

## Förstudie om det samhällsekonomiska värdet av dricksvatten



Utgiven av:

Vattenmyndigheterna i samverkan

Författare:

Anna Brunlöf och Sirje Pädam, WSP Sverige AB.

---

Länsstyrelsen Norrbottens län  
971 86 Luleå  
Telefon 010-225 50 00

Länsstyrelsen Västernorrlands län  
871 86 Härnösand  
Telefon 0611-34 90 00

Länsstyrelsen Västmanlands län  
721 86 Västerås  
Telefon 010-224 90 00

Länsstyrelsen Kalmar län  
391 86 Kalmar  
Telefon 010-223 80 00

Länsstyrelsen Västra Götalands län  
403 40 Göteborg  
Telefon 010-224 40 00

Hemsida [www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se)

## Förord

Tillgång till dricksvatten är en förutsättning för liv. En god och säker dricksvattentillgång betingar stora värden i samhället. Vattenmyndigheternas arbete syftar till att långsiktigt säkra dricksvattenförsörjningen, exempelvis genom skydd av dricksvattentäkter. Tillgången på dricksvatten är generellt god i stora delar av Sverige, men problem med vattentillgång till följd av låga grundvattennivåer har blivit allt vanligare. Vattenuttag sker bland annat inom jordbruket, industrin och för allmän eller enskild dricksvattenförsörjning. Med ökad konkurrens om vatten är det viktigt att tydliggöra den samhällsekonomiska nyttan av åtgärder för en långsiktig och säker dricksvattenförsörjning.

I denna rapport har WSP fått i uppdrag att, baserat på befintliga studier, undersöka och analysera olika ansatser för att ekonomiskt värdera dricksvatten i Sverige. Utifrån en genomgång av vad som betingar det ekonomiska värdet undersöks olika värderingsansatser. Uppdraget var av begränsad karaktär och rapporten ska ses som en förstudie. Anna Brunlöf och Sirje Pädam på WSP Sverige AB har tagit fram denna rapport. Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

## Värdet av dricksvatten

Ekosystemtjänsten dricksvatten är helt beroende av vattenkvaliteten i våra yt- och grundvatten. En förorening medför, förutom risk för olägenheter för användarna, dyrbara reningsutrustningar. Vid överuttag eller torka behöver dricksvattenanvändningen begränsas eller vatten hämtas från andra täkter. Detta kan leda till mycket stora kostnader. Det är viktigt att säkerställa att de yt- och grundvatten som används nu och i framtiden har de resurser och skydd som behövs för att säkerställa en trygg dricksvattenförsörjning.

### **Dricksvatten är livsnödvändigt för människans överlevnad, men hur översätter vi det värdet i kronor och ören?**

För att överföra nyttan från en ekosystemtjänst till ett värde i kronor kan vi använda oss av ett samhällsekonomiskt värde. Samhällsekonomisk värdering utgår ifrån att människor gör val (exempelvis att betala för en vara) och i valsituationer föredras sådant som ger mest välbefinnande. Det samhällsekonomiska värdet motsvarar per definition det individen är beredd att betala eller avstå för att få tillgång till en ekosystemtjänst, i vårt fall dricksvatten.

### **Betalar vi för vårt dricksvatten idag och hur mycket är vi villiga att betala?**

Majoriteten av svenska hushåll får sitt vatten via den allmänna dricksvattenförsörjningen. Idag betalar alla hushåll som är anslutna till det allmänna vatten- och avloppsnätet en taxa (VA-taxa). Det är en avgift som går till att producera dricksvatten, underhålla ledningsnäten och ta hand om och rena avloppsvatten. I en del sammanhang har värdet av dricksvatten antagits vara lika med VA-taxan. Grunden till det är att priset vi betalar avspeglar vår värdering. För dricksvatten är inte sambandet mellan betalning och värdering lika tydligt som för många andra varor, som när vi till exempel köper mjölk.

Det finns olika skäl till varför VA-taxan underskattar värdet av dricksvatten, bland annat får landets kommuner själva bestämma om taxan täcker kostnaderna helt eller delvis. Med dagens avgift, som varierar geografiskt, skulle värdet av dricksvatten landa på allt mellan 183 till 705 miljoner kronor per år - om vi använder oss av VA-taxan för värdering av Emåns dricksvatten. Skulle vi istället använda ett nationellt genomsnitt av VA-taxan för värderingen skulle värdet av Emåns dricksvatten landa på cirka 338 miljoner kronor per år, vilket kan ses som en mer rättvisande värdering. I detta fall är värderingen nära 6000 kronor per hushåll och år. Fördelen är att värderingen är oberoende av hemkommun, med den ger fortfarande bara en nedre gräns för värdet.

Det finns andra metoder för att uppskatta värdet av dricksvatten. En metod är att titta på skadekostnader på grund av dålig vattenkvalitet. Här kan man bland annat se till de sjukvårdskostnader som kan undvikas med en god vattenkvalitet. Att undersöka vad det kostar att ersätta en befintlig vattentäkt med en ny vattentäkt, eller med en ny reningsteknik, är också möjliga för att värdera nyttan av vårt dricksvatten. Med dessa värderingsmetoder finns också en risk att vi undervärderar värdet av dricksvatten, då det inte är säkert att dessa typer av kostnader kan spegla nyttan på ett rättvisande sätt.

En annan, möjligen mer träffsäker och rättvisande metod, är att direkt fråga personer hur de värderar dricksvatten. I tidigare studier har frågan ställts till hushåll i Europa och Nordamerika. Liknande studier har inte genomförts i Sverige. Eftersom frågan om värdering kan vara svår att svara på ställs den ofta som ett scenario, till exempel att det råder vattenbrist, och hur mycket personen är villig att betala för att undvika fortsatt vattenbrist.

### **Varför är det viktigt för oss att ha kunskap om det ekonomiska värdet av dricksvatten?**

Ett ekonomiskt värde på dricksvatten kan tänkas onödigt, men det är tvärtom väldigt viktigt. Detta för att säkerställa att värdet uppmärksammas vid förändringar och i beslutsprocesser som kan påverka både kvalitet och tillgång till dricksvatten. Det är speciellt viktigt för dricksvatten eftersom det är en resurs som är gratis samtidigt som den är livsnödvändig och begränsad. Det gör att resursen riskerar att användas på ett sätt som inte är långsiktigt hållbart. Ett sätt att få en mer effektiv användning och ta välinformerade beslut om vår framtida dricksvattenförsörjning är att genom att uttrycka nyttan av vårt dricksvatten i kronor och ören.

## Innehållsförteckning

1. Inledning.....	7
1.1 Syfte och avgränsning .....	7
1.2 Utgångspunkten är en tidigare värdering .....	7
1.3 Rapportens disposition .....	8
2. Samhällsekonomiska värdet av dricksvatten.....	9
2.1 Metoder för ekonomisk värdering .....	10
2.2 Metoder för att skatta dricksvattens användarvärde .....	11
2.3 Metoder för att skatta icke-användarvärden.....	15
3. Generaliserbarhet av Emåns ekosystemtjänst dricksvatten .....	18
3.1 VA-taxa för värdering.....	18
3.2 Kostnadsbaserade metoder .....	22
4. Diskussion och slutsatser .....	24
Litteraturlista .....	26

## 1. Inledning

En trygg och säker dricksvattenförsörjning är en förutsättning för ett fungerande samhälle. Om dricksvattenförsörjningen slås ut innebär det stora komplikationer, risker och kostnader för samhället. Samhälls- och befolkningsförändringar innebär tillsammans med naturgivna förutsättningar och klimatförändringar påtagliga utmaningar för dricksvattenförsörjningen både nu och i framtiden.

Majoriteten av de svenska hushållen får sitt dricksvatten via kommunala allmänna dricksvattentäkter. Det finns cirka 1750 kommunala dricksvattentäkter, varav hälften är grundvattentäkter och hälften hämtar råvatten från en sjö eller ett vattendrag (s.k. ytvattentäkter). Ytvattenuttagen är volymmässigt större, dels eftersom 50 procent av grundvattentäktarna förstärker grundvattenbildningen genom infiltration av ytvatten, och dels genom att landets största kommunala vattentäkter använder ytvatten. Cirka 170 kommunala ytvattentäkter förser 50 procent av befolkningen med dricksvatten. Cirka 15 procent av hushållen har enskild dricksvattenförsörjning, ofta i form av en grundvattenbrunn (SOU 2016:32).

Ekosystemtjänsten dricksvatten är helt beroende av råvattenkällornas kvalitet och kvantitet. En förorening i råvattnet medför, förutom risk för olägenheter för användarna, dyrbara reningsutrustningar och ibland till irreversibla effekter på hälsa och ekosystem. Vid överuttag eller torka behöver dricksvattenanvändningen begränsas eller råvatten om möjligt hämtas från andra täkter. Detta kan leda till mycket stora kostnader. Det är viktigt att säkerställa att de yt- och grundvatten som används nu eller planeras för användning i framtiden har de resurser och skydd som behövs för att säkerställa en trygg dricksvattenförsörjning.

Att värdera ekosystemtjänsten dricksvatten är viktigt eftersom samhället ställs inför beslutssituationer för att säkerställa framtida dricksvattenförsörjning där avvägningar måste göras på grund av att vårt vatten är en ändlig resurs. De åtgärder som säkerställer den framtida dricksvattenförsörjningen kan vara dyrbara, vilket ställer krav på att kunna väga nyttan av åtgärderna mot kostnaderna. Värdering av ekosystemtjänster kan genomföras på olika sätt och utifrån flera perspektiv. Denna förstudie använder sig av ett samhällsekonomiskt värderingsperspektiv. Genom samhällsekonomisk värdering kan transparenta och rättvisande underlag skapas för att kunna fatta väl avvägda och informerade beslut för en hållbar förvaltning av våra gemensamma vatten.

### 1.1 Syfte och avgränsning

Denna förstudie syftar till att undersöka generaliserbarheten hos tidigare skattade nyttor av ekosystemtjänsten dricksvatten. WSP har fått i uppdrag att leverera ett underlag som vattenmyndigheterna kan använda i sitt fortsatta för att motivera åtgärder samt visa på värdet av en trygg och säker dricksvattenförsörjning. Uppdraget är en begränsad utredning och innebär att, baserat på befintligt underlag, kartlägga och analysera tillgängliga ekonomiska skattningar för att ytterligare kunna beskriva nyttan av dricksvatten.

### 1.2 Utgångspunkten är en tidigare värdering

I denna förstudie utgår vi från tidigare värderingsstudier inom samhällsekonomisk värdering av vatten med fokus på dricksvatten. WSP har tidigare genomfört en värdering av nyttor från vattenrelaterade ekosystemtjänster och samhällsnyttor i och i anknytning till Emån (WSP 2017). I WSPs värderingsstudie värderas flertalet nyttor från ekosystemtjänster i och i

anknytning till Emån, däribland dricksvatten. Vi utgår från denna för att kunna exemplifiera hur en generalisering av värderingen kan gå tillväga i ett konkret fall. Vidare förs resonemang utifrån kartläggning av resultat från andra värderingstudier som har genomförts inom området.

Rapporten utgår från tidigare skattade nyttor av dricksvatten och beskriver vilka olika delar av det totala ekonomiska värdet som fångas upp genom de valda metodansatserna. Vidare beskrivs hur respektive värderingsansats kan användas. En fördjupning av vilka värden som fångats upp, samt en undersökning av dess generaliserbarhet presenteras i kapitel två.

### 1.3 Rapportens disposition

Rapporten är uppdelad i två delar. I den första delen görs en kortfattad genomgång av en modell för samhällsekonomisk värdering och vanliga metodansatser för att skatta värdet av en naturresurs eller nyttan av en ekosystemtjänst. I rapportens andra del diskuteras mer ingående de olika metodansatsernas för- och nackdelar och vilka värden som fångas igenom respektive ansats, samt möjliga generaliseringsansatser. Här föreslås också en alternativ värderingsmetod till VA-taxan, en metod som på ett mer rättvisande sätt fångar upp priset på vatten.

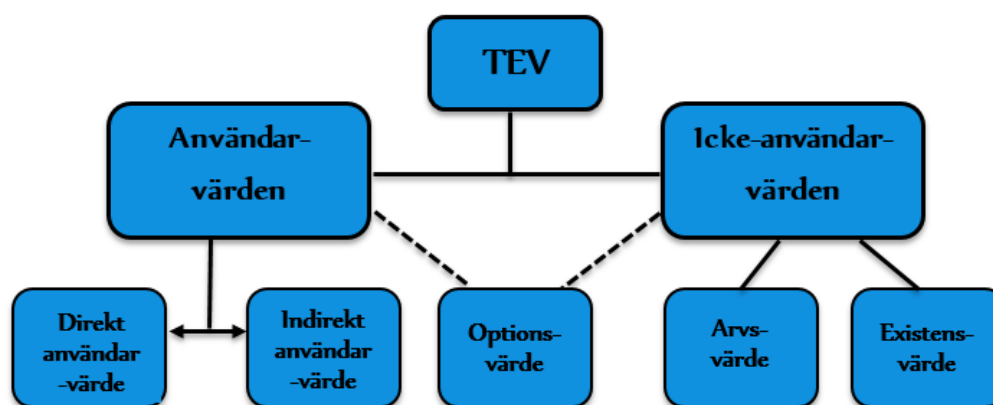


## 2. Samhällsekonomiska värdet av dricksvatten

I detta kapitel redogör vi kortfattat för en modell för samhällsekonomisk värdering som utgår från det totala ekonomiska värdet. Därefter beskriver vi vanliga metoder och angreppssätt för att skatta värdet av en naturresurs och på det sättet fånga upp nyttan av en ekosystemtjänst. Kapitlet refererar till tidigare skattade värden av dricksvatten och beskriver vilka olika delar av det totala ekonomiska värdet som fångas upp genom de valda metodansatserna.

### Totalt ekonomiskt värde

Vid samhällsekonomisk värdering av ekosystemtjänster används nationalekonomisk välfärdsteori som utgår från ekosystemtjänsternas bidrag till mänskligt välbefinnande. För att beskriva vilka ekonomiska värden som omfattas av värderingen används ofta konceptet Totalt Ekonomiskt Värde (TEV). Konceptet underlättar tolkning av ekosystemtjänsternas respektive värde och kan användas för att förtydliga vilka delar som fångas av den valda värderingsmetoden (Naturvårdsverket 2012). Det totala ekonomiska värdet består av både användarvärden och icke-användarvärden, se figur 1-1.



Figur 1-1: Totalt Ekonomiskt Värde (TEV) Källa: Naturvårdsverket (2012)

Med användarvärden menas värden som genereras till följd av användning av varor eller nyttigheter (Naturvårdsverket 2015). Som namnet antyder tillför användarvärden människan en direkt nytta, såsom dricksvatten, virke eller rekreation. Ett indirekt användarvärde kan exempelvis innefatta värden från reglerande processer som indirekt ger stöd och skyddar mänskliga aktiviteter, såsom exempelvis vattenreglering. Icke-användarvärden är istället associerade med de nyttor som uppkommer genom vetskapen om att ett ekosystem finns till eller är i gott skick och är inte förknippade med en enskild individs konsumtion. Det kan ha ett existensvärde eller ett värde förknippat med att bevara ekosystem till kommande generationer, vilket brukar benämnas arvsvärden. Optionsvärden är de värden individer tillskriver möjligheten till framtida konsumtion, utöver det diskonterade framtida användarvärdet, exempelvis värdet av att hålla möjligheten öppen att kunna besöka en park senare (Naturvårdsverket 2012). Vanligtvis brukar optionsvärden beröra en situation där osäkerhet råder om framtida utbud eller osäkerhet om individens framtida efterfrågan. Optionsvärdet kan även referera till värdet av att skjuta upp ett beslut tills mer information finns tillgänglig, exempelvis värdet av att bevara en regnskog för möjligheten att den i framtiden kan vara betydelsefull för framställning av nya läkemedel (HaV 2012).

## 2.1 Metoder för ekonomisk värdering

Hur går man då tillväga för att tillföra nyttan från en ekosystemtjänst ett samhällsekonomiskt värde? Samhällsekonomisk värdering utgår ifrån ett antagande om att individer gör val och i valsituationer föredras sådant som ger mest välbefinnande. Det samhällsekonomiska värdet motsvarar per definition det individen är beredd att avstå för att få tillgång till en vara eller tjänst.

Det totala ekonomiska värdet kan vara komplext att beräkna. Något förenklat kan sägas att ju längre till höger man kommer i diagrammet ovan, desto svårare blir det i praktiken att skatta ett värde. För att fånga det totala ekonomiska värdet av en resurs måste dock värdet av både användarvärden och icke-användarvärden beräknas (dvs. båda sidor i figur 1-1 måste beräknas). I värdering används olika indikatorer för att bli så rättvisande som möjligt och fånga det samhällsekonomiska värdet. Vanliga indikatorer för att skatta användarvärden är marknadspriser (taxor, pris i butik, avgifter etc.) eller så kallade skuggpriser som kan användas för att relatera till ett marknadspris (pris på komplementära varor, ersättningskostnad etc.). När osäkerhet råder om framtida utbud eller efterfrågan kan det finnas optionsvärde under förutsättning att de som berörs av osäkerheten är beredda att avstå annat för att försäkra ett framtida utbud. Optionsvärdet kan exempelvis värderas genom kostnaden för att ha en reservvattentäkt, men för att på individnivå fånga optionsvärdet behövs samma metoder som för att skatta icke-användarvärden. Individer kan ha icke-användarvärde för dricksvatten om det bidrar till individens välbefinnande att andra individer har tillgång till dricksvatten. Altruistiska värden som handlar om att nu levande individer eller att framtida generationer har tillgång till dricksvatten är icke-användarvärden som är förknippade med dricksvatten. En inte oväsentlig del av det samhällsekonomiska värdet utgörs av existensvärde och arvsvärde, och dessa värden går inte att fånga genom att studera marknadsbeteenden. I sådana fall används exempelvis scenariovärdering för att erhålla en så kallad hypotetisk betalningsvilja. Genom scenariovärdering är det i större utsträckning, möjligt att fånga icke-användarvärden. Metodiken är inte helt okontroversiell, med risk för övervärdering, komplexa frågeställningar och ibland otillräcklig information för att göra väl avvägda beslut. Det betyder inte att scenariovärdering inte bör användas. Metodiken är vedertagen under förutsättning att metoder tillämpas för att hantera potentiella snedvridningar. För användare av scenariostudier har Naturvårdsverket tagit fram en vägledning för att bedöma kvalitet i scenariostudier (Naturvårdsverket 2005).

Optionsvärdet ses oftast som ett användarvärde eftersom värderingen görs av den individ som avser använda dricksvattnet i framtiden. I vissa framställningar beskrivs emellertid optionsvärde som ett icke-användarvärde. Carson et al. (1999) definierade passivt användande som en del av TEV som inte kan fångas med metoder som baseras på observerat beteende. Genom att utgå från en metodbaserad definition ville de undvika problematiken kring frågan om optionsvärde är ett användar- eller icke-användarvärde.

I samhällsekonomisk värdering är det viktigt att alltid komma ihåg att nyttor från ekosystemtjänster dessutom är ofta av kollektiv karaktär, det vill säga att konsumtionen inte påverkar andras möjligheter att konsumera och det går inte att utesluta någon från konsumtion. Den kollektiva egenskapen medför att ett marknadspris kanske inte reflekterar hela det samhällsekonomiska värdet. Ett skattat samhällsekonomiskt värde ska därmed tolkas som en fingervisning, en nedre gräns, för vad nyttorna är värda för samhället. Vi avgränsar också värdering till mänskliga nyttor. Att sätta ett värde på ett ekosystem är i praktiken omöjligt. Värdet är oändligt eftersom människan inte kan finnas till utan ekosystemens existens. Metodansatsernas för- och nackdelar diskuteras ytterligare nedan. För att skatta värdet av dricksvatten, där både användarvärden och icke-användarvärden kan

fångas upp, är det även av intresse att diskutera de värderingsmetoder som fångar icke-användarvärdet. För en bra översikt av lämpliga värderingsmetoder för grundvattentjänster, inklusive dricksvatten, se Tabell 9 (SGU 2014).<sup>1</sup> Nedan följer beskrivningar av olika metoder för att beräkna dels användarvärdet kopplat till dricksvatten (avsnitt 2.2), vilket motsvarar vänstra delen av figur 1-1 och dels icke-användarvärden kopplat till dricksvatten (avsnitt 2.3), vilket motsvaras av högra delen av figur 1-1.

## 2.2 Metoder för att skatta dricksvattens användarvärde

Dricksvatten har användarvärde enligt Figur 1-1, i och med att konsumtionen av vatten bidrar till människors välbefinnande. Eftersom dricksvatten är prissatt (via VA-taxan) är värderingen till synes enkel. Det finns dock skäl till varför värderingen av dricksvatten är mer komplex än så. Dricksvattenberedning och distribution är ett naturligt monopol som är prisreglerat. Regleringen av på vilka grunder kommuner kan sätta pris innebär ofta att VA-taxan ger en undervärdering av användarvärdet.

Vid värdering av ekosystemtjänsten dricksvatten (WSP 2017) används två olika metodansatser för att uppskatta användarvärden av dricksvatten. Ett direkt användarvärde uppskattades med hjälp av ett hypotetiskt marknadspris i form av VA-taxan och ett användarvärde i form av verklig ersättningskostnad av en dricksvattentäkt. I TEV ingår även optionsvärde – ett framtidsvärde som kan beskrivas som den summa en individ är villig att betala för att försäkra sig om att i framtiden ha tillgång till dricksvatten. Options- och användarvärdet för dricksvatten är på flera sätt speciellt eftersom dricksvatten är förenad med specifika egenskaper. Eftersom dricksvatten är nödvändig för vår överlevnad och helt saknar substitut kan optionsvärdet bli oändligt högt. Vi har bristfällig information idag om det framtida användarvärdet, eftersom framtida dricksvattenförsörjning kan tänkas ske på annat sätt än idag. Men med tanke på aktuell forskning och de investeringar som görs, skulle ett tänkbart optionsvärde kunna utgöras av de resurser som läggs på avsaltningsanläggningar.

I avsnitt 2.2 kommer metoder för att uppskatta dricksvattnets användarvärde att beskrivas. Dessa metoder omfattar priskostnadsansatser (avsnitt 2.2.1), skadekostnadsansatser (avsnitt 2.2.2) samt en priskostnadsansats som tillämpas inom miljöräkenskaper (2.2.3). Samtliga metodansatser fångar värden till vänster i figur 1-1.

### 2.2.1 VA-taxa för värdering med hjälp av marknadspris

Under vilka förhållanden kan VA-taxan användas för att värdera nyttan från ekosystemtjänsten dricksvatten? Enligt nationalekonomisk teori kommer marknadspriset att avspegla den marginella värderingen av dricksvatten om resursanvändningen är effektiv. Marknadspriset ska teoretiskt sett sammanfalla med kostnaden för de resurser som tas i anspråk för att producera (och distribuera) den sist använda enheten. Priset på varor som saluförs, exempelvis mjölk, tidningar, tvål och el går oftast att använda som indikator för att ge en adekvat värdering av användarvärdet. För dricksvatten är värderingen mer komplex.

VA-taxan är reglerad, vilket innebär att vi inte kan vara säkra på att vi har ett effektivt marknadspris. Regleringen behöver i sig inte betyda att taxan är olämplig för värdering. För konsumenter sammanfaller priset med den marginella värderingen och det gör den i varje punkt på efterfrågakurvan. För att regleringen ska ge ett pris som sammanfaller med marginalkostnaden för den sist producerade enheten, ska priset även motsvara

---

<sup>1</sup> Att ge en fulltäckande beskrivning av tillgängliga värderingsmetoder är ligger inte inom uppdraget. Läsaren förutsätts ha grundläggande kunskaper om dessa.

produktionskostnaden och kostnaden för eventuella externa effekter. Det innebär med andra ord att priset ska vara lika med den samhällsekonomiska marginalkostnaden.

Prissättning utifrån kostnadstäckning ger för naturliga monopol ofta ett pris som är högre än marginalkostnaden eftersom prissättningen baseras på genomsnittskostnader och inte marginalkostnader. Marginalkostnadsprissättning skulle leda till underfinansiering. Den lösning på prissättningsproblematiken som ofta föreslås är tvådelade tariffer: en fast del och en rörlig del. Detta tillämpas av de flesta kommuner. Brukningstaxan består av en fast avgift och en avgift per kubikmeter förbrukat vatten. En del kommuner har en hög fast del, men de flesta har en låg fast del och en hög rörlig avgift. Om det är så att den tvådelade tariffen löser finansieringsproblemet, kan VA-taxan sägas representera produktionskostnaderna och utgöra en schablonmässig undre gräns för värderingen. Den marginalkostnad som är relevant är den samhälleliga. Förutom de direkta kostnaderna för beredning och distribution, bör även kostnader för eventuella externaliteter ingå. Det kan vara kostnader för att uttag av dricksvatten tränger undan annan användning av vatten och kostnader för föroreningar i spillvatten.

VA-taxan ska vara kostnadstäckande, men inte nödvändigtvis. Detta eftersom vattentjänstlagen endast tillåter uttag via VA-taxan för utgifter som inte överstiger ”nödvändiga kostnader” (Lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster). Nödvändiga kostnader innebär, förutom att kostnaderna ska vara direkt knutna till den allmänna anläggningens anskaffning eller drift eller annars ha ett starkt naturligt samband med VA-verksamheten, ska de enligt VA-nämnden i princip också vara nödvändiga i den meningen att de framstår som motiverade av en normalt fackmannamässigt och rationellt driven verksamhet som kapacitetsmässigt och i övrigt är lämpligt avpassad för sitt ändamål (SOU 2016:32).

Verksamheten får inte gå med överskott, vilket innebär att den kommunala VA-taxan inte får överskrida kostnaderna. Regleringen tillåter inte vinstmarginal för VA-bolagen (som i vissa andra länder). Det finns således indikationer på att VA-taxan kan underskatta det marknadspris som skulle ha gällt i en konkurrenssituation. För att priset ska vara optimalt ska det motsvara den marginella betalningsviljan och den marginella samhälleliga kostnaden för den sist levererade enheten.

Förutom de restriktioner för kostnadstäckning som finns i lagstiftningen menar Svenskt vatten att VA-taxan är underfinansierande mot bakgrund av att:

- Cirka 15 procent av kommunerna svarar i SVU:s taxeundersökning att de saknar full kostnadstäckning. Det betyder att kommunen behöver finansiera underskottet via den allmänna budgeten. Endast i 3 procent av kommunerna finns det beslut om att skjuta till medel över flera år. (SVU 2016)
- Tidsfördröjning mellan kostnadsökningar och taxejustering kan också bidra till underfinansiering. I en tredjedel av landets kommuner tas det inte årliga beslut om taxejustering. Det kan bero på att man inte behöver det (tillfälliga överskott, indexreglering), eller på att frågan inte ligger tillräckligt högt på den politiska agendan. (SVU 2016)
- Avskrivna tillgångar har hållit taxorna artificiellt sett låga. Den initiala utbyggnaden skedde i många fall med statsbidrag. I andra fall har anläggningstillgångar skrivits av snabbare än de bytts ut. Dessa faktorer gör att Svenskt vatten bedömer att kapitalkostnaderna inte avspeglas i VA-taxan i tillräcklig omfattning (SVU 2016). Generellt går utvecklingen inom branschen mot längre avskrivningstider, för att

bättre matcha de kalkyl- och bokföringsmässiga kostnaderna (avskrivningar) med verkliga nyttjandeperioder (Carlsson et al. 2017).

Carlsson et al. (2017) genomför en bedömning av framtida VA-kostnader för kommande 30-årsperiod. De tar fram beräkningar av infrastrukturens återanskaffningsvärde med hjälp av tre olika metoder. Reinvesteringsbehoven beräknas utifrån erfarenhetsmässiga livslängder, vilket betyder att författarna räknar på längre livslängder än vad som har gjorts tidigare. Rapporten tar också fram investeringsbehov baserat på klimatförändringar, skärpta lagar och förväntad demografisk utveckling. Återanskaffningsvärdet för dricksvatteninfrastrukturen skattas till mellan 290 och 360 miljarder kronor och för avloppsledningsnätet 430-540 miljarder kronor. Det totala återanskaffningsvärdet beräknas således till mellan 720 och 900 miljarder kronor. På grund av en alltför låg investeringsnivå idag, bedömer Carlsson et al. (2017) att investeringarna behöver öka. Både avseende reinvesteringar och nyanslutningar i så kallade omvandlingsområden. Författarna gör bedömningen att jämfört med dagens investeringar på cirka 12 miljarder per år behöver nivån under kommande 20 år öka till mellan 15 och 18 miljarder per år.

Scenarierna som Carlsson et al. (2017) utgår ifrån innebär ökade VA-taxor. När det gäller bruksavgifterna är bedömningen att de behöver höjas med 100 procent de närmaste 20 åren (spannet ligger på 80-120 procent). I ett 30 årsperspektiv behöver taxan öka med 100-140 procent i dagens penningvärde.

### **2.2.2 Skadekostnad respektive nytta av åtgärdsarbete**

Ett ytterligare angreppssätt för värdering av användarvärden av dricksvatten är skadekostnader som kan undvikas eller minska till följd av förbättrad kvalitet eller upprätthållande av dricksvattenkvaliteten. Detta kan kvantifieras genom bland annat minskade hälsorisker eller reducerad risk för olika typer av avbrott i dricksvattenförsörjningen (WSP 2010). Om skadekostnader inte kan undvikas och om åtgärder för en förbättrad vattenkvalitet är möjliga går det att värdera dricksvattnet genom att istället använda kostnaden för att ersätta tjänsten. I det fallet handlar det om att bestämma kostnaden för att ersätta exempelvis en befintlig vattentäkt med en annan vattentäkt

I Sverige har större störningar eller avbrott i dricksvattenförsörjningen för olika kommuner använts i flertalet studier för att värdera nyttan dricksvatten, se sammanställning av Söderqvist et al. (2016). Vid värdering av minskade hälsorisker från dricksvatten har ofta *Cryptosporidium*-utbrottet i Östersund använts som exempel där bland annat sjukvårdskostnader från insjuknade personer använts för att beräkna skadekostnaden. Ett exempel där ersättningskostnader tillämpats för att uppskatta nyttan av dricksvatten är i Uppsala kommun, se avsnitt 2.2 för beskrivning. Vidare har man även i andra länder, såsom Holland använt sig av ersättningskostnadsmetoden för att värdera dricksvatten, se avsnitt 2.2.3 miljöräkenskaper för beskrivning. Utifrån samhällsekonomisk teori behövs tre förutsättningar vara uppfyllda för att kunna tillämpa ersättningskostnadsmetoden. Gäller detta en vattentäkt behöver ersättningstakten, eller investeringen, erbjuda samma tjänsteflöden som den befintliga vattentäkten och att den ersätts på ett kostnadseffektivt sätt, samt att individer har en betalningsvilja för att ersätta vattentäkten (Naturvårdsverket 2012). Skade- och ersättningskostnader har visat sig vara lämpliga metoder för att fånga in vissa delar av TEV, främst som en schablon för användarvärdet. Ibland kan även åtgärds-kostnader användas vid uppskattning av värdet på dricksvatten, genom exempelvis åtgärds-kostnad av att restaurera en vattentäkt. En nackdel med värdering baserat på denna metod är att

kostnaden av att restaurera en vattentäkt nödvändigtvis inte alltid speglar nyttan som åtgärden ger (SGU 2014).

Genom att använda skadekostnader eller ersättningskostnader för att värdera nyttan av dricksvatten, begränsas värdet till det direkta användarvärdet och metoden fångar inte upp andra delar i det totala ekonomiska värdet av en ekosystemtjänst (Figur 1-1).

Enligt angreppssättet från forskningsgruppen DRICKS (Söderqvist et al. 2016) diskuteras hur schablonskadekostnader kan användas för värdering av nyttan av dricksvatten. Exempel på hur nyttor har beräknats monetärt till följd av minskade hälsorisker samt genom skadekostnader till följd av avbrott i dricksvattenförsörjningen beskrivs, bland annat utifrån WSP (2010). För att föra ett resonemang kring skadekostnadernas generaliserbarhet jämförs olika studiers skadekostnaders relativa storlek (Söderqvist et al. 2016). DRICKS angreppssätt kring hur man skulle kunna skala upp värdet av dricksvatten till schablonvärden är av relevans för denna studie och diskuteras därför vidare i del två av denna rapport.

### 2.2.3 Dricksvattens värde genom miljöräkenskaper

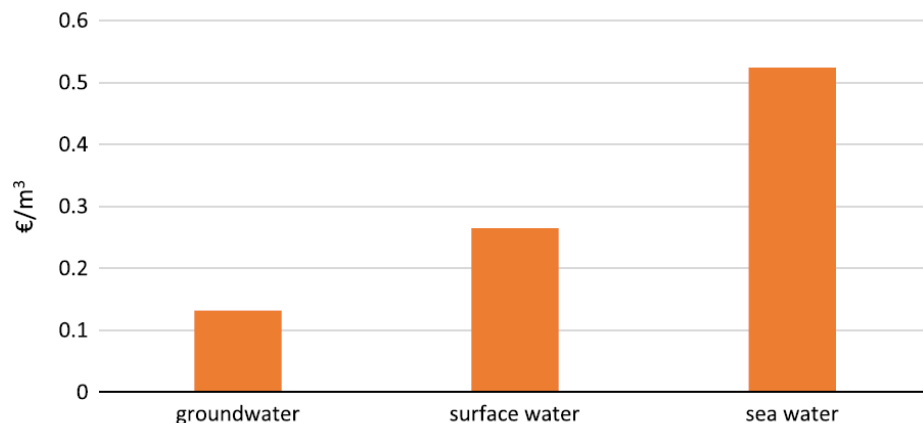
Inom ramen för miljöräkenskaperna finns andra angreppssätt att tillgå för att värdera användarvärden kopplat till dricksvatten. Det som skiljer nationalräkenskaperna från betalningsviljebaserade och indirekta metoder är att nationalräkenskaperna tillämpar beräkningar av resursränta. Genom angreppssättet överbryggas den problematik som ges av en avsaknad av marknadspriser. Under förutsättning att det tas ut ett utbytespris (exchange price) för en vara (exempelvis VA-taxa) går det att beräkna resursräntan och därigenom visa bidraget från en ekosystemtjänst till ekonomin i helhet. Värdet av nyttan från ekosystemtjänsten beräknas som en residual av den totala inkomsten, efter att kostnader för insatsvaror, kostnader för anställda och användningskostnaden för investeringar har tagits bort. Edens och Graveland (2014 s.70) hänvisar till System of Environmental-Economic Accounting 2012 vid redovisning av följande beräkningsgång:

- Output (at basic prices i.e. excluding taxes on products, including subsidies on products)
- Intermediate consumption (cost of inputs).
- Compensation of employees (wages and pensions).
- Other taxes on production (plus subsidies on production).
- = Gross operating surplus.
- + Specific taxes on extraction (minus specific subsidies on extraction).
- User cost of fixed capital.
- = Resource rent.

Beräkningar av resursräntan för dricksvatten har genomförts i bland annat Holland (Edens och Graveland 2014) och Australien (Comisari et al. 2011). Tillämpningen av metodiken för att beräkna resursränta ger dock ett negativt värde för dricksvatten. Författarna menar att anledningen till detta är att VA-taxan hålls artificiellt låg genom prisreglering (Edens och Graveland 2014, Comisari et al. 2011). En negativ resursränta innebär dock att metoden är oanvändbar för värdering av dricksvatten.

För att hitta en lösning på problemet testar Edens och Graveland (2014) en ansats med ersättningskostnader för vattenresurser i Holland. De argumenterar för giltigheten hos denna ansats genom att hänvisa till att nationalräkenskaperna i vissa fall använder priser på liknande varor för värdering. Ytterligare två krav behöver ställas och det är att värderingen baseras på lägsta produktionskostnader och att den vara som ersätter är ett realistiskt substitut vid förlust av varan i fråga. Värdet av att tillhandahålla dricksvatten bestäms således med hjälp av kostnaden för det näst bästa alternativet. I den holländska tillämpningen

innehär det att all dricksvattenberedning från grundvatten antas ersättas med ytvatten och att befintlig dricksvattenberedning från ytvatten antas ersättas med avsaltat havsvatten. Baserat på produktionskostnader redovisar författarna kostnader i euro per kubikmeter för grundvatten, ytvatten och avsaltat havsvatten, se figur 1-2.



Figur 1-2: Styckkostnader för beredning av dricksvatten från olika källor i Holland 2010. Källa: Edens och Graveland (2014)

Vid värderingen beräknar författarna först vad det skulle kosta att förse dagens grundvattenkonsumenter med ytvatten. Dricksvatten som idag bereds från grundvatten skulle kosta 0,13 euro mer per kubikmeter, vilket motsvarar värdet (besparingen) av att använda grundvatten istället för ytvatten. Värdet av att förse dricksvatten från ytvattenresurser är 0,26 euro mer per kubikmeter än den observerade produktionskostnaden och motsvarar skillnaden i kostnad mellan beredning av dricksvatten från ytvatten och avsaltning av havsvatten. Vid användning av ersättningskostnadsmetoden erhåller författarna ett sammanlagt värde för dricksvatten motsvarande 197 miljoner euro år 2010 (Edens och Graveland 2014). Det som värderas är det årliga flödet från dricksvatten för Holland.

### 2.3 Metoder för att skatta icke-användarvärden

Ett totalt ekonomiskt värde för dricksvatten omfattar både användar- och icke-användarvärden. För att fånga icke-användarvärdena behövs andra metoder än de som baseras på marknadsbeteende och skadekostnader. I detta avsnitt behandlas metoder som även kan uppskatta dricksvattnets icke-användarvärde. Dessa metoder omfattar scenariovärderingsmetoder och metastudier av sådana metodansatser. Samtliga metodansatser i detta avsnitt fångar det totala ekonomiska värdet. De inkluderar således även icke-användarvärden som ligger till höger i figur 1-1.

Brouwer et al. (2009) redovisar en litteraturgenomgång och metaanalys av 154 värderingsstudier som genomförts med hjälp av scenariovärderingsmetod (contingent valuation CV) och som berört ekosystemtjänster och andra vattenrelaterade nyttigheter. Studierna är publicerade under tidsperioden 1981-2006 och härrör mestadels från Nordamerika och Europa. Rapporten saknar dock källförteckning för de 154 värderingsstudierna, men det framkommer att en studie genomförts i Sverige. Det författarna noterar är att antalet studier av försörjande ekosystemtjänster såsom dricksvatten och vatten för bevattning inte är särskilt väl representerade. Tabellen nedan redovisar antalet värderingar (observationer): totalt 837 i de 154 värderingsstudier som författarna gått igenom och är redovisade i 2007 års dollar per hushåll och år. I den högra kolumnen har värderingarna räknats om till svenska kronor i prisnivå för 2016. Det framkommer dock inte

om de ingående studierna skattat värderingar av marginella förändringar eller om de estimerat det totala värdet.

**Tabell 1 Vattenrelaterade ekosystemtjänster och nyttigheter värderade i CV-studier av sjöar och vattendrag. Källa: Brouwer et al. 2009 Tabell 5.1**

Vattennyttighet	Antal observationer	Genomsnittligt värde USD <sub>2007</sub> /hushåll/år	Standardavvikelse	Genomsnittligt värde SEK <sub>2016</sub> /hushåll/år <sup>1</sup>
Dricksvatten	17	382	287	2813
Vatten för konstbevattning	3	185	111	1362
Naturvård	80	228	237	1679
Fritidsfiske	151	89	100	655
Segling	128	76	66	560
Simning	119	139	212	1024
Promenad	10	209	114	1539
Annan rekreation	29	237	230	1745
Hälsa	4	513	283	3778
Omgivning	21	135	88	994
Icke-användarvärde	275	129	155	950

<sup>1</sup> Genomsnittlig växelkurs år 2007 var 6,76 SEK/USD och ökningen i KPI var 1,09 mellan 2007 och 2016.

Det råder stor variation i de genomsnittliga värdena för nyttorna från de respektive ekosystemtjänsterna. Intressant nog erhålls de högsta värdena för dricksvatten respektive hälsa. Värderingen av hälsa baseras dock på ett mycket litet antal studier. Brouwer et al. (2009) redogör inte hur de refererade studierna om värdet av dricksvatten har hanterat problematiken med lexikografiska preferenser som uppkommer på grund av att dricksvatten är en nödvändig vara. Mot bakgrund av att CV-studier söker klarlägga individernas preferenser i termer av hur mycket vi är beredda att avstå av annat, ställs CV studier av dricksvatten inför problemet med lexikografiska preferenser, det vill säga att individer inte är beredda att jämföra dricksvatten med andra nyttigheter.

I den metaanalys som författarna genomför ingår en statistisk analys (OLS regression) där observationerna ovan ingår som dummy-variabler. Icke-användarvärden och dricksvatten har en positiv koefficient, medan exempelvis bevattning och fritidsfiske har en negativ koefficient. Tolkningen är dricksvatten tenderar att värderas högre än andra ekosystemtjänster som härrör från vattenförekomster samt att icke-användarvärden utgör en stor andel av detta värde.

Brouwer et al. (2009) genomför också en värderingsstudie med hjälp av valexperiment i Spanien, Italien och Grekland. Urvalet av länder motiveras av att vattenbrist är vanligt i dessa länder. Respondenterna får ta ställning till olika risknivåer för restriktioner i användningen av hushållsvatten och ekologisk status hos vattenförekomster. Ett status-quo scenario presenteras som innebär att det under den kommande tioårsperioden inträffar vattenbrist under fyra somrar av tio. Restriktionerna innebär förbud mot att använda hushållsvatten för bland annat bevattning och biltvätt. Status quo ställs mot alternativa scenarier som innebär färre somrar med vattenbrist och förbättrad ekologisk status för vattentillgångarna kombinerat med höjningar av hushållets årliga VA-taxa.



Resultaten visar att det finns en betalningsvilja både för att reducera risken för restriktioner och att förbättra ekologisk status för vattenförekomster under den kommande tioårsperioden. Den marginella betalningsviljan för att reducera risken för restriktioner för hushållets vattenkonsumtion överstiger betalningsviljan för att förbättra ekologisk status, se tabellen nedan.

**Tabell 2 Marginell betalningsvilja för att minska sannolikheten under kommande tioårsperiod, euro<sub>2008</sub>/hushåll/år, inom parentes SEK per hushåll och år i 2016 års priser. Källa: Brouwer et al. Figure 6.8 och Figure 6.9**

Marginell betalningsvilja <sup>1</sup>	Grekland	Italien	Spanien
för att minska risken för ovan beskrivna restriktioner i hushållets vattenförbrukning med ett år	228 euro (2305 SEK)	144 euro (1456 SEK)	311 euro (3145 SEK)
för en förbättring med en enhet i ekologisk status hos vattenförekomster, enligt ett kvalitetsindex	74 euro (748 SEK)	21 euro (212 SEK)	49 euro (495 SEK)

<sup>1</sup> Genomsnittlig växelkurs år 2008 var 9,61 SEK/Euro och ökningen i KPI var 1,053 mellan 2008 och 2016.

Författarna tar fram ett användarvärde, men det är möjligt att värderingarna även fångar options- och icke-användarvärde. Genom att studien betraktar ett tioårsperspektiv, går det argumentera för att skattningen även inkluderar optionsvärdet av att reducera risken för restriktioner i den framtida vattenanvändningen. Eftersom respondenterna inte uttryckligen ställs inför ett riskscenario är det oklart i vilken mån optionsvärdet ingår i den marginella betalningsviljan. Under förutsättning att respondenterna tagit ställning till en riskreduktion för familjemedlemmar och barn, kan skattningen även inkludera arvsvärde.

Få svenska studier, liknande Brouwer et al. (2009) återfinns i litteraturen, varav svårigheter uppstår att identifiera värderingsstudier som fångat icke-användarvärdet av dricksvattenförsörjning inom Sveriges gränser. En studie som snuddar vid att fånga upp dessa värden av dricksvattnet är en nyligen genomförd primärstudie av god vattenkvalitet i Mälaren (Anthesis Enveco 2017). Studien redovisar värderingen av vattenförekomster i Stockholm och fångar upp invånarnas betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus genom scenariovärderingsmetod (contingent valuation method, CVM). I och med val av metod kan både användarvärden samt icke-användarvärden fångas in. Då ingen fråga ställts till respondenterna gällande kopplingen av en god vattenstatus och dricksvattenförsörjningen kan inte ovan nämnda studie spegla de värden av dricksvatten som denna förstudie behandlar. Sannolikt fångar den flera olika användarvärden, men kan även inkludera icke-användarvärden. Mot bakgrund av att närboendes betalningsvilja är betydligt högre än andra gruppers betalningsvilja dominerar möjligen användarvärden som berör rekreations- och omgivningsaspekter.

### 3. Generaliserbarhet av Emåns ekosystemtjänst dricksvatten

Sammanställningen utifrån befintlig litteratur med olika värderingsansatser visar att det finns metoder som i olika grad fångar det totala ekonomiska värdet (TEV) av dricksvatten. Genom marknadsbaserade ansatser används ett direkt marknadspris eller skuggpris för att skatta användarvärden av dricksvatten. Även indirekta metoder så som skade- och ersättningskostnadsansatser är relevanta metoder för att fånga upp användarvärden. För att avspegla options- och icke-användarvärden behöver scenariorstudier genomföras. Scenariometoder skattar individers preferenser genom att frågor ställs direkt till individer om deras betalningsvilja eller agerande i olika valsituationer. Scenariorstudier är den metod som kan fånga in flest delar av TEV för dricksvatten. I denna kartläggning har vi dock inte funnit någon nationell studie om värdering av dricksvatten med scenariorvärderingsansats.

Då dricksvatten som vara är behäftad med flertalet specifika egenskaper finns svårigheter i att uppskatta TEV. Dricksvatten är nödvändig för vår överlevnad och saknar därför substitut. Dessutom uppstår marknadsmisslyckanden om beredning och distribution av dricksvatten inte regleras. Detta på grund av stordriftsfördelar. För att kunna genomföra en värdering på ett mer rättvisande sätt presenteras här förslag till generaliseringsansatser utifrån en fördjupning av genomförda värderingar av Emån som resurs för dricksvatten. Avslutningsvis diskuteras robustheten i föreslagna generaliseringsansatser och potentiella vägar framåt.

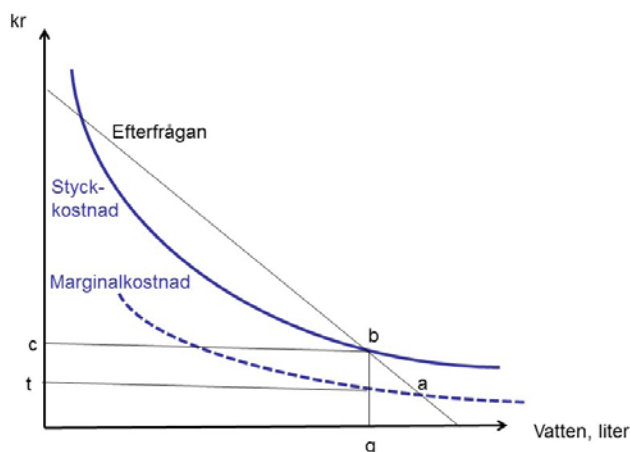
#### 3.1 VA-taxa för värdering

I WSPs studie om nyttor från vattenrelaterade ekosystemtjänster i Emån, tillämpades VA-taxan som indikator för värdering av dricksvatten (WSP 2017). Eftersom det inte går att likställa VA-taxan med ett marknadspris refererades värderingen som ett hypotetiskt marknadspris. I uppskattningen av värdet användes antalet hushåll i Emåns avrinningsområde. Det gjordes ingen särskilning mellan hushåll med egen brunn och anslutna till kommunalt vatten- och avlopp. Samtliga hushåll antogs betala den VA-taxa (brukningsavgiften) som gäller i hemkommunen. Värderingen är således lokal.

Det finns åtminstone två argument för att använda VA-taxan för värdering. Det ena är att taxan visar användarvärdet för konsumenten på marginalen. För konsumenten inkluderar priset på dricksvatten såväl dricksvattenberedning som distribution och avloppsrening. Sett utifrån konsumentens perspektiv, anger priset betalningsviljan för den sist konsumerade enheten. För de hushåll som inte är anslutna till kommunalt vatten överstiger sannolikt VA-taxan hushållets verkliga kostnad. Här kan VA-taxan snarare ses som alternativkostnaden, det vill säga hushållets näst bästa alternativ till egen brunn och enskilt avlopp. Det gör att de flesta hushåll antas värdera dricksvatten enligt vad de betalar i VA-taxa, medan icke anslutna hushåll antas värdera dricksvatten i enlighet med alternativkostnaden. Det andra argumentet för att använda VA-taxan är att den avspeglar kostnaderna för dricksvatten. När det inte finns något marknadspris är kostnaderna ofta det näst bästa alternativet för värdering av användarvärdet. En VA-taxa som är kostnadstäckande visar genomsnittskostnaderna för drift och underhåll samt de reella periodiserade kapitalkostnaderna. Här ingår kostnaden för beredning av dricksvatten, distribution och avloppshantering samt kapitalkostnader för anläggningen. Genom att tillämpa den gällande taxan täcks alltså kostnaderna för både dricksvatten och avloppshantering in, givet att VA-taxan är kostnadstäckande.

Men som påtalats tidigare utgör VA-taxan sannolikt en underskattning av den faktiska kostnaden. Detta dels eftersom VA-taxan maximalt får vara kostnadstäckande och dels

eftersom anläggningstillgångar skrivits av snabbare än de bytts ut. Teoretiskt borde den rörliga delen av brukningsavgiften avse driftskostnader och den fasta delen kapitalkostnader. Eftersom det råder skillnader mellan hur kommuner fördelar taxan mellan den fasta och rörliga delen av brukningsavgifterna är det inte möjligt att fastställa om driftskostnaden verkligen motsvarar den rörliga delen av kostnaderna och vice versa.



Figur 2-1: Kostnadstäckande VA-taxa

Figur 2-1 visar en efterfrågekurva för vatten samt styck- och marginalkostnaden. En kostnadstäckande VA-taxa som är helt rörlig motsvarar vid produktionsvolymen  $q$  taxan  $c$ . Om taxan delas upp i en fast och en rörlig del motsvarar i idealfallet den rörliga delen marginalkostnaden som vid produktionsvolym  $q$  motsvarar taxan  $t$ . Övriga kostnader täcks av en fast avgift som är oberoende av konsumtionsvolymen och täcker upp skillnaden mellan  $c$  och  $t$ . Prissättning efter marginalkostnadsprincipen innebär att priset baseras på punkt  $a$  där marginalkostnaden skär efterfrågekurvan. Om priset sätt lika med marginalkostnaden ger det ett lägre pris än  $c$ . Vattenbolagen kan genom att tillämpa tvådelade tariffer ta ut priset  $a$  kombinerat med en fast kostnad per månad eller år för att täcka sina kostnader.

En relevant frågeställning som lyftes i föregående kapitel är om värdering av vatten utifrån VA-taxan borde vara inklusive eller exklusive distribution? Därför är det också relevant att se till hur stor andel av avgiften som kan härledas till själva dricksvattenberedningen.

Bedömningar gjorda av Dricksvattenutredningen visar att dricksvattenförsörjningen utgör cirka 40 procent av de avgifter som betalas i VA-taxa (SOU 2016:32, 101-102).

Dricksvattenutredningen fördelar dock inte denna andel mellan dricksvattenberedning och kostnader för distribution av dricksvatten. Drifts- och underhållskostnaderna för dricks- och spillvatten, men inte kapitalkostnaderna, har av Carlsson et al. (2017) särredovisats för produktion, rening och distribution, se Tabell 3.

### Tabell 3 Drifts- och underhållskostnader extrapolerat till hela Sverige, år 2015

Källa: del av Tabell 13 i Carlsson et al. (2017) där författarnas bearbetning av data från VASS redovisas

	Enhet	Dricksvatten	Spillvatten	Summa
Producerad mängd	m <sup>3</sup>	856 783 460	1 181 070 891	
DoU för produktion/rening	mkr	1837	3097	4934

DoU för distribution	mkr	1858	1627	3485
DoU per m <sup>3</sup> prod/rening	kr/m <sup>3</sup>	2,1	2,6	4,7
DoU per m <sup>3</sup> distribution	kr/m <sup>3</sup>	2,2	1,4	3,6
Summa DoU per m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	4,3	4,0	8,3
Andel av DoU	procent	52%	48%	100%

Sett till enbart drifts- och underhållskostnader uppgår kostnaden för dricksvatten till cirka 4,3 kronor per m<sup>3</sup> och till cirka 4,0 kronor per m<sup>3</sup> spillvatten. Detta antyder att dricksvatten utgör drygt 50 procent när enbart drifts- och underhållskostnaderna betraktas. Drifts- och underhållskostnaderna för spillvatten är cirka 4 kronor per m<sup>3</sup>. Spillvatten står därmed för något mindre än 50 procent av drifts- och underhållskostnaderna. I tabellen ovan ingår inte kapitalkostnaderna. En redovisning av anläggningstillgångarna visar att av det i det bokförda värdet av VA-anläggningar utgör dricksvattenverk 15 procent, ledningsnät 70 procent och avloppsverk 15 procent. Enligt Carlsson et al. (2017, s. 25) var det bokförda värdet 85 miljarder kronor år 2016. Uppgifterna visar att alternativa sätt att bryta ut kostnaderna för dricksvatten kan ge lite olika resultat. Beroende på vilka kostnader som särredovisas är dricksvattnets andel någonstans mellan 40 och 50 procent.

Mot bakgrund av att den genomsnittliga VA-taxan är cirka 40 kronor per m<sup>3</sup> (se Tabell 4), antyder uppgifterna i Tabell 3 att drift- och underhåll utgör en relativt liten andel av taxan. Den höga kapitalintensiteten i dricks- och spillvattensystemen är en av de särskilda förutsättningarna som gäller samhällets dricksvattenförsörjning. Detta bidrar också till att större och tätare kommuner kan dra fördel av stordriftsfördelar. Detta i och med att så länge samma infrastruktur kan försörja fler minskar de genomsnittliga kostnaderna.

Om dricksvatten jämförs med någon annan vara, av icke kollektiv karaktär, är användningen av marknadspris relativt okomplicerad vid värdering. Exempelvis omfattar försäljningspriset på mjölk lantbrukarens kostnad, beredning vid mejeri och distribution till butik, inklusive vinstmarginal i alla led av distributionskedjan. Anledningen till att priset i butik används, är att värderingen ska ske i konsumentled. Mjölkanalogin antyder att även distribution bör ingå vid värderingen av dricksvatten, men den ger inget svar på varför det kan vara befogat att inkludera kostnader för avloppshantering. När värderingen ses ur ett konsumentperspektiv måste brukaren betala både kostnaden för dricks- och spillvatten för att få tillgång till dricksvatten. VA-taxan är således det pris konsumenten möter och därför ingår båda delarna. Ett argument för att även kostnadsperspektivet ska ta med kostnaden för avloppshantering är att människans vattenförbrukning ger upphov till spillvatten och om obehandlat spillvatten leds tillbaka till naturen ger det skador på miljön. Kostnaden för avloppshantering kan i detta fall betraktas som en extern kostnad som internaliseras. Alternativt går det att argumentera för att kostnaden för avloppsrening ska tas med för att avspegla värdet av att avloppsreningen bidrar till att inte överskrida gränsen för den stödjande ekosystemtjänsten ”naturlig vattenrening”.

### **Förutsättningar för att använda VA-taxan som schablon för värdering i Emåns avrinningsområde**

Under förutsättning att VA-taxan kan anses vara en tillräckligt bra schablon för att värdera dricksvattnet som ekosystemtjänst, hur kan man generalisera den ansats som tillämpats för Emån? En problematik vid en generalisering är att varje kommun sätter sin egen VA-taxa. För Emåns avrinningsområde skiljer sig VA-taxan 2,5 gånger mellan den högsta och lägsta.

Högsby kommun som ingår i Emåns avrinningsområde har landets högsta VA-taxa. I förhållande till Solna som har landets lägsta VA-taxa är skillnaden nästan 4 gånger. I den taxestatistik som Svenskt Vatten publicerar motsvarar den lägsta taxan ett pris på 21,6 kronor per m<sup>3</sup> och den högsta taxan 83,2 kronor per m<sup>3</sup> vid genomsnittlig konsumtion. Siffrorna gäller för typhus A som är en standardvilla. När dricksvatten värderas med hjälp av VA-taxan kommer värdet att bero på vilken kommun värderingen gäller. Eftersom kostnaderna inte speglas på ett rättvisande sätt i VA-taxan blir värderingen skev och till synes godtycklig. Tabell 4 visar en schablonmässig värdering av dricksvattnet för Emån om olika kommuners taxa används.

**Tabell 4 Värdering baserad på VA-taxor i Emåns avrinningsområde, Solna kommun och befolkningsvägt nationellt genomsnitt.**

	Kommun	Årskostnad 2017, kr	kr/m <sup>3</sup>	Värdering mkr
Landets lägsta VA-taxa	Solna	3247	21,6	183,4
Emåns avrinningsområde	Vetlanda	4920	32,8	278,0
Emåns avrinningsområde	Eksjö	5311	35,4	300,0
Emåns avrinningsområde	Sävsjö	7608	50,7	429,8
Emåns avrinningsområde	Mönsterås	7838	52,3	442,8
Emåns avrinningsområde	Hultsfred	8502	56,7	480,3
Emåns avrinningsområde	Högsby	12486	83,2	705,4
Landets högsta VA-taxa	Högsby	12486	83,2	705,4
Medel 290 kommuner	Vägt genomsnitt	5979	39,9	337,8

Beroende på vilken taxa som väljs, ger de uppgifter om vattenförbrukning som användes i WSP (2017) en årlig värdering på mellan 183 och 705 miljoner kronor. Sett till robusthet är inte resultatet tillfredsställande. Att spannet är stort beroende på vilken taxa som väljs kan upplevas godtyckligt. Det är också svårt att argumentera för varför värdet av att genomföra en åtgärd som förbättrar dricksvattenförsörjningen är två och en halv gånger större i Högsby jämfört med värdet av att genomföra samma åtgärd i Vetlanda.

En möjlig hantering av problematiken som ges av det stora spannet, som ibland beror på produktionsförutsättningar, men i andra fall sannolikt ges av att taxan inte är kostnadstäckande, är att göra en generalisering utifrån befintlig information. Den befolkningsvägda genomsnittliga VA-taxan ger en indikator på cirka 40 kronor per m<sup>3</sup> (se tabell 4). Årskostnaden vid den genomsnittliga VA-taxan är 5979 kronor, som vid avrundning motsvarar cirka 6000 kronor. Eftersom både kommuner med full kostnadstäckning och kommuner som inte har det ingår i medelvärdet, blir dock genomsnittet något snedvridet. Underskattningen skulle kunna rättas till om det var känt vilka kommuner som har full kostnadstäckning och därefter beräkna ett nytt genomsnitt utifrån dessa kommuner. Att använda ett genomsnitt vid värderingen istället för den gällande taxan är i analogi med Trafikverkets och ASEKs rekommendationer kring tidsvärden vid värdering av nyttan av åtgärder i transportsystemet (Trafikverket 2016). Trafikverket argumenterar för att det finns rättviseskäl till att ett nationellt genomsnitt bör användas istället för att tillåta tidsvärdena variera lokalt. Att använda det nationella genomsnittet

skulle även ge en mer robust indikator. Värderingen vid det nationella genomsnittet är cirka 338 miljoner kronor. Detta skiljer sig inte särskilt mycket från den värdering på 376 miljoner kronor som redovisas i WSP (2017).

Om VA-taxan ska användas som generell metod i samhällsekonomisk värdering av dricksvatten bör därför indikatorn baseras på det pris brukaren möter. För att undvika att värderingen varierar till synes godtyckligt mellan kommuner kan det vara rimligt att använda den genomsnittliga taxan. Samma argument kan användas för att motivera varför hushåll med egen brunn värderar dricksvattnets användarvärde med VA-taxa.

### 3.2 Kostnadsbaserade metoder

Vid värdering av ekosystemtjänsten dricksvatten i Emån (WSP 2017) diskuteras hur ersättningskostnadsmetoden kan tillämpas genom att beräkna kostnaden för att ersätta en kommuns dricksvattentäkt. Vetlanda kommun drabbades av torka under 2016 vilket ledde till att dricksvattnet i handgrävda brunnar sinade. Räddningstjänsten fick då köra ut dricksvatten i tankbilar till de drabbade hushållen vilket uppgick till en kostnad av 90-180 kronor/m<sup>3</sup>. Denna kostnad inkluderade personal, transport- och vattenkostnader. Denna kostnad kan jämföras med en kostnad på 60 kronor/m<sup>3</sup> för endast personal- och transportkostnader av utkörning av vatten på Öland vid vattenbrist under samma år. Kostnader för utkörning av vatten är beroende av avstånd och behöver studeras mer i detalj för att kunna generaliseras.

Vid en samhällsekonomisk bedömning av en ny reglering av Mälaren (WSP 2012) värderades på liknande sätt ett minskat behov av beredskap genom exempelvis kostnader för att förse kommuner med dricksvatten från tankbil. Här påpekas det att köra dricksvatten i tankbil är i praktiken endast genomförbart i en mycket liten skala, då det finns få tankbilar som uppfyller kravet för dricksvatten. Enligt VAKA (Livsmedelsverket 2015) räcker den samlade kapaciteten av det nationella nödvattenlagret till att maximalt försörja cirka 350 000 personer med tre liter dricksvatten/dygn. Kostnaden för beredskap av vattenförsörjning i Mälaren via tankbil har inte redovisats. Däremot beskriver Klimat- och sårbarhetsutredningen (SOU 2007:60) ett exempel på kostnad för beredskap inom vattenförsörjning där Sundsvalls kommun byggt ett beredskapsförråd under 2007, som bland annat innehåller vattentankar för nöddistribution, till en kostnad av cirka 6 miljoner kronor.

Beräkningar av kostnaden för att ersätta en kommuns dricksvattentäkt har gjorts i bland annat Kristianstads kommun (Grundvattenrådet för Kristianstadsslätten 2008) och Uppsala kommun (HaV 2011). I Kristianstad har tre olika ersättningskostnader, som baseras på tre alternativa lösningar, uppskattats; installation av UV filter, ersätta dagens grundvatten med ytvatten eller att samtliga dagens vattentäkter ersätts med nya. Kostnaden för var och en av dessa investeringar uppskattas variera från 50 till 500 miljoner kronor och produktionen av dricksvatten förväntas öka med 1,5 – 3,50 kronor/m<sup>3</sup>. I Uppsala kommun har man beräknat ersättningskostnaden för sina huvudvattentäkter till ca 1,1 miljarder kronor, om dessa skulle ersättas med nya vattentäkter.

Dessa exempel illustrerar hur stor variationen kan vara för kostnaden av att ersätta dricksvatten och därmed även svårigheten att använda metoden för värdering av dricksvattnets användarvärden. Även Klimat- och sårbarhetsutredningen (SOU 2007:60) beskriver att kostnaden för att ersätta en dricksvattentäkt kan variera från ett 10-tal miljoner kronor för en mindre vattentäkt till mer än en miljard för en större vattentäkt.

### Ersättningskostnad som schablon för att värdera ekosystemtjänsten dricksvatten

Kan ersättningskostnader anses vara en tillräckligt bra schablonkostnad för att värdera dricksvattnet som ekosystemtjänst? Att värdera dricksvatten utifrån ersättningskostnaden kan vara problematiskt då de situationer som målas upp ofta är baserade på extrema katastrofscenarier. Det är möjligen inte sannolikt att hela Mälardalsregionen kommer att behöva bli försörjda av dricksvatten från tankbilar. Dock kan dessa ansatser användas för att värdera nyttan av en riskreduktion av framtida krissituationer. En schablon skulle kunna beräknas. Vilket skulle kunna genomföras med angreppssätt liknande DRICKS (Söderqvist et. al) genom att identifiera jämförbara värderingsstudier med liknande kostnadsansatser och undersöka kostnadernas relativa storlek. Även i ovan nämnda generaliseringsansats till schablonskadekostnader, som i sin tur kan användas för att värdera nyttor i form av undvikna skadekostnader, baseras på krisscenarier.

Den andra invändningen mot att använda ersättningskostnader för att uppskatta värdet av dricksvattenförsörjning är de stora variationerna mellan uppskattade ersättningskostnader. Dels beroende på geografiskt läge av den nuvarande vattentäkten som ska ersättas, och dels på grund av typ av ersättningsinvestering som antas. Klimat- och sårbarhetsutredningen (SOU 2007:60) beskriver att för ett mindre samhälle kostar anläggningen av en ny vattentäkt och vattenkraftverk 10-40 miljoner kronor och för en medelstor stad 200-400 miljoner kronor. Även om jämförelse görs inom samma geografiska område kan även kostnaderna variera stort för att ersätta samma grundvattentäkt på grund av val av ersättningsinvestering. En väg framåt skulle kunna vara att tillämpa ersättningskostnadsmetoden enligt dess teoretiska förutsättningar, se avsnitt 2.2.2. En sådan tillämpning innebär att ett antal alternativa sätt att ersätta en specifik vattentäkt kostnadsberäknas. Det ger därmed möjlighet att basera värderingen på det mest kostnadseffektiva alternativet.

## 4. Diskussion och slutsatser

Det finns argument för att använda VA-taxan som schablon för att värdera dricksvatten. Dels är VA-taxan det pris som brukaren möter, dels ska VA-taxan vara kostnadstäckande. Om VA-taxan används som indikator för det samhällsekonomiska värdet av dricksvatten behöver vi dock acceptera att den har en rad brister. VA-taxan kommer alltid att vara en underskattning av TEV eftersom den endast kan mäta användarvärdet. Dagens praktik för att bestämma VA-taxan gör dessutom att användarvärdet underskattas. Spridningen i taxenivå gör det svårt att motivera att värderingen av dricksvatten bör baseras på lokala VA-taxor. För att kunna använda VA-taxan som schablon för värderingen behöver den generaliseras. Baserat på generaliseringsansatsen för tidsvärden, föreslås en nationell schablon som grundas på den genomsnittliga VA-taxan. Trots de brister som nämnts är schablonen enkel att ta fram och enkel att uppdatera. Den huvudsakliga bristen med att använda VA-taxan är att den underskattar användarvärdet. Över tid kan schablonen förfinas och utvecklas så att den på ett bättre sätt speglar de verkliga kostnaderna. Även om det innebär att värderingen ökar över tid eftersom precisionen förbättras förväntas en schablon som baseras på genomsnittliga VA-taxor vara robust för jämförelse mellan olika kommuner.

Ett alternativ till gällande taxor är att använda en prognos på hur framtida VA-kostnader väntas påverka VA-taxan som grund för schablonen. För ett sådant ändamål kan exempelvis den nationella prognosen som har tagits fram av Carlsson et al. (2017) vara tillämplig. Det författarna kommer fram till är att VA-taxan behöver höjas med cirka 100 procent i ett 20-årsperspektiv. I prognosen ingår både reinvesteringar och nyinvesteringar. Till viss del beror höjningen på reinvesteringar och klimatanpassningsåtgärder för att upprätthålla dagens kvalitet i dricksvattenförsörjningen. Under förutsättning att osäkerhet råder om framtida utbud och vattenkvalitet, kan vi förmoda att det ingår aspekter av optionsvärde i denna beräkning av framtida kostnader. Andra delar av optionsvärdet, exempelvis restriktioner i den framtida vattenanvändningen på grund av torka fångas inte upp av Carlsson et al. (2017). Tabellen nedan sammanfattar vilka delar av TEV som potentiellt kan fångas av en generaliserad VA-taxa och framtida kostnader.

**Tabell 5 Sammanfattning av värden som kan fångas upp av en schablon som baseras på VA-taxa och Carlsson et al. (2017)**

	VA-taxa, kr år och hushåll	Kommentar
Användarvärde	5979	Se tabell 4. Nationell generalisering, men underskattning pga. att exempelvis kostnadstäckning inte gäller för alla kommuner.
Optionsvärde – samma kvalitet i framtiden som idag	$3005 = 5979 / (1,035)^{20}$	För att bibehålla dagens kvalitet i ett 20-års perspektiv behöver VA-taxan höjas med 100% (diskonteras med en ränta på 3,5 procent). Andra delar av optionsvärdet saknas
Optionsvärde minskad risk för restriktioner på grund av t.ex. torka		
Icke-användarvärde	okänt	CV studier antyder att dricksvattnets TEV är högt relativt andra vattenbaserade ekosystemtjänster samt att icke-användarvärden utgör en stor andel av detta värde. Information om icke-användarvärde saknas dock.



Icke-användarvärdet är okänt, men litteraturen antyder att dricksvatten värderas högt i CV studier relativt andra vattenrelaterade ekosystemtjänster som värderats med samma metod. En trolig tolkning är att icke-användarvärdet utgör en stor andel av detta värde. Värderingarna som skattats av CV studierna inkluderar sannolikt hela TEV, troligen med undantag från delar av optionsvärdet. I litteraturgenomgången har vi inte identifierat någon studie som specifikt inkluderar icke-användarvärde av dricksvatten. Det går därför inte att säga något om hur icke-användarvärdet för dricksvatten förhåller sig till TEV som helhet. För att få information om TEV och dess förhållande till användarvärde, optionsvärde och icke-användarvärde behövs studier som tillämpar scenariobaserade metoder. Om osäkerhet råder kring framtida utbudskvalitet skulle eventuellt en del av optionsvärdet kunna beräknas enligt tabell 5.

Gällande kostnadsbaserade metoder finns färre argument för att använda generaliseringar av dessa för att värdera användarvärdet av dricksvatten. Minskade eller undvikna skadestnader kan möjligen skapa ett schablonvärde som kan användas vid värdering av kvalitetsförbättringar av dricksvatten. Det ska tas i beaktande att värderingsstudier innehållande skadestnader ofta utgår från ett krisscenario, vilket är viktigt att tänka på vid användning av generaliserade skadestnader. Detta kan vara tillämpligt om målet med värderingen av dricksvatten är kopplat till krisförberedande åtgärder. Att använda ersättningskostnadsansatser för att värdera dricksvatten har visat sig vara än mer komplicerat, då tidigare skattade värden har ett stort spann. Det leder till svårigheter i att försöka generalisera och skala upp identifierade värden. Kostnadsbaserade metoder har även begränsningen att de kommer endast fånga upp användarvärdet av det TEV.

En väg framåt för att möjligen kunna skapa en schablon med ersättningskostnadsmetoden är att identifiera de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att ersätta en vattentäkt och jämföra liknande värderingstudiers ersättningskostnader. Detta kräver att dricksvattnet antas generera samma nytta som den vattentäkt som ska ersättas och att det finns en betalningsvilja för att ersätta ekosystemtjänsten.

Utifrån denna förstudies slutsatser rekommenderas att en studie genomförs som reder ut hur dricksvattnets optionsvärde kan avgränsas och med vilka metoder det går att fånga dricksvattnets optionsvärde. Det finns behov av att utreda definitionen av dricksvattnets optionsvärden och att särskilja dricksvattnets användarvärde och optionsvärde, samt vad som påverkar optionsvärdets storlek. Beroende på utgångspunkt kan delar av optionsvärdet ses som ett användarvärde, eller vice versa. När dricksvattnets optionsvärde betraktas går det att säga att det återfinns en mycket liten osäkerhet om den framtida efterfrågan på dricksvatten, däremot behöver osäkerheterna om det framtida utbudet belysas. För att fånga in alla delar av det totala ekonomiska värdet av dricksvatten behövs därför scenariostudier genomföras som förutom användarvärden även kan skatta optionsvärden och icke-användarvärden.

## Litteraturlista

Anthesis Enveco AB (2017) Värdering av vattenförekomster i Stockholm Rapport 2017:5, 2017-02-02

Brouwer, R., Barton, D. Bateman, I., Brander, L., Georgiou, S., Martín-Ortega, J., Navrud, S., Pulido-Velazquez, M., Schaafsma, M., Wagtendonk, A., (2009) Economic Valuation of Environmental and Resource Costs and Benefits of Water Uses and Services in the Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners, Report Aqua money September 2009.

Carlsson, H., Haraldsson, M., Kärrman, E., Lidström, V., Lundh, M., Malm, A., Malmström, H., Pendrill, L., Rönnbäck, M., Sjögren, L., Svensson, G. (2017) Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp. Rapport Svenskt vatten Augusti 2017.

Carson, R. T., Flores, N. E., Mitchell, R. C. (1999) The Theory and Measurement of Passive-Use Value, Kapitel 4 i Bateman, I. J. och Willis, K. G. (Red.), Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Model in the US, UK and Developing Countries, Oxford University Press, Oxford.

Comisari, P., Feng, L., Freeman, B. (2011) Valuation of water resources and water infrastructure assets, Australian Bureau of Statistics

Edens, B., Graveland, C. (2014) Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA, Water Resources and Economics, vol 7pp.66–81

Grundvattenrådet för Kristianstadsslätten (2008) Kan Grundvatten värderas?

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:7 Ekosystemtjänster från svenska sjöar och vattendrag Identifiering och bedömning av tillstånd

Havs- och vattenmyndigheten (2013) God havsmiljö 2020. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys

Havs- och vattenmyndigheten (2011) Vattenskyddsområde, Handbok med allmänna råd

Livsmedelsverket (2015) VAKA, Nationellt lager för nödvatten materiel

Naturvårdsverket (2015) Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690

Naturvårdsverket (2012) Sammanställd information om Ekosystemtjänster. Skrivelse 2012-10-31, NV-00841-12

Naturvårdsverket (2012) Värdering av grundvattenresurser, Metoder och tillvägagångssätt

Naturvårdsverket (2005) Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier

SGU-rapport 2014:40 Grundvattnets ekosystemtjänster och deras ekonomiska värden – en inledande kartläggning

SOU 2007:60 Sverige inför klimatförändringarna – hot och möjligheter.

Dricksvattenförsörjning i förändrat klimat. Bilaga B 13

SOU 2016:32 En trygg dricksvattenförsörjning

SOU 2016:32 Dricksvattenutredningens slutbetänkande

SVU (2016) Kommentar till 2016 års taxestatistik.

Söderqvist et al. 2016. Dricksvattenutredningens primära förslag till åtgärder – samhällsekonomiska nyttor. Underlag till SOU 2016:32

Vattenmyndigheterna (2017) Åtgärder för bättre vatten

WSP (2017) Värdering av ekosystemtjänster och samhällsnyttor i och i anknnytning till Emån

WSP (2016) Ansvar och ekonomiska förutsättningar för dricksvattenförsörjning – en Europeisk utblick. Underlag till SOU 2016:32, 2016-01-15

WSP (2012) Samhällsekonomisk bedömning av en ny reglering av Mälaren

WSP (2010) Samhällsekonomisk lönsamhet av ultrafilter vid Lackarebäck och Alelyckans vattenverk i Göteborg