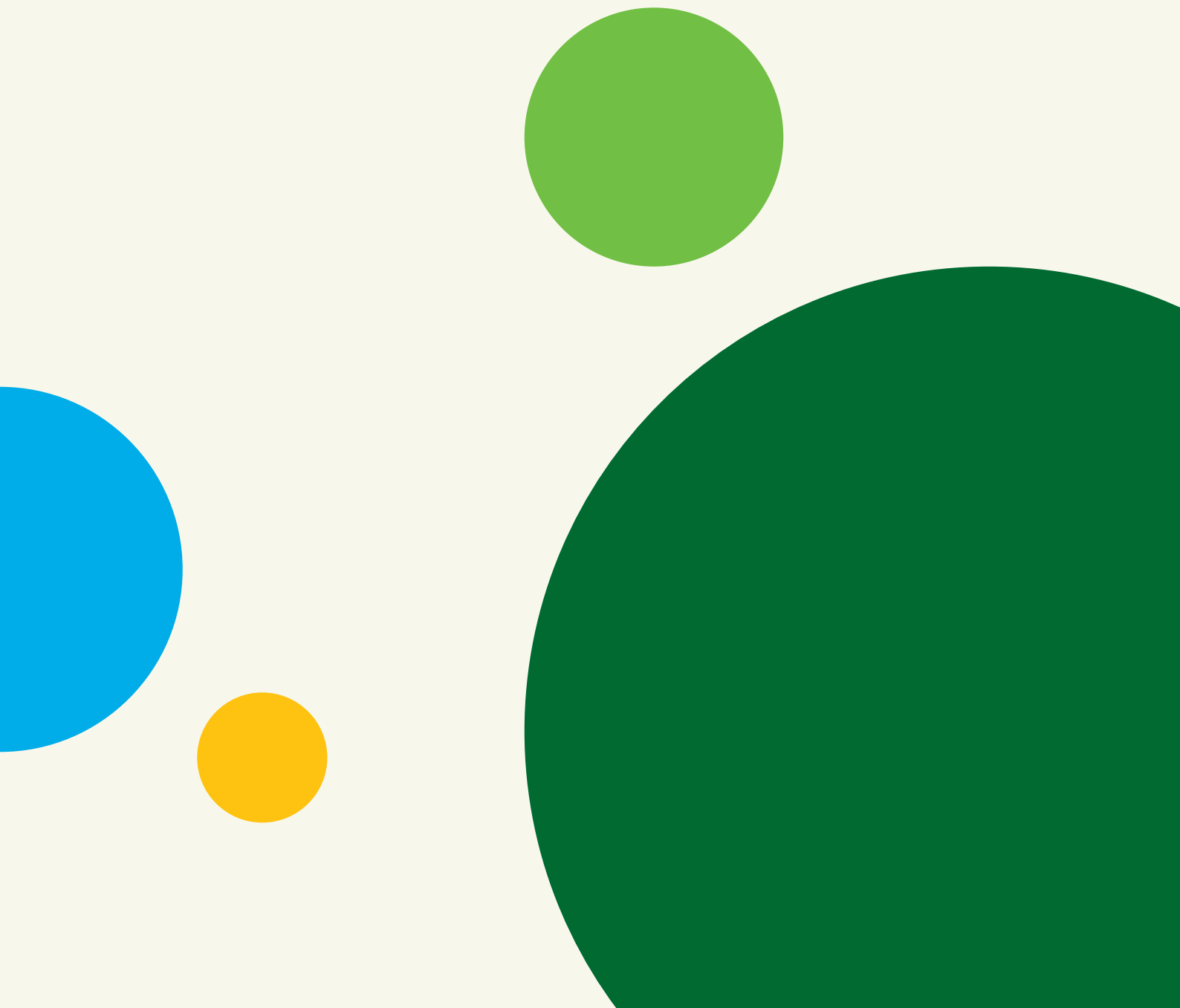


Svenskt kommunalt avloppsvatten och dess påverkan på vattenlevande organismer

Samhällsekonomisk analys



Författare: Henrik Scharin, Berndt Björlenius, Bethanie Carney-Almroth och Magnus Breitholtz

Rapport: F2:2022

ISBN: 978-91-540-6164-8

Diarienummer: 2018-02683

Stockholm, juni 2022

Förord

Sedan januari 2018 arbetar Formas med evidensbaserade miljöanalyser. Det innebär att ta fram sammanställningar, analyser och utvärderingar av resultat från forskning, som ska vara ett vetenskapligt stöd i utformandet av kostnadseffektiva styrmedel och åtgärder. I uppdraget ingår också att identifiera styrmedel och åtgärder vars effekter det saknas tillräcklig kunskap om. I syfte att ta fram underlag för kostnadseffektiva styrmedel och åtgärder kommer samtliga systematiska forskningssammanställningar som Formas genomför att kompletteras med en samhällsekonomisk analys.

Den här samhällsekonomisk analysen utgår från slutsatserna av den systematiska översikten om svenskt kommunalt avloppsvatten och dess påverkan på vattenlevande organismer. Genom en kostnads- och nyttoanalys, en samhällsekonomisk bedömning, samt en styrmedelsanalys kan vi visa på de samhällsekonomiska effekterna av nuvarande rening i kommunala avloppsreningsverk, samt kunskaperna av effekter av tilläggsrening med ozon respektive aktivt kol. En tilläggsrening är förknippad med ökade kostnader för konsumenterna, antingen via statsbudgeten eller via VA-avgiften, och därför är det centralt att undersöka de samhällsekonomiska effekterna innan beslut om ytterligare rening.

Vi hoppas att den här rapporten kan vara ett viktigt stöd till beslutsfattare i samband med beslut om ytterligare rening av kommunalt avloppsvatten. Vi vill rikta ett stort tack till dem som på olika sätt bidragit i arbetet med denna rapport. Anne-Sophie Crépin ledamot i Rådet för evidensbaserade miljöanalyser har bidragit med underlag och textförslag. Maximilian Ludtke och Kerstin Bly Joyce vid Naturvårdsverket har inkommit med värdefulla synpunkter och förslag. Peter Sörngård vid Svenskt Vatten har bidragit med textunderlag om krav på reningsverk.

Ingrid Petersson
Generaldirektör

Innehållsförteckning

Sammanfattning	6
1 Introduktion	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte och metod	9
2 Konceptuell analys	11
2.1 Konceptuell modell	11
2.2 Samhällsekonomisk problembeskrivning	13
2.3 Befintlig förvaltning och dess förmåga att lösa problemet	16
3 Kostnads-nyttoanalys	19
3.1 Åtgärdsbeskrivning	19
3.2 Alternativa åtgärder	20
3.3 Referensalternativ	21
3.4 Kostnader för åtgärden	21
3.5 Åtgärdens hantering av miljöpolitiska utmaningar	31
3.6 Nyttobedömning	32
4 Samhällsekonomisk bedömning av ytterligare rening	37
4.1 Bedömning av samhällsekonomisk lönsamhet	37
4.2 Beslutsalternativ under osäkerhet kring miljöeffekter	38
4.3 Least regret strategy	39
4.4 Adaptiv förvaltning	42
5 Styrmedelsanalys	44
5.1 Styrmedelsbeskrivning	44
5.2 Incitamentspåverkan av styrmedel	44
5.3 Måluppfyllelse av styrmedel	45
5.4 Kostnadseffektivitet av styrmedel	45
5.5 Dynamisk effektivitet av styrmedel	46
5.6 Transaktionskostnader	47
5.7 Målkonflikter kopplade till styrmedlet	47
5.8 Styrmedlets förmåga att hantera osäkerheter	48
5.9 Fördelningseffekter av styrmedlet	48
5.10 Genomförbarhet	48
5.11 Kompletterande styrmedel	49
5.12 Sammanfattning styrmedelsanalys	49
6 Diskussion	50

Referenser	52
Bilaga 1. Miljöpolitikens utmaningar	59
Bilaga 2: Totalt ekonomiskt värde	64
Bilaga 3. Värderingsmetoder	66

Sammanfattning

Den systematiska översikten visar att ytterligare rening innebär minskade effekter på miljötillståndet.¹ Den samhällsekonomiska analysen tar vid där den systematiska översikten slutar och har bland annat som avsikt att svara på frågan ifall ytterligare rening är samhällsekonomiskt lönsam. Översiktens fokus var att bedöma kunskapsläget vad gäller effekten av konventionellt renat avloppsvatten på vattenlevande organismer och hur detta kan mätas. För en bedömning av den samhällsekonomiska lönsamheten krävs dock en bedömning av kopplingen mellan effekten på vattenlevande organismer och möjliga samhällsekonomiska nyttor.

Den samhällsekonomiska bedömningen som redovisas nedan i avsnitt 3 visar dock att det inte är möjligt att identifiera och kvantifiera vilka nyttor en minskad effekt på vattenlevande organismer kan ge upphov till. Det är därför inte heller möjligt att skatta ett monetärt värde på denna nytta, vilket innebär att det inte går att bedöma ifall åtgärden är samhällsekonomiskt lönsam eller ej. Kunskapsbristen vad gäller den samhällsekonomiska nyttan av åtgärden innebär att beslut om ytterligare rening behöver baseras på andra beslutsunderlag än en kostnads-nyttoanalys.

Avsnitt 4 diskuterar utmaningen i att bedöma samhällsekonomisk lönsamhet i frånvaron av monetära värden av nyttor och alternativa sätt att ta fram beslutsunderlag. Ett förslag på ett alternativt beslutsunderlag diskuteras i avsnitt 4.2 och kallas för "least-regret-strategy". Denna strategi går ut på att bedöma den samhällsekonomiska förlusten (dvs. hur pass mycket kostnaderna överstiger nyttan) av att fatta ett felaktigt beslut. Eftersom enbart kostnaderna för rening kan skattas kan till exempel en slutsats vara att ifall de miljökostnader som uppstår då ingen rening genomförs bedöms kunna överstiga reningskostnaderna kommer ytterligare rening var den bästa strategin utifrån denna ansats. Om så inte är fallet blir den bästa strategin att inte rena. När det finns osäkerheter kring nyttan av ytterligare rening kan det vara motiverat att förvaltningen är adaptiv, vilket beskrivs i avsnitt 4.4. Under en sådan förvaltningen genomförs reningen i mindre skala för att sedan utvärderas utifrån observerade effekter. Det är centralt för en adaptiv förvaltning med övervakning, uppföljning och utvärdering av det effekter och nyttor som den genomförda reningen ger upphov till.

Styrmedelsanalysen i avsnitt 5 består dels av en ex-post analys av det befintliga styrmedlet i form av finansieringsanslag från Naturvårdverket för investeringar i ytterligare rening (dvs subventionerad rening), dels en ex-ante analys av möjliga framtida lagkrav på ytterligare rening finansierade genom hushållens VA-avgift. Vad som är det mest lämpliga styrmedlet för detta avgörs i hög grad av vad som kännetecknar problemet, åtgärden och de som ska utföra åtgärden (dvs. de kommunala avloppsreningsverken). Såväl finansiering genom det befintliga anslaget, vilket Naturvårdsverket administrerar, som eventuella nya lagkrav vilka finansieras genom VA-avgiften har sin respektive för- och nackdelar. Oavsett styrmedel är det av stor vikt att övervakning sker efter ytterligare rening genomförts i syfte att förbättra kunskaperna kring de effekter (och därmed nyttor) som den minskade belastningen ger upphov till. I dagsläget kan dock anslaget från Naturvårdsverket vara att föredra eftersom det råder stora osäkerheter kring åtgärdens samhällsekonomiska lönsamhet, något

¹ <https://formas.se/analys-och-resultat/rapporter/2022-04-04-svenskt-kommunalt-avloppsvatten-och-dess-paverkan-pa-vattenlevande-organismer.html>

som kanske Naturvårdsverket har bättre möjlighet att ta hänsyn till. Naturvårdsverket borde även ställa krav på att utbetalda medel även används till den, för adaptiva förvaltningen, viktiga vetenskapliga uppföljningen och övervakning av effekter och nyttor av reningen. För att kunna bedöma dessa är det också av stor vikt att en bedömning av miljötillståndet (avseende de relevanta indikatorerna) görs innan tilläggsreningen tas i bruk.

Även om en fullständig kostnads- och nyttoanalys inte är möjlig att genomföra har den samhällsekonomiska analysen bidragit till att öka kunskaperna kring de kostnader och nyttor som ytterligare rening vid reningsverk genererar, samt de styrmedel som tillämpas eller kan tillämpas för att uppnå detta.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Från och med den 1 januari 2018 har Formas i uppdrag att *genom systematisk utvärdering, analyser och sammanställningar av resultat från publicerad forskning ta fram underlag som kan utgöra ett vetenskapligt stöd för utveckling av kostnadseffektiva styrmedel och åtgärder i arbetet med att uppnå det generationsmål för miljöarbetet och de miljö kvalitetsmål som riksdagen har fastställt*. Formas har även fått i uppdrag att *Identifiera styrmedel och åtgärder inom miljöområdet vars effekter det saknas tillräcklig kunskap om*. För att genomföra dessa uppdrag på ett tillfredsställande sätt är genomförandet av samhällsekonomiska analyser centralt.

Formas har som ambition att samtliga systematiska översikter kompletteras med någon typ av samhällsekonomisk analys. I de fall översikten berör en viss åtgärds effekt på ett miljömål eller dess kostnader bidrar samhällsekonomiska analyser med beslutsunderlag för att identifiera kostnadseffektiva åtgärder och styrmedel.

De samhällsekonomiska analyserna erbjuder ett logiskt, strukturerat och systematiskt tillvägagångssätt genom vilket ett allsidigt och transparent beslutsunderlag för olika miljöpolitiska förslag (rörande exempelvis val av kostnadseffektiva åtgärder och styrmedel) kan tas fram och presenteras. Samhällsekonomiska analyser syftar till att besvara ett antal olika typer av frågeställningar:

- I en konceptuell analys av miljöproblemet identifieras de beteenden och incitament vilka ligger bakom beslut som orsakar miljöpåverkan samt vilken typ av marknadsmisslyckande som motiverar statlig intervention.
- I en kostnads-nyttoanalys undersöks vilka samhällsekonomiska intäkter (nyttor) och kostnader som följer av olika mål, åtgärder eller styrmedel. Denna analys kan därmed bedöma ifall målet, åtgärden eller styrmedlet är samhällsekonomiskt lönsam (dvs. dess nyttor överstiger dess kostnader).
- I en kostnadseffektivitetsanalys undersöks vilka kostnader som olika miljöåtgärder innebär samt vilka åtgärder som kan nå ett visst miljömål till den lägsta samhällsekonomiska kostnaden. Den säger med andra ord inget om den samhällsekonomiska lönsamheten av ett visst miljömål (det besvaras av kostnads-nyttoanalysen) utan bedömer enbart kostnaderna.
- I en styrmedelsanalys undersöks vilket styrmedel som är lämpligast för att få de kostnadseffektiva åtgärderna genomförda. I en ex-ante styrmedelsanalys motiveras samt utvärderas möjliga styrmedel utifrån vilka effekter av styrmedlet som förväntas, medan en ex-post styrmedelsanalys utvärderar effekterna av ett befintligt styrmedel i efterhand.
- I en konsekvensanalys undersöks vilka konsekvenser ett visst mål, åtgärd eller styrmedel har för olika berörda aktörer.

1.2 Syfte och metod

Formas systematiska översikt kom fram till följande slutsatser (avsnitt 5 i översikten). Exponering för konventionellt renat svenskt avloppsvatten medför att vattenlevande organismer i större utsträckning påverkas på sätt som indikerar skada jämfört med exponering för opåverkat vatten.

När det kommer till effekterna av ytterligare reningsåtgärder kom man fram till följande slutsatser:

- Ozonering som tilläggsbehandling minskar påverkan på vattenlevande organismer jämfört med exponering för konventionellt renat avloppsvatten.
- Aktiverat kol som tilläggsbehandling minskar påverkan på vattenlevande organismer jämfört med exponering för konventionellt renat avloppsvatten.
- Det vetenskapliga underlaget för att bedöma behandlingsvåtmarker som tilläggsbehandling och dess påverkan på vattenlevande organismer är otillräckligt.

Slutsatserna ovan ligger till grund för de samhällsekonomiska analyser vilka redovisas i denna del av rapporten. Först redovisas den konceptuell analysen vars syfte är att, utifrån ett helhetsperspektiv, identifiera de för frågeställningen relevanta marknadsmisslyckanden och incitamentsstrukturer. Denna analys utgör ett viktigt underlag och vägledning för de följande delarna av den samhällsekonomiska analysen.

Utifrån översikten om svenskt kommunalt avloppsvatten och dess påverkan på vattenlevande organismer kan slutsatsen dras att konventionellt renat avloppsvatten indikerar skada på vattenlevande organismer och att ytterligare rening kan minska denna effekt.

Ett naturligt nästa steg är att bedöma ifall ytterligare rening är samhällsekonomiskt motiverad genom att bedöma ifall dess nyttor överstiger dess kostnader (dvs. om den är samhällsekonomiskt lönsam) alternativt kostnadseffektiv (dvs. åtgärden ingår i den kombination av möjliga åtgärder som når ett visst givet mål till lägst samhällsekonomisk kostnad). Om åtgärden skulle visa sig vara lönsam, alternativt utgör en kostnadseffektiv åtgärd för att nå ett visst miljömål, är det motiverat att genomföra ytterligare rening. Eftersom det inte är möjligt att genomföra en kostnadseffektivitetsanalys då det saknas underlag kring de alternativa åtgärdernas kostnad (t.ex. minska hushållens användning av sådana produkter som ger upphov till belastningen), var ambitionen i denna rapport att bedöma ifall åtgärden är samhällsekonomiskt lönsam.

För att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten krävs det dock att samtliga kostnader samt nyttor kan värderas monetärt vilket visar sig svårt för de senare i den här analysen. I denna rapport beskrivs därför alternativa metoder för att ta fram beslutsunderlag i närvaro av stora osäkerheter kopplat till åtgärdens nytta. Att välja det alternativet, att rena eller inte rena, som kostar minst ifall det visar sig vara fel val utgör "least regret strategy". Den strategin kan tillämpas för respektive reningsverk för att ta beslut om rening. En annan möjlig strategi bygger på fullskaleexperiment och går ut på att genomföra rening vid ett fåtal reningsverk för att i efterhand bedöma eventuella nyttor av rening, jämfört med anläggningar utan rening, ifall den är samhällsekonomiskt lönsam och skulle kunna skalas upp till flera reningsverk. Adaptiv förvaltning är en beprövad metod där man kontinuerligt följer upp effekterna av en viss åtgärd och justerar åtgärden vid behov. Denna metod kan med fördel användas även i kombination med en experimentell ansats.

Slutligen genomförs en styrmedelsanalys vilken bedömer det befintliga styrmedlet i form av Naturvårdsverkets utbetalningar av anslag till reningsverk i syfte att finansiera ytterligare

reningssteg samt diskuterar även styrmedel i form av lagkrav på rening finansierad av anslutna hushåll via VA-avgiften.

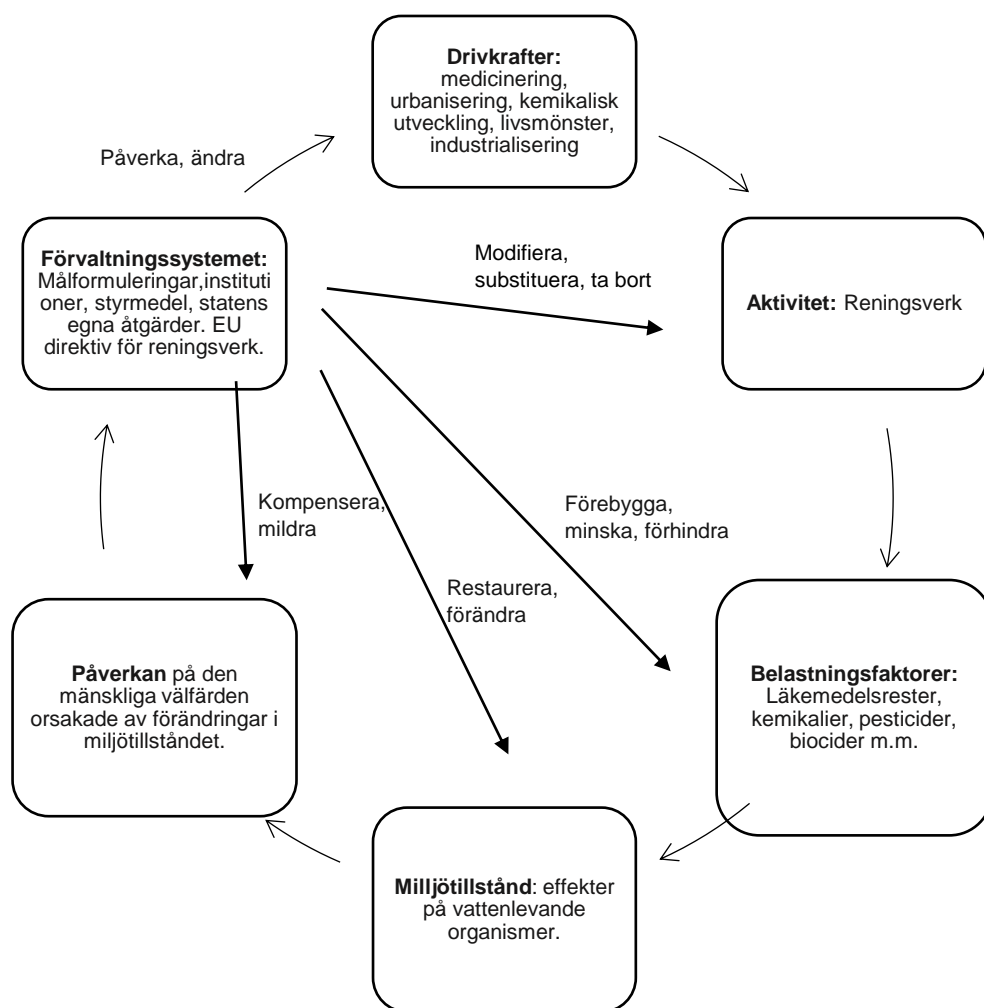
2 Konceptuell analys

Den konceptuella analysen avser att identifiera vilka beteenden (och incitament för dessa) som ger upphov till belastningsfaktorerna och i slutändan påverkan på välfärden. I detta ingår även att beakta hur det befintliga förvaltningssystemets utformning eventuellt löser eller bidrar till problemet, till exempel i vilken mån befintliga mål eller styrmedel har någon avgörande betydelse för miljötillståndet.

2.1 Konceptuell modell

I detta avsnitt tas en konceptuell modell fram för den aktuella frågeställningen i syfte att beskriva belastningen av oönskade ämnen från reningsverk utifrån ett helhetsperspektiv.

Konceptuella modeller är grafiska representationer av orsak och effektsamband inom ett visst system, vilka tillför en förenklad översikt av komplexa processer (Fischenich, 2008). Det så kallade DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response) ramverket utgör ett exempel på en konceptuell modell som ofta används för att beskriva det miljöproblem man avser analysera (OECD 1993; EEA 1995; Turner et al. 1998; Cooper et al. 2012; Gregory et al. 2013; Zhou et al. 2015; Scharin et al. 2016; Elliot et al. 2017). Detta ramverk, vilket illustreras i figur 1, delar upp miljöproblemet utifrån drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorer, tillstånd och påverkan. Dessutom inkluderar ramverket även det befintliga förvaltningssystemet (i form av målformuleringar, institutioner och styrmedel), som avser hantera miljöproblemet i fråga. DAPSIR hänvisas i rapporten hädanefter som händelsekedjan. Utifrån modellen kan även osäkerheter mellan olika delar av händelsekedjan identifieras (t.ex. osäkerheten rörande vilken effekt en viss belastning har på miljötillståndet).



Figur 1 Händelsekedjan kopplat till ytterligare rening vi reningsverk

I händelsekedjan ovan är utgångspunkten att kommunala reningsverk utgör en aktivitet i samhället från vilket belastningen uppstår i form av utsläpp av oönskade ämnen vilka har en effekt på miljö tillståndet i berörda recipienter. Tätorterna utgör via reningsverken en betydande källa av belastning av oönskade ämnen till miljön vilka har sitt ursprung i det inkommande avloppsvattnet från hushåll, sjukhus eller industri. Detta orsakas bland annat av de läkemedel som inte bryts ner i kroppen och utsöndras via urin och avföring (Naturvårdsverket 2017).² Konsumtionen av läkemedel förväntas öka i framtiden vilket i sin tur kommer leda till en ökad belastning av läkemedelsrester till miljön (OECD 2019). Förutom läkemedelsrester kan konventionellt renat avloppsvatten även innehålla andra oönskade ämnen såsom industrikemikalier, kemikalier som ingår i kosmetika, rengöringsprodukter, pesticider biocider mm (se avsnitt 2.1 i översikten).

² Andra källor är punktutsläpp från exempelvis industri, avfallsanläggningar, kraftvärmeverk, sjukhus, industri samt diffusa utsläppskällor såsom trafik, fiskodlingar och enskilda avlopp.

Oönskade ämnen som via det inkommande avloppsvattnet anländer till reningsverken kan antingen brytas ner, hamna i det renade utgående avloppsvattnet, eller i slammet (Larsson & Löf 2015). De oönskade ämnenas kemisk/fysikaliska egenskaper (vattenlöslighet, persistens) samt avloppsreningsverkets processuppbyggnad avgör graden av nedbrytning eller rening och därmed belastningen till reningsverkets recipient (Naturvårdsverket 2017).

Förutom belastningens storlek beror effekten på miljötillståndet även av ämnets egenskaper såsom giftighet, persistens och bioackumulerbarhet (OECD 2019). Belastningens effekt på miljötillståndet varierar dessutom beroende på recipientens vattenomsättning i förhållande till flödet från reningsverk. Större mängder av förorenande ämnen kan hanteras utan att effektnivåer överskrider i recipienter med hög vattenomsättning i förhållande till flödet från reningsverken och vice versa. Även ett konstant utflöde av låga koncentrationer kan få effekt på organismer eftersom de utsätts för dessa konstant över en längre tidsperiod. Kombinationen av olika ämnen kan även ge upphov till så kallade cocktaileffekter vilka kan vara svåra att förutse (Svingen & Vinggaard 2016).³

De flesta enskilda läkemedel har inte utvärderats för sin långsiktiga toxicitet, förekomst eller öde i miljön, och det är därför svårt att generalisera den risk de kan ge upphov till (OECD 2019.) Enligt OECD (2019) saknas kunskap rörande miljöeffekter för 88 procent av samtliga läkemedel. Även om läkemedel är strikt reglerade vad gäller effekter på konsumenter (patienter), har de potentiella negativa effekterna på miljön inte studerats tillräckligt och omfattas inte heller av internationella överenskommelser (OECD 2019).

Förändringen av miljötillståndet leder in sin tur (genom dess effekter på olika ekosystemtjänster) till en negativ påverkan på den mänskliga välfärden. Det kan bland annat röra sig om negativa effekter på människors hälsa på grund av konsumtion av fisk med höga halter av hälsofarliga ämnen. Det bör dock understrykas att det råder så kallad djup osäkerhet kring hur förändringar i miljötillståndet i slutändan påverkar mänskligt tillstånd (länken mellan miljötillstånd och påverkan i figur 1).⁴ Med djup osäkerhet menas att varken utfallen, i form av miljötillståndsförändringarnas påverkan på nyttan, eller sannolikheten för att dessa ska inträffa är kända (Knight, 1921).

För att hantera de olika effekterna oönskade ämnen har på miljötillståndet kan förvaltningssystemet besluta om mål, åtgärder och styrmedel. Som översikten visar kan man med kompletterande reningssteg (ozonering eller aktiverat kol) minska belastningen av de substanser vilka den konventionella reningen inte klarar av att hantera.

I översikten bedömdes kunskapsläget för kopplingen mellan belastningsfaktorer (oönskade ämnen) och miljötillstånd (vattenlevande organismer) i figur 1 samt även i vilken grad ytterligare rening i reningsverken kan minska belastningen och därmed effekterna på miljötillståndet.

2.2 Samhällsekonomisk problembeskrivning

I detta avsnitt beskrivs problemet utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv genom att identifiera och beskriva de marknadsmislyckanden inom problemområdet vilka kan motivera statlig

³ Blandningar av till exempel läkemedelssubstanser och andra oönskade ämnen genererar ekotoxiska effekter i recipienten även om de enskilda substanserna förekommer i så låg koncentration att de inte var för sig ger någon effekt.

⁴ Den genomförda översikten fokuserar på att minska osäkerheterna vad gäller länken mellan belastning och miljötillstånd.

intervention. Även befintliga incitament, i form av drivkrafter och hinder, bland berörda aktörer samt den befintliga förvaltningen beskrivs i detta avsnitt.

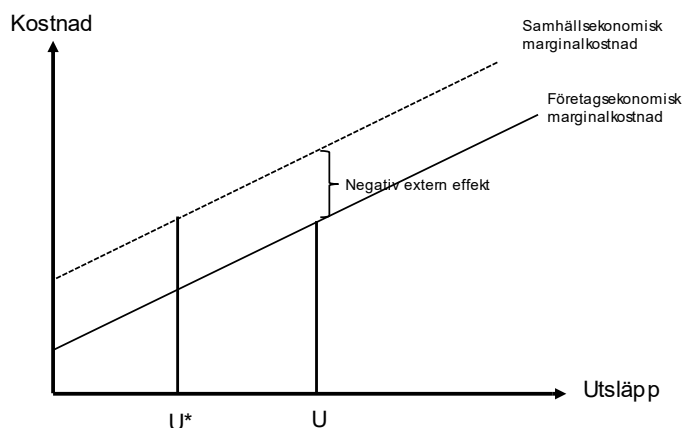
2.2.1 Marknadsmisslyckanden

Som nämnts ovan inkommer en mängd olika ämnen till reningsverken med hushållens avloppsvatten av vilka den konventionella reningen inte kan hantera alla.

Den genomförda översikten kommer fram till att vissa substanser som inte renas bort av den konventionella reningen leder till effekter på miljötillståndet i de berörda recipienterna. Då detta i sin tur eventuellt kan leda till negativa externa effekter på människors välfärd kan man utgå från att den samhällsekonomiskt optimala nivån av rening skiljer sig från den rådande.⁵ Anledningen till att dessa effekter är externa beror på att de inte är prissatta på någon marknad och därför behöver vare sig producenter, återförsäljare, hushåll eller reningsverk ta hänsyn till dessa i sina beslutsprocesser. Dessa miljökostnader beaktas därför inte i marknadspriser eller i ekonomiska transaktioner. Den samhällsekonomiska marginalkostnaden är därför större än de företagsekonomiska (se figur 2 nedan). Ifall det förekommer tröskeleffekter⁶ (pga. exempelvis s.k. cocktaileffekter eller mättnad av naturens möjlighet att processa de oönskade ämnena) kan detta förstärka de negativa externa effekterna över vissa belastningsnivåer. Samhällets marginalkostnadskurva i figur 2 skulle vara icke-linjär i sådana fall. Detta betyder att den samhällsekonomiska marginalkostnaden skulle öka kraftigt efter en viss utsläppsnivå.

Förorenare fattar beslut enbart baserat utifrån sina företagsekonomiska produktionskostnader och intäkter. Men de har inga incitament att överväga de negativa externa kostnader som samhället får till följd av belastningen av ämnen från reningsverk med konventionell rening.

Som framgår av figuren nedan kommer, i närvaron av eventuella negativa externa effekter, den utsläppsnivå av oönskade ämnen som reningsverken väljer, utan att ta hänsyn till negativa externa effekter (U), att ligga över den samhällsekonomiskt optimala (U*). Som en följd av detta kan det vara samhällsekonomiskt motiverat att införa ytterligare rening i syfte att minska effekterna.



Figur 2 Negativ extern effekt av oönskade ämnen.

⁵ Eventuella eftersom det i dagsläget inte finns vetenskapligt belägg för att förändringarna i miljötillståndet, som belastningarna orsakar, innebär några negativa effekter på mänsklig välfärd.

⁶ Tröskeleffekter definieras som abrupta, oväntat kraftiga effekter på miljötillståndet orsakad av antropogena belastningar.

Om producenter, återförsäljare eller individer saknar kunskap om de effekter deras produktion, försäljning samt användning av läkemedel, kosmetika, rengöringsprodukter med mera i slutändan har på recipienten kan även detta betraktas som en typ av marknadsimperfection i form av informationsbrist. Det finns dock ingen garanti att den samhällsekonomiskt optimala nivån skulle kunna uppnås enbart genom att dessa aktörer skulle erhålla fullständig information om utsläppens effekter.

Vad gäller driften av reningstekniken vid mindre reningsverk för vilka det kan vara svårt att rekrytera personal kan positiva externaliteter i form av ”learning-by-doing” förekomma. Sådana positiva externaliteter utgör en marknadsimperfection vilken kan motivera statliga styrmedel för att skapa incitament för att investeringar i ytterligare rening genomförs i dessa mindre verk (styrmedel i syfte att internalisera den positiva externaliteten i form av ökad kunskap). Den fortsatta analysen kommer dock att fokusera på de negativa externaliteter som orsakas av belastningen av oönskade ämnen.

2.2.2 Incitamentsstrukturer

Det är viktigt att förstå vilka incitament (i form av drivkrafter och hinder) som berörda aktörer har i dagsläget för att hantera problemet eftersom det har betydelse för var i händelsekedjan potentiella åtgärder och styrmedel kan var mest effektiva.

Hushåll kopplade till kommunala reningsverk vars avloppsvatten innehåller oönskade ämnen utgör själva källan till problemet varför det är av intresse att bedöma deras incitamentsstrukturer. Brist på kunskap om den påverkan på miljön deras beteende har kan innebära att hushåll saknar incitament att ändra sitt beteende på sådana sätt som minskar belastningen. Även om hushållen kände till miljöeffekterna kan de ha begränsade möjligheter att efterfråga produkter (som t.ex. läkemedel, kosmetika, rengöringsmedel) med mindre miljöpåverkan eller att minska sin konsumtion av vissa produkter (såsom t.ex. mediciner).

Producenter av produkter vilka leder till belastningen av oönskade ämnen (t.ex. läkemedels- och kosmetikaföretag) saknar i dagsläget incitament att ta fram produkter vilka leder till mindre belastning av de oönskade ämnena. Detta eftersom dessa ämnen i dagsläget inte omfattas av någon form av styrmedel (t.ex. lagkrav). Om dessa företags produktion ligger utanför Sverige är dessutom den nationell rådigheten begränsad.⁷ Även återförsäljare av produkter (t.ex. varuhus, kosmetikabutiker, apotek) har i dagsläget inga incitament att styra försäljningen mot varor med mindre belastning alternativt uppmuntra minskad konsumtion av sina varor.

För reningsverken finns det både drivkrafter och hinder för att investera i ytterligare rening, vilka identifierats i Naturvårdsverkets rapport ”Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen” (2017). En drivkraft för reningsverk utgörs av förväntade nya eller skärpta krav på rening av miljöfarliga ämnen via svensk lagstiftning, EU:s avloppsvattendirektiv eller EU:s ramdirektiv för vatten.

Framtida nödvändiga investeringar i syfte att uppnå en långsiktig hållbarhet med avseende på bland annat klimatförändringar och upprustning av ledningsnät kan utgöra hinder för att investera i ytterligare rening. Detta eftersom mindre kommuner med liten betalningsbas kan ha svårt att

⁷ Via EU kan Sverige dock driva för att få till stånd hårdare krav.

finansiera ytterligare rening då investeringar för upprustning och hållbarhet måste prioriteras. Ifall de administrativa kostnaderna förknippade med det befintliga styrmedlet (ansökan av anslag från Naturvårdsverket) anses betungande kan även detta utgöra ett hinder för ytterligare rening. (Naturvårdsverket 2017)

2.3 Befintlig förvaltning och dess förmåga att lösa problemet

I vilken grad det befintliga förvaltningssystemet förmår hantera de ovan beskrivna marknadsmisslyckanden beskrivs i detta avsnitt.⁸

Förvaltningssystemet kan rikta in sig på de olika delarna i händelsekedjan som illustreras i figur 1. Det vill säga mål, åtgärder och styrmedel kan avse allt från drivkrafter till påverkan. Exempelvis kan gränsvärden sättas för belastningen medan mål i form av miljökvalitetsnormer kan bestämmas för tillståndet. För aktiviteten kan man kräva att bäst möjliga teknologi tillämpas och information riktade mot konsumenter kan ha effekt på drivkrafterna bakom problemet. Det är även möjligt att implementera styrmedel gentemot de produkter som innehåller oönskade ämnen (i form av gränsvärden, förbud eller märkning).

Det råder stor nationell rådighet vad gäller att få till stånd ytterligare reningsåtgärder vid kommunala reningsverk. Eventuella begränsningar till denna rådighet kan utgöras av att åtgärder och styrmedel inte får stå i strid med EU-direktiv och regler (t.ex. vattendirektivet, statsstödsreglerna).

Det är främst det nationella miljömålet *Giffri miljö* som kan kopplas till utsläppen av oönskade substanser från kommunala reningsverk. Enligt detta miljömål är visionen att *Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystem är försumbar*.

Mål kopplade till svenska kommunala avloppsreningsverk är huvudsakligen formulerade utifrån ett antal EU-direktiv vilka införlivats i den svenska lagstiftningen.

Ett av dessa är Rådets direktiv (91/271/EEG) från den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, vilken införlivats i svensk lagstiftning genom:

- Miljöbalken (SFS 1998:808) 9 kap. 7§ särskild hänsynsregel för avloppsvatten,
- Naturvårdsverkets föreskrift (SNFS 1994:7) föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse med ändring SNFS 1998:7, NFS 2004:7 och NFS 2006:13, samt
- Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1990:14) Bestämmelser om kontroll av utsläpp av totalfosfor, totalkväve och BOD7 (och COD).
- Lagen (SFS 2006:412) om allmänna vattentjänster. 6 § om skyldigheten att samla upp och rena avloppsvatten inom verksamhetsområde.

Det förekommer i dagsläget inga generella krav på att svenska avloppsreningsverk ska rena det inkommande vattnet från oönskade ämnen. Det finns dock utrymme inom befintlig lagstiftning att ställa mer långtgående reningskrav än vad som regleras i EU:s avloppsdirektiv (91/271/EEG). Miljöbalken möjliggör krav i enskilda fall på införande av bästa möjliga teknik om kravet kan motiveras utifrån en miljösynpunkt. Kravet får inte bli orimligt för verksamhetsutövaren såvida

⁸ Det befintliga förvaltningssystemet kopplat till reningsverken redovisades även i översikten (avsnitt 2.2).

kravet inte är en förutsättning för att en miljökvalitetsnorm ska kunna uppnås. (Pers komm. Peter Sörngård)

I en utvärdering av avloppsdirektivet har EU kommit fram till att direktivet behöver revideras för att i högre grad adressera förekomsten av oönskade ämnen (t.ex. läkemedelsrester och mikroplaster) i avloppsvatten (European Commission 2019). Även möjligheten att minska dessa ämnen genom att uppgradera befintliga reningsverk med mer avancerade reningsteknologier utreddes (European Commission 2022). Under 2022 föreslår kommissionen hur Avloppsdirektivet ska revideras och det kommer först då framgå ifall nya lagkrav rörande rening av oönskade ämnen införs. Beslut fattas troligen under 2023.

Förutom förvaltning riktad mot reningsverk (aktiviteten i figur 2) är även förvaltning av de recipienter vars miljötillstånd påverkas av reningsverkens utsläpp av betydelse för problemet. Det är främst EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EU) vilket har som mål att uppnå god ekologisk och kemisk status i alla vattenförekomster inom EU om inte undantag har beslutats.⁹ Direktivet är införlivat i svensk lagstiftning genom:

- Vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660),
- Miljöbalken (SFS 1998:808) 5 kap. Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsförvaltning
- Miljöbalken (SFS 1998:808) 6 kap. Miljöbedömning verksamheter samt miljöbedömning av planer och program, samt
- Miljöbalken (SFS 1998:808) 9 och 11 kap. om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd och vattenverksamhet (tillståndsprövning).

För att uppnå god ekologisk och kemisk status tas miljökvalitetsnormer fram för samtliga vattenförekomster. Dessa normer utgör det krav på vattenkvaliteten som en viss vattenförekomst ska uppnå ett visst år. En norm utgör ett minimikrav, vilket innebär att vattenförekomstens kvalitet inte får påverkas av en verksamhet på ett sätt som innebär en försämring av den status som anges i normen. (Vattenmyndigheterna 2022)

Avloppsreningsverk berörs även av EU:s ramdirektiv för en marin strategi (2008/56/EG) vilken är införlivad i svensk lagstiftning genom den svenska Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341). Även Allmänna hänsynsregler i 2:a kapitlet Miljöbalken (SFS 1998:808) har bäring på utsläpp från kommunala reningsverk.

Ett problem i sammanhanget är bristen på övervakningsdata av de enskilda recipienternas biologiska och kemiska kvalitetsfaktorer för bedömning av ekologisk och kemisk status. Bristen omöjliggör eller försvårar behovsbedömningen av avancerad rening när myndigheterna tillåtlighetsprövar reningsverken. Av en dom i Mark- och miljööverdomstolen (MÖD: mål M 8146–20) av Lidköpings reningsverk framgår att införandet kan betraktas som frivilligt då det saknas konstaterade behov av avancerad rening i miljön. Frivilligt införande kan inte resultera i särskilda utsläppsvillkor i tillståndet men verksamhetsutövaren ska undersöka utsläppens påverkan på recipienten genom egenkontroll. (pers. komm. Sörngård 2022)

⁹ Vilka möjligheter som finns för att gör undantag framgår av Havs- och vattenmyndighetens Vägledning för 4 kap. 99–10&& vattenförvaltningsförordningen om förlängd tidsfrist och mindre stränga krav – undantag från att nå en god status/potential till 2015 (Havs- och vattenmyndigheten 2014)

EU:s lagstiftning på kemikalieområdet är omfattande och komplex och består av många olika direktiv och förordningar, som reglerar olika användningsområden. Trots detta finns det uppenbara luckor i lagstiftningen, som innebär att ämnen med oönskade egenskaper används i samhället och till slut hamnar i miljön. EU-kommissionen har därför nyligen presenterat en ny kemikaliestrategi, i vilken det föreslås förbud av de farligaste ämnena i konsumentprodukter, en förenklad och förstärkt lagstiftning med gruppvisa förbud, att kombinationseffekter ska in i riskbedömningar samt en stärkt kontroll för att se till att lagstiftning följs. Farliga kemikalier ska vidare begränsas vid import genom ökad kontroll vid EU:s gränser och användning av farliga ämnen ska enbart tillåtas när det bedöms vara nödvändigt för samhället. Här är fokus framför allt på hormonstörande och persistenta ämnen.

För att minska tillförseln av oönskade ämnen till reningsverken är det främst biocidförordningen (EG 528/2012) samt REACH (EC 1907/2006) som är av betydelse. Även om EU har som ambition att utveckla lagstiftningen på kemikalieområdet och i förlängningen säkerställa att alla kemikalier som används på den europeiska marknaden är säkra ur ett hälso- och miljöperspektiv, så finns det goda skäl att tro att det kommer att ta lång tid innan denna ambition nås. Därför kommer reningsverken även fortsättningsvis att spela en betydande roll för att förhindra att miljön belastas med kemikalier (Sobek et al. 2016).

Befintliga reningskostnader finansieras huvudsakligen genom den VA-avgift som tas ut från anslutna hushåll och industrier. För mindre kommuner i vilka reningsverken även är mindre (och därför ej kan dra nytta av stordriftsfördelar) är det inte ovanligt att vissa nödvändiga investeringskostnader finansieras via kommunala skatter. Storstadskommuner har däremot ofta full kostnadstäckning av VA-tjänsterna (Naturvårdsverket 2012).

Även om det i dagsläget inte förekommer några krav på reningsverken vad gäller avancerad tilläggsrening av oönskade ämnen, subventioneras sådan rening av staten. Reningsverken kan ansöka om finansieringsbidrag från Naturvårdsverket vilka administrerar ett anslag vars syfte är att få till stånd ytterligare rening där det anses vara motiverat. Detta uppdrag löper fram till 2023 och stöd betalas ut med hänsyn till bland annat reningsgraden av den implementerade tekniken samt utifrån recipientens känslighet. Anslaget uppgår till 68 miljoner kronor per år, och ska främst användas för rening av läkemedelsrester i avloppsvatten (Naturvårdsverket 2021).

Vad gäller styrmedel riktade mot uppströmsåtgärder (drivkrafter i figur 1) ingår information om olika läkemedels miljöpåverkan i Fassdatabasen (www.fass.se), och informationskampanjer riktade till läkare med syfte att uppmuntra dessa att ta hänsyn till miljöeffekter när de skriver ut läkemedel (UNESCO & OECD 2017). Det genomförs även informationsinsatser för att få hushåll att lämna in oförbrukade läkemedel till apoteken. Läkemedelsverket har dessutom lagt fram ett förslag till regeringen om att göra det möjligt att stoppa försäljningen från i annan detaljhandel än apotek av läkemedel som är skadliga för miljön utanför apotek (Läkemedelsverket 2021).

3 Kostnads-nyttoanalys

I detta avsnitt beskrivs kostnader och nyttor av att införa ytterligare rening vid kommunala reningsverk. Kostnads-nyttoanalysen identifierar, kvantifierar och (om möjligt och nödvändigt) värderar de kostnader och nyttor som skulle genereras av ytterligare rening vid reningsverk. För en mer detaljerad beskrivning av vad som ingår i en kostnads-nyttoanalys, se till exempel vägledning från USA:s motsvarighet till det svenska Naturvårdsverket (US EPA 2018).

Först beskrivs kortfattat de åtgärder vars effekter översikten fokuserat på följt av en diskussion kring alternativa åtgärder samt i vilken utsträckning den mänskliga välfärden skulle kunna påverkas negativt ifall inga åtgärder genomförs (referensalternativ). Därefter identifieras, kvantifieras och värderas kostnaderna för åtgärderna. Det förs även en diskussion kring hur själva åtgärden förhåller sig till eventuella målkonflikter samt osäkerheter. Nästa del av avsnittet fokuserar på att identifiera vilka samhällsekonomiska nyttor som en ytterligare rening kan ge upphov till. För att identifiera relevanta nyttor är det nödvändigt att koppla den minskade belastningens effekt på miljötillståndet till olika nyttor för samhället (t.ex. förbättrad hälsa, ökade rekreationsvärden).

3.1 Åtgärdsbeskrivning

Genom att komplettera den konventionella reningen med avancerad rening kan belastningen av oönskade ämnen till recipienter minska. Nedan beskrivs kortfattat två reningsmetoder vars effekter på belastningen ingick i översikten i första delen av rapporten. För mer detaljerade beskrivningar av åtgärderna se översikten (avsnitt 2.7).

Ett sätt att minska halten av oönskade ämnen är genom en oxidativ behandling i vilken ämnen oxideras med ozongas, så kallad ozonering. En fördel med denna reningsteknik är att den är flexibel och att reningseffekten kan förväntas vara konstant över reningsanläggningens livstid. För denna åtgärd kom översikten fram till följande:

- Ozonering som tilläggsbehandling minskar påverkan på vattenlevande organismer jämfört med exponering för konventionellt renat avloppsvatten.
 - Sammantaget finns det stöd för att fisk exponerad för avloppsvatten med ozonering som tillägg påverkas mindre av östrogena substanser. De har lägre nivåer av vitellogenin-mRNA och LSI jämfört med fisk exponerad för konventionellt renat avloppsvatten. Resultatet baseras på fyra studier med nio olika avloppsvatten från fyra olika reningsverk.
 - Sammantaget finns det stöd för att fisk exponerad för avloppsvatten med ozonering som tillägg påverkas mindre av toxiska substanser. De har lägre nivåer av CYP1A1-mRNA jämfört med fisk exponerad för konventionellt renat avloppsvatten. Resultatet baseras på fyra studier med nio olika avloppsvatten från fyra olika reningsverk.

Förutom ozonering kan rening av oönskade ämnen även uppnås med hjälp av granulerat aktiverat kol. Denna reningsprocess kallas adsorption och är en utbredd och allmän använd teknik för att

avskilja organiska ämnen från vätskor och gaser. För denna åtgärd kom översikten fram till följande:

- Aktiverat kol som tilläggsbehandling minskar påverkan på vattenlevande organismer jämfört med exponering för konventionellt renat avloppsvatten.
 - Sammantaget finns det ett visst stöd för att fisk exponerad för avloppsvatten med aktiverat kol som tillägg påverkas mindre av östrogena substanser. De har lägre nivåer av ZP-mRNA jämfört med fisk exponerad för konventionellt renat avloppsvatten. Resultatet baseras på två studier med avloppsvatten från två olika reningsverk. Det som försvagar underlaget är att resultatet från en av dessa studier har låg tillförlitlighet.
 - Sammantaget finns det stöd för att fisk exponerad för avloppsvatten med aktiverat kol som tillägg påverkas mindre av toxiska substanser. De har lägre nivåer av CYP1A-mRNA jämfört med fisk exponerad för konventionellt renat avloppsvatten. Resultatet baseras på två studier med avloppsvatten från två olika reningsverk

Slutsatserna från den systematiska översikten fann alltså att för åtgärderna ozonering samt rening med aktiverat kol finns ett visst vetenskapligt stöd för att dessa leder till en minskning av de effekter på vattenlevande organismer som konventionellt renat vatten orsakar. Även åtgärden behandlingsvåtmarker ingick i översikten (avsnitt 2.7). Men som framkom av slutsatserna i översikten (avsnitt 5) var det vetenskapliga underlaget otillräckligt för att kunna bedöma effekten av denna åtgärd, och därför ingår den inte i den samhällsekonomiska analysen.

3.2 Alternativa åtgärder

Förutom de åtgärder som inkluderats i översikten, finns det ett antal alternativa så kallade uppströmsåtgärder för att minska belastningen av oönskade ämnen till de kommunala reningsverken. Ett sätt att minska själva källan till problemet vore att minska eller helt enkelt upphöra användningen av dessa ämnen i olika produkter, såsom läkemedel, kosmetika och rengöringsmedel.¹⁰ Man kan även försöka minska efterfrågan, till exempel genom minskad förskrivning av läkemedel, och därmed minska användningen av dessa produkter. Slutligen kan man sträva efter att minska mängden av dessa produkter som hamnar i avloppsvatten genom att exempelvis informera hushållen om att inte spola ner överblivna läkemedel, kosmetikaprodukter eller rengöringsmedel utan i stället returnera dessa till de som är kapabla att ta hand om dessa (t.ex. återvinningscentraler, apotek).

Potentialen för merparten av dessa åtgärder att uppnå en minskad belastning har bedömts som begränsade eftersom exempelvis läkemedel är svåra att minska användningen av utan negativa hälsoeffekter.¹¹ Därför kan dessa åtgärder snarare betraktas som komplement till ytterligare rening än som substitut för. Detta innebär att styrmedel riktade mot reningsverk för att få till stånd ytterligare rening kan behöva kompletteras med styrmedel riktade mot uppströms åtgärder (t.ex.

¹⁰ Genom att förbjuda eller begränsa tillverkning, import och användning av de farligaste ämnena med stöd av EU:s kemikalielag Reach.

¹¹ Minst 90 procent av de läkemedelsrester som når reningsverken har uppkommit genom mänsklig konsumtion. Dock kan utbyte eller begränsning i användningen av de mest miljöpåverkande läkemedlen såsom diklofenak vara en lämplig uppströmsåtgärd i det fall kompatibla läkemedel står att finna.

information, lagkrav). OECD (2019) bedömer att på lång sikt kan de ovan beskrivna uppströmsåtgärderna vara såväl kostnadseffektiva samt generera stora samhällsekonomiska nyttor. Frågan kvarstår dock ifall de har tillräckligt stor potential för att minska belastningen av oönskade ämnen från reningsverk i den utsträckning som eventuella framtida EU lagkrav kräver.

3.3 Referensalternativ

Referensalternativen beskriver hur miljötillståndet förändras om inga ytterligare reningsåtgärder genomförs och utgör därmed en prognos för framtida förändringar i miljötillståndet under konventionell rening. Referensalternativen är nödvändiga för att kunna bedöma kostnader och nyttorna av ytterligare rening på längre sikt. Referensalternativen i denna analys beskriver två olika utfall vad gäller den konventionella reningens slutgiltiga påverkan på mänsklig välfärd (se händelsekedjan i figur 1).¹² Vikten av att inte använda nuläget som referensalternativ är av avgörande betydelse för åtgärder vars nytta genereras över en längre tidshorisont, eftersom vissa av de miljöeffekter belastningen av oönskade ämnen leder till ännu inte uppstått (pga t.ex. kumulativa effekter eller tröskelvärden). Följande referensalternativ används på grund av bristande kunskap om kopplingen mellan belastningens effekter på miljötillståndet och påverkan på mänsklig välfärd.

I det första referensalternativet antas det att miljöskadekostnaderna (dvs. miljötillståndets påverkan på mänsklig välfärd) av konventionellt renat avloppsvatten i slutändan är marginella, vilket bland annat skulle kunna förklaras av antingen en minskning av användandet av produkter innehållande oönskade ämnen, en större förmåga hos recipienten att hantera oönskade ämnen, eller mindre påverkan på nyttor och hälsa av miljötillståndsförändringen.

I det andra referensalternativet antas en betydande påverkan på mänsklig välfärd. Detta skulle kunna förklaras av att de bakomliggande drivkrafterna (konsumtionsmönster, skönhetsideal, allmän hälsa) leder till en ökad användningen av produkter innehållande oönskade ämnen. Detta leder i sin tur till en ökad belastningen av oönskade ämnen och betydande miljöskadekostnader på de berörda recipienterna. Det skulle även kunna bero på att belastningens effekter på miljötillståndet är större än vad vi i dagsläget känner till. Det kan inte heller uteslutas att det finns en risk för tröskeeffekter, regimskiften¹³, eller irreversibla förändringar i tillståndet, vilket kan innebära betydande miljöskadekostnader för en given belastning. Sammanfattningsvis innebär därför referensalternativet betydande miljöskadekostnader vilka kan förklaras av olika delar av händelsekedjan.

3.4 Kostnader för åtgärden

De reningsverk som får krav på avancerad rening måste bygga nya reningssteg vilket medför investerings- och driftkostnader. Uppgifter om faktiska kostnader för byggda fullskalanläggningar med avancerad rening är sparsamma, både nationellt och internationellt. Branschen bedömer att det om några år, runt år 2023–2024 kommer finnas betydligt bättre kostnadsunderlag än idag.

¹² Dessa förändringar, givet en viss belastning, kommer, vilket nämnts tidigare, i hög grad bero på själva recipientens förmåga att hantera tillförseln av oönskade ämnen.

¹³ Regimskiften innebär att sammansättningen av relativt stabila ekosystem förändras dramatiskt på grund av att samspelen mellan olika aktörer störs och rör sig mot ett nytt relativt stabilt tillstånd (Crépin et al 2018).

Metod

Bedömning av kostnader för ozonering och aktiverat kol har gjorts baserat på uppgifter från ett par fullskaleanläggningar i Sverige, svenska förstudier, ett par regeringsuppdrag där en av författarna till denna rapport ansvarade för beräkningarna och har sedan dess förfinat och uppdaterat beräkningarna, så även för denna rapport. Vidare har internationella data använts för en av de använda kostnadsmodellerna.

Kostnadskomponenter

De nya avancerade reningsstegen kräver investeringar i bassänger, utrustning, lokaler med mera. Dessutom ökar driftkostnaden på reningsverket för elenergi, kemikalier, personal och andra resurser. Investerings- och driftkostnaderna för den avancerade reningen beror i stor utsträckning på anläggningens storlek men också geografiska placering. Totalkostnaden kan till exempel vara fyra till fem gånger högre per behandlad volym i ett avloppsreningsverk för 2 000 personer än för ett reningsverk med 100 000 personer.

Den önskade reningsgradens påverkan på kostnaderna

Även reningsgraden som skall uppnås med den avancerade reningen påverkar kostnaden. Hittills har en branschstandard med målet att uppnå 80 procent reningsgrad utvecklats i Schweiz, Tyskland och Sverige. De flesta studier och utredningar har därför utförts med denna reningsgrad som mål. Det första större pilotprojektet i Sverige satte upp ett högre reningsgradmål på 95 procent, vilket ökade de beräknade kostnaderna, speciellt för aktiverat kol (Wahlberg et al. 2010). Den höga reningsgraden bemöttes av kritik från branschfolk och forskare dels pga. de ökade kostnaderna, dels pga. svårigheter att uppnå en så hög reningsgrad (pers. komm. Reinius 2009; pers. komm. Ødegaard 2018). Överväganden för att landa i den numera allmänt vedertagna reningsgraden 80 procent, rör teknisk och ekonomisk genomförbarhet, hanterbarhet (analys av ett antal noga utvalda substanser) samt anpassningsbarhet av reningen under en lång utbyggnadstid (20 år) (Eggen et al. 2014). Med tiden har dock några nya drivkrafter och motiv vuxit fram som kan motivera en högre reningsgrad. Exempelvis undersöks möjligheterna att använda det avancerade renade vattnet inom industri och samhälle, till bevattning och för infiltration till grundvatten för att motverka regional vattenbrist. Förutom miljörisker kan även hälsorisker komma att påverka utformningen av den avancerade reningen och eftersträvd reningsgrad. Den huvudsakliga hälsoriskerna med återanvändning av avloppsvatten består i överföring av mikrobiella patogener från avloppsvatten till människor och djur. Framför allt ozonering, men även membranbioreaktorer (MBR) minskar avloppsvattnets innehåll av mikroorganismer, företrädesvis bakterier och protozoer.

Kostnadsskattningar för avancerad rening av Sveriges avloppsvatten i kommunala reningsverk

En första kostnadsmodell för avancerad rening om den skulle införas vid svenska reningsverk togs fram till ett regeringsuppdrag 2008 (Naturvårdsverket 2008). Enligt denna och med uppdaterade data från fullskaledrift från de först byggda stegen med avancerad rening i bland annat Knivsta (klar 2015), Linköping (klar 2018) och Simrishamn (klar 2019) hamnar totalkostnaden på mellan

0,4 – 1,0 SEK/m³ i reningsverk för 100 000 personekvivalenter (pe). Den lägre kostnaden gäller företrädesvis för ozonering och den högre för aktiverat kol (Svenskt Vatten. 2021). I dagsläget 2022 har Sverige färre än tio reningsverk med avancerad rening. Kostnadsmodellerna som använts delar in de svenska reningsverken i fyra storleksklasser som har olika specifika kostnader beroende på storlek där ett verk för 2000 pe har fyra till fem gånger högre specifik kostnad än ett verk för 100 000 pe.

Med antagandet att 9 miljoner av Sveriges drygt 10 miljoner invånare är anslutna till kommunala reningsverk och resterande 1 miljon invånare är anslutna till enskilda avlopp blir kostnaden för att införa avancerad rening vid samtliga reningsverk i hela Sverige 0,9 – 2,3 miljarder per år enligt den första kostnadsmodellen från 2008, vilket motsvarar mellan 100 till 250 SEK per person och år. Årskostnaden för hela Sveriges vatten och avloppshantering uppgick till 15 miljarder år 2008. Kostnadsökningen för att införa och driva den avancerade reningen motsvarade därmed 6 – 15 procent enligt den äldsta kostnadsmodellen (Naturvårdsverket 2008).

I underlaget till ett motsvarande regeringsuppdrag från 2017 (Naturvårdsverket 2017) redovisas lägre specifika totalkostnader än tidigare för ozonering respektive aktiverat kol för anläggningar för 100 000 personekvivalenter: 0,2 respektive 0,5–0,7 SEK/m³. Författarna uttrycker en osäkerhet i underlaget eftersom det då saknades svenska fullskaleanläggningar. Vidare är ”vissa kostnader för planering, installation och platsspecifika anläggningskostnader” inte medräknade. Dessutom är kostnader för aktiverat kol hämtade från Tyskland och Schweiz, vilka har betydligt lägre priser än Sverige (Baresel et al. 2017).

Användes dessa något lägre specifika kostnader i grundmodellen från 2008 skattas totalkostnaden för hela Sverige till mellan 0,45 och 1,6 miljarder per år, vilket motsvarar 50 och 180 SEK per person och år. Motsvarande kostnadsökning för att införa och driva den avancerade reningen uppgår då till mellan 3–11 procent.

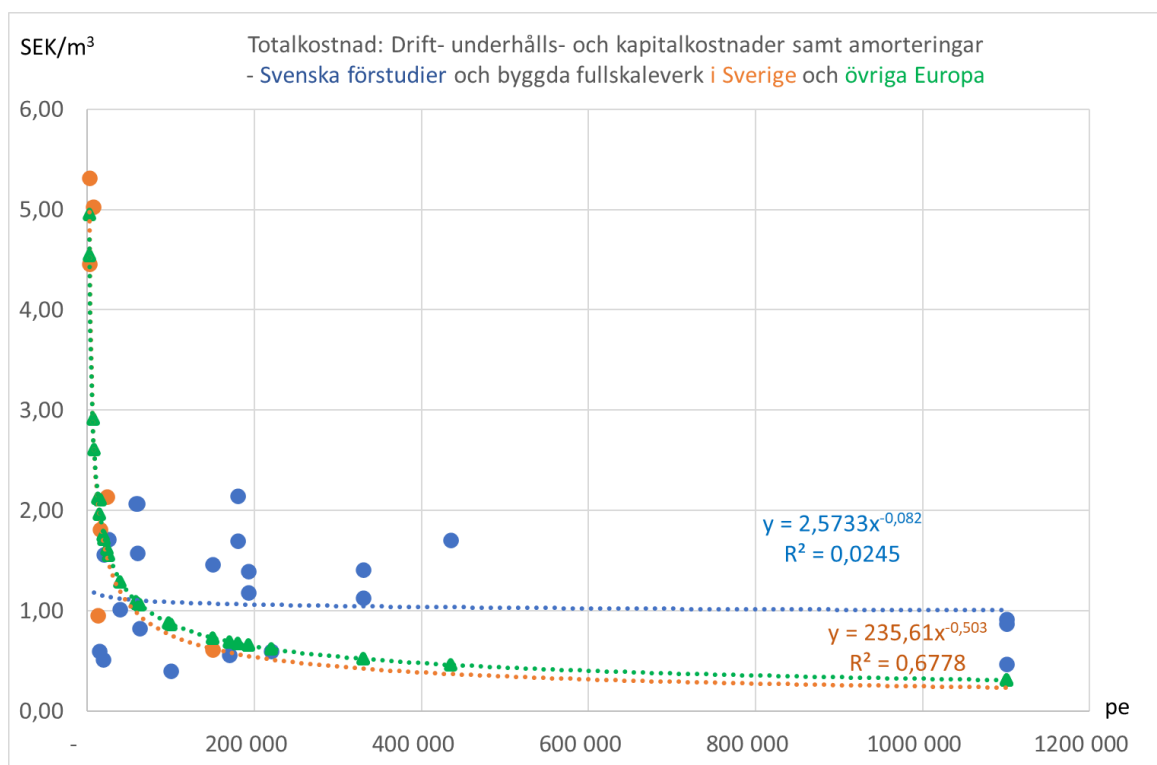
Under 2021 gjordes en genomgång av det ekonomiska utfallet för byggda svenska fullskaleanläggningar med avancerad rening och budgetberäkningar utförda i förstudier av avancerade reningssteg vid svenska reningsverk. Dessutom gjordes en sammanställning av tillgängliga kostnadsdata från de länder i Europa som kommit längst i implementering eller utredning av avancerad rening. (Svenskt Vatten 2021)

Tillgängliga ekonomiska data från de svenska fullskaleanläggningarna visade sig vara mycket begränsad, vilket förklaras med att uppföljning pågår och sammanställningar inte hunnit göras. I de svenska förstudierna återfinns betydligt fler och mer detaljerade data än från de svenska fullskaleinstallationerna, men de består av uppskattade värden, inte verkliga utfall.

Baserat på tillgängliga data från fullskaleinstallationerna och förstudierna beräknades drift-, underhålls-, investerings- och totalkostnader för svenska anläggningar. Den genomsnittliga totalkostnaden beräknades till mellan 0,7 och 2,0 SEK/m³ för reningsverk med en belastning av 100 000 personekvivalenter (pe). Den lägre kostnaden gäller företrädesvis ozonering och den högre för kombinationen ozonering och aktiverat kol. Kostnaden för enbart aktiverat kol skattas i medeltal till 1,3 SEK/m³ för reningsverk med 100 000 pe anslutna.

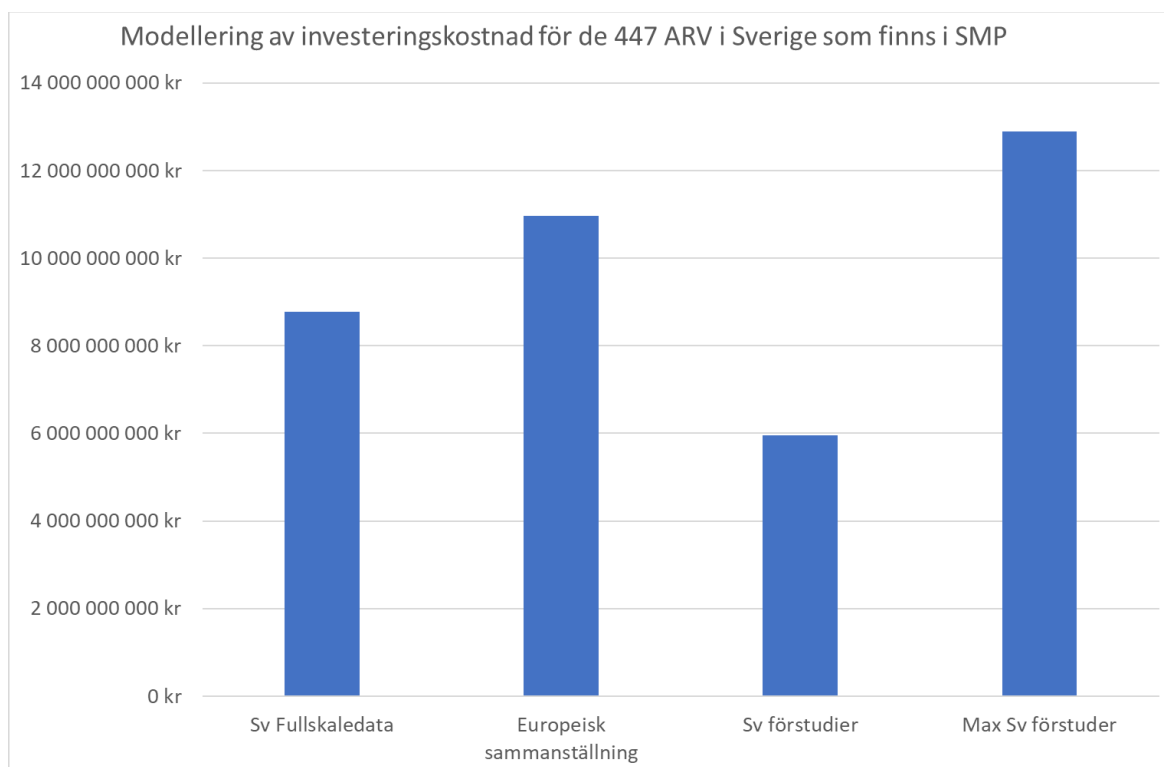
En jämförelse av alla tillgängliga data för totalkostnader från svenska fullskale- och förstudieprojekt samt centraleuropeiska data visar på en stor spridning, speciellt från svenska förstudieberäkningar, figur 3.

Data från verkliga installationer visar en förväntad potensfunktion där de relativa kostnaderna minskar med reningsverkens storlek. Medan svenska förstudiedata ofta visar en nästan konstant kostnadsnivå oavsett anläggningens storlek. Den stora variationen för totalkostnaderna som redovisas i förstudierna kan troligen förklaras av att de olika konsulterna använt olika beräkningssätt, där framför allt olika antaganden gjorts för projekteringskostnader och andelen oförutsedda kostnader. Vidare varierar antagandena om anläggningens omfattning, dvs vad som ingår, processutformning och utförande av reningsstegets delar.



Figur 3 Specifik totalkostnad relaterat till antalet anslutna personekvivalenter i förstudier och byggda anläggningar i Sverige och Centraleuropa (Svenskt Vatten 2021)

Totalkostnaden för installation av avancerade rening i Sveriges samtliga 447 kommunala reningsverk, förtecknade i den svenska miljöportalen, har beräknats med tre olika modeller som tagits fram i rapporten nämnd ovan (Svenskt Vatten 2021), samt med en fjärde modell baserad på europeiska data. Tillsammans renar de 447 svenska reningsverken avloppsvatten från motsvarande 8 238 642 personekvivalenter. Beräkningarna gjordes för varje enskilt reningsverk, med var och en av de fyra olika modellerna (figur 4).



Figur 4 Beräknade investeringskostnader för de 447 reningsverken redovisade i den svenska miljöportalen (Svenskt Vatten 2021).

En jämförelse av resultatet från de olika modellerna visar en faktor två i skillnad mellan skattningarna av sammanlagd investeringskostnad för de 447 reningsverken.

Årskostnaden varierade från knappt en halv miljard (450 miljoner) till drygt två miljarder kronor per år mellan de fyra modellerna. Detta motsvarar mellan 54 till 273 SEK per person och år för den anslutna befolkningen, den senare enligt svenska miljöportalen.

Vad skulle det då sammanfattningsvis kosta att införa avancerad rening i hela Sverige? Baserat på de två ovan nämnda regeringsuppdragen och 2021 års uppföljning av svenska fullskaleverk och utförda förstudier, samt om man antar att 9 miljoner av Sveriges 10 miljoner invånare är anslutna till kommunala reningsverk, så beräknas kostnadsökningen för avloppshanteringen ligga mellan 0,8 miljard och 2,3 miljarder kronor per år. Detta motsvarar mellan 99 och 273 SEK per person och år. Kostnadsökningen för att införa och driva den avancerade reningen uppgår då till mellan 4 och 11 procent jämfört med dagens årskostnad för vatten och avloppshantering, som uppgår till drygt 20 miljarder per år (Svenskt Vatten 2021). Kostnaderna är i samma storleksordning som tidigare kostnadsberäkningar, tabell 1. För vattenkonsumenten kan ytterligare kostnader tillkomma, såsom moms¹⁴.

¹⁴ Moms utgör dock ingen samhällsekonomisk kostnad utan är en transferering av resurser från hushållen till staten.

Tabell 1 Sammanställning av vid olika tidpunkter beräknade årskostnader för en framtida avancerad rening vid svenska reningsverk.

Parameter	Beräkningsår	2008	2017	2021
Beräknad årskostnad avancerad rening Sverige [miljarder SEK]	Lägsta resultat	0,9	0,45	0,8
	Högsta resultat	2,3	1,6	2,3
Årskostnad per person avancerad rening [SEK/person, år]	Lägsta resultat	100	50	99
	Högsta resultat	250	180	273
Totalt VA-kostnad. Sverige [miljarder SEK]	Årskostnad	15	18	21
Kostnadsökning om avancerad rening införs [%]	Lägsta resultat	6	3	4
	Högsta resultat	15	9	11

De lägre årskostnaderna för beräkningen 2017 beror på att kostnadsunderlaget i vissa fall inte återger hela kostnaden för den avancerade reningen och att datainsamlingen gjorts på annat vis än 2008 och 2021 (Baresel et al. 2017).

Variationen i kostnaden beror till viss del på vilken typ av rening som införs, till exempel är ozonering generellt sett billigare att införa än aktiverat kol. Dock råder det stora osäkerheter i dessa beräkningar då det finns få svenska exempel. Vidare är prisnivån för en del utrustning, varor och tjänster högre i Sverige än i Centraleuropa, där fullskalanläggningar börjar tas i drift och fler kostnadsreferenser finns. Ett exempel är priset på aktiverat kol som i Europa kan vara hälften av det som idag betalas i Sverige. Däremot har elpriserna traditionellt varit lägre i Sverige än i Centraleuropa (Svenskt Vatten 2021; Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination 2016).

3.4.1 Fasta kostnader

Kostnaden för den avancerade reningen kan delas in i fasta och rörliga kostnader. I och med att reningen byggs ut för att klara av ett visst dimensionerande flöde, som ofta uppkommer efter fem till tio års driftår i takt med att antalet anslutna ökar, är den fasta kostnaden relativt stor, ca 50 procent. I 2021 års utvärdering och modellering av svenska reningssteg med avancerad rening fastställdes några typiska ekonomiska konstanter och deras värde för att möjliggöra jämförelser mellan olika anläggningar och projekt. Huvudkomponenterna i en anläggning har olika avskrivningstider och därmed olika reinvesteringstider. Avskrivningstiden återspeglar i stort den tekniska och ekonomiska livslängden¹⁵ för anläggningsdelarna, möjligen är bassängernas tekniska livslängd underskattad på vissa platser¹⁶, men osäkerheten är stor eftersom erfarenheter från lång drifttid saknas av avancerad rening på avloppsreningsverk.

Vidare bidrar de olika kostnadsposterna till totalkostnaden, tabell 2.

¹⁵ Vid samhällsekonomiska beräkningar ska investeringskostnaden slås ut över den ekonomiska livslängden och inte avskrivningstiden. Den senare kan leda till underskattningar av samhällsekonomiska kostnader då den oftast är kortare än livslängd.

¹⁶ En sådan underskattning innebär en överskattning av de årliga samhällsekonomiska kostnaderna eftersom investeringskostnaden slås ut på färre antal år än vad vore fallet med teknisk livslängd.

Tabell 2 Ekonomiska parametrar/konstanter och för dem antagna värden.

Parameter	
Avskrivningstid: Bygg	40 år
Avskrivningstid: El och styr	15 år
Avskrivningstid: Maskin & processdelar	15 år
Räntesats¹⁷	4 %
Årlig underhållskostnad	8,5 % av driftkostnaden
FoU-kostnader	2 % av investeringen
Projekteringskostnader	15 % av investeringen
Oförutsett	15 % av investeringen

Investeringskostnadens sammansättning för de två fullskaleanläggningarna i Linköping och Bräkne-Hoby, som hittills utvärderats i Sverige fördelades huvudsakligen mellan bygg, maskin och projekteringskostnader, tabell 3.

Tabell 3 Fördelning av investeringskostnader på olika kostnadsposter.

Avloppsreningsverk (ARV)	Linköping	Bräkne-Hoby
Investeringskostnader	(149 700 pe)	(2 000 pe)
	Andel [%]	Andel [%]
Byggkostnad	31	25
Anläggningskostnad, el & styr	1	12
Anläggningskostnad maskin & process	46	35
Anläggningskostnad totalt	78	72
Inkörningskostnader	0	3
FoU-kostnader	0	3
Projekteringskostnader	19	21
Oförutsett	3	0

Maskin- och processanläggningskostnader utgör den största andelen av kostnaden (40%) följt av byggkostnader (28%) och projekteringskostnader (20%). Resterande 12 procent fördelas på mindre poster.

¹⁷ För samhällsekonomiska analyser rekommenderas myndigheter tillämpa en samhällsekonomisk diskonteringsränta på 3,5 procent.

3.4.2 Rörliga kostnader

De rörliga kostnaderna består huvudsakligen av driftkostnader för olika resurser i form av syre, aktiverat kol, kemikalier, el, kyla och vatten. Behovet av resurserna ökar till största delen linjärt med en ökad avloppsvattenvolym upp till en viss nivå. Därefter planas det ut för att avloppsvattnet blir för utspätt av dagvatten (nederbörd i smält form) och inte behöver tillföras ytterligare resurser än vad som redan tillsätts. Energiåtgången för eventuell pumpning av avloppsvattnet ökar dock linjärt inom ett och samma reningsverk (Svenskt Vatten 2021).

3.4.3 Miljökostnader

De olika teknikerna som används för att minska belastningen innebär förutom de ovan beskrivna kostnaderna även kostnader i form av negativa effekter på miljön som respektive åtgärd innebär. Det rör sig huvudsakligen om miljöeffekter som uppstår på grund av kemikalieanvändning, kolanvändning samt ökad energianvändning.

Brytning, tillverkning, transport och hantering av aktiverat kol har miljöpåverkan. Aktiverat kol tillverkas antingen ur antracit, stenkol, brunkol eller torv av fossilt ursprung eller ur färskt organiskt material främst kokosnötskal eller trä, till exempel sågspån. Brytningen av fossilt kol och framställningen av aktiverat kol baserad på fossilt kol medför en belastning på både miljö, inklusive vattendrag och arbetsmiljö, främst på grund av frigöring av metan, andra lätta kolväten, koldioxid och kolpartiklar. De senare kan innehålla svavel och metaller såsom zink, koppar, bor, bly, arsenik, kadmium och krom samt orsaka omfattande damning som kan medföra risk för både för miljön och hälsan (Chadwick et al. 1987; Dontala et al. 2015). Merparten av produktionen av aktiverat kol sker i Kina eller Indien, vilket framför allt beror på råvaruförekomsten i dessa länder. Den enda större svenska tillverkaren av pyrolyskol (träkol) la ner sin produktion 2013 delvis på grund av det stora nyinvesteringsbehovet för att klara dammhanteringen. Tillverkningen av träkol som används i Sverige sker idag i Polen och Baltikum som förutom lägre personalkostnader möjligen har lägre krav på miljö- och arbetsskydd.

Tömning av aktiverat kolfilter, transport till regenereringsanläggning, regenerering av det förbrukade kolet och returtransport av det regenererade aktiverade kolet samt toppning med 5–10 procent nytt aktiverat kol ökar reningsverkens miljöbelastning jämfört med idag.

Vidare uppkommer miljöpåverkan vid framställning och transportarbete av flytande syre med lastbil, i det fall lokal syrekoncentrering ur luft inte används i ett ozoneringssteg för avancerad rening. Miljöpåverkan kommer från framställningen av syre ur luft som kräver ca 0,2 kWh el/kg flytande syre eller ca 0,55 kWh el/kg lokalt koncentrerat syre där omfattningen av miljöpåverkan beror av använd energimix. Vidare bidrar lastbilstransporten med olika grad av miljöpåverkan beroende på använt fordonsbränsle.

3.4.4 Totalkostnader rening

Kostnader för avancerade rening har nyligen utvärderats baserat på ekonomiska redovisningar från 22 svenska detaljerade förstudier och sju svenska fullskaleinstallationer som utförts de senaste åren, 2018–2021 (Svenskt Vatten 2021). De ekonomiska kalkylerna var avsevärt mer detaljerade i förstudierna än i redovisningarna från fullskaleinstallationerna. Kompletterande data från

fullskaleinvesteringarna erhöles efter förfrågan från endast två av sju anläggningar. Kostnaderna för de två huvudalternativen för avancerad rening, ozonering eller aktiverat kol, redovisas i följande sammanställningar enbart baserade på data från de 22 förstudierna, se tabell 4.

De beräknade kostnaderna normerades och beräknades som specifika kostnader relaterade till antingen behandlad volym, uttryckt som SEK/m³, eller som en årskostnad relaterat till antalet anslutna personer, vilken kan uttryckas som SEK/pe, år, där pe står för personekvivalenter. Detta skall motsvara den belastning som en person i genomsnitt bidrar med per dag, i form av 70 gram biokemiskt nedbrytbart organiskt material.

Spridningen i specifika kostnader beräknade från förstudierna är stor. Spridningen beror på att anläggningarna har olika storlek, att beräkningarna är utförda av olika konsulter och om olika komponenter medräknas eller inte beroende på de i projekten satta systemgränserna eller på vad som redan är befintligt på reningsverken.

De rörliga kostnaderna varierar med en faktor 12 för ozonering och en faktor 5 för aktiverat kol när normeringen görs mot personekvivalenter, pe och år respektive en faktor 3 för både ozonering och aktiverat kol när normeringen görs mot flöde, m³.

Summan av rörliga och fasta kostnader utgör totalkostnaden. Denna varierar mellan 0,24 SEK/m³ och 1,12 SEK/m³ för ozonering och mellan 0,68 SEK/m³ och 2,6 SEK/m³ för aktiverat kol. Genom att multiplicera respektive specifik kostnad för den avancerade reningen med totalantalet anslutna till reningsverken i Sverige respektive årsflödet av avloppsvatten för Sverige kan totalkostnaden för den avancerade reningen i Sverige beräknas, se tabell 4.

Totalkostnaderna för de två huvudalternativen för avancerad rening, ozonering eller aktiverat kol ligger grovt sett i samma härad, även om systemet med aktiverat kol tenderar att ligga dubbelt så högt som ozonering när kostnaden baseras på flöde i stället för anslutna personer.

Tabell 4: Rörlig och fast kostnad samt totalkostnad för huvudalternativen för avancerad rening - ozonering eller aktiverat kol - baserat på 22 svenska förstudier (Svenskt Vatten 2021)

Underlag från 22 svenska förstudier	Reningsmetoder			
	Ozonering		Aktiverat kol	
Kostnader	Min	Max	Min	Max
Rörliga kostnader [SEK/pe, år]	13	160	27	124
Rörliga kostnader [SEK/m ³]	0,11	0,35	0,4	1,2
Fasta kostnader [SEK/pe, år]	20	93	28	111
Fasta kostnader [SEK/m ³]	0,13	0,77	0,28	1,4

Miljökostnader (deskriptivt)	Framställning av syre och vald elenergimix påverkar		Råvara och tillverkning av det aktiva kolet likvärd som transportavstånd till och från reaktiveringsanläggning Elenenergi - vald energimix påverkar	
Totalkostnad för alla svenska ARV Bas: SEK/m³ Summa [MSEK/år]	279	1 301	790	3 021
Totalkostnad för alla svenska ARV Bas: SEK/pe, år Summa [MSEK/år]	272	2 084	453	1 936
Källor	Svenskt Vatten, "Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk - Redovisning 2021", rapport R2021-5, december 2021.			
pe=personequivallent - med beräkningsbasen 70g BOD₇/pe, d (Biokemisk syreförbrukning under 7 dygn i ett vattenprov)				
Totalkostnader beräknade på årsflödet från alla svenska reningsverk år 2020: 1 161 939 004 m³ alternativt antal anslutna personequivallenter år 2020: 8 238 642 pe (SMP, 2021)				

Det finns många sätt att beräkna kostnaderna. Framför allt påverkar reningsverkets storlek kostnaderna med en faktor 4–5 mellan små och stora verk. Genom att använda de specifika kostnaderna för avancerad rening, uttryckta som totalkostnad per personequivallent (pe) och år, vilka beräknats för några utvalda storlekar av reningsverk, kan schablonvärden för totalkostnader skattas, tabell 5. Noggrannheten för de beräknade kostnaderna är låg, en till två värdesiffror.

Tabell 5: Årlig totalkostnad per reningsverk för huvudalternativen för avancerad rening - ozonering eller aktiverat kol – schablonvärden för olika reningsverksstorlekar – baserat på 22 svenska förstudier (Svenskt Vatten 2021)

Anslutna till reningsverket [pe]	Årlig totalkostnad för ozonering [Milj. SEK]		Årlig totalkostnad för aktivt kol [Milj. SEK]	
	Min	Max	Min	Max
2 000	0.3	0.5	0.4	0.5
10 000	1	2	1.7	1.8
20 000	1.8	3.5	3.1	3.3
50 000	3.5	6.6	5.8	6.2
100 000	3.3	6.3	5.5	5.9
1 000 000	31	60	52	55

Totalkostnader för Sverige bör inte beräknas rakt av från specifika kostnader, speciellt inte normerade mot avloppsvattenflödet, utan hellre normerade mot anslutna personer eller personequivallenter, eftersom detta bättre återspeglar belastningen på reningsverket och därmed följande kostnader. Genom att använda funktioner för kostnader baserad framför allt på antalet anslutna till reningsverket kan en mer korrekt skattning göras av landets totalkostnader för avancerad rening. Den specifika kostnaden per person eller personequivallenter är inte linjär utan är beroende på antalet anslutna personer dvs verkets storlek enligt ovanstående resonemang.

Sammanfattningsvis är underlaget till kostnadsbedömningarna för svenska anläggningar begränsat till i huvudsak förstudier. Detta eftersom antalet färdigställda fullskalanläggningar är begränsat till ca tio anläggningar, varav endast två har redovisade ekonomiska utfall av genomförda investeringar.

Slutligen bör nämnas att erfarenheter indikerar att det är högst sannolikt att kostnader för ny teknik minskar över tiden som en funktion av lärande samt teknikutvecklande (Crépin et al. 2018).

3.5 Åtgärdens hantering av miljöpolitiska utmaningar

I detta avsnitt analyseras i vilken grad ytterligare rening som åtgärd förmår hantera olika typer av utmaningar kopplade till möjligheterna att uppnå de satta miljömålen (se Bilaga 1 för en beskrivning av dessa utmaningar). Det rör sig främst om utmaningar kopplade till de målkonflikter som åtgärden kan innebära samt vilka osäkerheter som kan kopplas till åtgärden.

3.5.1 Åtgärdens förmåga att hantera osäkerheter

Den främsta osäkerheten rör själva utfallet av belastningen av oönskade ämnen, då vetenskapen om hur dessa effekter i slutändan påverkar människor är begränsat. Vad gäller orsakerna till utfallet är osäkerheterna marginella eftersom vetenskapen om att effekterna kan kopplas till konventionellt renat avloppsvatten är kända.¹⁸ Det kan dock även förekomma osäkerheter kring vilka oönskade ämnen som orsakar vilka effekter.

Vad gäller osäkerheter kring miljöeffekter kan dessa minska på sikt ifall genomförandet av åtgärden följs upp av övervakning i de recipienter som belastas av reningsverken utloppsvatten (en vital del av s.k. adaptiv förvaltning vilket beskrivs i avsnitt 4.4).

3.5.2 Målkonflikter kopplade till åtgärden

Att införa ytterligare rening vid reningsverk i form av ozonering eller aktiverat kol ger upphov till ökad energiförbrukning, vilket, beroende på energikälla, kan stå i konflikt med miljömålet *Minskad klimatpåverkan* (se avsnitt 3.4.3).¹⁹ Överlag är de större avloppsreningsverken energieffektivare än de mindre vilket innebär att målkonflikten är av större betydelse när ytterligare rening införs i mindre reningsverk (Naturvårdsverket 2017). Det är dock möjligt att energiförbrukningen minskar över tid till följd av teknikutveckling samt bättre implementering (learning-by-doing effekt) vilket leder till mer resurseffektiva processer (Baresel et al. 2017). Ytterligare rening kan även innebära en ökad kemikalieanvändning vilket kan påverka miljömålet *Giftfri miljö*.

¹⁸ Enligt Stirlings uppdelning är orsakerna kända medan utfallet är okänt (Stirling 2010).

¹⁹ EU-kommissionen har på en hearing tagit upp att både ett krav på avancerad rening och ett energieffektiviseringskrav övervägs i ett nytt Avloppsdirektiv.

3.5.3 Genomförbarhet och acceptans av åtgärden

Acceptansen, och därmed genomförbarheten, av ytterligare rening vid reningsverk antas vara förhållandevis stor eftersom åtgärden i sig inte medför någon större påverkan på olika samhällsgrupper (till skillnad från t.ex. vindkraftverk, nya vägar, kraftledningar).

Läkemedelsrening har diskuterats i snart 20 år i Sverige och allt fler anser att det är en rimlig insats att ta hand om läkemedelsrester och andra kemiska ämnen som inte renas bort i kommunala reningsverk. Om inte annat enligt försiktighetsprincipen.

Genomförbarhet och acceptans har dock oftast större betydelse när det kommer till vilket styrmedel som ska användas för att få åtgärden genomförd. Detta eftersom det påverkar vilka grupper i samhället som får bära åtgärdskostnaderna, vilket diskuteras i styrmedelsanalysen (avsnitt 5 nedan).

3.6 Nyttobedömning

Syftet med detta avsnitt är att identifiera, kvantifiera och, i den mån det är möjligt, att värdera de samhällsekonomiska nyttor som ytterligare rening leder till. Som översikten visar leder ytterligare rening till minskade effekter på vattenlevande organismer. Att bedöma vilka nyttor en minskning av dessa effekter kan ha för samhället i stort är huvudsyftet med detta avsnitt. I figur 1 över händelsekedjan handlar det om att fastställa kopplingen mellan Miljötillstånd – Påverkan.

3.6.1 Belastningens effekter på miljötillståndet och nytta

För att bedöma nyttan av förändringarna i miljötillståndet behöver de kopplas till påverkan på olika ekosystemtjänster vilka genererar nytta av värde (i form av tjänster eller varor) för människor. Detta kan göras genom att identifiera olika typer av nyttor människor kan erhålla från de berörda ekosystemtjänsterna.

Utspädningsförhållandet i en recipient spelar naturligtvis en stor roll för vilka koncentrationer av läkemedel och andra oönskade kemikalier som vattenlevande organismer exponeras för. Givet att reningen inte är fullständig, är det exempelvis en stor skillnad i exponering för vattenlevande organismer som exponeras i en sötvattenrecipient med liten utspädning och som tar emot avloppsvatten från en stor human population jämfört med vattenlevande organismer som exponeras i en marin recipient med stor utspädning och som tar emot avloppsvatten från en liten human population.

När det kommer till hur miljötillståndet påverkas av belastningen av oönskade ämnen är det av stor vikt att försöka bedöma ifall det finns någon risk för tröskeeffekter, återkopplingsmekanismer²⁰, oåterkalleliga effekter, eller regimskiften, (se Walker & Meyers 2004; Österblom et al. 2007; Lotze, 2011; Lontzek et al. 2015 för exempel på tröskeeffekter) eftersom dessa kan leda till betydande påverkan på den samhällsekonomiska välfärden (Crépin & Folke 2015). Oåterkalleliga effekter är

²⁰ Återkopplingsmekanismer förekommer när effekten av en viss förändring i sin tur påverkar den ursprungliga förändringen genom att förstärka den (positiv feedback) eller förminska den (negativ feedback).

av extra intresse eftersom beslut som leder till utfall från vilka man inte kan uppnå det initiala miljötillståndet innebär förlorade möjligheter (Arrow & Fisher 1974; Henry 1974).

Det förekommer kemikalier som har egenskaper som på sikt leder till negativa konsekvenser i miljön. Kemikalierereglering i Europa (REACH²¹) och andra regelverk världen benämner dessa ämnen PBT (Persistent, Bioaccumulative, Toxic) vilka är svårnedbrytbara ämnen och kan ackumuleras i organismer i halter som är mycket högre än i vattnet. PBT-kemikalier kan också spridas över stora geografiska områden. Över tid kan PBT-ämnena ansamlas i halter som når toxiska koncentrationer. Dessa kemiska föroreningar (t.ex. PFAS) bryts inte ned och ökar i koncentration över tid, vilket även innebär en ökad sannolikhet för negativa effekter (Cousins et al. 2019).

Även om tillståndet för olika fiskarter är en komplex företeelse, där andra faktorer som övergödning och överfiske spelar en stor roll, så går det inte att avfärda att exponering för kemikalier är en betydande faktor för fiskarnas tillstånd, i alla fall på regional nivå. Här spelar sannolikt utsläpp av kemikalier från kommunala reningsverk en betydande roll för den totala kemikaliebelastningen, även om kemikalier också når recipienter via till exempel avrinning från åkermark och långväga transport via luften (vilka inte beaktats i översikten och därför inte heller i denna analys).

Nya vetenskapliga publikationer betonar att kemikalier underskattas som en belastningsfaktor som leder till förlust av biologisk mångfald (Groh et al. 2022). Forskning inom denna fråga har fokuserat på effekterna på miljötillståndet av läkemedel och pesticider. Andra grupper av kemikalier som är problematiska är till exempel tungmetaller, polyaromatiska kolväten, per- och polyfluoralkylämnena och andra industrikemikalier som polyklorerade bifenyler eller plasttillsatser, samt kemikalier som används i konsumentprodukter, livsmedelsförpackningar eller läkemedel. Dessa kemiska ämnen kan spridas till recipienter via avloppsvatten.

Produktion och användning av läkemedel i vårt samhälle ökar, och miljö- och hälsoeffekter av detta är kopplade till utsläpp, där negativa effekter kan uppstå i akvatiska organismer eller i form av antibiotikaresistens (Owens 2015). ”One Health”-perspektivet integrerar discipliner inom miljö, djur- och mänsklig hälsa i respons till ökad evidens av spridning av zoonotiska sjukdomar (dvs. sjukdomar som på ett naturligt sätt kan spridas mellan djur och människor) och kopplar ihop ökad användning av antibiotika inom olika sektorer till ökning av antibiotikaresistens. Akvatiska miljöer kan fungera som reservoarer för resistensgener, till exempel i mikrobiella samhällen i biofilm. Detta kan ha effekter på ekosystemfunktioner, tolerans och strukturer i mikrobiella samhällen, och miljöhälsa (Huijbers et al. 2019).²²

Många industriella kemikalier och ämnen som används i plastprodukter och textilier kan påverka hormonsystem i vattenlevande organismer. Medan många forskare studerar hormonstörande effekter och underliggande mekanismer av dessa (se Pironti et al. 2021), så har färre mätt effekter på ekosystemnivå. Kidd et al. (2014) gjorde långtidsexponeringsstudier i en insjö i Kanada, med etinylestradiol (ett halvsyntetiskt östrogen som ingår i flera östrogenläkemedel) och observerade ett försämrat tillstånd hos småfiskar, förändrade zooplankton samhällen, minskad biomassa i

²¹ European Chemicals Agency, ECHA, hanterar implementering av REACH.

²² Även mikrobiella samhällen i terrestra miljöer kan påverkas av belastningen med liknande effekter.

toppredatorer och en nära total kollaps av en fiskart. Dessa effekter visar att effekter kan ske både direkt (på känsliga fiskar) samt på förändrade funktioner på olika nivåer i näringskedjor.

3.6.2 Tillståndets påverkan på olika miljönyttor och hälsa

Västerhavet och Östersjön ska ha en långsiktigt hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden ska bevaras. Kust och skärgård ska ha en hög grad av biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Näringar, rekreation och annat nyttjande av hav, kust och skärgård ska bedrivas så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden ska skyddas mot ingrepp och andra störningar.

Enligt Havs- och vattenmyndigheten uppnår endast 18 procent av kustvattenförekomsterna minst god ekologisk status enligt vattenförvaltningsförordningen och ingen kustvattenförekomst uppnår god kemisk status (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). Det råder alltså ingen tvekan om att miljötillståndet för stora delar av den svenska havsmiljön och svenska vattenförekomster inte uppnår de satta miljömålen. Att ingen av kustvattenförekomsterna uppnår god kemisk status har förvisso att göra med för höga halter av bly och polybromerade difenyletrar (PBDE), vilka ligger över gränsvärden i hela landet. Detta indikerar samtidigt att kustmiljön kan påverkas negativt under lång tid på grund av gamla synder. Detta är också något som påverkar människan mer direkt genom att vi fortfarande tvingas att ha kostråd på grund av exempelvis för höga halter av bly i fisk.

Många av kemikalierna som utgör ett hot i miljön är syntetiska och därmed främmande i miljön, och har nyligen pekats ut som ett hot mot planetära gränser (Persson et al. 2022). Dessa ämnen hotar ekosystem samt människans förmåga att överleva och blomstra. Enligt definitionen av kemikalier som hot mot planetens gränser har syntetiska kemikalier flera egenskaper: 1) de orsakar okända effekter i miljön som kan störa viktiga processer, 2) effekten sker över stora spatiotemporala skalor, samt 3) effekten är irreversibel (MacLeod et al. 2014). Men det finns återigen stora kunskapsluckor kring vilka kemiska ämnen som produceras och släpps ut i naturen och vad konsekvenser av utsläppet är, nu eller i framtiden.

Det bör understrykas att det endast är en mycket liten andel av de tiotusentals kemikalier som används i samhället som övervakas i miljön. Det råder således stor kunskapsbrist om såväl förekomst som tänkbara effekter av större delen av de kemikalier som är i användning. Däremot är det uppenbart att en minskad kemisk belastningen på, av olika orsaker, redan stressade ekosystem skulle öka chanserna till att Västerhavet och Östersjön ska kunna ha en långsiktigt hållbar produktionsförmåga och att den biologiska mångfalden kan bevaras.

Människor kan påverkas på olika sätt av de miljötillståndsförändringar som belastningsfaktorerna kan ge upphov till. Påverkan kan identifieras genom att bedöma vilka ekosystemtjänster som försämras samt vilka nyttor som dessa ekosystemtjänster är av betydelse för. En möjlig nytta som kan påverkas av försämrade ekosystemtjänster är rekreationsvärden (t.ex. fiske, bad) kopplade till försämringen av miljötillståndet i recipienten.

Förutom potentiell påverkan på olika ekosystemtjänster och de nyttor dessa genererar för människor kan även vissa substanser påverka människor direkt genom olika negativa hälsoeffekter. Negativa hälsoeffekter som orsakas av till exempel oönskade ämnen i vattenlevande organismer som påverkar människors hälsa via näringskedjan. Ytterligare rening kan därför leda till nyttor för

samhället i form av förbättrad hälsa. Utifrån sådana nyttor kan ett resonemang föras kring det totala ekonomiska värdet (TEV) för den minskade påverkan på välfärden som en minskad belastning leder till (Se Bilaga 2 för beskrivning av TEV). Det råder dock i dagsläget stora osäkerheter kring hur förändringen i miljötillståndet i slutändan påverkar människor.

Negativa hälsoeffekter kan till viss del reflekteras monetärt av ökade sjukvårdskostnader samt produktionsbortfall (pga. sjukfrånvaro) men även andra kostnadsposter behöver beaktas såsom den drabbades negativa upplevelse av försämrad hälsa (vilket inte fångas upp monetärt).

För närvarande råder det dock stor kunskapsbrist om möjliga hälsoeffekter orsakade av belastningens effekter på miljötillståndet. Enligt OECD (2019) finns det för läkemedelsrester i dagsläget inget underlag som indikerar på en koppling mellan läkemedelsrester i miljön och direkta hälsoeffekter. Det skulle därför behövas mer forskning på området med fokus på att skatta hur människors hälsa kan påverkas av kontakten (t.ex. via bad, dricksvatten eller fiskkonsumtion) med de olika oönskade ämnena i recipienterna som härrör från reningsverk.

Antibiotikaresistens står bakom stora kostnader inom den sociala sektorn, sjukvård, sjukfrånvaro, och förlorade mänskliga liv, och effekter inom djuruppfödning (O'Neill 2016; Larsson et al. 2018). Globalt dör 1.27 miljoner människor varje år till följd av bakteriella infektioner med antibiotikaresistens (Murray et al. 2022). I EU orsakar antibiotikaresistens över 33 000 dödsfall varje år. Utveckling av dessa infektioner beräknas kosta Sverige drygt 600 miljoner kr år 2050, i form av vård- och behandlingskostnader (Folkhälsomyndigheten 2017).

Oavsiktlig spridning av pesticider kan ske via avloppsvatten, och har orsakat omfattande negativa effekter på marken, ekosystem och människors hälsa (Carvalho 2017). Exponering för vissa bekämpningsmedel har negativa effekter på människor, inklusive reproduktionsstörningar och cancer samt akuta förgiftningar, och utgör ett hot mot den biologiska mångfalden (Kim, Ko & Lee 2013; Hallmann et al. 2017; Rim 2017). Kostnader av hormonstörande kemikaliers effekter på människors hälsa är kända och har kopplats till sjukdom och sjukvård, förlorade inkomster, infertilitet och mortalitet (Trasande et al. 2015; Kassotis et al. 2020).

Molinos-Senate et al. (2013) utförde en monetär skattning av nyttorna av minskad belastning av ämnen från läkemedelsproduktioner genom åtgärden ozonering.²³ Skattningarna baserades på en metod vilken utifrån produktionsdistansfunktionen (Färe et al. 1993) erhåller skuggpriser för respektive oönskat ämne. Detta innebär att skattningarna inte baseras på hur individer värderar de miljönnyttor som belastningsminskningen genererar utan erhålls utifrån åtgärds-kostnaden för att reducera dessa ämnen (dvs. den så kallade prismetoden skiljer sig från de marknads- och scenariometoder vilka avser fånga TEV, se bilaga 3).

Även om effekterna är desamma för två skilda recipienter kan nyttorna variera eftersom samhället kan utnyttja recipienten i olika grad. Om exempelvis vattenkvaliteten påverkas i samma utsträckning kan det faktum att en recipient i högre grad nyttjas för rekreation innebära att nyttan påverkas i högre grad än för en recipient med lägre nyttjandegrad. Själva nyttan beror även på saker såsom tillgänglighet vilket i viss grad beror på lagar (t.ex. strandskydd, allemansrätten) samt infrastruktur (t.ex. vägar, parkeringsplatser, kollektivtrafik).

²³ De oönskade ämnen studien värderade en minskning för var etynilestradiol, sulfamethoxazol, diklofenak, tonalid och galaxolide.

Sammanfattningsvis kännetecknas nyttan av ytterligare rening av djup osäkerhet, och kan inte värderas kvantitativt. Detta främst på grund av följande två anledningar:

- Osäkerheter kring belastnings effekter på miljötillståndet (belastningsfaktorer - miljötillstånd i figur 1).
- Osäkerheter kring miljötillståndsförändringarnas effekter på samhällsnyttan (Miljötillstånd – Påverkan i figur 1).

Genom att genomföra ytterligare rening erhålls det (förutsatt att man följer upp och övervakar effekterna) även en nytta i form av ny information kring effekterna på miljötillstånden. Värdet av detta består huvudsakligen av att det förbättrar beslutsunderlaget för de reningsverk som ännu inte genomfört åtgärden. Hur förvaltningen kan anpassas för att ta till vara denna nytta av ny information diskuteras i avsnitt 4.4 nedan.

4 Samhällsekonomisk bedömning av ytterligare rening

Detta avsnitt adresserar den samhällsekonomiska lönsamheten som följer av att införa ytterligare rening (som tillägg till den konventionella) vid reningsverken. Den samhällsekonomiska analysen avser bedöma de nyttor och kostnader som åtgärden ytterligare rening medför. Men för att kunna erhålla ett ekonomiskt värde på de miljöförbättringar den ytterligare reningen ger upphov till är det nödvändigt att koppla effekterna av denna rening med nyttor (dvs bedöma själva påverkan av miljötillståndet i händelsekedjan i figur 1). Eftersom det med rådande kunskap visar sig svårt att identifiera nyttor av åtgärden samt sätta ett monetärt värde på dessa, och därigenom bedöma åtgärdens samhällsekonomiska lönsamhet, beskrivs alternativa ansatser för att ta fram beslutsunderlag i närvaron av dessa osäkerheter. Den så kallade "least regret strategy" utgör en alternativ ansats för att fatta beslut under osäkerhet och beskrivs i avsnitt 4.3 nedan. Att implementera en adaptiv förvaltning, vilket beskrivs i avsnitt 4.4, utgör även det en strategi för att hantera osäkerheter och kan dessutom ses som ett komplement till "least regret strategy".

4.1 Bedömning av samhällsekonomisk lönsamhet

Det är tydligt att såväl kostnader som nyttor varierar mellan olika reningsverk och recipienter. Det är därför inte motiverat att utföra en aggregerad bedömning kring om ytterligare rening i samtliga reningsverk är samhällsekonomiskt motiverat. Oavsett om den nationellt aggregerade nyttan överstiger den aggregerade kostnaden kan det för enskilda reningsverk och recipient vara så att kostnaden överstiger nyttan, och vice versa. Det behöver därför göras en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning för respektive reningsverk med berörd recipient rörande beslutet om att införa ytterligare rening.

I föregående avsnitt skattades kostnaderna för att införa ytterligare rening vid reningsverk i syfte att minska belastningen av oönskade ämnen. Kostnaden för denna åtgärd visade sig ligga i intervallet 0.3 – 60 miljoner kronor per verk och år (se tabell 5), beroende på reningsverkets storlek (antal anslutna hushåll) samt reningsteknologi (ozonering eller aktiverat kol). Vi har därmed ett monetärt värde för åtgärds-kostnaden.

Vad gäller nyttan av åtgärden framkommer det från avsnitt 3.6 att denna inte var möjligt att skatta monetärt dels på grund av osäkerheter kring effekternas påverkan på miljötillståndet, dels eftersom det inte var möjligt att identifiera de nyttor som kan påverkas negativt av förändringar i miljötillståndet. Det är därför inte möjligt att bedöma ifall nyttan av ytterligare rening vid reningsverk överstiger dess kostnad (dvs. är den samhällsekonomisk lönsam).

Det finns dock ett alternativt sätt att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten i närvaron av dylika osäkerheter vilket tillämpades i en studie av Logar et al. (2014) kopplat till investeringar i kommunala reningsverk i Schweiz för att minska utsläppen av oönskade ämnen (mikroföroreningar). I denna studie genomfördes en enkätstudie riktade mot hushåll där man beskrev reningens möjligheter att minska utsläppen av oönskade ämnen, de eventuella effekterna av dessa på recipientens miljötillstånd och människors hälsa samt de osäkerheter som

förknippades med den potentiella nyttan av reningen. Hushållen fick svara på ifall de var villiga att betala den höjning av vattenavgiften som åtgärdskostnaden skulle leda till. Eftersom Logar et al. (2014) fann att hushållens totala betalningsvilja var större än åtgärdskostnaderna bedömdes åtgärden som samhällsekonomisk lönsam.²⁴ Denna ansats kräver dock att hushållen erhåller tillräckligt med information rörande vad som skulle ske om ingen ytterligare rening genomförs och belastningen och oönskade ämnen fortskrider, något som inte alltid är möjligt att veta på förhand. Det kan därför vara viktigt att ta fram alternativa beslutsunderlag i närvaron av stora osäkerheter kring miljöeffekterna.

4.2 Beslutsalternativ under osäkerhet kring miljöeffekter

Vad gäller frågan ifall samhället ska investera i ytterligare rening vid kommunala reningsverk måste man i beslutproblemet beakta följande två förutsättningar:

1. Det råder osäkerhet kring nyttan av ytterligare rening, dvs. hur det i slutändan påverkar samhällets välfärd.
2. Kunskap rörande effekterna av oönskade ämnen på miljötillståndet i recipient samt hur det påverkar samhället ökar sannolikt över tiden. Osäkerheterna kopplade till beslutsproblemet kan därmed minskas över tiden tack vare forskning och utveckling.

Som påpekas av Crépin et al. (2018) innebär närvaron av djup osäkerhet kring utfallet av olika effekter (såsom t.ex. miljötillståndets påverkan på mänsklig välfärd) att dessa inte kan ingå som mätbara variabler (t.ex. det monetära värdet av nyttan med rening) i några analyser – varken samhällsekonomiska eller andra. På grund av den begränsade kunskapen är det inte heller möjligt att bedöma sannolikheten för att ett visst möjligt utfall ska ske. Det är därför inte möjligt att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten av ytterligare rening. När en kostnads-nyttanalyt inte kan ge ett tydligt svar om huruvida nyttan överstiger kostnader, finns dock alternativa sätt att ta fram beslutsunderlag under osäkerheter (Polasky et al. 2011).

Kunskapsluckorna kring åtgärdens nytta innebär att beslutsfattaren måste fatta beslut under osäkerhet, vilken över tiden kan minska på grund av att mer kunskap genereras rörande nyttan av åtgärden. Att invänta mer information innan man bestämmer sig för att investera i ytterligare rening utgör därmed ett alternativ som måste beaktas. Detta värde att i avvaktan på bättre kunskap vänta med att genomföra åtgärder fångas inom miljöekonomin av det så kallade kvasioptionsvärdet (se Bilaga 2 för förklaring). En senarelagd rening innebär dock en risk att vissa miljökostnader uppstår vilka kan vara oåterkalleliga (pga. närvaron av irreversibla miljöeffekter, regimskiften, tröskelvärden). Dessa miljöskadestkostnader kan betraktas som ”sunk costs” vid närvaron av tröskeffekter, regimskiften eller irreversibilitet (eftersom de har ett alternativt värde som inte kan förverkligas). Å andra sidan kan en senarelagd rening innebära lägre åtgärdskostnader tack vare teknikutveckling. Vid ett beslut om att inte införa någon ytterligare rening är det därför av extra stor vikt med övervakning kring de oönskade ämnens effekter på recipienten för att erhålla information kring eventuella miljöskadestkostnader.

²⁴ Den totala betalningsviljan skattades till 155 miljoner CHF (ca 1.4 miljarder SEK) eller 100 CHF (ca 900 SEK) per hushåll medan kostnaderna uppgick till 133 miljoner CHF (ca 1.1 miljarder SEK) eller 86 CHF (ca 760 SEK) per hushåll, vilket ger en samhällsekonomisk lönsamhet på 22 miljoner CHF (ca 300 miljoner SEK) (Logar et al. 2014; Naturvårdsverket 2017).

Rädslan för att ett visst beslut inte är samhällsekonomiskt motiverad kan, å andra sidan, leda till så kallad paralyserande osäkerhet (Markus & Schwartz 2010), vilket kan innebära att man inom förvaltningssystemet inte agerar (t.ex. genom åtgärder och styrmedel) trots riskerna för betydande miljöskadestkostnader. Även om det i dagsläget inte finns tillräckligt med kunskap för att fastställa alla de möjliga effekter olika substanser kan ha på såväl lång som kort sikt kan det vara motiverat att genomföra rening utifrån försiktighetsprincipen. Enligt denna princip kan åtgärder behöva genomföras, även i brist på vetenskapliga bevis, ifall risk finns för allvarliga eller oåterkallelig skada på miljö eller hälsa (SOU 2019). Argumentet för detta är att det i de flesta fall är mer kostnadseffektivt att förhindra belastningen av kemiska föroreningar till recipienter än att åtgärda de effekter på miljötillståndet som kan uppstå i ett senare skede (EEA 2013). Detta kan vara extra viktigt om man befärrar att kombinationen av olika substanser kan leda till effekter på ekosystemen (s.k. cocktaileffekter) eftersom dessa är betydligt svårare att förutse än effekterna av enskilda substanser.

I närvaron av stora osäkerheter förslår Polasky et al. (2011) en kombination av tröskeeffektsansatsen, planering utifrån olika scenarier samt resiliensstänkande för att vidga vad som behöver beaktas, minska risken för oväntade/oavsiktliga konsekvenser samt för att organisera ett komplext material i syfte att fokusera på nyckelfaktorer och begränsningar.

4.3 Least regret strategy

När det inte går att bedöma sannolikheten för olika utfall råder djup osäkerhet (Knight 1921) och enligt Arrow och Hurwicz (1972) är det i sådant fall mest rationellt att basera beslut utifrån de mest extrema möjliga utfall. En metod för att ta fram underlag för beslutsfattare under dessa förutsättningar innebär att en bedömning görs över vad den samhällsekonomiska kostnaden skulle bli för olika beslutsalternativ ifall beslutet senare skulle visa sig vara felaktigt (se t.ex. Hassler et al. 2019). Det vill säga man bedömer kostnaden av att ta fel beslut, och därefter väljer det alternativ för vilken det sämsta möjliga utfallet är det minst dåliga, en s.k. "least-regret-strategy". (Arrow & Hurwicz 1972; Bishop 1978; Gilboa & Schmeidler 1989; Woodward & Bishop, 1997). En bedömning görs av kostnaden av att ta ett fel beslut för respektive alternativ (ytterligare rening när det inte hade behövts respektive ingen ytterligare rening trots att det skulle behövts) och det alternativ väljs för vilket kostnaden av att ta fel beslut är lägst (Polasky et al. 2011; Woodward & Bishop 1997).

Utgångsläget för att hantera osäkerhet kring miljöpåverkan är att beslutsfattare står inför två alternativ; att inte införa eller införa ytterligare rening. Båda alternativen och deras respektive kostnader samt osäkerheter rörande nyttor redovisas nedan i tabell 6.

Alternativet att inte införa ytterligare reningen innebär att man vet vilka åtgärds-kostnader som besparas men inte vilka eventuella miljönyttor vars värde förloras. Detta alternativ innebär dock en möjlighet att införa ytterligare rening i ett senare skede ifall ny information eller minskade reningskostnader (vilket kan uppstå p.g.a. bättre teknologi) leder till att investeringen då bedöms som samhällsekonomiskt motiverad.

Det andra alternativet är att genomföra ytterligare rening vilket innebär en vetskap om vilka resurser som går åt (dvs. kostnaderna för ytterligare rening) men även att man minskar risken för miljöskadestkostnader kopplade till den minskning av effekter på miljötillståndet som den ytterligare

reningen innebär. Förbrukade resurser betraktas som ”sunk costs” och dessa kan inte återfås ifall det i ett senare skede visar sig att reningen är samhällsekonomiskt olönsam (dvs. kostnader överstiger nyttor).

Båda beslutsalternativen kännetecknas därmed av osäkerheter vad gäller effekterna på miljön vilket utgör en miljökostnad för det första alternativet men en miljönytta i det andra. Det finns i dagsläget inte heller tillräcklig kunskap för att bedöma sannolikheten för respektive utfall.

Tabell 6 illustrerar totalt 4 scenarier för den samhällsekonomiska kostnaden kring beslutet om extra rening, beroende på de två beslutsalternativen (om man renar eller inte) och två olika scenarier för hur stor den faktiska miljöpåverkan av utsläppen visar sig vara (marginell eller betydande påverkan).²⁵ Utifrån den tabellen kan man sedan identifiera vad kostnaden skulle vara av att fatta fel beslut i närvaron av stora osäkerheter om de faktiska miljökostnaderna²⁶ orsakade av oönskade ämnen.²⁷

För att bedöma kostnaden av att fatta fel beslut vad gäller att införa ytterligare rening eller inte införa rening under stora osäkerheter vad gäller miljönyttan av reningen antas två olika scenarier eller referensalternativ (se avsnitt 3.3 för beskrivning av dessa) vad gäller storleken på belastningens påverkan på välfärden. Scenarierna representerar ett möjligt utfall och används eftersom det inte finns tillräckligt med information/kunskap för att bedöma sannolikheten för att respektive utfall inträffar.

Detta innebär att totalt fyra olika utfall presenteras i tabell 6, två olika utfallsscenario för respektive beslutsalternativ. Reningskostnaderna²⁸ antas vara desamma oavsett scenario, vilket innebär att det är enbart storleken på nyttan av rening eller miljöskadekostnaden av att inte rena som antas variera.²⁹ Som framkommer i avsnitt 3.4 varierar reningskostnaden beroende på metod och antal hushåll anslutna. I detta exempel antas en årlig reningskostnad på 6 miljoner kronor per reningsverk vilket ligger inom det faktiska kostnadsintervallet i syfte att förenkla analysen.

Vi antar att marginell påverkan är så pass liten (nära noll) att det innebär att nyttan av rening understiger dess kostnad och därmed är rening samhällsekonomiskt olönsam. Betydande påverkan innebär ett scenario i vilket nyttan av rening antas vara större än under marginell påverkan.

Tabell 6 Olika utfall för respektive beslutsalternativ

Beslutsalternativ	Marginell påverkan	Betydande påverkan
Rening införs: Kostnad 6 miljoner kronor per reningsverk/år	Kostnad= 6milj sek/reningsverk/år	Kostnad= 6 milj – stora miljönyttor
Ingen rening införs	Marginell miljöskadekostnad≈0	Betydande miljöskadekostnad

Reningsåtgärder vilka begränsar belastningen av oönskade ämnen från reningsverk kan beskrivas som ett försäkringsproblem mot det värsta möjliga scenariot (dv. miljöskadekostnaderna vid

²⁵ Till skillnad från prognoser beskriver scenarier möjliga framtida utfall utan någon bedömning av deras sannolikhet.

²⁶ Som nämnts tidigare beror miljökostnaderna på (i) recipientens känslighet av belastning och (ii) välfärdens känslighet för förändringar i recipientens miljö tillstånd. I de fall där recipienten är extra känslig samt även av stor betydelse för olika nyttor (t.ex. rekreation) kan miljöskadekostnaderna vara betydande.

²⁷ Eftersom varken sannolikheter eller miljönyttor (miljöskadekostnader) är kända för de olika utfallen lämpar sig scenarier väl som metod för att hantera beslut under osäkerhet (Polasky et al. 2011).

²⁸ Reningskostnader inkluderar samtliga kostnader för rening, även de miljökostnader som beskrivs i 3.4.3.

²⁹ Det vore förstås möjligt att låta andra faktorer, såsom t.ex. teknologisk utveckling, variera mellan de olika scenarierna.

betydande påverkan).³⁰ Individer, hushåll och företag främsta anledning till att skaffa sig en försäkring är för att försäkra sig mot katastrofliknande utfall till exempel brand, olycksfall eller död. Även om man bedömer sannolikheten för en viss katastrof som låg är man villig att betala en viss summa pengar för att se till att vi är skyddade utfall olyckan sker (Crépin et al. 2018). Detta kan också vara förklaringen till varför vattenkonsumenter i Schweiz (Logar et al. 2014) var villiga att betala en högre vattenavgift för att minska sannolikheten för eventuella effekter (som i värsta fall skulle kunna vara katastrofala) på recipienterna.

Den maximala samhällsekonomiska olönsamhet för rening vid marginal påverkan kan anta ett maximalt värde på -6 miljoner kronor (under antagandet att reningen inte leder till någon miljönytta).

Utifrån utfallen i tabellen ovan kan den samhällsekonomiska förlusten av att ta fel beslut rörande ytterligare rening vid ett specifikt kommunalt reningsverk beskrivas.³¹ Om det varit möjligt att monetärt värdera de nyttor reningen ger upphov till hade beslut kunnat tas med avseende på vilken felbeslut som varit mest kostsamt för samhället. Det vill säga, välj det alternativ för vilket skillnaden mellan kostnader och nyttor, ifall valet visar sig vara felaktigt, är lägst (dvs. minst samhällsekonomiskt olönsamt). Ifall scenariot betydande påverkan innebär regimskiften eller oåterkallelighet är det mycket möjligt att miljökostnaderna av att inte införa rening är betydligt större är reningskostnaderna. Ifall det är så kommer den bästa strategin vara att genomföra reningen.

Om miljöskadekostnaden vid betydande påverkan överstiger reningskostnaderna (dvs. >6 miljoner) kommer rening alltid vara den bästa strategin oavsett miljönyttan vid marginell påverkan. Detta eftersom den maximala förlusten vid rening (dvs under marginell påverkan) utgörs av kostnaden av att rena då detta inte ger någon som helst nytta (dvs 6 miljoner kronor bortkastad på rening). I detta fall kommer den samhällsekonomiska förlusten av att inte rena när det är fel beslut överstiga 6 miljoner kronor medan den samhällsekonomiska förlusten av att rena när det är fel beslut aldrig kan överstiga 6 miljoner (dvs reningskostnaderna).

I motsatt fall, för en miljöskadekostnad vid betydande påverkan som är lägre än reningskostnaden (dvs. <6 miljoner) gäller det att det alltid kommer vara motiverat att inte rena. Detta eftersom förlusten av att rena vid fel beslut är högre än förlusten av att inte rena när det är fel beslut.

Notera att man bedömer utifrån beräkningar av förväntade nyttor och kostnader i extremscenarier. När väl utfallet blir känt kan det då visa sig att beslutet var felaktigt.

På grund av de tidigare beskrivna variationerna i nyttorna samt kostnaderna av ytterligare reningen bör "least regret strategy" inte tillämpas på en aggregerad nivå utan för respektive reningsverk och dess recipient(er). Detta innebär att tabellen ovan utformas utifrån de kunskaper som finns vad gäller kostnader och eventuella miljönyttor som reningen kan ge upphov till för respektive reningsverk och recipient. För recipienter vilka kännetecknas av att de har stora värden för till exempel rekreation samt som vattentäkt är det mer sannolikt med ett scenario i vilket

³⁰ Det föreligger dock en väsentlig skillnad i det att försäkringsbolagen har tillgång till mer exakta sannolikhetsfördelningar för de risker de täcker medan påverkan av oönskade ämnen till olika recipienter rymmer mycket mer osäkerhet.

³¹ Eftersom reningskostnader och i ännu högre grad dess nyttor skiljer sig mellan olika reningsverk kommer det bästa beslutet utifrån denna strategi skilja sig från fall till fall.

miljöskadestkostnaderna överstiger engångskostnader. I sådana fall innebär strategin att rening är det valalternativ som ger lägst samhällsekonomisk förlust ifall det är ett felaktigt beslut.

4.4 Adaptiv förvaltning

Adaptiv förvaltning kännetecknas av en strukturerad och iterativ förvaltningsprocess i syfte att ta bästa möjliga beslut i närvaron av osäkerheter, samtidigt som man tillämpar övervakning och uppföljning för att minska denna osäkerhet över tiden (se t.ex. Armitage et al. 2010; Crépin & Folke 2015). Under adaptiv förvaltning kan experiment och inlärningsprocesser användas för att testa olika hypoteser och förbättra förvaltningen på lång sikt (Holling 1978; Walters 1986). Exempelvis, kan ytterligare rening under adaptiv förvaltning betraktas som ett experiment vilket genererar bättre information som kan användas som underlag i framtida beslut (Polasky et al. 2011). Ny kunskap kan erhållas över tid vad gäller kopplingen mellan belastning och nytta vilket i bästa fall kan visa att nyttan överstiger kostnaden (åtgärden samhällsekonomiskt lönsam) eller att kostnaden överstiger nyttan (åtgärden inte lönsam).³²

Därmed kan införandet av ytterligare rening leda till att osäkerheterna om effekterna på recipienten minskar.³³ Genom jämförelser mellan recipienter i vilka ytterligare rening genomförts och de recipienter i vilka reningsverken inte genomför någon ytterligare rening kan ny kunskap erhållas vad gäller åtgärdens effekt på miljötillståndet. Utifrån den nya kunskapen kan framtida beslut kring ytterligare rening vid konventionella reningsverk fattas på bättre grunder, så kallad adaptiv förvaltning (Crépin & Folke 2015).³⁴ Vare sig man väljer att införa ytterligare rening eller inte innebär övervakningen förbättrad information vilket har ett värde för de reningsverk som ännu har möjligheten att välja mellan att införa ytterligare rening eller ej. För att bedöma åtgärdens effekter på miljötillståndet är det nödvändigt att man innan reningen påbörjas gör en vetenskaplig analys av det miljötillstånd som råder i recipienten.

I slutändan går det dock inte att undvika utmaningen i att avväga nyttan av ökad kunskap för en förbättrad förvaltning i framtiden mot önskan av att uppnå det optimala utfallet på kort sikt baserat på befintlig kunskap (Allan & Stankey 2009). Det vill säga, i vilken utsträckning ska ytterligare rening senareläggas i väntan på ökad kunskap kring dess miljönytta när ytterligare rening som genomförs idag skulle kunna vara samhällsekonomiskt motiverad.

Det kan i många fall vara svårt att veta ifall man ska invänta ny kunskap för att bättre kunna bedöma ifall åtgärden är samhällsekonomiskt motiverad eller om man ska genomföra åtgärden ändå. Att vänta kan i värsta fall leda till katastrofala följder medan genomförandet av åtgärden kan generera höga samhällsekonomiska kostnader till liten nytta. Under dessa förutsättningar kan ett alternativ vara att, ifall möjligt, genomföra åtgärden till en viss (eller begränsad) grad för att genom uppföljning erhålla förbättrad kunskap.

³² I närvaron av djup osäkerhet (vilket är fallet vad gäller nyttan av ytterligare rening) är möjligheten till ny kunskap genom lärande av stor vikt (Woodward & Bishop 1997).

³³ Vid osäkerheter om utfall samt möjligheten att skjuta upp beslut om att införa ytterligare rening är det av relevans när ny kunskap, vilket minskar denna osäkerhet, beräknas erhållas (Brunette et al. 2014).

³⁴ Under lång tid har mer kunskap om effekter av läkemedelsrester i recipienten och utveckling av reningsmetoder efterlysts innan bredare införande av avancerad rening skall genomföras. I Sverige har snart en miljard kronor satsats i olika kunskapshöjande projekt varigenom kunskapsläget har förbättrats och breddats till fler VA-organisationer.

Ny kunskap om kostnaden av fel beslut kan leda till omprövning av tidigare beslut. Det vill säga ny kunskap om miljöskadestnader av att inte införa ytterligare rening leder till att man inför rening i de fall man inte gjort det tidigare. Det är dock knappast troligt att man upphör med ytterligare rening ifall ny kunskap indikerar att rening är samhällsekonomiskt olönsam eftersom man redan genomfört den nödvändiga investeringen och merparten av kostnaderna för detta går förlorade (s.k. sunk costs). För att bättre förstå och förutsäga miljöriskerna förknippade med utsläppen av oönskade ämnen är det viktigt att uppmuntra användningen av nya övervakningsmetoder, modeller och beslutsverktyg (OECD 2019).

5 Styrmedelsanalys

Detta avsnitt avser bedöma i vilken grad det befintliga styrmedlet, anslag beslutade av Naturvårdsverket, samt ett alternativt styrmedel, i form av lagkrav vilka finansieras via vattenavgiften, förhåller sig till olika styrmedelskriterier och olika miljöpolitiska utmaningar (se Goulder & Parry (2008) för beskrivning av styrmedelskriterier, samt Bilaga 1 för beskrivning av de miljöpolitiska utmaningarna). Styrmedelsanalysen utgår från att ett beslut tagits om att det är motiverat (t.ex. utifrån ”least-regret-strateg”) att införa ytterligare rening vid ett reningsverk och därmed återstår frågan om vilket styrmedel (lagkrav eller anslag) som lämpar sig bäst att få denna rening implementerad. I de fall nya lagkrav genom EU:s avloppsdirektiv införs antas att denna rening finansieras genom VA-avgiften i enlighet med Vattendirektivets strävan efter full kostnadstäckning av vattentjänster (2000/60/EG).

5.1 Styrmedelsbeskrivning

De två styrmedel som analyseras nedan är dels det befintliga styrmedlet som utgörs av det anslag som Naturvårdsverket administrerar. Kommunala reningsverk kan under detta anslag ansöka om finansiella ersättningar för att installera ytterligare reningssteg i syfte att minska belastningen av oönskade ämnen. Anslaget ersätter dock enbart investeringskostnaderna och därför kommer rörliga kostnader (se avsnitt 3.4.2.) under detta styrmedel att behöva finansieras via VA-avgifterna.

I dagsläget har inte Naturvårdsverket tillräckligt med underlag för att bevilja investeringsbidragen (anslagen) utifrån en absolut värdering av den miljökada som ytterligare rening kan undvika. De har i stället baserat sina beslut på ett övergripande behov utifrån en bedömd risk för långtidseffekterna samt ett övergripande kunskapsbehov (Naturvårdsverket 2017). De inkommande ansökningarna har bedömts gentemot varandra och därefter har man fördelat de tillgängliga finansiella resurserna utifrån den rangordningen bedömning gav.

Förutom det nuvarande anslaget, analyseras dessutom lagkrav på ytterligare rening vilket reningsverken finansierar genom ökade VA-avgifter till anslutna hushåll. Dessa lagkrav skulle kunna uppstå i och med den kommande revideringen av Rådets direktiv (91/271/EEG) om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.

5.2 Incitamentspåverkan av styrmedel

Incitamenten för reningsverk att införa ytterligare rening kommer skilja sig åt mellan anslag och lagstiftning finansierade genom VA-avgiften. Eftersom anslaget innebär att investeringskostnaderna³⁵ finansieras av staten (och indirekt skattebetalarna) är det troligt att reningsverken har starkare incitament att utföra rening under detta styrmedel än ifall hela åtgärds-kostnaden (investerings- samt rörliga kostnader) ska läggas på de hushåll som är anslutna till reningsverket.

³⁵ Driftskostnaderna finansieras inte av anslaget och måste därmed finansieras via VA-avgiften.

Varken NV-anslag eller lagkrav har någon större potential att påverka incitamenten bland berörda hushåll eftersom det inte är möjligt att genom ändrade beteende erhålla någon finansiell egenvinning. Såsom är fallet för exempelvis koldioxidskatten vars finansiella påverkan individen kan undvika genom ändrat beteende (exempelvis genom att använda bilen mindre eller övergå till elbil). Oavsett om hushållen förändrar sitt beteende eller inte så internaliserar avgiften den externa kostnaden av deras beteende och skickar därmed en signal om dess effekter på miljön, vilket i sig är samhällsekonomiskt motiverat.

5.3 Måluppfyllelse av styrmedel

Hur stor effekt ett styrmedel har på målet beror till stor del på följande faktorer:

- Målformuleringen, dvs uttrycks målet som en minskad belastning, förbättrat miljötillstånd eller minskad påverkan på välfärden.
- Styrmedlets potential, dvs hur stor del av belastningen av oönskade ämnen som styrmedlet riktar sig mot.
- Efterlevnaden av styrmedlet, vilket är kopplat till incitamentsstrukturen samt acceptansen för styrmedlet.

Bedömningen av måluppfyllelse utgår från formuleringen av målet vilket bör hållas i åtanke såväl när man formulerar ett mål samt när man granskar en bedömning av måluppfyllelse. Det kommer vara enklare att bedöma måluppfyllelse för ett mål som uttrycks som en procentuell minskning av belastningen av oönskade ämnen med ytterligare rening än om målet uttrycks i form att ett visst miljötillstånd i recipienten.

Potentialen för att nå ett visst mål bör vara starkare för lagkrav (under antagandet att efterlevnaden är hög) eftersom det är frivilligt för reningsverken att söka anslag för ytterligare rening, medan lagkraven helt enkelt kan sättas utifrån det specifika mål som ska uppnås. Efterlevnaden av styrmedlet är av marginell betydelse för måluppfyllelsen i detta fall eftersom det är enkelt att kontrollera att reningsverken implementerat det reningssteg vilket adresserar gällande lagkrav alternativt för vilket de erhållit ett anslag från Naturvårdsverket.

5.4 Kostnadseffektivitet av styrmedel

Kostnadseffektivitet innebär att ett visst miljömål uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomisk kostnad. Alternativt att man för en given samhällsekonomisk kostnad erhåller största möjliga miljöförbättringen. Kostnadseffektivitet av ett styrmedel beror i högsta grad på själva målformuleringen. Kostnadseffektivitet kan bedömas utifrån olika typer av mål och det är därför viktigt att vara tydlig med vilket mål som åtgärdens kostnadseffektivitet mäts. Det kan handla om kostnadseffektivitet rörande:

- Miljömål kopplade till vattenförekomster som helhet (t.ex. *Hav i balans*). Ytterligare rening är kostnadseffektiv om den utgör en åtgärd inom den åtgärds kombination som når miljömålet till lägst samhällsekonomiska kostnad.

- Minskade belastning av oönskade ämnen till miljön. Ytterligare rening är kostnadseffektiv om den utgör en åtgärd inom den åtgärds kombinationen som minskar belastningen av oönskade ämnen till lägst samhällsekonomisk kostnad.
- Ytterligare rening vid reningsverk som åtgärd. Ytterligare rening genomförs i de reningsverk där den samhällsekonomiska kostnaden är lägst.

Eftersom vi avser bedöma styrmedel för att få till stånd den av översikten beskrivna åtgärden ytterligare rening kommer kostnadseffektiviteten huvudsakligen bedömas med avseende på minskade belastning av oönskade ämnen till miljön samt även ytterligare rening vid reningsverk som åtgärd.

För att uppnå kostnadseffektivitet för minskad belastning av oönskade ämnen skulle det underlätta med ett styrmedel som inte är begränsat till enbart åtgärden ytterligare rening vid reningsverk utan omfattar samtliga möjliga åtgärder (t.ex. uppströmsåtgärder riktade mot producenter, återförsäljare och konsumenter). Men eftersom det inte finns tillräckligt med underlag för att skatta effekterna och kostnaderna för sådana åtgärder är det inte möjligt att jämföra deras kostnadseffektivitet med ytterligare rening. Som nämnts tidigare bedöms dock uppströms åtgärder ha en begränsad potential att minska belastning på grund av bland annat incitamentsstrukturen hos berörda aktörer samt den nationella rådigheten. Det är dock sannolikt möjligt att få till stånd en viss minskning av belastningen till lägre kostnad än vid reningsverk via uppströmsåtgärder, (informationskampanjer, varumärkning, förbud, beskattning av produkter med oönskade ämnen).

Om utgångspunkten är att ytterligare rening vid reningsverk ska åstadkommas till lägsta möjliga kostnad har det nuvarande anslagssystemet hög potential för att vara kostnadseffektiv eftersom det till skillnad från lagkrav kan fokusera på att finansiera ytterligare rening i de reningsverk som åstadkommer störst rening till lägst kostnad. Om man avser minska själva miljöskadekostnaderna kommer, enligt samma resonemang som ovan, anslag ha bättre förutsättningar att uppnå kostnadseffektivitet eftersom Naturvårdsverket har möjlighet att bedöma vilka investeringar i ytterligare rening som ger mest nytta (dvs minskad påverkan på för samhället betydande nyttor) för pengarna. Detta kan de göra genom att jämföra de olika ansökningarna med hänsyn till recipientens känslighet för belastningar samt i vilken grad recipienten bidrar till olika nyttor och därigenom bedöma var ytterligare rening ger mest nytta per investerad krona.

5.5 Dynamisk effektivitet av styrmedel

Med dynamisk effektivitet avses styrmedlets förmåga att skapa incitament till teknologisk utveckling på området vilket i förlängningen innebär en minskning av åtgärds kostnaderna. Det bedöms inte förekomma några större skillnader mellan anslag och uppfyllande av lagkrav finansierade via VA-avgifter rörande deras respektive potential att skapa incitament för teknologisk utveckling på området. Det är möjligt att ansökningsförfarandet kan skapa något starkare incitament att genom teknologisk utveckling driva ner åtgärds kostnaderna för att därigenom öka sannolikheten att beviljas finansieringen för investeringen. Men över lag bör det inte föreligga några avsevärda skillnader mellan de anslag och lagkrav med avseende på detta kriterium.

5.6 Transaktionskostnader

Vid bedömning av ett styrmedels potential för att uppnå ett bättre miljöstånd i våra vatten till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad måste styrmedlets transaktionskostnader beaktas.

Transaktionskostnader avser alla kostnader förknippade med att införa och upprätthålla ett styrmedel som inte direkt hänförs till kostnaden för själva åtgärden (dvs. kostnaderna av ytterligare rening vilka beskrivs i avsnitt 3.4). Dessa kostnader kan delas in i fyra huvudkategorier: informativa, administrativa, juridiska och tillsynskostnader (McCann et al. 2005). Generellt sett fördelar sig dessa på rättsväsendet, myndigheter, åtgärdsgenombörare, och intressenter av olika slag.

Det finns tre huvudargument till att inkludera transaktionskostnader i analysen av ett styrmedelsförslag:

- Transaktionskostnader påverkar styrmedlets möjlighet att nå målet till lägsta möjliga kostnad. Det betyder att när hänsyn tas till transaktionskostnader ökar totalkostnaden av att nå målet i jämförelse med exempelvis en kostnads-nyttanalys eller kostnadseffektivitetsanalys vilka i de flesta fall enbart beaktar åtgärdskostnaderna.
- Om målet bestäms utifrån värdet på miljönyttan, d.v.s. effekten av de åtgärder som styrmedlet riktas mot, kommer det optimala miljömålet vara mindre ambitiöst när transaktionskostnaderna inkluderas i analysen.
- Genom att analysera transaktionskostnader kan styrmedlet utformas på ett sätt som minimerar dessa kostnader. Detta skulle kunna röra sig om regelförenkling, anpassad tillsyn av efterlevnad.

Samtliga styrmedel innebär transaktionskostnader vilket gör att är skillnaden mellan olika möjliga styrmedels transaktionskostnader som kan vara mest intressant att bedöma ifall ett beslut om att åtgärden bör genomföras tagits. Eftersom anslaget bygger på att reningsverken ansöker om investeringsbidrag från Naturvårdsverket innebär detta en viss typ av administrativa kostnader (för reningsverken såväl som för Naturvårdsverket). Dessa kostnader förekommer inte ifall reningsverken själv tar beslutet att finansiera ytterligare rening genom VA-avgiften i syfte att uppfylla lagkrav. Med tanke på de administrativa kostnaderna för såväl reningsverken som Naturvårdsverket kan transaktionskostnaderna antas vara större för anslag än för lagkrav vilka finansieras genom VA-avgiften. Över lag bedöms dock skillnaderna i transaktionskostnader mellan de två styrmedlen vara marginella och knappast av vikt i valet mellan dessa.

5.7 Målkonflikter kopplade till styrmedlet

Som beskrivits ovan förekommer det målkonflikter kopplade till själva åtgärden. Vad gäller eventuella målkonflikter kopplade till de två analyserade styrmedlen (anslag- eller lagkrav som finansieras via VA-avgift) kan finansiering via anslag stå i strid med målet om regelförenkling. Detta eftersom det innebär en administrativ kostnad för reningsverken att genomföra ansökan om medel. En skattefinansiering av investeringar i reningsteknologin går dock emot vattendirektivets strävan efter full kostnadstäckning för vattentjänster. I övrigt har inga andra betydande målkonflikter identifierats kopplat till de två styrmedlen.

5.8 Styrmedlets förmåga att hantera osäkerheter

Osäkerheter av kostnaderna för åtgärden hanteras väl av båda styrmedlen. Reningsverken måste uppge dessa för att erhålla anslag från Naturvårdsverket (konkurrerar genom kostnader samt effekt). En finansiering via VA-avgiften i syfte att uppfylla lagkrav innebär att kostnaderna för rening förs över på konsumenten, det skapar incitament för reningsverken att ta reda på de faktiska åtgärdskostnaderna. Det finns redan i dagsläget kunskaper hos såväl myndigheter som reningsverk rörande åtgärdskostnaderna (Svenskt Vatten 2021). Men eftersom teknologin hela tiden utvecklas kan osäkerheter rörande framtida åtgärdskostnader förekomma. Att kombinera styrmedlet med den adaptiva förvaltning som beskrivs i avsnitt 4.4 skapar förutsättningar för att minska olika typer av osäkerheter, rörande kostnader såväl som nyttor, över tid.

5.9 Fördelningseffekter av styrmedlet

Nuvarande styrmedel belastar i första hand skattebetalarna och leder även till samhällsekonomiska dödviktsförluster eftersom anslagen finansieras via skatteintäkter. Samhällsekonomiska dödviktsförluster uppstår eftersom skatteintäkter innebär en samhällsekonomisk effektivitetsförlust på den marknad som beskattas (se Jordbruksverket 2016 för exempel på hur dessa dödviktsförluster kan beräknas i praktiken).

En implementering av prispolitik för vattentjänster (i enlighet med Vattendirektivet) i syftet att uppfylla lagkrav skulle innebära att kostnaderna för rening faller på reningsverken. Detta är i enlighet med principen *förorenaren betalar principen*. Vilket kan antas var mer accepterat av samhället än skattefinansierade anslag. Eftersom kommunala reningsverk besitter något av en monopolställning gentemot sina kunder³⁶ kan de utan problem överföra bördan av reningskostnaderna på hushållen (Nordzell et al. 2017).

De hushåll som drabbas av höjd vattenavgift föredrar med all sannolikhet att samtliga skattebetalare delar på bördan och har därför troligtvis större acceptans för anslag. Som framkommit tidigare blir kostnaden per hushåll större när ytterligare rening införs för mindre reningsverk (pga. stordriftsfördelar) vilket gör att hushåll anslutna till dessa troligtvis har låg acceptans för en höjd avgift. Stordriftsfördelar innebär generellt att stora reningsverk (vilka oftast renar avloppsvatten från stora städer och samhällen) får lägre åtgärdskostnader jämfört med mindre reningsverk (oftast kopplade till mindre städer och landsbygdskommuner).

5.10 Genomförbarhet

Vilken genomförbarhet ett visst styrmedel har beror i hög grad på de berörda samt samhällets acceptans för styrmedlet samt vilken politisk enighet det finns för dess implementering. Denna acceptans är ofta kopplat till de ovan redovisade fördelningseffekterna av styrmedlet, det vill säga vilka grupper i samhället som får bära åtgärdskostnaden. Grupper som får bära stor del av kostnaden men samtidigt uppfattar egennytta av åtgärden som marginell tenderar att vara mer kritiska mot styrmedlet i fråga (som t.ex. glesbygdsbors inställning till koldioxidskatten)

³⁶ Eftersom det inte är praktiskt möjligt för hushållen att välja att rena sitt vatten vid ett annat reningsverk.

Troligtvis är acceptansen bland hushåll kopplade till kommunala reningsverk större för en skattefinansierad ersättning än för en rening som finansieras via VA-avgiften, även om den förra enbart täcker investeringskostnaderna. För hushåll med enskilda avlopp gäller troligtvis det motsatta eftersom de kan antas ovilliga att finansiera reningen för hushåll som, till skillnad från dem själva, är anslutna till kommunala reningsverk. Hushåll som drar nytta av vattenförekomster vars miljötillstånd förbättras av ytterligare rening har sannolikt större acceptans för samtliga styrmedel oavsett om de är kopplade till kommunala reningsverk eller utgör enskilda avlopp.

På grund av skaldriftsfördelar (det vill säga åtgärdskostnaderna per reducerad enhet minskar med reningsverken storlek) kan ytterligare rening vid mindre reningsverk innebära stora kostnader för hushållen ifall åtgärden finansieras via VA-avgiften, vilket kan innebära svårigheter att genomföra detta styrmedel. Det kan dock inte uteslutas att nyttorna av sådan rening överstiger dess kostnader (t.ex. pga. känslig recipient och/eller stora värden av recipienten för samhället), och i sådan kan det vara fördelningspolitiskt motiverat med statlig finansiering av åtgärden.

5.11 Kompletterande styrmedel

Kompletterande styrmedel kan antingen rikta in sig på en annan del av händelsekedjan (såsom drivkrafter, miljötillstånd eller påverkan) eller hantera någon annan typ av marknadsimperfektion än den negativa externa effekten av belastningen (t.ex. informationsmisslyckande). För såväl anslag som lagkrav kan det vara motiverat med kompletterande styrmedel i form av exempelvis informationskampanjer eller lagkrav för att minska inflödet till reningsverken av oönskade ämnen från hushållens avlopp.

Det bör dock vara tydligt motiverat vad ett kompletterande styrmedel bidrar till (Söderholm 2012). I vissa fall kan det även röra sig om att öka styrkan av befintliga styrmedel genom till exempel sänkta gränsvärden (eller förbud) eller ökad information till konsumenter samt de som säljer eller producerar produkter (t.ex. kosmetika, medicin) vilka bidrar med belastningen av oönskade ämnen.

5.12 Sammanfattning styrmedelsanalys

I valet mellan finansiering av åtgärden genom befintligt anslag eller VA-avgift framkommer det från analysen ovan att båda styrmedel har sina för- respektive nackdelar. Då det i nuläget kanske viktigaste är att bedöma ifall ytterligare rening är samhällsekonomiskt motiverad eller inte kanske anslaget är att föredra eftersom det innebär att Naturvårdsverket kan jämföra olika investeringsförslag gentemot varandra och ha en större helhetssyn i förhållande till risken för målkonflikter och effekter på nedströms recipienter. Om det i framtiden skulle tillkomma nya lagkrav (t.ex. genom strängare EU-direktiv) vilka merparten av de kommunala reningsverken (eller till och med samtliga) skulle behöva investera i ytterligare reningsåtgärder kommer nog VA-avgiften vara att föredra.

6 Diskussion

Den systematiska översikten levererade slutsatser rörande kunskapsläget för kopplingen mellan belastningsfaktorer från kommunala reningsverk och miljötillståndet (se figur 1). Den sammanställde även kunskapsläget för i vilken grad ytterligare rening i reningsverken kan minska belastningen och därmed effekterna på miljötillståndet.

Den primära drivkraften till belastning av oönskade ämnen från tätorter via reningsverk är konsumtionen av produkter (t.ex. läkemedel, rengöringsmedel, skönhetsprodukter) eller användning av kemikalier. Incitamenten för individer att ändra sina konsumtionsvaror anses i nuläget begränsat på grund av bland annat begränsad information om problemet. Även producenter och återförsäljare av dessa produkter bedöms i dagsläget ha begränsade incitament att lösa problemet.

Det befintliga förvaltningssystemet (riktat mot antingen produkter, konsumtion, reningsverk, eller recipienter), har för närvarande begränsade möjligheter att få till stånd någon betydande belastningsminskning. Det är i dagsläget huvudsakligen genom Naturvårdsverkets anslag för ytterligare rening som belastningsminskningar uppnås genom investeringar i ytterligare rening. Framtida nya krav i EU:s avloppsvattendirektiv kan innebära att reningsverken måste genomföra ytterligare rening med eller utan finansiering via Naturvårdsverkets anslag.

Alternativ till rening av oönskade ämnen vid reningsverk vore att arbeta uppströms för att minska konsumtionen, försäljningen och produktionen av de varor som orsakar att dessa ämnen når reningsverken via avloppsvatten. På grund av bland annat begränsad rådighet, svårigheter att skapa incitament för förändrat beteende anses dessa åtgärder vara av begränsad potential. Kompletterande styrmedel i form av konsumentinformation, gränsvärden i produkter eller till och med förbud kan vara motiverade.

Det är inte möjligt att utifrån slutsatserna i forskningssammställningen genomföra en kostnads-nyttanalyt som kan bedöma ifall ytterligare rening är samhällsekonomiskt motiverad. Detta beror på att den befintliga kunskapen rörande kopplingen mellan effekterna på miljötillståndet och mänsklig påverkan inte är tillräcklig för att kunna erhålla ett monetärt värde på den miljönytta som ytterligare rening genererar. För att en samhällsekonomisk kostnads-nyttanalyt ska kunna genomföras för ytterligare rening skulle det behövas mer forskning kring denna länk i händelsekedjan (dvs. miljötillstånd-påverkan i figur 1).

I närvaron av osäkerheter kring nyttan, vilket innebär att den samhällsekonomiska lönsamheten inte kan bedömas, kan "least-regret-strategy" vara ett alternativt underlag för beslutsfattning. Denna ansats innebär att en bedömning görs vad konsekvenserna av att ta ett felaktigt beslut (vad gäller att investera i ytterligare rening eller inte) är under olika scenarier vad gäller den faktiska nyttan av rening. Eftersom såväl kostnader som nyttor varierar mellan reningsverk bör denna strategi tillämpas för respektive reningsverk. Ifall det finns en möjlighet för att nyttan av rening överstiger dess kostnader är det motiverat att rena enligt denna strategi.

Det kan under osäkerheter även vara motiverat att tillämpa en så kallad adaptiv förvaltning under vilken ny information erhålles genom övervakning, uppföljning och utvärdering av genomförda

åtgärder. Genom att över tiden erhålla ökad kunskap och anpassa förvaltning kan beslut gällande ytterligare rening skjutas upp på framtiden för vissa reningsverk. För att få till stånd en adaptiv förvaltning rekommenderar Formas att Naturvårdsverket i koppling till utbetalningen av stöd ställer krav på en vetenskaplig uppföljning av reningens effekter på berörda recipienter och dess nytta för samhället.

Det befintliga styrmedlet i form av anslag från Naturvårdsverket har såväl fördelar som nackdelar i jämförelse med ett lagkrav finansierat via VA-avgiften, även om merparten av dessa är marginella. Anslag kan vara motiverat utifrån Naturvårdsverkets möjlighet att bedöma ansökningarnas kostnadseffektivitet med avseende på de nyttor som är förknippade med olika recipienter. Som nämnts tidigare utför Naturvårdsverket i dagsläget inte några absoluta bedömningar av miljönyttan med ytterligare rening utan baserar sina beslut på underlag om recipientens känslighet från vattenmyndigheter, länsstyrelser och kommuner. Med mer resurser och förbättrat kunskapsunderlag rörande nyttor skulle dock en sådan bedömning vara möjlig att utföra.

Referenser

Allan, C. & G. H. Stankey. 2009. *Adaptive Environmental Management: A Practitioner's Guide*. Dordrecht, Netherlands: Springer — CSIRO.

Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. 2016. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. KompetenzZentrum Mikroschadstoffe. Stand 01.09.2016.

Armitage, D., Berkes, F., & Doubleday, N. 2010. *Adaptive co-management: Collaboration, learning, and multi-level governance*. Vancouver, BC: UBC Press.

Arrow, K. J., and L. Hurwicz. 1972. "Decision Making Under Ignorance". In: *Expectations in Economics*. Ed. by C. F. Carter and J. L. Ford. New York, United States: Augustus M. Kelley.

Arrow, K. J., & Fisher, A. C. 1974. Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88(2), 312. doi: 10.2307/1883074

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsreningsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport Nr C 235. På uppdrag av Naturvårdsverket.

Bishop, R. C. 1978. "Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard". *American Journal of Agricultural Economics*. 60: 10.

Boonstra, W. J. 2016. Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society*, 21(1), 21. <https://doi.org/10.5751/ES-07966-210121>

Brunette, M., Costa, S., & F. Lecocq. 2014. Economics of species change subject to risk of climate change and increasing information: a (quasi-)option value analysis. *Annals of Forest Science*, 71 (2), pp.279–290.

Brännlund R. och Kriström B. 2012. *Miljöekonomi*. Studentlitteratur.

Carvalho, F.P. 2017. Pesticides, environment, and food safety. *Food and energy security*, 6(2), pp.48-60.

Chadwick, M.J., Highton, N.H., Lindman, N., 1987. *Environmental Impacts of Coal Mining and Utilization*. Pergamon Press.

Cooper, P. 2012. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economics*. 94 (10) 106-115. DOI:10.1016/j.ecolecon.2013.07.010

Cousins, I.T., Ng, C.A., Wang, Z. & Scheringer, M. 2019. Why is high persistence alone a major cause of concern?. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(5), pp.781-792.

Crépin, A.-S., & C. Folke 2015. The economy, the biosphere, and planetary boundaries: Towards biosphere economics. *International Review of Environmental and Resource Economics* 8:57-100.

Crépin, A.-S., Finnveden, G., Hennlock, M., Neij, L., Nilsson, M., Engström, G., ... Turesson, A. 2018. Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser. Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling. Stockholm

Defra. 2007. An introductory guide to valuing ecosystem services. Department for Environment, Food and Rural Affairs: London. Available at: www.defra.gov.uk.

Dontala, S.P., Reddy, T.B., Vadde, R., 2015. Environmental Aspects and Impacts its Mitigation Measures of Corporate Coal Mining. *Procedia Earth Planet. Sci., Global Challenges, Policy Framework & Sustainable Development for Mining of Mineral and Fossil Energy Resources (GCPF:2015–20)* 11, 2–7. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.06.002>

EEA (European Environment Agency). 1995. Europe's Environment: the Dobbris Assessment. European Environmental Agency, Copenhagen.

EEA (European Environment Agency). 2013. Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. EEA report No 1/2013. www.eea.europa.eu/publications/late-lessons-2

Eggen, R.I.L., Hollender, J., Joss, A., Schärer, M., Stamm, C., 2014. Reducing the Discharge of Micropollutants in the Aquatic Environment: The Benefits of Upgrading Wastewater Treatment Plants. *Environ. Sci. Technol.* 48, 7683–7689. <https://doi.org/10.1021/es500907n>

Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V. N., Turner, R. K. 2017. “And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” – A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin* 118, 27-40.

European Commission, 2019. Communication from the Commission to the European Parliament, The council and the European economic and social committee: European Union strategic approach to pharmaceuticals in the environment, Brussels, 11.3.2019 COM(2019) 128 final.

European Commission, 2022. https://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/evaluation/index_en.htm (2022-04-06)

Fischenich, C., 2008. The Application of Conceptual Models to Ecosystem Restoration. U.S. Army Corps of Engineers, Environmental Advisory Board Washington D.C.

Folkhälsomyndigheten. 2017. Framtida kostnader för antibiotikaresistens. Slutredovisning av regeringsuppdrag om direkta och indirekta kostnader och konsekvenser av antibiotikaresistens i svensk vård. Solna.

Freeman, A.M., III, Herriges, J. A., Kling, C. L. 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. 3rd edition. RFF Press, New York.

Färe R, Grosskopf S, Lovell CAK, Yaisawarng S. 1993. Derivation of shadow prices for undesirable outputs: a distance function approach. *Rev Econ Stat*;75(2):374–80.

Gilboa, I. & D. Schmeidler. 1989. “Maxmin Expected Utility with Non-Unique Prior”. *Journal of Mathematical Economics.* 18: 141–153.

Goulder, L.H., & Parry, W.H. 2008. Instrument choice in environmental policy, *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2). 152—174.

- Gregory, A.J., Atkins, J.P., Burdon, D. and M. Elliott. 2013. A problem structuring method for ecosystem-based management: The DPSIR modelling process, *European Journal of Operational Research*, Volume 227, Issue 3, 16 June 2013, Pages 558-569
- Groh, K. vom Berg, C., Schirmer, K., & A. Tlili. 2022. Anthropogenic Chemicals As Underestimated Drivers of Biodiversity Loss: Scientific and Societal Implications. *Environmental Science & Technology* **2022** 56 (2), 707-710 DOI: 10.1021/acs.est.1c08399
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 per cent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Public Library of Science ONE*. 12(10), 1-21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Hassler, J., Krusell, P., & Olovsson, C. 2019. The consequences of uncertainty: Climate sensitivity and economic sensitivity to the climate, Sveriges Riksbank, Working Paper Series, No. 369, Sveriges Riksbank, Stockholm
- Havs- och Vattenmyndigheten (HaV). 2014. Vägledning för 4 kap. 9-10 §§ vattenförvaltningsförordningen om förlängd tidsfrist och mindre stränga krav – undantag från att nå en god status/potential till 2015. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:12
- Havs- och Vattenmyndigheten (HaV). 2019. Hav i balans samt levande kust och skärgård: fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålen 2019. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:3.
- Henry, C. 1974. Investment Decisions Under Uncertainty: The "Irreversibility Effect". *The American Economic Review*, 64(6), 1006.
- Holling, C. S. 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons. 377.
- Huijbers, P.M., Flach, C.F. & Larsson, D.J., 2019. A conceptual framework for the environmental surveillance of antibiotics and antibiotic resistance. *Environment international*, 130, p.104880.
- Jordbruksverket. 2016. Bra vallersättning och kompensationsstöd? – Hur kan olika utformningar påverka jordbruket, miljö och samhällsekonomin? Utvärderingsrapport 2016:6
- Kassotis, C.D., Vandenberg, L.N., Demeneix, B.A., Porta, M., Slama, R. and Trasande, L., 2020. Endocrine-disrupting chemicals: economic, regulatory, and policy implications. *The lancet Diabetes & endocrinology*, 8(8), pp.719-730.
- Kidd, K.A., Paterson, M.J., Rennie, M.D., Podemski, C.L., Findlay, D.L., Blanchfield, P.J. and Liber, K., 2014. Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1656), p.20130578.
- Kim, J., Ko, Y. and Lee, W. 2013. Depressive symptoms and severity of acute occupational pesticide poisoning among male farmers. *Occupational and Environmental Medicine* 70(5), 303-309. <https://doi.org/10.1136/oemed-2012-101005>.
- Kinzig, A., D. Starrett, K. Arrow, S. Aniyar, B. Bolin, P. Dasgupta, P. Ehrlich, C. Folke, M. Hanemann, G. Heal, M. Hoel, A-M. Jansson, B-O. Janson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K-

M. Maler, S. Pacala, S. Schneider, D. Siniscalco and B. Walker. 2003. Coping with uncertainty: A call for a new science-policy forum. *Ambio* 32: 330-335.

Knight, F. H. 1921. Risk, Uncertainty, and Profit. Boston, MA: Hart, Schaffner and Marx; Houghton Mifflin Company

Larsson, J., Löf, L. 2015. *Läkemedel i miljön*. Läkemedelsboken.

http://lakemedelsboken.se/kapitel/lakemedelsanvandning/lakemedel_i_miljon.html

Larsson DGJ, Andreumont A, Bengtsson-Palme J, Brandt KK, de Roda Husman AM, Fagerstedt P, Fick J, Flach CF, Gaze WH, Kuroda M, Kvint K, Laxminarayan R, Manaia CM, Nielsen KM, Plant L, Ploy MC, Segovia C, Simonet P, Smalla K, Snape J, Topp E, van Hengel AJ, Verner-Jeffreys DW, Virta MPJ, Wellington EM, Wernersson AS. 2018. Critical knowledge gaps and research needs related to the environmental dimensions of antibiotic resistance. *Environ Int.* Aug;117:132-138. doi: 10.1016/j.envint.2018.04.041. Epub 2018 May 7. PMID: 29747082.

Logar, I., Brouwer, R., Maurer, M., Ort, C. 2014. *Cost-Benefit Analysis of the Swiss National Policy on reducing micropollutants in treated wastewater*. *Environmental Science & Technology*. 2014 (48): 12 500-12 508.

Lotze, H. K., Coll, M., Magera, A.M., Waird-Page, C., och Airoidi, L. 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 26(11): 595-605.

Lontzek, T. S., Cai, Y., Judd, K. L. och Lenton, T. M. 2015. Stochastic integrated assessment of climate tipping points indicates the need for strict climate policy. *Nature Climate Change*, 5(5), 441.

Läkemedelsverket. 2021. Miljöskadlighet för receptfria läkemedel S2021/01905 (delvis). Rapport från Läkemedelsverket. Dnr: 1.1.8-2021-019456

MacLeod, M., Breitholtz, M., Cousins, I.T., Wit, C.A.D., Persson, L.M., Rudén, C. and McLachlan, M.S., 2014. Identifying chemicals that are planetary boundary threats. *Environmental science & technology*, 48(19), pp.11057-11063.

Markus HR, Schwartz B. 2010. Does choice mean freedom and wellbeing? *Journal of Consumer Research* 37: 344–355.

Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol. Econ.* 69, 12–23.

McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A. & Kuperan K. V. 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics* 52, 527–542.

Meier H.E.M, Andersson H, Arheimer B et al., 2012. Comparing reconstructed past variations and future projections of the Baltic Sea ecosystem—first results from multi-model ensemble simulations. *Environ. Res. Lett.*, 7, 034005.

Molinos-Senante, M.; Reif, R.; Garrido-Baserba, M.; Hernández-Sancho, F.; Omil, F.; 521 Poch, M.; Sala-Garrido, R. 2013. Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation. *Sci. Total Environ.* 461-462, 409-415.

- Murray, C.J., Ikuta, K.S., Sharara, F., Swetschinski, L., Aguilar, G.R., Gray, A., Han, C., Bisignano, C., Rao, P., Wool, E. and Johnson, S.C., 2022. Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet*.
- Naturvårdsverket, 2008. Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen. Rapport 5794, februari 2008.
- Naturvårdsverket, 2012. Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen – En kartläggning, Rapport 6415, oktober 2012
- Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, augusti 2015, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen (Rapport 6766). Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2021. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/aktuellt/nyheter-och-pressmeddelanden/68-miljoner-delas-ut-for-rening-av-lakemedelsrester>. 2021-01-20.
- Nordzell, H., Scharin, H. & T. Söderqvist. 2017. Att göra rimlighetsavvägning enligt 2 kap. § 7 miljöbalken. Anthesis, Rapport 2017:6
- OECD. 1993. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- OECD, 2019. Pharmaceutical Residues in Freshwater Hazards and Policy Responses Preliminary version. Policy highlights
- O'Neill, J., 2016. Tackling drug-resistant infections globally: final report and recommendations.
- Owens, B. 2015. Pharmaceuticals in the environment: a growing problem. *The Pharmaceutical Journal*, PJ, 21 February 2015, Vol 294, No 7850;294(7850):DOI:10.1211/PJ.2015.20067898
- Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S. 2006. Cost-Benefit Analysis and the Environment Recent Developments. OECD Publishing: Paris.
- Persson, L., Carney Almroth, B.M., Collins, C.D., Cornell, S., de Wit, C.A., Diamond, M.L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M.W. and Søgaard Jørgensen, P. 2022. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental science & technology*.
- Pironti C, Ricciardi M, Proto A, Bianco PM, Montano L, Motta O. 2021. Endocrine-Disrupting Compounds: An Overview on Their Occurrence in the Aquatic Environment and Human Exposure. *Water*. 13(10):1347. <https://doi.org/10.3390/w13101347>
- Polasky, S., Carpenter, S., Folke, C., & B. Keeler. 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change, *Trends in Ecology & Evolution*, 26 (8), Pages 398-404, ISSN 0169-5347, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.04.007>
- Polasky, S.; Crépin, A.-S.; Biggs, R.; Carpenter, S.R.; Folke, C.; Peterson, G.; Scheffer, M.; Barrett, S.; Daily, G.; Ehrlich, P.; et al. 2020. Corridors of clarity: Four principles to overcome uncertainty paralysis in the Anthropocene. *BioScience* 2020, 70 (12), 1139–1144.
- Reinius, L-G, avdelningschef avlopp, Stockholm Vatten AB, 2008-09-26

- Renn, O., Klinke, A. & van Asselt, M. 2011. Coping with Complexity, Uncertainty and Ambiguity in Risk Governance: A Synthesis, *AMBIO* (2011) 40: 231. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0134-0>
- Rim, K.-T. 2017. Reproductive toxic chemicals at work and efforts to protect workers' health: a literature review. *Safety and Health at Work*. 8(2), 143-150. <https://doi.org/10.1016/J.SHAW.2017.04.003>.
- Scharin, H., Ericsson, S., Elliott, M., Turner, R. K., Niiranen, S., Blenckner, T., Hyytiäinen, K., Ahlvik, L., Ahtiainen, H., Artell, J., Hasselström, L., Söderqvist, T. och Rockström, J., 2016. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecological Economics*, 128. pp. 55-67. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.010
- Scharin, H. 2018. Samhällsekonomiska analysers roll i miljömålsarbetet. Anthesis Rapport 2018:12 SMP 2021. Svenska miljöportalen. <https://smp.lansstyrelsen.se/>
- Sobek A, Bejgarn S, Rudén C, Breitholtz M. 2016. The dilemma in prioritizing chemicals for environmental analysis: known versus unknown hazards. *Environ Sci Process Impacts* 18:1042–1049. <https://doi.org/10.1039/C6EM00163G>
- SOU (Statens Offentliga Utredningar). 2019. Framtidens kemikaliekontroll - Hantering av kombinationseffekter och gruppvis hantering av ämnen. SOU 2019(45)
- Stirling A. 2007. Risk, precaution and science: towards a more constructive policy debate. *EMBO, Rep* 8:309–315
- Stirling A. 2010. Keep it complex. *Nature* 468:1029–1031
- Svenskt Vatten. 2020. Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp– en analys av investeringsbehov 2020–2040, rapport, oktober 2020
- Svingen, T., & Vinggaard, A. M. 2016. The risk of chemical cocktail effects and how to deal with the issue. *J Epidemiol Community Health*, 70(4), 322–323.
- Söderholm, P. 2012. Ett mål flera medel: Styrmedelskombinationer i klimatpolitiken. Rapport 6491, april 2012, Naturvårdsverket
- Söderqvist T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur. En introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur AB, Lund.
- Sörngård, P. Svenskt Vatten. Personlig kommunikation. 2022
- Trasande, L., Zoeller, R.T., Hass, U., Kortenkamp, A., Grandjean, P., Myers, J.P., DiGangi, J., Bellanger, M., Hauser, R., Legler, J. and Skakkebaek, N.E., 2015. Estimating burden and disease costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 100(4), pp.1245-1255.
- Turner R.K., Lorenzoni I., m.fl 1998. Coastal management for sustainable development: analysing environmental and socio-economic changes on the UK coast, *Geographical Journal* 164:269-281.
- Turner, R.K., Hadley, D., Luisetti, T., Lam, V.W.Y., Cheung, W.W.L. 2010. An introduction to socio-economic assessment within a marine strategy framework. Department for Environment, Food and Rural Affairs: London. Available at: www.defra.gov.uk.

UNESCO & HELCOM. 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report. UNESCO Emerging Pollutants in Water Series – No. 1, UNESCO Publishing, Paris.

US EPA. 2018. Guidelines for preparing economic analysis, <https://www.epa.gov/environmental-economics/guidelines-preparing-economic-analyses>, accessed 2018-09-23

Wahlberg C, Björleinius B, Paxéus N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. Stockholm Vatten, Stockholm

Vattenmyndigheterna, 2022.

<https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/miljokvalitetsnormer-for-vatten.html>
(2022-04-07)

Walker, B. and J.A. Meyers. 2004. Thresholds in ecological and social-ecological systems: A developing database. *Ecology and Society* [online] 9(2):3, 16pp

Walters, C. J. 1986. Adaptive Management of Renewable Resources. Blackburn Press. 374.

Woodward, R. T. & R. C. Bishop. 1997. How to Decide When Experts Disagree: Uncertainty-Based Choice Rules in Environmental Policy. *Land Economics*. 73: 492–507.

Zhou, G., Singh, J., Wu, J., Sinha, R., Laurenti, R., & B. Frostell. 2015. Evaluating low-carbon city initiatives from the DPSIR framework perspective., *Habitat International*, vol. 50, pp. 289–299.

Ødegaard, H, professor emeritus, NTNU, Department of Civil and Environmental Engineering, 2018-12-20

Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. och Folke, C. 2007. Human induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10: 877–889.

Bilaga 1. Miljöpolitikens utmaningar

För den nationella miljöpolitiken förekommer följande 5 utmaningar för att uppnå sina mål; (i) osäkerheter och risker, (ii) målkonflikter, (iii) brist på nationell rådighet, (iv) vertikal och horisontell integration, (v) trovärdighet och acceptans (Scharin 2018). Dessa utmaningar är till stor del kopplade till det system som ska förvaltas men kan även förekomma i själva förvaltningssystemet. Detta innebär de kan ha direkt bäring på miljöproblemet som sådant, det vill säga de incitament samt beteenden som ger upphov till reningsverkens utsläpp av oönskade ämnen. De kan i andra fall vara mer kopplade till själva belastningen, miljötillståndet och dess påverkan på den mänskliga välfärden. Dessutom kan de förekomma i det befintliga förvaltningssystemet (t.ex. kring de mål, styrmedel och åtgärder som adresserar miljöproblemet). Oavsett vilket, har förekomsten av olika utmaningar betydelse för valet av åtgärder och utformningen av styrmedlen.

Osäkerheter

För interventionen ytterligare rening vid reningsverk förekommer det vissa osäkerheter kring vilken effekt denna åtgärd har på miljötillståndet. Den genomförda översikten minskat denna osäkerhet. Det förekommer även osäkerheter kopplade till hur stora kostnaderna är av denna åtgärd. Men det rådet störst osäkerhet kring vilka nyttor för samhället som den ytterligare reningen genererar.

Det kan röra sig om olika typer av kunskapsbrister vilka kan kategoriseras enligt fyra olika kategorier av osäkerheter (Stirling 2010), vilka beskrivs nedan.

Enkel risk

I fall risker är enkla i det att det att såväl sannolikheter som utfall är kända kan dessa hanteras genom en enkel riskbedömning. Detta innebär att man beräknar det förväntade utfallet utifrån kunskaperna om sannolikheter och utfall (Kinzig et al. 2003). För de andra tre kategorierna (osäkerhet, tvetydighet och okunskap) är en sådan ansats dock inte möjlig. Vid enkel risk bidrar en systematisk översikt marginellt till beslutsunderlaget.

Osäkerhet

Vid osäkerhet är det möjligt att beskriva de möjliga utfallen men det finns inte tillräckligt med information eller data för att bedöma sannolikheterna för de olika utfallen. För sådana (osäkra) miljöfrågor konstaterar Stirling (2007) att "det vetenskapligt stränga tillvägagångssättet är att erkänna olika möjliga tolkningar".³⁷ För att hantera stora osäkerheter bör man utgå från försiktighetsprincipen och som vägledning för denna princip kan man även använda sig av olika scenarier (Scharin et al. 2016; Crépin et al. 2018) samt metaanalyser (se t.ex. Meier et al. 2012).

Tvetydighet

Tvetydigheten avser fånga det faktum att systematiska risker, förutom att vara komplexa och osäkra, även kan kännetecknas av tvetydighet i det att sannolikheten för att de inträffar är känd

³⁷ Vetenskaplig osäkerhet kan hanteras genom att kombinera olika metoder (såsom beslutsteori, scenarioplanering, samt analys av möjliga tröskeffekter utifrån resiliensteori) i syfte att beskriva de möjliga utfallen, deras sannolikhet, och möjliga konsekvenser under olika beslutssituationer (Polasky et al. 2011).

medan utfallet är okänt. Tvetydighet innebär att det kan finnas flera berättigade perspektiv från vilka man kan bedöma ifall det finns eller kan finnas skadliga utfall samt huruvida dessa risker kan tolereras eller ens accepteras. Samhällsaktörer såsom myndigheter, företag, forskare, frivilligorganisationer, privatpersoner berörs alla av miljöpolitiken och innehar ofta olika uppfattningar om ett specifikt miljöproblems karaktär, orsak, och lösning. Detta inkluderar även olika ståndpunkter vad gäller bedömningen av eventuella risker förknippade med miljöproblem. (Renn et al. 2011).

Närvaron av tvetydigheten kräver dialog och överläggningar mellan de grupper som har olika legitima uppfattningar om problemets utfall i fråga samt hur det ska lösas.

Okunskap

Det finns dock alltid även en sannolikhet för att det inom vissa miljöproblemområden inte finns tillräcklig kunskap för att till fullo förklara förändringar i miljötillståndet utifrån olika belastningar. Det vill säga, varken sannolikheter eller utfall kan med säkerhet bedömas utifrån befintlig kunskap.³⁸ Dessa faller under kategorin okunskap i kategoriseringen av osäkerheter. Närvaron av okunskap kräver att förvaltningssystemet är anpassningsbart allteftersom ny kunskap erhålls.

Närvaron av tröskeeffekter och återkopplingsmekanismer

Det är av stor vikt att identifiera den eventuella närvaron av tröskeeffekter och återkopplingsmekanismer kopplat till reningsverkens påverkan på vattenlevande organismer. Närvaron av dessa kan vara av avgörande betydelse i valet om ytterligare rening är samhällsekonomiskt motiverat eller inte.

Att kategorisera de olika typerna av osäkerheter kopplade till ett visst miljöproblem, är ingen enkel uppgift. För det första kan det finnas fler typer av brister inom samma miljöproblem men i olika delar av systemet. För det andra kan vissa kunskapsbrister som ter sig enkla vid en första anblick visa sig vara mer osäkra och tvetydiga än vad som förväntats. Att identifiera enbart en kategori av kunskapsbrist med ett visst miljöproblem är därför sällan möjligt. Det kan dock vara av stor betydelse att identifiera vilken typ som uppstår var i händelsekedjan (se t.ex. Maxim et al. 2009).

Ett primärt syfte med att utföra en systematisk översikt är att bedöma hur stora osäkerheterna är inom en viss forskningsfråga. I denna rapport rör det sig om att minska osäkerheten av olika oönskade ämnens påverkan på vattenlevande organismer samt hur effektiva ytterligare reningsmetoder är. Genom att erhålla en tydlig bild vad gäller olika vetenskapliga artiklars resultat i denna frågeställning är det möjligt att implementera kostnadseffektiva åtgärder och styrmedel.

Den systematiska översikten om oönskade ämnens påverkan på vattenlevande organismer visar att det råder en viss grad av osäkerhet vad gäller denna effekt.

Målkonflikter

³⁸ Därmed kan man säga att okunskap motsvarar Knight's (1921) begrepp djup osäkerhet.

Målkonflikter uppstår inom miljöpolitiken då uppfyllandet av ett miljömål innebär försämrade förutsättningar att uppnå andra miljö- eller samhällsmål.

Målkonflikter kan uppstå på grund av någon av de följande orsakerna:

- Åtgärderna som genomförs för att nå målet genererar negativa synergieffekter på andra mål. Till exempel skulle ytterligare rening kunna innebära ökad ledning till en ökad energiförbrukning vilket i sin tur kan innebära svårigheter att nå miljömålet *Minskad klimatpåverkan*.
- Styrmedlen som implementeras leder till produktions-/beteendeförändringar vilka har negativa synergieffekter på andra samhällsmål.
- Även vissa typer av ersättningar kan vara administrativt tunga för de ansökande vilket kan stå i konflikt med målet om regelförenkling.

Närvaron av målkonflikter måste beaktas i valet av åtgärder och styrmedel eftersom dessa kan skilja sig i fråga om att hantera dessa.

Nationell rådighet

Med nationell rådighet menas att man inom svensk förvaltning kan besluta om styrmedel och åtgärder samt avsätta resurser för att undanröja de hinder som finns för att miljö kvalitetsmålet ska kunna nås (Naturvårdsverket 2012). Rådigheten beror på såväl det system som ska förvaltas (t.ex. sjöar, älvar, haven) som på själva förvaltningssystemet (t.ex. Svenska miljömålssystemet, EU:s Vattendirektiv).

Den nationella rådigheten beror till viss del på miljöproblemets karaktär. För miljömål av global karaktär som *Giftfri miljö*, *Hav i balans* är den nationella rådigheten relativt stor vad gäller att på egen hand minska belastningarna av oönskade ämnen.

Oavsett rådigheten över själva reningsverken och dess utsläpp kan det finnas aspekter av förvaltningssystemet som påverkar den nationella rådigheten över valet av styrmedel. Till exempel kan EU:s vattendirektiv begränsa möjligheten av att på nationell nivå välja vilka styrmedel vi vill införa för att ytterligare rening genomförd.

Horisontell och vertikal integration

För att hantera målkonflikter samt en begränsad nationell rådighet är det viktigt att miljöpolitiken är horisontellt och vertikalt integrerad (se t.ex. Armitage et al. 2010; Scharin 2018). Hur väl miljöpolitiken riktade mot olika miljöproblem samverkar, i stället för att exempelvis motverka varandra (målkonflikter), indikeras av graden av horisontell integrering. En horisontell integration av förvaltningssystemet är därför nödvändig då systemet i sig uppvisar beroendesamband och målkonflikter, vilket i högsta grad är fallet för klimatproblemet. Hur väl miljöpolitiken och dess styrmedel ligger i linje med varandra över de olika geografiska förvaltningsinstitutionerna indikeras av vertikal integrering. Vertikal integrering av lokal, nationell, regional och internationell miljöpolitik är av stor betydelse för att kunna få till stånd ett effektivt förvaltningssystem. Exempelvis måste lokala åtgärder för att minska utsläppen av oönskade ämnen från reningsverk

förhålla sig till den inom problemområdet förda miljöpolitiken på nationell (miljömålet *Giftfri miljö*), regional (EU- direktiv och mål) och internationell nivå (Konventionen om biologisk mångfald, Stockholmskonvention om långlivade organiska föreningar).

Vertikal integration av förvaltningssystemet är av vikt då den nationella rådigheten (pga. systemet som ska förvaltas) är begränsad men styrs även av hur förvaltningssystemet är uppbyggt nationellt, regionalt och globalt.

Behovet av integration skiljer mellan olika miljöproblem samt i vilken omfattning den befintliga miljöpolitiken är integrerad. Medan behovet av horisontell integrering är starkt kopplad till huruvida miljöproblemet i fråga kan kopplas till andra miljöproblem så förklaras behovet av vertikal integrering oftare av graden av lokal och nationell rådigheten över miljöproblemet.

En vertikal och horisontell integration är även nödvändig för att i största möjliga mån minska de osäkerheter och risker som diskuterades ovan. Detta kan förklaras av att ökad integration förbättrar möjligheterna att dela med sig av kunskaper mellan olika aktörer och därmed utforma en mer holistisk ansats för att hantera miljömålen.

Ökad integrering av miljöpolitiken, horisontell såväl som vertikal innebär ökade kostnader vilket måste vägas mot nyttan av själva integreringen. Det är därför viktigt att identifiera, kvantifiera och om möjligt värdera den nytta som integreringen uppnår samt att försöka minimera dess kostnader genom att till exempel utveckla effektiva institutioner.

Miljöpolitikens trovärdighet och acceptans

En miljöpolitik som upplevs trovärdig innebär överlag att acceptansen för olika typer av interventioner, såsom åtgärder och styrmedel, är stor. Detta, i sin tur, underlättar genomförandet av de åtgärder och styrmedel som krävs för att uppnå de satta miljömålen. Acceptansen för interventioner är dock med all sannolikhet lägre om miljöpolitiken inte uppfattas som trovärdig. En låg acceptans kan leda till att efterlevnaden av de tillämpade styrmedlen brister vilket kan innebära att målen blir svåra att uppnå.

Trovärdighet och politisk enighet kring klimatmålen är av stor betydelse för hur väl åtgärder och styrmedel riktade mot dessa mål accepteras av berörda samhällsgrupper. Om individer, hushåll och företag tror på de miljöpolitiska målen kommer det bli lättare att implementera de nödvändiga åtgärderna och styrmedlen för att nå dit.

Förvaltningssystemets organisation spelar en betydande roll för miljöpolitikens trovärdighet. Exempelvis att för miljöpolitiken berörda myndigheter (vilka tar fram beslutsunderlag för miljöpolitiska beslut) är oberoende bör rimligtvis bidra med att stärka förtroendet. Trovärdigheten kan även variera mellan olika skalor. Till exempel kan den nationella miljöpolitiken upplevas som mer trovärdig än EU:s, och vice versa.

Huruvida miljöpolitiken upplevs som trovärdig kan troligtvis variera mellan olika samhällsgrupper, t.ex. företag, hushåll, individer, intresseorganisationer, akademien, m.fl.³⁹ Dessutom kan det ju vara

³⁹ Näringslivssektorn samt miljöorganisationer kanske båda upplever att miljöpolitiken inte är trovärdig men av helt olika anledningar.

så att även om miljömålen i sig bedöms som trovärdiga kanske medlen för att uppnå dessa, i form av åtgärder och styrmedel bedöms som mindre trovärdiga.

Även om miljöpolitiken har som syfte att åstadkomma en mer effektiv användning av samhällets resurser kommer den sannolikt ha en påverkan på fördelningseffekter, vilka i sin tur kan påverka acceptansen. Målbeskrivningen, åtgärderna samt de styrmedel som tillämpas för att uppnå de satta miljömålen innebär att nyttor och kostnader av att nå dessa mål fördelas olika mellan olika samhällsgrupper.⁴⁰ Dessa fördelningseffekter kommer i den här rapporten att identifieras och diskuteras i styrmedelsanalysen.

I vilken grad olika intressegrupper kan påverka miljöpolitikens inriktning samt i vilken grad deras möjlighet att påverka står i proportion till betydelsen av dem de representerar har även det betydelse för trovärdigheten. Ifall vissa aktörer i samhället besitter större möjligheter att påverka miljöpolitiken utifrån egenintresse kan detta få oönskade effekter på miljömålen och underminera förtroendet för miljöpolitiken från den stora allmänheten (se Boonstra 2016). Vad gäller miljöpolitiken är troligtvis den allmänna enigheten i Sverige större vad gäller de miljömål som ska uppnås än för vilka åtgärder och styrmedel som ska tillämpas för att nå dessa. Det finns med andra ord ett starkt stöd för att minska miljöpåverkan medan det ofta råder oenighet kring vilka åtgärder och styrmedel som lämpar sig bäst för att uppnå dessa mål.

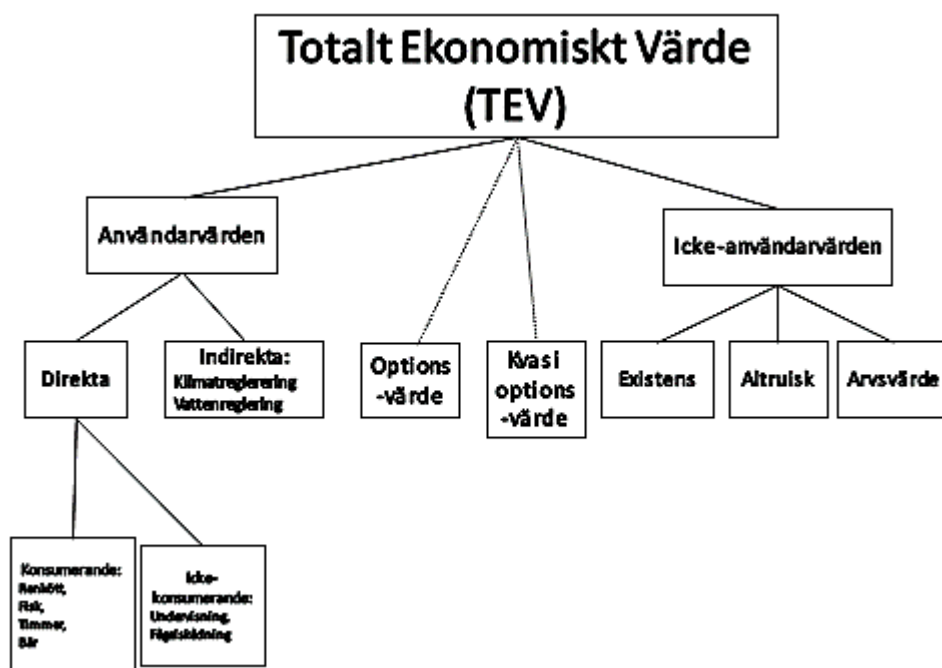
Transparanta systematiska översikter och samhällsekonomiska analyser baserade på vetenskaplig grund kan i förlängningen bidra med att öka trovärdigheten och därmed acceptansen för den bedrivna miljöpolitiken.

⁴⁰ Speciellt hur kostnaderna av att nå målet fördelas mellan olika samhällsgrupper kan ha stor betydelse för acceptansen.

Bilaga 2: Totalt ekonomiskt värde

Människors nytta av en minskad belastning av läkemedelsrester och andra ämnen på olika recipienter kan utgöras av flera olika typer av värden. Inom miljöekonomin används ramverket ”totalt ekonomiskt värde”⁴¹ för att kategorisera och beskriva de olika typer av värden som en miljöförbättring kan ge upphov till.⁴² Ramverket fångar värdena av de nyttor som människor kan erhålla av olika ekosystemtjänster beroende av miljötillståndet.⁴³

Det totala ekonomiska värdet av en ekosystemtjänst kan delas upp i användarvärden, icke-användarvärden samt options- och kvasioptionsvärden (Pearce et al. 2006).



Figur A 1: Totalt ekonomiskt värde

Användarvärden

Användarvärden kan delas upp i såväl direkta som indirekta användarvärden. Direkta och indirekta användarvärden fångar den direkta länken mellan ekosystemtjänster och mänsklig välfärd. Direkta användarvärden inkluderar värdet av konsumtionsbaserade aktiviteter såsom vinster av areella näringar, gruvindustrin, bärplockning. Marknadpriser synliggör ofta nyttan av de konsumerande värdena. Direkta värden kan även vara icke-konsumerande och därmed inte direkt reflekterade av marknadpriser. Det kan exempelvis röra sig om olika rekreativvärden såsom vandring, camping, bad, segling etcetera.

⁴¹ Total Economic Value (TEV) på engelska.

⁴² Bör understrykas att det totala ekonomiska värdet inte utgör det totala värdet eftersom det senare inkluderar andra mer svåråtgångade värden såsom kollektiva värden och egenvärden.

⁴³ Ramverket används för att bedöma vilken påverkan ett visst miljötillstånd har på välfärden, vilket illustreras i figur 1.

De indirekta användarvärdena består huvudsakligen av den nytta som samhället erhåller från reglerande ekosystemtjänsterna såsom vattenflödesreglering, näringsämnescirkulering klimatreglering etcetera. Inte heller dessa nyttors värde reflekteras av några marknadspriser.

Options- och kvasioptionsvärdet

Även om man inte direkt eller indirekt drar nytta av några av de tjänster ekosystemen förser oss med idag så kan man som individ värdera möjligheten (optionen) av att kunna göra det i framtiden. Optionsvärdet fångar den nytta en individ får av att veta att ekosystemtjänsten finns tillgänglig för deras framtida konsumtion. Till exempel kan en person värdera bevarandet av Abisko nationalpark även om personen ifråga aldrig besökt parken men vill ha kvar möjligheten (optionen) att göra så i framtiden.

Kvasioptionsvärdet handlar om den potentiella nyttan av att invänta mer kunskap innan man ger upp möjligheten att bevara en viss ekosystemtjänst för framtida användning. Detta värde kan vara extra viktigt att ta hänsyn i närvaron av eventuella irreversibla förändringar som kan visa sig vara oönskade under förbättrad kunskap. Med kvasi-optionsvärde så avses värdet av ett skjuta upp ett beslut till det finns mer information tillgänglig, vilket kan vara av betydelse om man misstänker icke-linjära samband mellan belastning och tillstånd (tröskeleffekter) och risker för regimskiften eller om man misstänker att det finns viktiga funktioner/processer som man i dagsläget inte förstår betydelsen av men som kan vara värdefull att skydda (t.ex. skydd av regnskog för framtida mediciner).

Icke-användarvärden

Förutom användarvärden och optionsvärden kan det även förekomma så kallade icke-användarvärden förknippade med ett visst miljötillstånd. Icke-användarvärden har som namnet antyder ingen koppling till nyttjandet av en viss ekosystemtjänst utan handlar om individens värde av vetskapen att tjänsten existerar (existensvärde), finns tillgänglig för framtida generationers nytta (arvsvärde) eller från värdering av att andra individer kan uppleva nyttan (altruistiskt värde).

Sammanfattningsvis kan det konstateras att värdena av de varor vilka reflekteras genom olika marknadspriser (pris på timmer, livsmedel etc.) endast utgör en begränsad del av det totala ekonomiska värdet på de varor som de olika ekosystemen bidrar med. Det är därför av vikt att utifrån TEV även identifiera, kvantifiera (samt om möjlig och motiverat) värdera de nyttor som inte reflekteras av marknaden.

Bilaga 3. Värderingsmetoder

Att *miljön* sällan är föremål för marknadstransaktioner och därmed saknar ett marknadspris innebär en utmaning vid värdering av dessa. Det har därför utvecklats ett antal olika metoder för att på något sätt fånga värdet av miljöförändringar. Denna bilaga beskriver de olika metoder som kan användas för att värdera de nyttor ett förbättrat miljötillstånd, såsom minskade effekter på olika recipienter, ger upphov till. Ett första steg inför en värdering är att ha en tydlig bild av vad värdering ska användas till för beslutsunderlag. Det vill säga, behöver vi verkligen ta fram ett värde och vad ska det i så fall användas till.

Olika sätt att beskriva värden

Ekonomiska värden behöver nödvändigtvis inte uttryckas monetärt (i kronor) utan även kan uttryckas i ord (kvalitativ värdering), med hjälp av exempelvis en poängskala (semi-kvantitativ värdering), eller genom någon fysisk enhet (kvantitativ värdering). Fyra olika sätt att uttrycka värden av minskad belastning till recipienter exemplifieras nedan:

- **Kvalitativ** – En beskrivning av miljötillståndet i recipienten, hur de som nyttjar recipienten upplever det. En kvalitativ värdering kan t.ex. göras genom dialog med experter, boende vid recipienten samt de som besöker recipienten i syfte att nyttja den på något sätt.
- **Semi-kvantitativ** – En rangordning (t.ex. från -3 till +3) av olika indikatorer i recipienten som påverkas positivt av en minskad belastning. En semikvantitativ värdering kan t.ex. göras med hjälp av fokusgrupper och/eller personliga intervjuer med experter eller berörda.
- **Kvantitativ** – En beskrivning av miljötillståndet i recipienten mätt som en fysisk enhet (t.ex. Ph-värde), jämfört med något referensalternativ som innebära att ytterligare rening har genomförts.
- **Monetärt** (i kronor) – En analys av värdet av den förbättring i recipientens miljötillstånd som en minskad belastning innebär (uttryckt som kronor.) En monetär värdering kan t.ex. göras genom att analysera hur fastighets- och rekreationsvärden vid recipienten påverkas av en positiv eller negativ förändring i miljötillståndet, uttryckt som kronor.

Om man kommer fram till att det är motiverat att ta fram ett värde bör man fråga sig om man behöver ta fram ett monetärt värde. Svaret på den här frågan är förstås starkt kopplat till vad man ska använda värdet till. Ska man jämföra kostnader med nyttan av ett miljömål, åtgärds paket eller styrmedel kan det underlätta att ha ett monetärt värde. Avser man att till exempel genom en skatt internalisera kostnaderna av en miljöstörande verksamhet kan ett monetärt värde behövas som indikation på lämplig skattenivå.

Om man anser att det vore önskvärt med ett monetärt värde dyker ett antal följdfrågor upp.

Först och främst bör man fråga sig vad det är man egentligen avser värdera? Är det till exempel själva värdet på en minskad belastning av oönskade ämnen man ska ta fram eller är det värdet av de

olika nyttor (för vilket en minskad belastning är en avgörande förutsättning) som man vill fånga (t.ex. hälsa, fisk, rekreation).

I nästa steg är det viktigt att förstå vilka nyttor som värdet består av (se Bilaga 2). Det vill säga hur stor del kan utgöras av användarvärdet (direkta såsom livsmedel & rekreation) respektive indirekta (som till exempel att ett visst tillstånd innebär en högre resiliens i recipienten), optionsvärden (har aldrig nyttjat recipienten för t.ex. rekreation men värderar möjligheten att göra det i framtiden) och existensvärdet (jag tror mig aldrig nyttja recipienten på något sätt men det har ändå ett värde för mig att dess miljötillstånd förbättras). Denna fråga är viktigt för att kunna välja rätt värderingsmetod för att ta fram det monetära värdet.

Värdet av ekosystemtjänsten är även en funktion av andra faktorer än själva storleken på ekosystemtjänsten såsom infrastruktur (vägar, bryggor, parkeringsplatser, kollektivtrafik) och lagar (allemanrätten, strandskyddet). Det är därför viktigt att komma ihåg att även om en ekosystemtjänst bevaras på en viss nivå kan värdet på nyttan förändras om man inte tar hänsyn till dessa faktorer.

Monetär värdering

En monetär värdering är nödvändig om man avser utföra en bedömning av den samhällsekonomiska lönsamheten eftersom man i denna behöver jämföra nyttorna med kostnaderna för åtgärden i en och samma enhet (kronor). En monetär värdering utgår från att individer är villiga att göra ekonomiska avvägningar för sådant som ökar deras välmående, såsom att själv uppleva en ett förbättrat miljötillstånd eller att andra kan erhålla det (idag eller i framtiden).

Monetära värderingsmetoder kan delas in i följande tre huvudgrupper:

- Scenariometoder (Stated Preferences): Människor ombeds, genom olika ansatser, uppge sin betalningsvilja (eller kompensationskrav) för ett hypotetiskt scenario som beskriver en miljöförbättring (försämring). En fördel med dessa metoder är att de förmår fånga såväl användarvärden som icke-användarvärden.
- Marknadsdatametoder (Revealed Preferences): Det monetära värdet skattas genom kopplingar mellan ekosystemtjänster och verkliga beteenden, priser och produktion, t.ex. naturmiljöns (och myggförekomsten i denna) roll för prissättning av fastigheter och påverkan på rekreationsupplevelser. Produktionsförluster, hälsokostnader, skyddskostnader eller undvikande beteende eller genom resekostnads- eller fastighetsvärdesstudier. Dessa metoder metod fångar dock inte icke-användarvärden utan endast användarvärden.
- Prismetoder: Ett monetärt värde för miljönyttan erhålls utifrån till exempel ersättningskostnader, åtgärds-kostnaderna för att uppnå ett visst miljömål (t.ex. kostnaderna för att nå miljömålet *Myllrande våtmarker*), undvikta miljöskadeposter (t.ex. förlorade produktionsvärden av minskad fiskbiomassa), eller utifrån en befintlig prissättning av miljöskadeposter (t.ex. CO₂ skatt för att värdera nyttan av minskade utsläpp). Det bör dock understrykas att prismetoder enbart fångar begränsade delar av det totala ekonomiska värdet samt att de ibland kan vara missvisande. Till exempel skulle det kunna innebära att ju mindre åtgärder man genomfört desto mindre monetärt värde erhåller miljön.

Värderingsmetoderna inom de två första grupperna kännetecknas av att de ekonomiska värden som skattas bygger på information om individers preferenser mellan miljö och annat som ger dem nytta. För mer fördjupade beskrivning av värderingsmetoder se Söderqvist m.fl. (2004), Pearce et al. (2006), Defra (2007), Turner et al. (2010), Brännlund och Kriström (2012), Freeman et al. (2014), samt Naturvårdsverket (2015).

Formas är ett statligt forskningsråd för hållbar utveckling. Vi finansierar forskning och innovation, utvecklar strategier, gör analyser och utvärderar. Våra verksamhetsområden finns inom miljö, areella näringar och samhällsbyggande. Vi genomför forskningssammanställningar som syftar till att underlätta för Sverige att nå våra miljömål. Därutöver kommunicerar vi om forskning och forskningsresultat.