$ (95 % konfidensintervall: 2,40-3,60). Vid inkludering av allmänhetens betalningsvilja i alla nio länder blir värdet per minskat kg NO_x-utsläpp $482 * 0,0407 = 19 \text{ kr}$ (95 % konfidensintervall: 17-20).

3.2.2 Ammoniak

På samma sätt som för kväveoxider görs en beräkning av nyttan av att minska utsläppen av ammoniak (NH₃) med avseende på marin övergödning. Det är dock viktigt att komma ihåg att marin övergödning endast är en deffekt och att ammoniak även leder till försurning och övergödning av mark.

De totala svenska utsläppen av NH₃ var 59 810 ton år 2014 (Naturvårdsverket, 2017b). Den direkta atmosfäriska depositionen av reducerat kväve (NH₃-N) på Östersjön från utsläpp i Sverige uppskattas för år 2014 till 7 600 ton (Bartnicki. m.fl., 2016) och den indirekta tillförseln av kväve (via vattendrag) uppskattas till 1 541 ton NH₃-N (Sjöberg m.fl., 2016, Ejhed m.fl., 2016). Den totala depositionen av reducerat kväve till Östersjön var alltså $7\,600 + 1\,541 = 9\,141 \text{ ton NH}_3\text{-N}$. Med ett antagande om att det inte är nödvändigt att göra någon regionalisering av de svenska NH₃-utsläppens betydelse för depositionen på Östersjön innebär detta att utsläpp av 1 kg NH₃ leder till att $9\,141/59\,810 = \text{ca } 0,153 \text{ kg N}$ tillförs Östersjön.

Värdet av att minska utsläppen av NH₃ med 1 kg kan, med hjälp av beräkningarna i avsnitt 2.3, och på liknande sätt som för NO_x, skattas till $73 * 0,153 = 12 \text{ kr}$ (95 % konfidensintervall: 9-14) för allmänheten i Sverige och $482 * 0,153 = 74 \text{ kr}$ (95 % konfidensintervall: 68-80) vid inkludering av betalningsviljan i alla nio länder.

4 KEMIKALIER OCH TUNGMETALLER

Inom livscykelanalysområdet (LCA) används karaktäriseringsmetoder för att jämföra och aggregera potentiella effekter av toxiska ämnen genom att uttrycka dem i en gemensam enhet. Detta har skett inom storskaliga projekt som t.ex. USEtox (www.usetox.org) och ReCiPe (www.lcia-recipe.net). Dessa metoder fångar upp en rad olika effekter och spridningsvägar och kan potentiellt användas vid framtagande av schablonvärden för olika substanser. En sådan ansats innebär grova förenklingar, men kan vara lämplig för att slippa tidskrävande analyser för varje enskild substans.

ReCiPe (Goedkoop m.fl. 2009) uttrycker kemiska ämnen och tungmetaller i 1,4 DB (dichlorobenzen)-ekvivalenter. Modellen som används tar hänsyn till ämnens persistens i miljön (environmental persistence, fate), ackumulering i näringskedjan (exponering) och toxicitet (effekt) för ämnet. Exponeringen antas ske via luft, dricksvatten och mat. Både cancerogena och icke-cancerogena hälsoeffekter är inkluderade. Konsekvenserna har modellerats för stad respektive landsbygd, varav staden antas ha en befolkningstäthet på 2 000 personer/km². Detta kan jämföras med Stockholms kommun som har en befolkningstäthet på ca 5 000 personer/km² (SCB, 2016). Tidshorizonten i modellen är 100 år.

Noring m.fl. (2014) föreslår ett värde för humantoxicitet om 0,31 Euro/kg 1,4 DB-ekvivalent (Intervall: 0,002-0,543 Euro/kg 1,4 DB-ekvivalent). Värdet baseras på europeiska skadekostnader från utsläpp av olika typer av tungmetaller (Bruyn m.fl. 2010) och karaktäriseringsfaktorer från Goedkoop m.fl. (2009). Utifrån detta värde kan schablonvärden i princip skapas för de tusentals substanser som finns i ReCipes databas (ReCiPe111, 2014).

För att illustrera denna ansats har schablonvärden tagits fram för följande substanser:

- Arsenik (CAS: 007440-38-2)
- Bly (CAS: 007439-92-1)
- Kadmium (CAS: 007440-43-9)
- Kvicksilver (CAS: 007439-97-6)
- Nickel (CAS: 007440-02-0)
- Glyfosat, ogräsmedel (CAS: 001071-83-6)
- MCPA, ogräsmedel (CAS: 000094-74-6)
- Propikonazol, svampmedel (CAS: 060207-90-1)
- Pyretriner, insektsmedel (CAS: 008003-34-7)

Substanserna glyfosat, MCPA, propikonazol och pyretriner valdes som illustration eftersom de representerar olika kategorier av växtskyddsmedel och används i stor

omfattning (år 2015 såldes 682,8; 103,6; 27,4 respektive 0,5 ton) i Sverige, bland annat i jordbruket (Kemikalieinspektionen, 2016).

För dessa substanser anges värden för utsläpp till följande medier:

- Luft (stad och landsbygd)
- Vatten (vattendrag och hav)
- Jord (jordbruk, industriell mark och skog).

I ReCiPe (ReCiPe111, 2014) har modelleringar gjorts för tre olika perspektiv för att hantera osäkerhet. Perspektiv 1 baseras på kortsiktiga intressen, säkra effekter och teknisk optimism. Perspektiv 2 bygger på vanliga politiska principer när det gäller tidsram och andra frågor. Perspektiv 3 baseras på försiktighet med längst tidsram och effekter som inte är helt säkra men för vilka viss indikation är tillgänglig etc. I detta projekt har schablonvärden tagits fram utifrån perspektiv 2.

Tabell 6 visar vilken typ av information som kan tas framför de kemikalier och metaller som valts ut. I vilken utsträckning schablonvärdena för substanserna i respektive medium går att summera och exakt vilka effekter som ingår återstår att undersöka.

Tabell 6. Exempel på information om humantoxikologiska skadekostnader för de utvalda substanserna. Kr/kg, 2010 års prisnivå.

Substans	CAS-nummer	Medium (compartment)	Undermedium (subcompartment)	Baspris*	Lågpris*	Högpris*
Kadmium	007440-43-9	Luft	Stad	106 499	756	186 544
Kadmium	007440-43-9	Luft	Landsbygd	133 795	950	234 357
Kadmium	007440-43-9	Jord	Jordbruk	281 448	1 997	492 988
Kadmium	007440-43-9	Jord	Skog	1 610	11,4	2 820
Kadmium	007440-43-9	Jord	Industri	1 637	11,6	2 867
Kadmium	007440-43-9	Vatten	Vattendrag	362	2,6	634
Kadmium	007440-43-9	Vatten	Hav	97	0,7	171
Glyfosat	001071-83-6	Jord	Jordbruk	0,00218	0,00002	0,00381
MCPA	000094-74-6	Jord	Jordbruk	11,29	0,08	19,77
Pyretriner	008003-34-7	Jord	Jordbruk	2,96	0,02	5,19
Propikonazol	060207-90-1	Jord	Jordbruk	8,1	0,06	14,1
Arsenik	007440-38-2	Jord	Jordbruk	8 176	58	14 322
Bly	007439-92-1	Jord	Jordbruk	1 774	12,6	3 106
Kvicksilver	007439-97-6	Jord	Jordbruk	3 697	262	64 760
Nickel	007440-02-0	Jord	Jordbruk	11,8	0,08	20,6

*Priserna baseras på 0,31 Euro/kg 1,4 DB-eq (Intervall: 0,002-0,543 Euro/kg 1,4 DB-eq) (Noring m.fl. (2014)).

Eftersom Norings m.fl. (2014) intervall för humantoxicitet är baserat på skadekostnader för metaller skulle en uppdatering av intervallet vara möjlig där

även andra toxiska ämnen ingår, eller olika intervall för olika typer av substanser. För att kunna avgöra värdenas relevans och huruvida en uppdatering är nödvändig krävs dock fortsatt arbete i form av en granskning av hur intervallet har tagits fram.

Ett sätt att validera schablonvärdena framtagna med hjälp av 1,4 DB-ekvivalenter kan vara att jämföra dessa med resultat från faktiska värderingsstudier. Sørensen m.fl. (2017) har skapat en katalog med studier som undersöker effektvägen från kemisk exponering (eller utsläpp) till samhällsekonomisk värdering av de relaterade hälsoeffekterna. Skattningar från dessa studier skulle kunna jämföras med de resultat som tas fram med hjälp av 1,4 DB-ekvivalenter. En validering med hjälp av sådana jämförelser har dock inte rymts inom vårt projekt, men ett exempel på hur det skulle kunna genomföras ges nedan.

Tillvägagångssättet kan illustreras för kadmium baserat på en studie av Kemikalieinspektionen (2012). Studien visar att den samhällsekonomiska kostnaden för frakturer orsakade av höga kadmiumhalter i maten uppgår, grovt sett, till 4,2 miljarder kronor per år. Salomon och Becker (2012) uppskattar att vuxna (mellan 17 och 80 år) i Sverige exponeras för ca 1 mikrogram kadmium per kilo och vecka via maten. Detta innebär att om medelvikten antas vara 74 kg exponeras vi för 74 mikrogram kadmium per person och vecka (=3 848 mikrogram/person/år). År 2016 var folkmängden (mellan 17 och 80 år) 7 574 330 personer (SCB, 2017), vilket innebär att den totala exponeringen av kadmium är $7\,574\,330 * 3\,848$ mikrogram = 29 kg per år. Kostnaden per kg kadmium som Sveriges vuxna befolkning (17-80 år) får i sig via maten är således 4,2 miljarder kr/29 kg kadmium = 145 miljoner kr per kg och år. För att till sist kunna sluta kedjan och relatera denna kostnad till den mängd kadmium som härrör från mat producerad av det svenska jordbruket krävs information om hur stor andel av det kadmium svenskar exponeras för kommer från importerad respektive inhemsk mat. För att kunna göra en jämförelse med värdet för kadmium till jordbruksmark i tabell 6 på 281 448 kr/kg behövs mer information, bland annat om värdet i tabell 6 reflekterar hälsoeffekter som innefattar benskörhet.

Utan den typ av validering som visas i exemplet ovan kan schablonvärdena för de utvalda substanserna inte rekommenderas. Därför har inga värden från tabell 6 lagts in i databasen.

5 ÖVRIGT

5.1 Buller

ASEK-värden finns för buller från väg- respektive järnvägstrafik (Trafikverket, 2016, kap 10). Effekterna omfattar bullerstörningar och negativa hälsoeffekter såväl inomhus som utomhus, där inom- och utomhuseffekter viktats lika. Metoden som har använts för att skatta bullerstörningar är fastighetsvärdering (hedonisk prissättning), vilken ger betalningsviljan för att minska den motsvarande bullernivån. Hälsoeffekter har värderats genom effektsamband för hjärtinfarkt och skattningar av kostnader för förlorade levnadsår, produktionsbortfall (arbetsfrånvaro) och vårdkostnader.

Tabell 7 sammanställer skadekostnaden för buller per person och år i 2014 års prisnivå samt marginalkostnaden för olika bullernivåer (50-75 decibel). För att beräkna den totala bullerkostnaden per år för en åtgärd behöver antalet personer som störs av buller, före och efter åtgärden, uppskattas och multipliceras med kostnaden. Skillnaden i total bullerkostnad vid uppskattad bullernivå före och efter åtgärden är åtgärdens effekt på bullerkostnaden. Kostnaden för enbart inomhus- eller utomhusmiljö ges genom att dividera de i tabellen presenterade kostnaderna med två.

Tabell 7. Kostnad för buller från väg- respektive tågtrafik (störningseffekter och hälsoeffekter) i kronor per person och år, prisnivå 2014.

Bullernivå (dB)	Kostnad för buller från vägtrafik (kr/person/år)	Marginalkostnad vägtrafik (kr/person/år)	Kostnad för buller från tågtrafik (kr/person/år)	Marginalkostnad tågtrafik (kr/person/år)
50	155		62	
51	483	328	192	130
52	985	502	389	197
53	1 660	675	653	264
54	2 508	848	985	332
55	3529	1 021	1 383	398
56	4 723	1 194	1 849	466
57	6 091	1 368	2 383	534
58	7 700	1 609	3 051	668
59	9 469	1 769	3 774	723
60	11 439	1 970	4 591	817
61	13 595	2 156	5 489	898
62	15 952	2 357	6 481	992
63	18 509	2 557	7 568	1 087
64	21 254	2 745	8 737	1 169
65	24 185	2 931	9 986	1 249
66	27 317	3 132	11 329	1 343
67	30 649	3 332	12 767	1 438
68	34 182	3 533	14 300	1 533
69	37 905	3 723	15 917	1 617
70	41 845	3 940	17 645	1 728

71	45 972	4 127	19 454	1 809
72	50 300	4 328	21 358	1 904
73	54 828	4 528	23 356	1 998
74	59 557	4 729	25 449	2 093
75	64 500	4 943	27 650	2 201

Figur 3 visar den totala kostnaden för buller från väg- respektive tågtrafik vid olika bullernivåer. Figur 4 visar marginalkostnaden, dvs. kostnaden för en ökning av bullernivån med 1 decibel vid olika bullernivåer. Det är ett nästan linjärt samband mellan bullernivå och marginalkostnad för både väg- och tågtrafik. Sambanden kan beskrivas genom följande ekvationer:

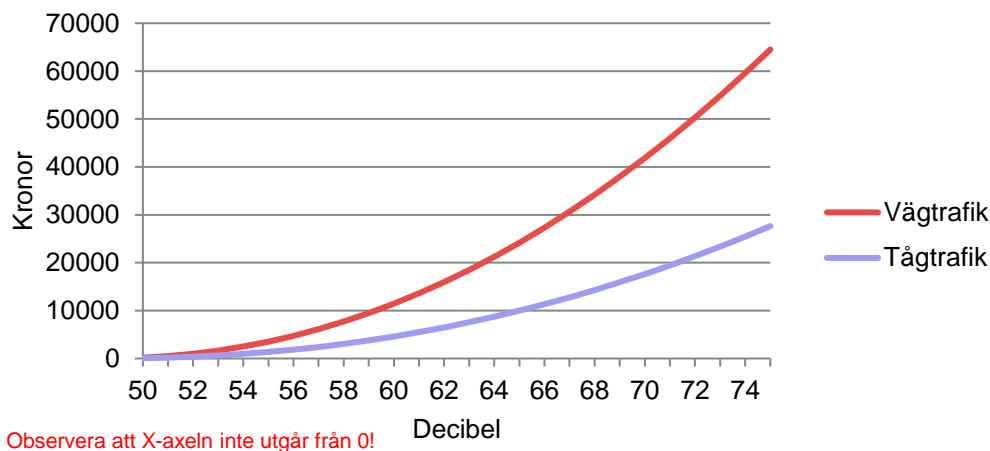
$$Y = 193x - 9600 \text{ (Vägtrafik)}$$

$$Y = 87x - 4395 \text{ (Tågtrafik)}$$

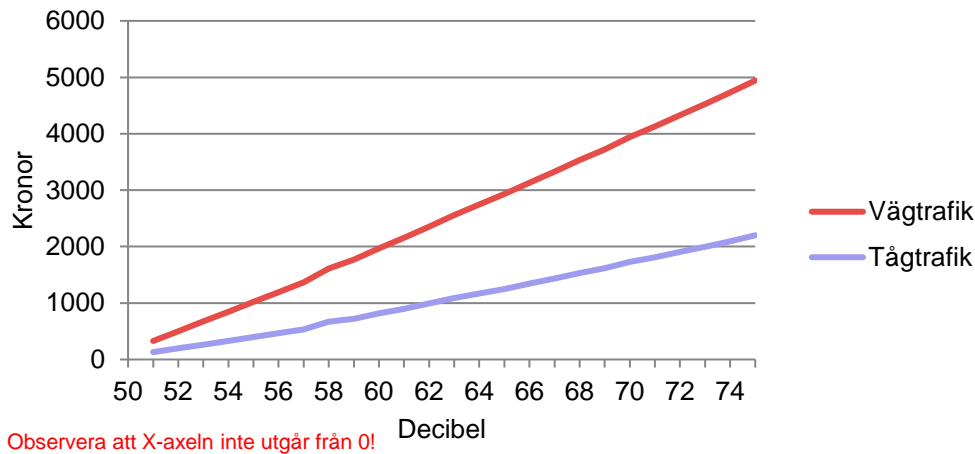
där x är bullernivå (dB) och y är marginalkostnad.

Bullerkostnaderna ska enligt ASEK räknas upp över kalkylperioden med hänsyn till real inkomstutveckling.

Figur 3. Kostnad för buller från väg- respektive tågtrafik (störningseffekter och hälsoeffekter) vid vistelse utomhus och inomhus. Total kostnad i kr per person och år. Prisnivå 2014.



Figur 4. Marginalkostnad för buller från väg- respektive tågtrafik (störningseffekter och hälsoeffekter) vid vistelse utomhus och inomhus. Total kostnad i kr per person och år. Prisnivå 2014.



5.2 Värdet av ett statistiskt liv (VSL) och kvalitetsjusterade levnadsår (QALY)

Det ekonomiska värdet av förbättrad hälsa kan utifrån skadeståndsansatsen skattas direkt genom undersökningar av individers betalningsvilja för en specifik hälsoeffekt, t.ex. dödlighet eller cancer. Inom hälsoekonomi används dock även standardiserade hälsomått såsom kvalitetsjusterade levnadsår (QALY) eller funktionsnedsatta levnadsår (DALY) och sedan värdera dessa monetärt. Omvägen via QALY eller DALY innebär dock ett avsteg från skadeståndsansatsen, eftersom det krävs starka antaganden för att QALY eller DALY ska kunna representera individers preferenser, se Söderqvist m.fl. (2017b). I detta avsnitt presenteras både direkta värderingar av hälsoeffekter och värdet per QALY.

ASEK (Trafikverket, 2016, kap 9) presenterar schablonvärden för dödsfall, svårt skadad och lindrigt skadad (se tabell 8). Värdet för dödsfall är baserat på tre större svenska studier (Hultkrantz och Svensson, 2007) som undersöker individers betalningsvilja för minskad risk för dödsfall på grund av trafikolyckor genom enkäter eller intervjuer. Individernas marginella betalningsvilja för minskad risk för dödsfall divideras med storleken på den aktuella riskreduktionen för att få fram värdet av ett statistiskt liv (VSL). Riskvärderingarna för olyckor med svårt eller lindrigt skadade har härletts från VSL med hjälp av ett index där olika hälsotillstånd viktas mot varandra. Värt att nämna är att skattningarna gäller just olyckor i trafiken och det är inte helt säkert att dödsfall och skador som orsakats på andra sätt skulle värderas till samma pris.

Tabell 8. ASEK 6.0 olycksvärdering, per skadad eller dödad i trafiken (2014 års prisnivå).

Ämne	Baspris	Enhet
Dödsfall (Värdet av ett statistiskt liv, VSL)	24 000 000	kr/dödad person
Svårt skadad	4 000 000	kr/skadad person
Lindrigt skadad	160 000	kr/skadad person

Söderqvist m.fl. (2017b) har vidare sammanfattat alla svenska studier efter år 2000 som skattar VSL (se tabell 9). Studierna inkluderar inte direkta behandlingskostnader eller produktionsbortfall, utan hälsovärdet av att minska risken för dödlighet, och bör därför betraktas som underskattningar av det totala ekonomiska värdet. Söderqvist m.fl. (2017b) har räknat om värdena av ett statistiskt liv (VSL) till att gälla per levnadsår (genom att dividera värdet per liv med förväntad återstående livslängd) och per QALY (genom att justera för hälsorelaterad livskvalitet under återstående livslängd).

Tabell 9. Översikt över studier som skattar värdet av ett statistiskt liv (VSL) samt omräknat till levnadsår och kvalitetsjusterade levnadsår (QALY), 2015 års prisnivå. Från Söderqvist m.fl. (2017b).

Studie (referens)	Monetärt värde per statistiskt liv	Monetärt värde per statistiskt levnadsår	Monetärt värde per QALY
Andersson & Lindberg (2009)	23 – 101 Mkr	2 500 000 kr	5 300 000 kr
Andersson (2005)	9 – 14 Mkr	230 000 kr	480 000 kr
Andersson (2013)	26 Mkr	810 000 kr	1 700 000 kr
Carlsson m.fl. (2010)	13 – 21 Mkr	542 000 kr	1 100 000 kr
Hultkrantz m.fl. (2006)	23 – 60 Mkr	570 000 kr	1 200 000 kr
Krüger & Svensson (2009)	24 – 44 Mkr	1 150 000 kr	2 400 000 kr
Svensson (2009a)	22 – 38 Mkr	990 000 kr	2 000 000 kr
Svensson (2009b)	22 – 53 Mkr	1 350 000 kr	2 800 000 kr

Litteraturen visar en stor spridning av värdet per statistiskt liv. Det finns bland annat osäkerheter i skattningsmetoderna och därför föreslår Söderqvist m.fl. (2017b) inte något nytt ASEK-värde. Skattningarna ger dock möjlighet att skapa intervall för värde per statistiskt levnadsår och per QALY utifrån studierna i tabell 9. Tabell 10 visar intervall och medelvärde för de skattade värdena i studierna.

Tabell 10. Intervall och medelvärde för statistiskt levnadsår och QALY utifrån tabell 9. 2015 års prisnivå.

	Medel	Min	Max
Monetärt värde per statistiskt levnadsår	1 000 000 kr	230 000 kr	2 500 000 kr
Monetärt värde per QALY	2 100 000 kr	480 000 kr	5 300 000 kr

5.3 Antibiotika i jordbruket

Användning av antibiotika leder till antibiotikaresistens, vilken ökar ju mer som används. Antibiotikaresistenta bakterier kan även överföras mellan djur och människor. Överanvändning av antibiotika inom sjukvård och jordbruk kan därför leda till stora skadekostnader för sjukdomar som blir svårare att behandla. Kunskap saknas dock om kostnader för riskerna med antibiotikaanvändning, särskilt när det gäller djurhållning i Sverige. Det pågår just nu en internationell studie vid OECD om antibiotikaresistens (personlig kommunikation med Diana Viske, Jordbruksverket). Syftet med studien är att beräkna det ekonomiska värdet av antibiotikaanvändning i djurproduktionen och kostnaden för att ställa om till en mer hållbar djurproduktion utan, eller med mindre, antibiotika.

I princip skulle ett schablonvärde för användning av antibiotika inom jordbruket kunna tas fram utifrån information om storleken på risker för specifika sjukdomar vid olika nivåer av antibiotikaanvändning. Dessa risker kan sedan värderas med hjälp av schablonvärden för kostnader för hälsoeffekterna. Detta har dock inte varit möjligt inom ramen för detta projekt då detta kräver ytterligare arbete för att finna grunddata.

REFERENSLISTA

- Ackerman, F., Stanton, E.A., 2012. Climate risks and carbon prices: revising the social cost of carbon. *Econ. Open-Access, Open-Assess. E-J.* 6, 2012-10.
<http://dx.doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2012-10>.
- Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Meyerhoff, J., Smart, J. C. R., Söderqvist, T., Alemu, M. H., Angeli, D., Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, V., Hyytiäinen, K., Karlõševa, A., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nõmman, T., Pakalniete, K., Oskolokaite, I., Semeniene, D., 2014. Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy* 3, 278-305.
- Andersson H. 2005. The value of safety as revealed in the Swedish car market: an application of the hedonic pricing approach. *Journal of Risk and Uncertainty* 30(3), 211-239.
- Andersson, H. 2013. Consistency in preferences for road safety: An analysis of precautionary and stated behavior. *Research in Transportation Economics* 43, 41-49.
- Andersson, H., Lindberg, G. 2009. Benevolence and the value of road safety. *Accident Analysis & Prevention* 41(2), 286-293.
- Anthoff, D., Tol, R.S.J., Yohe, G.W., 2009. Risk aversion, time preference, and the social cost of carbon. *Environ. Res. Lett.* 4 (2), 024002.
- Barregård, L., Staaf, H., Söderqvist, T., 2015. Utveckling av ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar: En förstudie. PM, Trafikverket, Borlänge.
- Bartnicki, S., Gusev, A., Aas, W. Benedictow, A. 2016. Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Benzo(a)pyrene and PBDEs to the Baltic Sea in 2014. MSC W Technical Report 1/2016.
- Barton, D. N., Navrud, S., Lande, N., Bugge Mills, A., 2009. Norway. Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. AquaMoney case study report. AquaMoney deliverable D39.
- Bruyn, S. De, Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., De Jong, F., Bles, M., Sevenster, M., 2010. Shadow Prices Handbook: Valuation and weighting of emissions and environmental impacts, 1-140.
- Carlsson, F., Daruvala, D., Jaldell, H. 2010. Value of statistical life and cause of accident: A choice experiment. *Risk Analysis* 30(6), 975-986.
- DECC, 2013. 2013 Appraisal Guidance e Toolkit Tables e Final.xlsx. London, UK.
<http://www.gov.uk/government/policies/using-evidence-and-analysis-to-inform-energy-and-climate-change-policies/supporting-pages/policy-appraisal>.

- Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Tengdelius Brunell J., Hytteborn, J. 2016. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014. Havs- och Vattenmyndigheten Rapport 2016:12.
- European Energy Exchange, 2015. Market Data. European Emission Allowances Auction (EUA). Global Environmental Exchange. www.eex.com/en.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Stryver, A., Srujs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008, Report 1: Characterization. Ministry of VROM, Haag, Nederländerna.
- Hasler, B., Brodersen, S.L., Christensen, L.P., Christensen, T., Dubgaard, A., Hansen, H.E., Kataria, M., Martinsen, L., Nissen, C. J., Wulff, A. F., 2009. "AQUAMONEY.DENMARK. Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive. Testing practical guidelines in Odense River basin". Case study report.
- Hasselström, L., Johansson, K., Kinell, G., Soutukorva, Å., Söderqvist, T., 2014. Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring. Rapport 2014:1. Envenco Miljöekonomi AB, Stockholm.
- HELCOM, 2015. Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145.
- Hultkrantz, L., Svensson, M., 2007. Värdering av trafiksäkerhet, vad visar forskningen. PM 2007-10-01, ESI, Örebro universitet.
- Hultkrantz, L., Lindberg, G., Andersson, C. 2006. The value of improved road safety. *Journal of Risk and Uncertainty* 32(2), 151-170.
- Isacs, L., Finnveden, G., Dahllöf, L., Håkansson, C., Petersson, L., Steen, B., Swanström, L., Wikström, A., 2016. Choosing a monetary value of greenhouse € gases in assessment tools: a comprehensive review. *J. Clean. Prod.* 127, 37-48.
- Jensen, C.L., Jacobsen, B.H., Olsen, S.B., Dubgaard, A., Hasler, B., 2013. A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark. *Journal of Environmental Economics and Policy* 2(2): 164-200.
- Kemikalieinspektionen, 2012. Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten. PM. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.
- Kemikalieinspektionen, 2016. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2015. Kemikalieinspektionen, Stockholm.
- Krüger, N. A., Svensson, M. 2009. The impact of real options on willingness to pay for mortality risk reductions. *Journal of Health Economics* 28(3), 563-569.
- Naturvårdsverket, 2017a. Naturvårdsverket, Så mår miljön – Fakta & statistik, Statistik A-Ö, Utsläpp av kväveoxid till luft. Tillgänglig vid <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kvaveoxid-till-luft/>.

- Naturvårdsverket, 2017b. Naturvårdsverket, Så mår miljön – Fakta & statistik, Statistik A-Ö, Utsläpp av ammoniak till luft. Tillgänglig vid <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Ammoniak-utslapp-till-luft/>.
- Noring, M., Finnveden, G., Håkansson, C., 2014. Ecovalue 2014 – An updated set of valuation factors for environmental system analysis tools. KTH, Stockholm.
- ReCiPe111, 2014. Tillgänglig vid <http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet>, Characterisation and normalisation factors (updated Dec. 2014).
- Salomon, S., Becker, W., 2012. Assessment of dietary cadmium exposure in Sweden and population health concern including scenario analysis. Food and Chemical Toxicology 50(3-4), 536–544.
- SCB (Statistiska centralbyrån), 2016. Statistikdatabasen, Befolkning, Befolkningsstatistik, Befolkningsstäthet. Tillgänglig vid: <http://www.scb.se/Statistikdatabasen>. SCB, Stockholm.
- SCB (Statistiska centralbyrån), 2017. Statistikdatabasen, Befolkning, Befolkningsstatistik, Folkmängd. Tillgänglig vid: <http://www.scb.se/Statistikdatabasen>. SCB, Stockholm.
- Sjöberg, K., Brorström-Lundén, E., Danielsson, H., Fredricsson, M., Hansson, K Pihl, Karlsson, G., Potter, A., Wängberg I., Kreuger, J., Nanos, T., Paulsson, E., Areskoug, H., Alpfjord, H., Andersson, C., Josefsson W., 2016. Sakrapport 2014. Data från miljöövervakning inom Programområde Luft t.o.m. 2015. IVL.
- Skatteverket, 2015a. Företag & organisationer/Skatter/Punktskatter/Energiskatter/Verksamheter med lägre skatt/Industriell verksamhet. www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/verksamhetermedlagreskatt/industriellverksamhet.4.18e1b10334ebe8bc80002009.html.
- Skatteverket, 2015b. Skatter/Punktskatter/Energiskatter/Nyheter under år 2015. <http://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/nyheter2015.4.15532c7b1442f256bae5e42.html>.
- Soutukorva, Å., Wallström, J., Ivarsson, M., Wallentin., E., 2017. Värdering av vattenförekomster i Stockholm. Rapport 2017:5. Envenco Miljöekonomi AB, Stockholm
- Sørensen, M.M., Feng, M.C., Bahr, J.V., Sletten, T.M, Kiiski, J., Krarup, S., 2017. Valuation Literature on Chemicals: A Description of an Inventory of Valuation Literature on Chemicals. Working paper. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Svensson, M. 2009a. Precautionary behavior and willingness to pay for a mortality risk reduction: Searching for the expected relationship. Journal of Risk and Uncertainty 39(1), 65-85.

Svensson, M. 2009b. The value of a statistical life in Sweden: Estimates from two studies using the “certainty approach” calibration. *Accident Analysis & Prevention* 41(3), 430-437.

Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur: En introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund.

Söderqvist, T., Wallström, J., Hasund, K. P., Carlander, F., 2017a. Prisdatabas för effektivare samhällsekonomiskt analysarbete. Rapport 2017:12, Jordbruksverket, Jönköping.

Söderqvist, T., Barregård, L., Johansson, N., Molnár, P., Nordäng, S., Staaf, H., Svensson, M., Tidblad, J., Wallström, J., 2017b. Effektkedjor och skadekostnader som underlag för revidering av ASEK-värden för luftföroreningar. Rapport, TRV 2016/2932, Trafikverket, Borlänge.

Tol, R.S.J., 2013. Targets for global climate policy: an overview. *J. Econ. Dyn. Control* 37 (5), 911-928. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jedc.2013.01.001>.

Trafikverket, 2016. Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0. Trafikverket, Borlänge.

Research, consulting and teaching for a sustainable future

Anthesis Enveco is well-established in the environmental economics research community. We offer analysis, research, education and training in environmental economics and ecological economics. Our clients are in the private, non-profit and public sectors. We are located in Stockholm but work nationwide as well as internationally.

Anthesis Enveco AB

Måsholmstorget 3, SE-127 48 Skärholmen

www.enveco.se