



GENOMFÖRANDE AV DET SVENSKA SYSTEMET FÖR MILJÖKVALITETSNORMER

LÄRDOMAR FRÅN FORSKNINGSPROGRAMMET SPEQS

Författare: Gabriel Michanek, Jan Darpö, Sverker Jagers, Eva-Lotta Sundblad,
Patrik Söderholm, Lena Gipperth

Med bidrag från: Anna Christiernsson, Kristina Ek, Christina Olsen Lundh,
Lars Persson, Mikael Sevä, Charlotta Söderberg



SPEQS

a Systems Perspective on Environmental Quality Standards

**Genomförande av det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer
Lärdomar från forskningsprogrammet SPEQS**

Författare: Gabriel Michanek, Jan Darpö, Sverker Jagers, Patrik Söderholm, Eva-Lotta Sundblad,
Lena Gipperth

Med bidrag från: Anna Christiernsson, Kristina Ek, Christina Olsen Lundh, Lars Persson,
Mikael Sevä, Charlotta Söderberg

Utgivning: 30 juni 2016

ISBN: 978-91-982291-4-1

SPEQS – A Systems Perspective On Environmental Quality Standards

Forskningsprogrammet SPEQS koordineras av Havsmiljöinstitutet och finansieras av
Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag (kontakt: Martin Gustafsson).

Partners i SPEQS:

Göteborgs universitet, Luleå tekniska universitet, Umeå universitet, Uppsala universitet,
Havsmiljöinstitutet

Webb: www.speqs.se

INNEHÅLL

1. Inledning	5
1.1 Syfte	5
1.2 Bakgrund	5
1.3 Begreppen miljö kvalitetsnorm och system med miljö kvalitetsnormer	6
1.4 Miljö kvalitetsnormernas historik och det rättsliga systemet för genomförande	7
1.5 Utmaningar	9
1.6 Syfte, avgränsningar och forskningsfrågor	12
1.7 Programupplägget i korthet: metoder och tillvägagångssätt	13
1.8 Rapportens disposition	16
2. Utgångspunkter för forskningen inom SPEQS	17
2.1 Systemet för miljö kvalitetsnormer som studieobjekt	17
2.2 Systemet med miljö kvalitetsnormer utifrån fyra perspektiv	20
2.3 Delprojekten i forskningsprogrammet	24
3. Genomförandet av det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer: problem och lösningar med utgångspunkt i SPEQS forskning	28
3.1 Olika typer av miljö kvalitetskrav	28
3.2 Åtgärdsprogrammen	39
3.3 Uppfyllandet av miljö kvalitetsnormer med olika instrument	51
3.4 Myndigheternas och vattenrådets roller i vattenförvaltningen	75
4. Slutkommentarer	87
4.1 Brister och problem	87
4.2 Förslagen till alternativa lösningar	89
Referenser	93

1. INLEDNING

1.1 SYFTE

Miljökvalitetsnormer är ett rättsligt styrmedel som anger en miniminivå för miljö kvalitet, exempelvis för vatten eller luft, som ska uppnås vid en viss tidpunkt och därefter upprätthållas. Ett komplicerat system av regler och ansvariga myndigheter får betydelse vid framtagandet och genomförandet av miljö kvalitetsnormer. Forskningsprogrammet *A Systems Perspective on Environmental Quality Standards* (SPEQS) har genom studier under perioden 2012–2016 tagit fram ny kunskap om det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer. I programmet har också olika sätt att reformera systemet analyserats.

Syftet med denna rapport är att redovisa de viktigaste lärdomarna från forskningen inom SPEQS för hur man kan reformera det svenska systemet med miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Resultaten ska kunna användas av myndigheter på olika nivåer, som ansvarar för helheten eller delar av systemet, t.ex. offentliga aktörer som tillämpar regler om miljö kvalitetsnormer eller åtgärdsprogram, liksom politiker och tjänstemän som konstruerar ny lagstiftning och andra styrmedel. En mer fullständig bild av all forskning som gjorts inom programmet ges på webbplatsen www.speqs.se.

Rapporten är en del i SPEQS delprojekt 6. Den har utarbetats av Gabriel Michanek (projekt 6, huvudansvarig), Lena Gipperth (projekt 1), Sverker Jagers (projekt 2), Patrik Söderholm (projekt 3), Eva-Lotta Sundblad (projekt 4) samt Jan Darpö (projekt 5). Bidrag till rapporten har lämnats från Anna Christiernsson, Kristina EK, Christina Olsen Lundh, Lars Persson, Mikael Sevå och Charlotta Söderberg, samtliga forskare i SPEQS. Vidare har värdefulla synpunkter lämnats från en referensgrupp (se s. 14) och andra personer som läst utkast eller deltagit i SPEQS workshops.

1.2 BAKGRUND

En viktig anledning till att lagstiftning om miljö kvalitetsnormer introducerades i Sverige, med start i början av 1990-talet, är EU-rätten. Normerna berör i normalfallet många aktörer, t.ex. företag och hushåll, och de kan uppfyllas på olika sätt, bl.a. genom tillståndsprövning. Övergripande åtgärdsprogram har en central roll i systemet för genomförande av normerna (nedan 1.3 och 1.4)

Det finns idag en kritik mot det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer. Det finns normer som inte uppnås, eller som riskerar att inte kunna uppnås, trots att beslut om åtgärdsprogram har tagits. En del aktörer – t.ex. myndigheter, verksamhetsutövare etc. – har dessutom riktat kritik mot hur systemet är

konstruerat samt hur det har tillämpats i praktiken. Eftersom miljö kvalitetsnormer är ett relativt nytt rättsligt instrument i den svenska miljöpolitiken, och mot bakgrund av ovan nämnda kritik, finns skäl att närmare undersöka systemets olika delar och dess ändamålsenlighet.

Inom SPEQS har forskare från olika samhällsvetenskapliga discipliner samarbetat för att studera hur systemet med miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram är uppbyggt, hur det tillämpas, vilka hinder som finns kopplade till måluppfyllelse samt hur det uppfattas av olika berörda aktörer. En viktig del av SPEQS har varit att utvärdera möjliga förändringar av systemet, inklusive vilka konsekvenser sådana förändringar skulle kunna få. Särskilt fokus har legat på de miljö kvalitetsnormer som används inom förvaltningen av hav och annat ytvatten, men även andra normer (t.ex. för luft) har beaktats i delar av programmet.

1.3 BEGREPPEN MILJÖKVALITETSNORM OCH SYSTEM MED MILJÖKVALITETSNORMER

Miljö kvalitetsnormer, som manifesteras i lagstiftning, anger lägsta godtagbara miljö kvaliteten i något avseende. Historiskt har det främst handlat om vatten- och luftkvalitet. Det rättsliga begreppet ”miljö kvalitetsnorm” innefattar numera många olika slags miljö tillstånd som ska uppnås. Definitionen av miljö kvalitetsnorm i miljöbalken (1998:808) är vid och inkluderar bl.a. ”alla krav ... på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen”.¹ Denna definition skiljer sig från definitioner som återfinns inom EU-rätten. Att det finns många olika definitioner av begreppet miljö kvalitetsnorm gör att det i en diskussion lätt blir oklart vilken typ av normer som avses. Inom SPEQS har vi normalt utgått från kärnan i begreppet miljö kvalitetsnorm: en miniminivå på en miljö kvaliteten (i t.ex. vatten eller luft) som preciseras i siffror eller andra precisa termer (se vidare nedan avsnitt 3.1).

Utöver miljö kvalitetsnormer som sådana hanteras inom SPEQS det vi kallar ”systemet med miljö kvalitetsnormer”. Här avses något betydligt vidare. Till systemet hänförs formuleringen av miljö mål, som sedan preciseras genom miljö kvalitetsnormer. Vidare ingår genomförandet av målen och miljö kvalitetsnormerna, där övergripande åtgärdsprogram är tänkta att ha en central funktion. Åtgärdsprogrammen syftar till att bereda vägen för det fortsatta genomförandet, som sker genom kompletterande miljö krav och kontroller i form av tillståndsprövning, tillsyn, fysisk planering m.m. Även användningen av ekonomiska styrmedel tillhör genomförandet. Det finns en stor organisation av domstolar och myndigheter på olika nivåer som på ett

¹ 5 kap. 2 § miljöbalken.

eller annat sätt medverkar i genomförandet. Verksamhetsutövare, hushåll och andra enskilda aktörer berörs, liksom intressegrupper av olika slag. Kommunikation och möjligheter för olika berörda att komma till tals och att påverka beslut är också en del av systemet, vilket illustreras i figur 1 nedan.

1.4 MILJÖKVALITETSNORMERNAS HISTORIK OCH DET RÄTTSLIGA SYSTEMET FÖR GENOMFÖRANDE

Under perioden 1968–1972 infördes i USA flera miljölagar som i efterhand har fått stor betydelse internationellt. Hit hör lagstiftningen om miljö kvalitetsnormer, som i första hand tillkom för att skydda människors hälsa. I Clean Air Act och Clean Water Act angavs gränsvärden för minimikvaliteten på luft och vatten. Lagstiftningen var en reaktion på en försämring av luft- och vattenkvaliteten i flera områden i USA, som skedde trots förekomsten av en rättslig kontroll av stora punktkällor. Det rådde vid denna tid politisk konsensus om att ny lagstiftning med miljö kvalitetsnormer var nödvändig och att denna skulle utgå från miljöns tillstånd som sådant.²

USA:s system för miljö kvalitetsnormer infördes, i mer eller mindre förändrad form, i flera andra länder med olika politiska regimer. Europeiska gemenskapen antog i mitten av 1970-talet de första direktiven med miljö kvalitetsnormer för badvatten, ytråvatten (dricksvatten), sötvatten (med koppling till fisk) och skaldjursvatten. Idag är EU:s miljö kvalitetsnormer för yt- och grundvatten kopplade till ramdirektivet för vatten.³ Dessutom finns även EU-direktiv med miljö kvalitetsnormer för luft och buller.⁴

Även om systemet med miljö kvalitetsnormer tidigt accepterades i stora delar av världen, fanns länge ett förhållandevis starkt politiskt motstånd mot denna form av miljö kontroll i Sverige. Många hade stark tilltro till den individuella prövningen av miljöfarlig verksamhet enligt 1969 års miljöskyddslag och ansåg att den var tillräcklig. När de första reglerna med miljö kvalitetsnormer infördes år 1992, i dåvarande hälsoskyddslagen, var orsaken inte en nyvunnen politisk insikt om miljö kvalitetsnormers betydelse för miljöskyddet, utan att Sverige måste införa reglerna på grund av det s.k. EES-avtalet från samma år. Den nya lagstiftningen var dock ofullständig eftersom den bara reglerade luftkvalitet och saknade effektiva rättsliga instrument för att åtgärda ett överskridande av normerna; den enda direkta rättsverkan av att de angivna

² Czarnezki and Tip Lam (2014).

³ Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60 av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, EGT L327/1 (ramvattendirektivet).

⁴ Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/50/EG av den 21 maj 2008 om luftkvalitet och renare luft i Europa, EUT L152/1 (luftkvalitetsdirektivet), och Europaparlamentets och Rådets direktiv av den 25 november 2002 om bedömning och hantering av omgivningsbuller, EGT 189/12 (bullerdirektivet).

gränserna överskreds var i själva verket att mätning av luftkvaliteten skulle ske. En systematisk reglering av miljökvalitetsnormer kom först år 1999 med miljöbalkens tillkomst. Idag finns de grundläggande reglerna om miljökvalitetsnormer i 5 kap. miljöbalken och de olika normerna preciseras sedan i regeringens förordningar och i föreskrifter på myndighetsnivå. 5 kap. miljöbalken innehåller även de grundläggande reglerna om åtgärdsprogram.

Miljökvalitetsnormer är i princip regler, som anger ett miljötillstånd som ska eller bör uppnås och upprätthållas.⁵ Det kan exempelvis handla om högsta tillåtna halt av kvävedioxid i luft eller om minsta tillåtna halt av syre i vatten. I vissa fall bestäms normerna av olika faktorer. Ett viktigt exempel är miljökvalitetsnormer för ekologisk vattenstatus i en ytvattenförekomst (t.ex. en sjö). Statusen (som kan vara hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) bestäms av förekomsten av olika biologiska och fysikaliskt kemiska kvalitetsfaktorer (undantagsvis även hydromorfologiska), avvägt mot ett referenstillstånd. Biologiska kvalitetsfaktorer är exempelvis fisk, bottenfauna, vattenväxter och plankton. Varje kvalitetsfaktors status bestäms i sin tur av ett antal olika parametrar.

Genom att ange en nivå för miljökvaliteten (statusen) inom ett större eller mindre geografiskt område, kommer normerna ofta att få betydelse för kollektiv av verksamheter och aktiviteter, som påverkar miljön i detta område. Exempel på sådana verksamheter är industrier, jordbruk, fiskodlingar och person- och yrkestrafik. Genom att reglera själva miljötillståndet (vid recipienten) utgör miljökvalitetsnormerna ett instrument som skiljer sig från, och kompletterar, de rättsliga instrument som syftar till att reducera enskilda verksamheters miljöpåverkan. Denna senare typ av instrument utgörs bland annat av krav på bästa tillgängliga teknik, generella gränsvärden för utsläpp av vissa ämnen, tillståndsplikt, tillsyn, sanktioner och ekonomiska styrmedel. Miljökvalitetsnormerna utgör även ett komplement till den fysiska planeringen.

Att enbart ange en nivå för miljötillståndet har dock ingen omedelbar rättsligt normativ verkan, vare sig mot myndigheter eller mot verksamhetsutövare. För att normerna ska kunna genomföras mot dessa aktörer, och få praktisk betydelse, måste de kopplas samman med andra rättsliga instrument. Här får de nyss nämnda reglerna om kontroll av verksamheters påverkan, liksom den fysiska planeringen stor betydelse. En svårighet vid genomförandet är dock att de regler som är avsedda för miljökontroll av enskilda verksamheter i hög grad tar sikte på förhållandena vid just den specifika verksamheten. Den fysiska planeringen avser typiskt sett ett vidare geografiskt område, men är inriktad på

⁵ Miljökvalitetsnormer som rättsligt instrument analyseras i Gipperth (1999).

hur mark- och vattenområden används (för bebyggelse, vägar m.m.) och inte främst på att kontrollera föroreningar och liknande miljöpåverkan.

Mot bakgrund av dessa begränsningar i de ”traditionella” mark- och miljörättsliga instrumenten, utvecklades åtgärdsprogrammet som ytterligare ett rättsligt instrument. I korthet anges i detta, vad myndigheter eller kommuner behöver göra för att en miljö kvalitetsnorm ska nås eller följas och hur krav på förbättringar fördelas mellan olika typer av aktörer som påverkar normen. Det kan vara fråga om dels åtgärder som behöver vidtas inom ramen för gällande lagstiftning och andra styrmedel (t.ex. tillståndsprövning och tillsyn enligt reglerna i miljöbalken), dels nya styrmedel som kan behöva sättas in för att förbättra möjligheterna att uppnå eller upprätthålla miljö kvalitetsnormen (t.ex. nya rättsliga miljökrav eller en ny utsläppsskatt). Åtgärdsprogram riktas i Sverige till kommuner och myndigheter och aldrig direkt till enskilda aktörer (t.ex. verksamhetsutövare). Inom SPEQS ser vi ett väl fungerande åtgärdsprogram som ett nödvändigt men inte tillräckligt instrument för att genomföra miljö kvalitetsnormer. Mycket annat inverkar också, inte minst vilka resurser som finns för att vidta åtgärderna.

I resterande delar av detta inledningskapitel diskuteras ett antal framtida utmaningar som det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer står inför, samt hur vissa av dessa utmaningar har reflekterats dels i målsättningarna, dels i inriktningen på forskningsprogrammet SPEQS.

1.5 UTMANINGAR

Som antytts ovan har kritik riktats mot det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer. Systemet står idag inför en rad utmaningar om hur normerna ska kunna uppnås och upprätthållas på ett sätt som uppfattas som för samhället ändamålsenligt och legitimt.

En stor del av utmaningarna rör hur miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram regleras och tillämpas av myndigheter och domstolar. Sveriges lagstiftning måste liksom övriga medlemsstaters, minst ha de krav som EU-rätten föreskriver. Den svenska lagstiftningen måste tydligt och precist (men inte nödvändigtvis ordagrant) återspegla rättsläget enligt EU-direktiven; detta följer av såväl fördraget som EU-domstolens praxis när det gäller medlemsstaters införlivande av direktiv.⁶ EU-rätten kräver att medlemsstaterna har olika slags miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. För närvarande (2016) driver EU-kommissionen ett överträdelseärende mot Sverige, med kritiken att den svenska lagstiftningen inte tydligt avspeglar vissa

⁶ För en närmare beskrivning av de EU-rättsliga kraven beträffande implementering av direktiv med krav på miljö kvalitetsnormer, se Olsen Lundh (2016).

artiklar i ramvattendirektivet.⁷ 2011 fälldes Sverige för brott mot EU:s luftkvalitetsdirektiv, eftersom halten partiklar överskred miljökvalitetsnormen i tre zoner.⁸

Ett avgörande från EU-domstolen från juli 2015 (C-461/13) innebär att svenska (och andra medlemsstaters) myndigheter, som prövar miljöfarlig verksamhet eller vattenverksamheter, i enskilda fall är skyldiga att avslå en tillståndsansökan om verksamheten kan försämra aktuell vattenstatus eller äventyra att god vattenstatus uppnås inom den tidsram som bestämts för vattenförekomsten.⁹ Domen (se närmare nedan avsnitt 3.1.2) innebär att svensk lagstiftning måste ändras, eftersom denna inte tydligt uppfyller det som domen kräver av medlemsstaten.

Vidare har EU-domstolen lagt fast att enskilda personer ska ha rätt att i domstol åberopa miljökvalitetsnormer, när de är berörda av dessa. I EU-domstolens praxis har det hittills handlat om risker för enskildas hälsa i samband med överträdelse av luftkvalitetsnormer.¹⁰ Dessutom har EU-domstolen avgjort att enskilda berörda även ska ha rätt att i domstol kräva att åtgärdsprogram upprättas för att genomföra miljökvalitetsnormer och, i samma dom, att en nationell domstol ska kunna kontrollera att programmet är effektivt i förhållande till vad direktivet kräver.¹¹

I Sverige har det svenska systemet med miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram utretts vid ett antal tillfällen (se bl.a. SOU 2005:59, SOU 2005:113 och prop. 2009/10:184), men dessa utredningar har överlag inte medfört några signifikanta förändringar i lagstiftningen. Diskussionen kring miljökvalitetsnormer har fortsatt efter dessa statliga utvärderingar och intensifierades i och med genomförandet av ramvattendirektivet. Den rättsliga diskussionen har bl.a. handlat om följande frågor:

- Hur kan – och bör – miljökvalitetsnormer som rättsliga instrument avgränsas och indelas i olika kategorier?
- Enligt ramvattendirektivet ska god ekologisk status (i vissa fall god ekologisk potential) uppnås i vattenförekomsterna, men vad är

⁷ Europeiska kommissionen, Kompletterande formell underrättelse – Överträdelsennummer 2007/2239, (C2014) 8702 final, 26.11.2014. Underrättelsen avser definitionerna av förorening, vattentjänst och vattenanvändning, miljökvalitetsnormers bindande karaktär och prispolitiken när det gäller vattentjänster.

⁸ C-479/10, *Kommissionen mot Sverige* [2011] ECR I-00070.

⁹ C-461/13 (*Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV mot Bundesrepublik Deutschland*, förhandsavgörande). Se vidare Michanek (2015).

¹⁰ EU-domstolen i mål 361/88 *Kommissionen mot Tyskland* [1991] ECR I-02567 och mål 58/89 *Kommissionen mot Tyskland* [1991] ECR I-04983.

¹¹ Mål C-237/07 *Dieter Janecek mot Freistaat Bayern*, [2008] ECR I-06221 (förhandsavgörande).

innebörden i detta begrepp och vad betyder det i praktiken att den ekologiska statusen (respektive potentialen) inte får försämrats?

- Hur ska normerna tillämpas i enskilda ärenden (t.ex. i samband med prövning och tillsyn), exempelvis rörande verksamheter som redan är etablerade i ett område och redan har ett rättskraftigt tillstånd, som i grunden ger en viss trygghet mot skärpta krav?
- Hur ska miljö kvalitetsnormerna kopplas till den fysiska planeringen?
- Hur bör åtgärdsprogrammen utformas, vilka aktörer de ska riktas mot och vilken styrande verkan program ska ha?

Diskussionen kring miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram har även handlat om olika frågor som inte direkt regleras i lagstiftningen, i alla fall inte fullt ut. Dessa frågor inkluderar bl.a. följande:

- På vilken nivå i organisationen (t.ex. centralt eller regionalt) ska beslut tas om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram?
- Vilken grad av politisk förankring bör finnas i besluten om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram, och hur bör dessa beslut kopplas till finansieringen av olika åtgärder?
- När flera myndigheter är involverade, t.ex. i genomförandet av ett åtgärdsprogram, hur fungerar då kommunikationen mellan dessa myndigheter?
- Hur uppfattas det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer av verksamhetsutövare, myndigheter och allmänheten, och vilka faktorer är avgörande för systemets långsiktiga legitimitet?
- Hur kan systemet utformas så att de rådande miljö kvalitetsnormerna uppnås till lägsta möjliga kostnad för samhället?
- Hur kan – och bör – olika avvägningar göras, t.ex. gällande bördefördelningen dels mellan verksamhetsutövare i åtgärdsprogrammen, dels mellan de olika faktorer som tillsammans bestämmer miljö kvaliteten (statusen) för ett område?

Den diskussion som förts kring miljö kvalitetsnormernas effekter och ändamålsenlighet, och som sammanfattas ovan, utgör en viktig utgångspunkt för den forskning som bedrivits inom SPEQS-programmet. Till skillnad från de

flesta tidigare undersökningar har SPEQS inte endast analyserat frågorna utifrån ett rättsvetenskapligt perspektiv. Forskningen bygger även på centrala bidrag från andra samhällsvetenskapliga discipliner. Bland annat genom att jämföra med motsvarande system i andra länder har studierna belyst en rad metodologiska och konceptuella frågor kring genomförandet av en miljöpolitik, som har sin utgångspunkt i miljöns tillstånd.

Fokus i denna rapport ligger på att diskutera de viktigaste praktiska lärdomarna för genomförandet av *det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer, inom de ramar som EU-rätten ger*. Vi uppmärksammar här att de utmaningar som det svenska systemet står inför inte uteslutande är en lagstiftningsfråga. Det är även i hög grad en fråga om hur rollerna och makten fördelas mellan aktörer, samt om hur enskilda aktörer (t.ex. kommunala tjänstemän, allmänhet, andra intressenter etc.) uppfattar systemet och väljer att agera. Dessa bredare samhällsvetenskapliga perspektiv på systemets utformning och hur det implementeras i praktiken, erbjuder också bättre möjligheter att utvärdera systemet, samt att analysera vilka konsekvenser som en förändring av systemet kan antas leda till.

1.6 SYFTE, AVGRÄNSNINGAR OCH FORSKNINGSPRÅGOR

De övergripande målen med forskningsprogrammet SPEQS har varit:

- att undersöka det rådande svenska systemet för miljö kvalitetsnormer avseende utformning, implementering samt hur det uppfattas av olika aktörer;
- att identifiera och analysera viktiga svagheter i de rättsliga och administrativa delarna av systemet samt i implementeringen av dessa delar;
- att undersöka hur motsvarande system för miljö kvalitetsnormer har utformats och tillämpats i andra länder;
- att utifrån identifierade brister diskutera möjliga förändringar i det svenska styrsystemet för miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram.

Forskningen inom SPEQS har, som tidigare nämnts, främst inriktats mot miljö kvalitetsnormer för hav och annat ytvatten. Många av de utmaningar som vattenförvaltningen står inför är samtidigt av generell natur, och forskningen inom SPEQS får i viss utsträckning därför betydelse även för andra miljö kvalitetsnormer (luft, buller etc.). Forskningen inom SPEQS har i viss

mån undersökt andra länders system med miljö kvalitetsnormer, främst med fokus på England, Tyskland, Frankrike och USA.¹²

En viktig utgångspunkt för forskningen inom SPEQS har varit en strävan efter ökad måloppfyllelse, dvs. att bidra med kunskap som kan öka chanserna att nå de olika målen om t.ex. god vattenstatus inom en överskådlig framtid. I detta arbete har vi särskilt fokuserat på fyra perspektiv för vad som kan – och bör – vara relevant för ett långsiktigt hållbart system för miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Dessa fyra perspektiv är rättslig och administrativ koherens, legitimitet, kostnadseffektivitet samt adaptivitet. Innebörden i dessa begrepp – samt hur de har adresserats i forskningen – behandlas nedan i avsnitt 2.2.

Utgångspunkten för SPEQS forskning är politiskt beslutade miljömål och miljö kvalitetsnormer. SPEQS forskning fokuserar på det svenska genomförandet av dessa mål och normer, utifrån de ramar som EU-rätten ställer upp. I den meningen är målen och normerna ”givna” för forskningen. Som framgår av denna rapport har vissa deltagare vid SPEQS workshops och slutkonferens kritiserat att miljö kvalitetsnormer används för att reglera ekologisk vattenstatus, då de menar att den naturvetenskapliga osäkerheten och komplexiteten skulle göra tillämpningen besvärlig samt att risken skulle vara stor för att orimliga och kostnadsineffektiva krav ställs. Andra deltagare har i stället betonat vikten av ekologiska miljö kvalitetsnormer. Inom SPEQS och i denna rapport tas legitimiteten för ekologiska miljö kvalitetsnormer upp, men ett avskaffande av dessa normer skulle kräva att EU gör ändringar i ramvattendirektivet. En sådan lösning diskuteras därför inte här.

Slutligen ska framhållas att SPEQS inte har haft möjlighet att närmare studera den viktiga frågan om hushållens konsumtionsmönster – såsom hanteringen av kemikalier – i förhållande till miljö kvalitetsnormer.

1.7 PROGRAMUPPLÄGGET I KORTHET: METODER OCH TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

SPEQS har varit ett mångvetenskapligt forskningsprogram med väsentliga bidrag från fyra olika samhällsvetenskapliga discipliner: rättsvetenskap, psykologi, statsvetenskap och nationalekonomi. Flera av de enskilda forskningsinsatserna har haft en stark förankring i någon av dessa discipliner, och detaljer om teoretiska utgångspunkter, metodval, materialinsamling etc. finns redovisade i de olika programpublikationerna. Såväl kvalitativa som kvantitativa metoder har utnyttjats. Forskningen har exempelvis byggt på och inbegripit studier av gällande rätt och policydokument (inklusive en del internationella komparationer), intervjuer med tjänstemän på kommuner,

¹² Det finns flera studier som redovisar ramvattendirektivets genomförande i olika länder, bl.a. Ekelund Entson och Gipperth (2010) och Uitenboogaart et al (2009).

länsstyrelser etc., enkätundersökningar riktade till såväl allmänheten som till rådgivande organ (till exempel de s.k. vattenråden som beskrivs närmare nedan i avsnitt 2.3), samt ett antal konceptuella studier av vissa av de begrepp och samband som är viktiga för att förstå miljö kvalitetsnormsystemets egenskaper och effekter.

På samma gång har forskningen inom programmet utgått från ett gemensamt konceptuellt ramverk, där de ovan nämnda perspektiven (rättslig och administrativ koherens, legitimitet, kostnadseffektivitet, och adaptivitet) används för att granska genomförandet av systemet med miljö kvalitetsnormer. I kapitel 2 beskrivs i mer detalj de gemensamma utgångspunkterna för SPEQS samt hur programmet har varit uppbyggt kring ett antal delprojekt.

SPEQS-programmet har haft fokus på tillämpad (empirisk) forskning, och en viktig uppgift för projektdeltagarna har därför varit att diskutera utmaningar och vägval för såväl forskningen som för miljö kvalitetsnormssystemet med experter och praktiker. Forskarna har först och främst haft kontakter med samhället via en referensgrupp. Ledamöterna i referensgruppen har kommit från myndigheter, universitet och en advokatbyrå, de flesta med specialkompetens inom miljö- och vattenjuridik. På så sätt har SPEQS kunnat pröva forskningsfrågor och berika forskningsresultaten. Under projektiden har referensgruppen bestått av följande personer:

Björn Thews och Ingrid Backudd, Naturvårdsverket
 Joakim Kruse, Vattenmyndigheten Bottenhavet
 Karin Wall och Mats Ivarsson, Havs- och vattenmyndigheten (HaV)
 Karolina Ardesjö-Lundén, Kammarkollegiet
 Magnus Fröberg, Fröberg & Lundholm Advokatbyrå
 Magnus Ljung, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) Skara

Delar av forskningsprogrammet har på olika sätt utnyttjat en och samma fallstudie, nämligen vattenförvaltningen kopplad till Alsterån i Småland. Dels har SPEQS deltagit i olika aktiviteter som vattenråden anordnat för att studera de utmaningar som råden står inför i vattenförvaltningen och hur intressekonflikterna kring dessa har tagit sig uttryck. Ett exempel är en forskningsstudie om allmänhetens uppfattningar och värderingar av olika aspekter på miljö kvaliteten i Alsterån. Denna studie genomfördes med stöd av representanter från närliggande kommuner och länsstyrelse.

Programmet har också arrangerat ett antal workshops m.m. där viktiga aktörer medverkat och bidragit med synpunkter och reflektioner på forskningen inom SPEQS:

- ”Miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram i vattenförvaltningen - vilka förändringar behövs?”, Uppsala, 23 oktober 2012. Under seminariet presenterades SPEQS och de olika delstudierna inom forskningsprogrammet. Därefter gjorde olika intressenter inspel och gav förslag på hur systemet med miljökvalitetsnormer kan förändras. På mötet gavs bl.a. presentationer av representanter från Vattenfall, LRF och HaV.
- Seminarium i Göteborg, 14 november 2012, med deltagare från bl.a. SPEQS och WATERS, angående bedömningsgrunder och andra naturvetenskapliga frågor kring ramvattendirektivets kvalitetskrav.
- Möte med ledningsgrupperna för de fem vattendistrikten, 12 september 2013, med genomgång och diskussion av resultat från en enkät till vattenråden (projekt 4).
- Alsteråmöten: två exkursioner 2011 och 2012 (projekt 5) samt presentationer i Alsterbro, 26 september 2013 (projekt 4 och 5).
- Workshop, Stockholm, 1 oktober 2014, om miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram m.m. för vatten (ramvattendirektivet). I särskilda scenarier presenterades problem och alternativa lösningar. Diskussioner i smågrupper och gemensamt. Deltagare utöver SPEQS från HaV, Naturvårdsverket, Kammarkollegiet, vattenmyndigheter, länsstyrelser, kommunala förvaltningar, vattenråd, Svenskt vatten, Svenskt näringsliv, LRF, SKL och SSAB EMEA.
- Workshop, Stockholm, 27 januari 2015, om miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram m.m. för luft. Upplägget i huvudsak detsamma som vid workshopen i oktober 2014. Deltagare utöver SPEQS från Trafikverket, länsstyrelser, kommunala förvaltningar, advokatbyrå, IVL Svenska miljöinstitutet, Göteborgs hamn, Volvo, SKL och Naturskyddsföreningen.
- ”Miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram – problem och lösningar”. Slutkonferens, Stockholm, 7 april 2016, med deltagare från ett stort antal myndigheter, kommuner och organisationer. En preliminär version av denna rapport fanns tillgänglig för deltagarna inför konferensen. Synpunkter som inkommit har beaktats vid den slutliga bearbetningen av rapporten.

Mer specifika forskningsresultat har också spridits som ett resultat av enskilda presentationer och vetenskapliga publikationer i olika sammanhang.

1.8 RAPPORTENS DISPOSITION

Kapitel 2 fördjupar presentationen om SPEQS-programmets gemensamma utgångspunkter och analytiska koncept, samt redogör översiktligt om hur de olika delprojekten bidragit till SPEQS olika syften. I kapitel 3 presenteras de viktigaste resultaten från de olika delprojekten. De problem och utmaningar som finns inom systemet med miljö kvalitetsnormer behandlas och vissa alternativa sätt att hantera dessa diskuteras. Kapitel 4 sammanfattar alternativa lösningar och tar upp behov av fortsatt forskning.

2. UTGÅNGSPUNKTER FÖR FORSKNINGEN INOM SPEQS

2.1 SYSTEMET FÖR MILJÖKVALITETSNORMER SOM STUDIEOBJEKT

Figur 1 ger en översikt av det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer, och används här för att peka ut viktiga forskningsområden för SPEQS. Som nämnts ovan är utgångspunkten för detta system att miljöstatusen (t.ex. för ytvattnet i en vattenförekomst) minst ska vara på viss angiven nivå vid en viss tidpunkt samt att denna status inte får försämrats.

Miljön påverkas av en rad olika samhällsliga aktiviteter, såsom utsläpp från industrier, persontrafik, jordbruksverksamhet, hushållens konsumtion etc. I normalfallet är det svårt att hänföra en observerad försämring i miljöstatusen till agerandet hos en viss aktör eller till och med viss grupp av aktörer. För att vara tillåtna måste aktiviteterna som påverkar miljön och människors hälsa uppfylla krav på försiktighet och hänsyn. För att se till att dessa krav uppfylls har myndigheter och domstolar ansvar för att tillståndspröva verksamheter, utöva tillsyn, informera hushåll m.m. Om miljöstatusen inte uppnår den nivå som föreskrivits eller om den försämras måste de ansvariga myndigheterna besluta om att använda befintliga styrmedel på annat sätt eller besluta om nya styrmedel.



Vektorgrafik: Freepik

Figur 1. En översikt av systemet med miljö kvalitetsnormer.

Inom ramen för SPEQS har ett viktigt första steg varit att klargöra de *rättsliga förutsättningarna för miljö kvalitetsnormer*. Denna fråga är komplicerad eftersom det finns olika slag av miljö kvalitetsnormer och för att begreppsbildningen inte är stringent. Det är dock främst miljö kvalitetsnormer som utgör ”gränsvärden” (dvs. som inte får överträdas, se vidare nedan avsnitt 3.1.2), som får avgörande betydelse vid besluten.

Normerna är utgångspunkten för *åtgärdsprogram*. Dessa riktas till myndigheter och kommuner, men får indirekt betydelse även för enskilda som ansvarar för åtgärder och verksamheter. Från kontrollsynpunkt ska man då skilja mellan tre kategorier, dels verksamheter (eller förändringar av sådana) som måste tillståndsprövas, dels verksamheter som bedrivs oförändrat med stöd av redan existerande tillstånd samt dels verksamheter och åtgärder som varken har eller behöver några tillstånd (t.ex. jordbruk i många fall). Åtgärdsprogrammen inverkar på samtliga dessa kategorier, men på olika sätt (detta utvecklas i kapitel 3).

En arsenal av *andra rättsliga instrument* (fysisk planering, tillståndsprövning, krav på bästa tillgängliga teknik m.m.) inverkar också på genomförandet av miljö kvalitetsnormer. Den praktiska tillämpningen av dessa instrument styrs mer eller mindre starkt av åtgärdsprogrammet.

Det är dock oklart hur verkningsfullt det i figur 1 beskrivna systemet är idag, samt hur normerna ska integreras i exempelvis tillståndsprövning respektive åtgärdsprogram. En viktig aspekt som diskuteras inom SPEQS är att styrning och kontroll mot olika kategorier av aktörer tenderar att fungera som "kommunicerande kärn". Om kraven mot de som inte tillståndsprövas sätts för lågt beroende på ineffektiv kontroll, så finns en risk för att kraven för att klara miljö kvalitetsnormen sätts desto hårdare mot dem som måste tillståndsprövas (i form av särskilt stränga villkor eller avslag på tillståndsansökan).

Systemet med miljö kvalitetsnormer är dock inte enbart avhängigt av hur lagstiftningen är utformad och hur domstolar och myndigheter väljer att tillämpa existerande regler. Eftersom åtgärdsprogrammen riktar sig mot *myndigheter* – inte minst de berörda kommunerna – är det också viktigt att undersöka hur politiker och tjänstemän uppfattar och tillämpar riktlinjer inom sina respektive miljöområden. Tidigare forskning visar t.ex. att dessa aktörer ibland kan fatta beslut som inte är helt förenliga med de politiska ambitionerna. Orsakerna till detta är att de har ett visst handlingsutrymme eller viss kompetens, att det finns ett mått av spårbundenhet i deras praxis samt att det ofta är svårt att kontrollera och följa upp deras beslut. Uppfattningar om miljö kvalitetsnormerna hos remissinstanser (t.ex. vattenråden) kan också spela en viktig roll för hur t.ex. åtgärdsprogrammen utformas och implementeras i praktiken.

Miljölagstiftningen och åtgärdsprogrammen resulterar i olika konkreta *myndighetsbeslut* om t.ex. tillståndsvillkor, ekonomiska och informativa styrmedel, tillsyn etc. Dessa ställer krav på eller ger incitament till någon form av anpassning hos det kollektiv av *aktörer* (verksamhetsutövare, hushåll m.m.), vars beteenden påverkar den aktuella miljöstatusen. De *konkreta*

(fysiska) åtgärder som görs för att förbättra statusen kommer med andra ord att bestämmas av en rad faktorer: lagstiftningens utformning och tydlighet, mark- och miljödomstolarnas tillämpning av gällande regler, tjänstemäns och remissinstansers egna tolkningar och uppfattningar om systemet, hur allt detta översätts i konkreta beslut om styrmedel, samt i vilken mån som styrmedlen verkar för att de önskade beteendena uppkommer och i rätt omfattning etc.

Till slut måste *resultatet* av alla insatser undersökas och utvärderas. Centrala frågor är då hur miljö kvaliteten har förändrats, om målen och normerna kan nås (eller upprätthållas) och om rätt miljöåtgärder har vidtagits. Är exempelvis lagstiftningen utformad på ett sätt som gav tydliga och förutsägbara drivkrafter för utsläppsreduktion? Skedde eventuella förbättringar i miljöstatusen utan onödiga merkostnader för samhället? Uppfattades systemet som legitimt av centrala aktörer och verksamhetsutövare med avseende på t.ex. beslutsprocesser och fördelningseffekter? Utvärderingen följs logiskt av en *återkoppling*: Vilka förändringar i styrningen är lämpliga inför framtiden? Behövs exempelvis nya rättsligt tvingande regler, ekonomiska styrmedel och/eller instrument som bygger på frivillighet? Behövs förändringar i organisationen?

2.2 SYSTEMET MED MILJÖKVALITETSNORMER UTIFRÅN FYRA PERSPEKTIV

En viktig komponent i SPEQS har varit att utvärdera det svenska systemet med miljö kvalitetsnormer. Utvärderingen har skett med utgångspunkt från möjligheten att uppnå det miljömål som preciseras genom normen, men dessutom med utgångspunkt i fyra perspektiv, vilka introduceras i detta avsnitt. Vi kommenterar även kort hur forskningen i SPEQS har adresserat dessa samt vilka resultat som har mest direkt relevans för de utmaningar som det svenska systemet står inför.

Frågan om *rättslig och administrativ koherens* aktualiseras framförallt genom systemets förmåga att få normerna genomförda, dvs. när lagstiftningen ska tolkas och tillämpas samt då de olika institutionella nivåerna ska samordnas. Systemets *legitimitet* rör (som antytts ovan) hur det är utformat, hur det implementeras samt hur utfallet påverkar olika aktörer. Legitimitet kan därför också studeras utifrån flera olika aktörers perspektiv; i SPEQS har fokus legat på bl.a. kommunala tjänstemän, deltagare i de regionala vattenråden och allmänheten. I utvärderingen av olika alternativ för systemet har även verksamhetsutövarers (t.ex. industrins) perspektiv, t.ex. rörande bördefördelning, beaktats. *Kostnadseffektivitet* berör hur systemet påverkar incitamenten för de aktörer vars aktiviteter har relevans för miljö kvaliteten, samt hur det direkt eller indirekt fördelar bördor mellan dessa aktörer. Slutligen är systemets *adaptivitet* kopplad till förmågan hos de relevanta myndigheterna att vid behov identifiera behovet av nya åtgärder och

styrmedel för att säkerställa miljöstatusen, fatta beslut och genomföra nödvändiga förändringar.

Inom SPEQS har de fyra perspektiven närmare definierats på följande sätt:

Med *rättslig koherens* avses överensstämmelse mellan olika juridiska regler, t.ex. hur väl olika rättsliga regler och normer överensstämmer med andra (potentiellt överordnade) regler. Rättslig koherens har under de senaste åren blivit allt mer uppmärksammat inom EU-styrning, eftersom det handlar om att reducera konflikter och framhäva synergier inom och mellan olika politikområden för att uppnå ökad måluppfyllelse. *Administrativ koherens* har att göra både med hur olika politiska målsättningar samspelar eller motverkar varandra (t.ex. mål om vattenkvalitet kontra sysselsättning eller ekonomisk utveckling) och med hur dessa målsättningar hanteras av olika administrativa institutioner (t.ex. inom miljöförvaltning och landsbygdsutveckling) och på olika administrativa nivåer (nationell, regional och kommunal nivå). Administrativ koherens handlar således om bedömningar av hur (väl) avvägningar görs mellan olika politiska mål, inom olika administrativa institutioner och på olika administrativa nivåer. Analys av administrativ koherens handlar med andra ord om att utreda vilka olika målsättningar som finns, om de överensstämmer med varandra och huruvida prioriteringen mellan dessa olika mål är enhetlig inom hela det administrativa systemet.

Inom flera discipliner brukar *legitimitet* definieras som en uppfattning om att en ledare, en institution, en regel, eller ett beslut har rätt att styra. Det är en föreställning om att det råder en rättmätig hierarki mellan den styrande auktoriteten och de subjekt som styrs, en bedömning som kan göras antingen utifrån gällande regler (t.ex. en konstitution) eller utifrån subjektens egna uppfattningar (t.ex. att de stödjer eller accepterar ett visst beslut). Dessa subjekt kan vara allt från medborgare, företag och intresseorganisationer till underordnade tjänstemän i en förvaltning. När uppfattningen delas av många av subjekten samtidigt, brukar legitimitet antas generera för samhället positiva konsekvenser såsom ökad effektivitet, rättvisa och i förlängningen även enighet. Om det omvända i stället gäller, det vill säga att det råder underskott eller frånvaro av legitimitet hos auktoriteten, får det till följd att ”social regulation is more difficult and costly”.¹³ Subjektens acceptans eller stöd för en policy eller en åtgärd, kan vara av olika styrka, från ganska omedveten acceptans (t.ex. genom föreställningen att ”andra accepterar och då gör jag det med”, eller ibland till och med ännu mer oreflekterat handlande eller passivitet) till ett aktivt och högst medvetet stöd. Tillika kan detta stöd eller acceptans avse olika skeden i en policyprocess: *inför* ett beslut (input, huruvida

¹³ Tyler (2001).

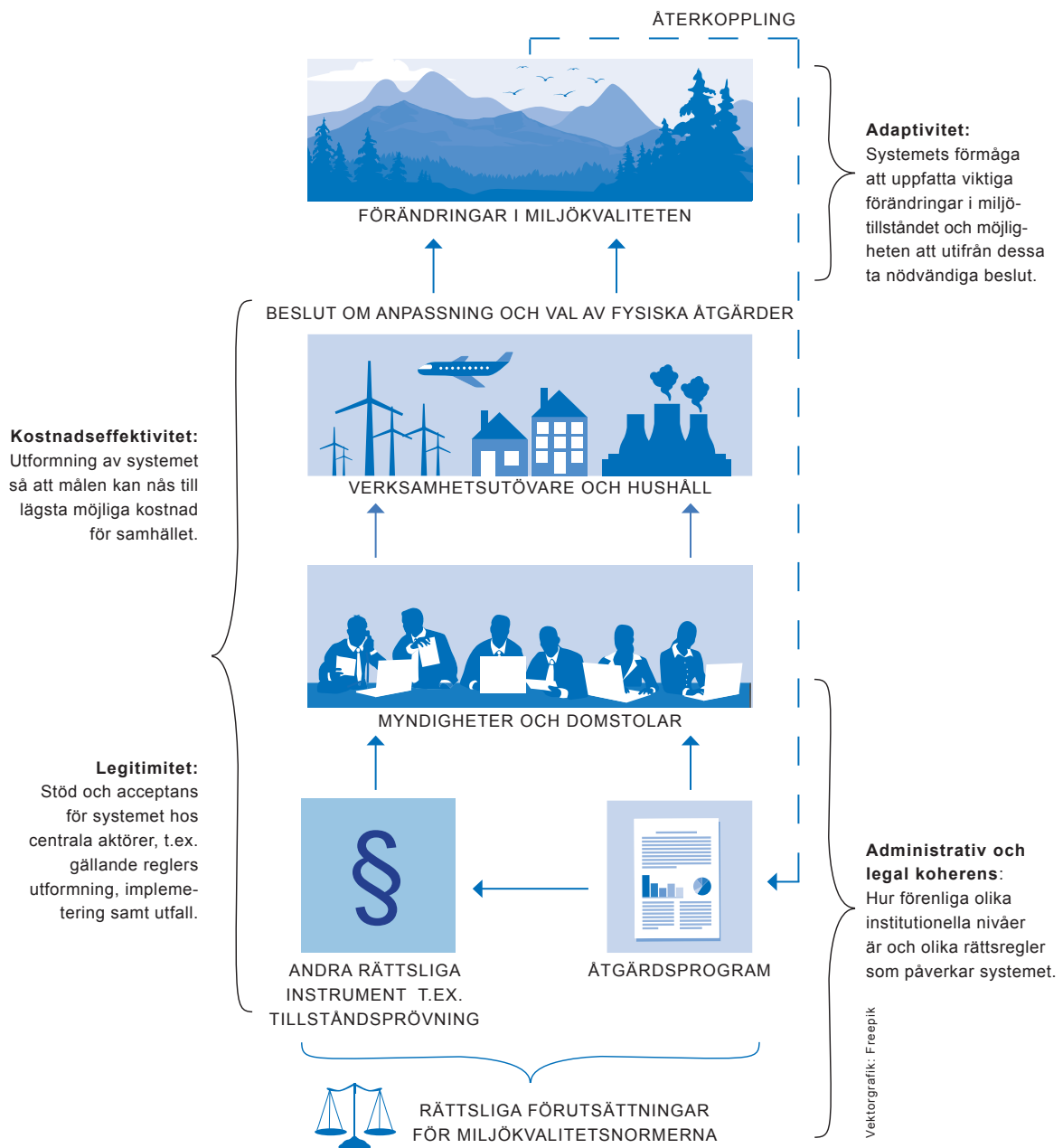
de procedurer och regler som ligger till grund för ett beslut anses acceptabla eller inte), *under genomförandet* av beslutet (på engelska *throughput*, om förvaltningen sker på ett acceptabelt sätt) samt om *utfallet* av beslutet är acceptabelt (output, om konsekvenserna av beslutet är gynnsamma för en aktör eller för ett kollektiv av aktörer).¹⁴

Kostnadseffektivitet är kopplat till om givna förbättringar i miljökvaliteten nås till lägsta möjliga kostnad för samhället. Eftersom de merkostnader som olika fysiska miljöåtgärder för med sig i hög grad är kontextspecifika, har myndigheterna ofullständig information om storleken på åtgärdskostnaderna och därmed också om hur bördan för att må målen på ett kostnadseffektivt sätt ska fördelas på olika hushåll och företag. En viktig uppgift för politiken är därför att utforma systemet så att aktörerna ges incitament att vidta åtgärder, som sammantaget ger ett kostnadseffektivt utfall. För många miljöeffekter, t.ex. vattenkvalitet, kompliceras strävandet efter kostnadseffektivitet av att: (a) effekterna av ett kilo utsläpp på miljöstatusen kan variera beroende på t.ex. geografisk plats, samt (b) att statusen (t.ex. ekologisk status för ytvatten) ofta utgör en funktion av ett antal olika kvalitetsfaktorer (t.ex. fisk, bottenfauna, vattenväxter och plankton).

Adaptivitet innebär i vårt sammanhang att regler, tillstånd och andra beslut, liksom myndigheters hantering i övrigt av frågorna, ska kunna anpassas när förutsättningarna för att nå målet (ofta preciserat i en miljökvalitetsnorm) förändras. Syftet med anpassningen är att nå det uppsatta målet, t.ex. god vattenstatus i en vattenförekomst år 2015. Motivet till ändrad styrning kan t.ex. vara att beslutade åtgärder i ett åtgärdsprogram inte har vidtagits eller att åtgärderna har fått ett annat resultat än förväntat. Ett annat skäl kan vara att våra kunskaper om ekosystem, teknik m.m. har förbättrats. Konkret kan adaptiviteten innebära att befintliga styrmedel måste användas på annat sätt, såsom att gällande åtgärdsprogram omformuleras eller att tillståndsvillkor omprövas enligt reglerna i miljöbalken. Adaptiviteten kan även leda till att nya styrmedel (t.ex. en skatt på utsläpp) bör införas.

Utifrån ovanstående beskrivning av hur själva systemet med miljökvalitetsnormer är konstruerat, vilka utmaningar som aktualiseras och vilka perspektiv vi valt att lägga på detta, kan våra gemensamma utgångspunkter illustreras såsom i figur 2. Denna figur kompletterar figur 1 och illustrerar hur våra fyra perspektiv kan aktualiseras i olika delar av systemet.

¹⁴ Schmidt (2013), 416.



Figur 2. Systemet med miljö kvalitetsnormer – utformning och kriterier.

Avslutningsvis bör påpekas att i utvärderingen av olika alternativa utformningar av systemet med miljö kvalitetsnormer framkommer att ovan nämnda perspektiv kan såväl förstärka som komma i konflikt med varandra. En given förändring av systemet kan exempelvis innebära att något eller några av perspektiven (t.ex. kostnadseffektivitet) blir lättare att uppnå, medan andra blir svårare att hantera (t.ex. koherens eller legitimitet). För beslutsfattare på

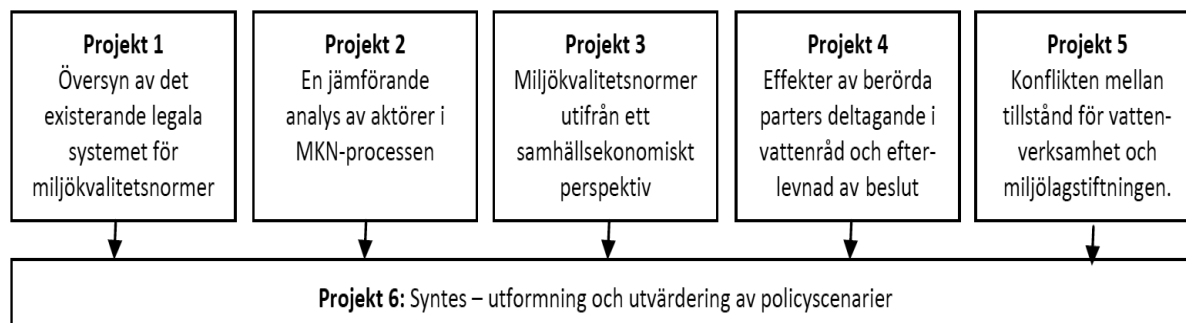
myndighetsnivå är det av central betydelse att förstå hur sådana värdekonflikter kan uppstå och hanteras i praktiken.

2.3 DELPROJEKTEN I FORSKNINGSPROGRAMMET

Figur 3 presenterar översiktligt de olika delprojekten i SPEQS-programmet. Projekt 1 har haft fokus på de rättsliga förutsättningarna inom systemet för miljö kvalitetsnormer. Syftet med projektet har varit att göra en samlad rättslig analys av det svenska systemet samt av motsvarande system i ett antal andra länder, från det att normerna sätts, till att de genomförs och följs upp. Analysen av det svenska systemet omfattar alla typer av miljö kvalitetsnormer, effekten av de senaste ändringarna i miljöbalken samt rättspraxis och tillsynsmyndigheters tillämpning. Detta projekt har också utgjort en viktig utgångspunkt för den utvärdering av alternativa sätt att utforma systemet, som genomförts inom ramen för programmets syntesprojekt (projekt 6). En viktig utgångspunkt i projektet har varit de EU-direktiv som ställer miljö kvalitetskrav. Analysen av den rättsliga koherensen mellan olika nivåer utgår således från dessa direktiv, men berör också relationen mellan miljö kvalitetsnormer, åtgärdsprogram och andra beslut som syftar till att uppnå och upprätthålla en föreskriven miljöstatus. Analysen av den rättsliga konstruktionens förmåga att medverka till adaptivitet inom systemet har framförallt utgått från kraven att faktiskt uppnå en viss miljöstatus, men med hänsyn tagen till generella krav på rättssäkerhet, såsom likabehandling och legalitetsprincipen.

Projekt 2 har främst syftat till att bidra till förståelsen av systemets administrativa koherens, legitimitet och adaptivitet. Detta har skett genom två delstudier. I den första har systemet för miljö kvalitetsnormer, och de processer som är kopplade till systemet, analyserats utifrån ett institutionellt flernivåperspektiv (med fokus på de formella institutionerna). Även denna forskning innehåller en del jämförande länderstudier. I detta delprojekt har fokus legat på administrativ koherens och delvis även på adaptivitet. Bland de saker som upptäckts är ett missnöje med beslutsgången mellan olika nivåer inom vattenförvaltningssystemet. Ett exempel är att det förekommer fall där vattenmyndigheterna anger vilka åtgärder HaV skall utföra. Rent formellt innebär detta att en underordnad myndighet har beslutanderätt över en överordnad myndighet och medför att det blir oklart vem som egentligen gör vad inom svensk vattenförvaltning.

I den andra delstudien beaktas främst frågor rörande legitimitet, vilket undersökts genom ett aktörscentrerat perspektiv. Närmare bestämt har forskningen kretsat kring tjänstemäns uppfattningar om systemet och dess konsekvenser, samt faktorer som påverkar dessa aktörers beteenden i olika institutionella omgivningar.



Figur 3. Delprojekt inom forskningsprogrammet SPEQS.

Projekt 3 har syftat till att bidra med en konceptuell och empirisk analys av hur begreppen kostnadseffektivitet och samhällsekonomisk effektivitet knyter an till och påverkar utformningen och genomförandet av miljö kvalitetsnormer, i första hand inom ramen för vattenförvaltningen. En viktig del av forskningen har handlat om hur kostnadseffektivitet kan och bör förstås inom ramen för ett system med miljö kvalitetsnormer, samt om att illustrera detta empiriskt med hjälp av två olika fallstudier.

Det faktum att normerna består av en rad olika kvalitetsfaktorer har viss relevans för ett kostnadseffektivt genomförande av systemet. Åtgärder som förbättrar en viss faktor kan också påverka förutsättningarna att förbättra andra faktorer. I en fallstudie har denna problematik belysts med exemplet övergödning och förhållandet mellan kväve och fosfor, men det generella resonemanget är direkt tillämpligt på miljö kvalitetsnormer för vatten. En annan viktig implikation av dessa mångdimensionella mål är att det utifrån ett effektivitetsperspektiv också är intressant hur människor värderar/viktat olika kvalitetsfaktorer gentemot varandra, t.ex. vilka faktorerers kvalitet som uppfattas som de viktigaste att säkerställa. I en annan fallstudie har därför en enkät riktats till allmänheten kring Alsterån, för att bland annat belysa hur hushållen kring vattenavrinningsområdet betraktar vattenkvalitet och hur de förhåller sig till avvägningar mellan olika kvalitetsfaktorer.

När det gäller genomförandet av det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer är en viktig lärdom från projekt 3 också att systemet bör tillämpas så brett som möjligt (dvs. omfatta alla relevanta aktörer), samt tillåta flexibilitet i valet mellan de olika fysiska åtgärder som kan vidtas för att säkerställa att normerna uppfylls. På dessa punkter finns viktiga brister i dagens system. Dessa brister, liksom olika strategier för att hantera desamma (t.ex. i form av kompensationsåtgärder, andra styrmedel etc.) diskuteras i kapitel 3.

Projekt 4 har tagit fasta på att allmänheten ska ges möjlighet att vara delaktig i vattenförvaltningen. Vattenmyndigheten ska samråda med bl.a. de verksamhetsutövare och enskilda som berörs av kvalitetskrav, förvaltningsplaner och åtgärdsprogram eller av andra frågor av större betydelse. I Sverige har det bildats s.k. vattenråd kring lokala vattendrag för att samverka vid beslut och genomförande av åtgärder för vattenkvaliteten. I vattenråden deltar kommuner, verksamhetsutövare, NGO, enskilda, m.fl. Det finns ingen enhetlig form för ett vattenråd och såväl storlek som genomförande varierar kraftigt. Projektet har studerat hur de människor som medverkar i vattenråden ser på sin uppgift och på vattenförvaltningen. Ett syfte har varit att utreda i vilken omfattning medlemmarna i vattenråden är villiga att anpassa sig efter de beslut som tas för att nå uppfyllelse av miljökvalitetsnormer och genomföra åtgärdsprogram. En vilja att anpassa sig innebär ett uttryck för upplevd legitimitet. I projektet studeras även i vilken omfattning som viljan att anpassa sig till besluten påverkas av ett antal andra faktorer såsom upplevd rättvisa, tillit, behov av förändring samt personliga och sociala normer.

Projekt 5 har syftat till att analysera mötet mellan den traditionella vattenrätten och moderna miljökrav. Avsikten har varit att analysera de svenska och norska tillståndssystemen för vattenverksamheter. En jämförelse har gjorts av de båda systemens rättsliga möjligheter att hantera de krav som ställs utifrån miljön och EU-rätten. Detta har lett till slutsatser om hur tillståndssystemet och miljörätten på vattenområdet bör utvecklas inför framtiden. En central fråga är hur tillstånd och villkor relativt enkelt ska kunna skärpas om detta behövs, när det finns risk för att miljötillståndet försämras eller att uppsatta och rättsligt reglerade mål om miljötillståndet (såsom god vattenstatus) inte nås (rättslig koherens och adaptivitet), samtidigt som verksamhetsutövarnas och andras berättigade förväntningar respekteras (legitimitet). Jämförelsen mellan de svenska och norska tillståndssystemen har även inbegripit frågan om ersättning ska betalas till verksamhetsutövare, som måste anpassa sina verksamheter till nya miljökrav, vilket gör att projektet också berör frågor om kostnadseffektivitet.

Syftet med projekt 6 har varit att, med utgångspunkt från resultaten från forskningen i projekten 1–5, behandla centrala problem vid genomförandet av det svenska systemet för miljökvalitetsnormer samt att ta fram och diskutera alternativa sätt att hantera de problemen. För att uppnå detta syfte arrangerades två workshops. Den första av dessa behandlade miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram för vatten. Tre scenarier presenterades. De två första behandlade svårigheterna med att genomföra ramvattendirektivets mål vid en havsvik som förorenas av olika slags verksamheter (överskriden miljökvalitetsnorm), respektive vid en älv som

byggts ut med flera vattenkraftsdammar som hindrar fiskvandring. I ett tredje scenario behandlades frågor kring den organisation som har ansvar för genomförandet av miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Varje scenario innehöll alternativa lösningar, varav vissa förutsatte ändrad lagstiftning.

Den andra workshopen innehöll ett scenario: en storstad där luften förorenas med kväve från utsläpp från vägtrafik, industriella anläggningar m.m. (överskriden miljö kvalitetsnorm). Även här diskuterades alternativa lösningar. Ett eller flera av SPEQS fyra perspektiv var framträdande i scenarierna. Exempelvis visade flera scenarier hur dagens regelsystem kan leda till kostnadsineffektiva åtgärder vid uppfyllandet av en miljö kvalitetsnorm, när krav på minskad förorening endast realiserar i samband med obligatorisk tillståndsprövning av ny och ändrad miljöfarlig verksamhet. Bristande adaptivitet avspeglades i scenarier där omprövning av tillstånd var en faktor. Legitimitets- och koherensfrågor kom bl.a. upp vid diskussioner om organisationen av vattenförvaltningen under första workshopen.

Sammanfattningsvis har de två workshopparna gett SPEQS-forskarna bättre insikter om hur miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram fungerar i praktiken idag, liksom om hur olika aktörer i samhället kan uppfatta olika alternativa lösningar för att underlätta genomförandet av dessa rättsliga instrument. Dessa insikter har påverkat formuleringen av vissa frågeställningar och berikat resonemangen i denna rapport.

3. GENOMFÖRANDET AV DET SVENSKA SYSTEMET FÖR MILJÖKVALITETSNORMER: PROBLEM OCH LÖSNINGAR MED UTGÅNGSPUNKT I SPEQS FORSKNING

I detta kapitel analyseras, med utgångspunkt i forskningen inom SPEQS, de problem och utmaningar vi uppmärksammat i det svenska systemet för miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram.¹⁵ Vidare diskuteras alternativa lösningar och i vissa fall förmodade konsekvenser av dessa. Diskussionen följer de första stegen i den struktur som ges av figur 1. Först behandlas således den rättsliga bakgrunden till miljö kvalitetsnormer och andra miljö kvalitetskrav samt hur dessa antas (avsnitt 3.1). I nästa avsnitt behandlas åtgärdsprogram som rättsligt instrument för genomförande av miljö kvalitetsnormer (3.2). Därefter diskuteras hur andra rättsliga och ekonomiska instrument (tillstånd, tillsyn, fysisk planering, utsläppshandel m.m.), ensamma eller i kombination med åtgärdsprogram, kan inverka vid genomförandet av miljö kvalitetsnormer (3.3). Myndigheternas ansvar tas upp här och var i dessa tre avsnitt, men frågor som rör myndigheternas roll vid genomförandet av åtgärdsprogram diskuteras även samlat i ett särskilt avsnitt (3.4). De fyra perspektiven avspeglas i till viss del i analyserna, men även aspekter utan direkt koppling till perspektiven behandlas, eftersom ett viktigt delsyfte med kapitlet är att skapa större förståelse för systemet i stort.

3.1 OLIKA TYPER AV MILJÖKVALITETSKRAV

3.1.1 Det saknas en hanterbar struktur för miljö kvalitetskrav i Sverige

Miljökrav som relaterar till miljöns status skiljer sig dels avseende preciseringsgrad (från ett generellt mål om god status till precisa krav på viss kemisk eller biologisk sammansättning som ska mätas på visst sätt), dels avseende rättslig effekt, dvs. vilka rättigheter och skyldigheter som finns knutna till miljö kvalitetskravet. Det finns inga begrepp för miljö kvalitetskrav som är enhetliga för EU-rätten och svensk rätt avseende preciseringsgrad och rättslig effekt. Inte heller i övrigt är begrepps användning i EU:s rättsakter konsistent (t.ex. med avseende på olika deskriptorer, parametrar, miljömål m.m.). Att det finns så många olika begrepp och att vissa av dessa har olika innebörd i olika sammanhang, försvårar kommunikationen om miljö kvalitetskravens innebörd.

¹⁵ För en mer ingående analys av gällande rätt om olika slags miljö kvalitetsnormer (inom EU och i Sverige), se Olsen Lundh (2016).

I Sverige finns olika slags krav på viss miljö kvalitet. Dels finns de i lag reglerade miljö kvalitetsnormerna enligt 5 kap. miljö balken, dels finns systemet med miljö kvalitetsmål som lagstiftarna har valt att inte integrera i lagstiftningen. Till skillnad från miljö mål i allmänhet är miljö kvalitetsnormerna rättsligt bindande, fast i olika grad, enligt den svenska lagstiftningen. Det innebär att förekomsten av en miljö kvalitetsnorm för med sig vissa rättsliga effekter, bl.a. vissa utredningskrav och krav på hänsynstagande vid vissa verksamheter samt krav på framtagandet av åtgärdsprogram. De av riksdagen beslutade 16 svenska miljö kvalitetsmålen, ett generationsmål och ett antal delmål är däremot inte rättsligt bindande, utan avser framförallt att vägleda myndigheternas arbete och ska mer förstås som mål att sikta mot. Dessa miljö kvalitetsmål benämns även miljö mål.

Även om de svenska miljö kvalitetsnormerna oftast har sin utgångspunkt i EU-rätten, är det inte sällan som normerna även preciserar de av riksdagen beslutade miljö kvalitetsmålen. Oftast har miljö kvalitetsnormerna tillkommit som en direkt följd av de miljö kvalitetskrav som ställs genom olika EU-direktiv. De krav på uppnående av viss status på miljön, som formuleras i olika EU-rättsliga regler, benämner sällan kraven som just miljö kvalitetsnormer. Om begreppet miljö kvalitetsnorm används i ett EU-rättsligt dokument, är det inte säkert att det avser detsamma som miljö kvalitetsnormer i svensk rätt. I EU-direktiven benämns miljö kvalitetskrav som bl.a. gränsvärden, långsiktiga mål, kritisk nivå och miljö mål. Det är således viktigt att uppmärksamma att det som inom EU-direktiv benämns miljö mål i vissa direktiv kan ha långtgående rättsliga verkningar. Ett tydligt exempel på detta är Weser- domen (C-461/13), som avsåg frågan om huruvida muddringar i den tyska floden Weser var tillåtna enligt ramvattendirektivet. Det EU-rättsliga kravet på att vidta alla nödvändiga åtgärder för att förebygga en försämring av statusen i alla ytvattenförekomster benämns i direktivet som ett ”miljö mål” (artikel 4.1 a). Av Weser- domen framgår emellertid att tillstånd i ett enskilt fall *inte får ges* om tillståndet innebär att aktuell ytvattenstatus kan försämrats. Inte heller får tillstånd ges till en verksamhet om man därmed äventyrar målet att uppnå av god ytvattenstatus i berörd vattenförekomst inom utsatt tid.¹⁶ De i direktivet benämnda miljö målen har därmed getts en rättslig effekt, som inom svensk rätt endast ges av miljö kvalitetsnormer (och bland dessa, i princip endast av gränsvärdesnormer).

För förståelsen är det viktigt att vara medveten om denna stundtals överlappande, stundtals helt divergerande, användning av begreppen inom EU-rätten och den svenska rätten. Avgörande för att bringa klarhet i innebörden av ett miljö kvalitetskrav är att utifrån den enskilda rättsakten

¹⁶ Michanek (2015).

klargöra huruvida det ställs krav (och hur dessa krav utformats) på att viss miljö ska vara av en viss beskaffenhet senast vid en viss angiven tidpunkt. För att underlätta förståelsen av den terminologiska diskussionen i avsnitt 3.1 används här samlingsbegreppet *miljökvalitetskrav*.¹⁷

Trots att vi i Sverige har ett strukturerat miljömålsarbete, finns det inte något övergripande system för att klargöra *förhållandet* mellan olika typer av miljömål och miljökvalitetskrav. Ju mer preciserade målen är, inte minst genom miljökvalitetsnormer, desto skarpare kommer målkonflikterna och resurskonkurrensen i dagen. Exempelvis kan målet god vattenstatus komma i konflikt med målet att begränsa klimatpåverkan genom ökad användning av förnyelsebar energi, såsom vattenkraft, liksom med helt andra samhällsmål, såsom utbyggnad av bostäder och kommunikationer. Visserligen ska målet om en hållbar utveckling vara vägledande i all tillämpning av miljöbalken, men det är inte lätt att i ett enskilt ärende avgöra vad som långsiktigt är mest hållbart. Mål som har en tydlig förankring inom EU-rätten har företräde framför mål som har en nationell utgångspunkt. Konsekvensen av denna fragmentisering och brist på övergripande politisk prioritering av målen, är att målkonflikter kommer i dagen när domstolar, myndigheter och kommuner ska genomföra de olika sektorsmålen, inte minst vid rättstillämpningen.

3.1.2 Miljöbalkens begrepp miljökvalitetsnorm är inte anpassat till EU-rätten

Miljöbalken skiljer mellan fyra olika typer av miljökvalitetsnormer: *gränsvärden* som ska uppnås, *riktvärden* som bör uppnås, *bioindikatorer* samt *övriga kvalitetskrav* som följer av EU-medlemskapet. För de två sista kategorierna anger lagtexten inte någon rättslig status, dvs. om de ska utgöra gränsvärden eller riktvärden. Det är dessutom oklart vad en norm enligt fjärde kategorin kan komma att omfatta.

EU:s miljökvalitetsdirektiv ställer krav på viss miljöstatus som ska vara uppnådd vid en viss tidpunkt, utan att för dessa krav använda en enhetlig benämning. Det betyder att den svenska lagstiftaren måste analysera vilka miljökvalitetskrav som egentligen ställs i varje direktiv. Lagstiftaren kan inte nöja sig med att enbart använda begreppet miljökvalitetsnorm, eftersom det då inte framgår om det är en gränsvärdesnorm eller en riktvärdesnorm som avses.

Vissa av miljökvalitetsnormerna i luftkvalitetsdirektiven, liksom ramvattendirektivets krav beträffande kemisk status, har i Sverige antagits som gränsvärdesnormer. Övriga krav som ramvattendirektivet ställer har antagits som sådana normer som följer av Sveriges medlemskap i unionen. Av

¹⁷ I andra delar av rapporten används termen "miljökvalitetsnorm" eftersom denna, till skillnad från "miljökvalitetskrav", är etablerad i den svenska lagstiftningen.

svenska förarbeten och praxis har klargjorts att dessa övriga normer inte ska utgöra gränsvärdesnormer, utan betraktas som icke bindande målsättningar. Svenska tillståndsmyndigheter har förvisso ansett det nödvändigt att ta fram miljökonsekvensbeskrivningar som omfattar även denna typ av miljökvalitetsnormer, men i prövningar har de ekologiska miljökvalitetsnormerna inte getts en sådan tyngd att de medfört högre krav på verksamheter eller utgjort grund för att stoppa verksamheter (som kan bli följden när i stället ”gränsvärdesnormer” tillämpas). De olika delarna av begreppet god vattenstatus – vattnets kemiska status och dess ekologiska status – har alltså getts olika rättsföljd i Sverige. Även de miljökvalitetsnormer som gäller för havsmiljön, förutom den norm som avser koncentrationer av farliga ämnen och som hänvisar till ramvattendirektivet, har antagits som normer enligt den fjärde kategorin (EU-normer) och utgör således inte tydliga gränsvärdesnormer.¹⁸

De svenska rättskällorna (lagtext, förarbeten och hittillsvarande svensk rättspraxis) innebär att miljökvalitetsnormer som inte formellt är ”gränsvärden”, ska beaktas inom ramen för de allmänna hänsynsreglerna, men också att man i princip kan underlåta att följa dem i en tillstånds- eller tillsynssituation, utan att det skulle utgöra ett olagligt beslut. En ny eller förändrad verksamhet skulle därför, enligt de svenska rättskällorna, vara laglig och tillåtas, trots att den medför ytterligare påverkan på en vattenförekomst, även om denna påverkan skulle utgöra en försämring. Det betyder också att det skulle finnas situationer då en verksamhetsutövare inte är skyldig att vidta ytterligare försiktighetsåtgärder, trots att de ekologiska kvalitetskraven inte är uppnådda.

Denna brist på rättsverkan, som alltså är en följd av hur normen antagits i Sverige, är problematisk eftersom det samtidigt finns ett krav på Sverige att vidta alla åtgärder för att uppnå god ekologisk status i vattenförekomsterna 2015, eller när tidpunkten skjutits fram, 2021 eller (senast) 2027. När det gäller konstgjorda och kraftigt modifierade vattenförekomster är kravet lägre, men inte obetydligt: här hänvisas till ”god ekologisk potential”. Medlemsstaterna är skyldiga att se till att det vidtas åtgärder för att förbättra statusen i de vattenförekomster som inte redan uppnår god status. Vidare ska medlemsstaterna genomföra alla åtgärder som är nödvändiga för att förebygga en försämring.

I den tidigare nämnda Weser- domen klargjordes vad kraven att uppnå en god status och förebygga en försämring, innebär. Av domen framgår som sagt att en medlemsstat är skyldig att neka tillstånd till ansökta projekt som kan

¹⁸ Christiernsson (2015a) och Olsen Lundh (2014a).

äventyra uppnåendet av målet ”god ytvattenstatus”, liksom till projekt som står i strid med ramvattendirektivets mål att förebygga försämring av aktuell vattenstatus, oavsett nivån på denna. Domstolen klargör även hur man avgör när det är fråga om försämring. Det är inte nödvändigt att en sämre statusklass nås, utan det räcker att en enda *kvalitetsfaktor* (t.ex. fytoplankton) försämras till en lägre klass. Är statusklassen redan den lägsta är det tillräckligt att en parameter försämras, t.ex. artsammansättningen av fytoplankton). Detta är ett mycket viktigt klargörande av rättsläget.

Domen tar sikte på *tillståndsprövning*, men artikel 4.1 a) i), som tillämpas i målet, kräver att medlemsstaterna ska ”genomföra *alla åtgärder* som är nödvändiga för att förebygga en försämring av statusen i alla ytvattenförekomster” (*rapportförfattarnas kursivering*). Domen ställer därmed *indirekt krav på att medlemsstaterna dels förhindrar* aktiviteter som kan försämra statusen, dels *aktivt förebygger* en statusförsämring. Kraven gäller exempelvis vid beslut om tillsyn och fysisk planering, och kan betyda att myndigheter måste initiera omprövning av tillstånd.

Av Weser-domen har det klargjorts att den svenska implementeringen av ramvattendirektivet inte motsvarar skyldigheterna enligt direktivets krav, såsom EU-domstolen tolkat dem. Det brister med andra ord i koherensen mellan den svenska lagstiftningen och EU-rätten. Dessutom medför användningen av den fjärde kategorin av miljökvalitetsnorm, också svårigheter att förutse hur det svenska rättsväsendet kommer att tolka direktivet och dess implementering i svensk lagstiftning.¹⁹

Användningen av begreppet miljökvalitetsnorm förefaller inte heller vara koherent inom det svenska regelsystemet, i vart fall finns det regleringar som väcker frågan om lagstiftaren alltid har haft helhetsbilden klar för sig. I de fall miljöbalken och andra författningar, t.ex. plan- och bygglagen, hänvisar *allmänt* till en ”miljökvalitetsnorm” synes kategorierna behandlas likartat. Exempelvis får enligt otvetydig lagtext en detaljplan inte antas om beslutet strider mot en ”miljökvalitetsnorm”, oavsett vilken kategori av miljökvalitetsnorm det är fråga om. Det exemplet skiljer sig från en situation där lagregeln hänvisar till specifikt till ”gränsvärdesnormer”, såsom i de

¹⁹ Se Naturvårdsverkets yttrande i mål M 1881-09 angående ansökan om tillstånd till anläggande av Ladvattenåns kraftverk m.m., Kramfors kommun 2010-07-02, Dnr 526-6044-09, där Naturvårdsverket lyfter fram just det problematiska i att miljökvalitetsnormerna är av en viss karaktär enligt ramvattendirektivet utan att erkännas som sådana enligt svensk rätt.

allmänna hänsynsreglerna (bl.a. för att avgöra om krav ska ställas som går utöver ”bästa möjliga teknik”).²⁰

Beskrivningen av miljöstatus eller belastning kan göras på olika sätt. Ett miljötillstånd kan t.ex. beskrivas i ord eller genom att ange vissa värden i siffror. Under arbetet inom SPEQS har det inte framkommit något starkt behov av att kunna skilja ut olika typer av normer beroende på det sätt på vilket beskrivningen görs. En slutsats är därmed att det saknas behov av att ha kvar den tredje kategorin av miljö kvalitetsnormer, nämligen för indikatorer.

3.1.3 Det finns problem med utformningen av vattenkvalitetskraven

För att kunna uppnå ett visst miljö kvalitetskrav, såsom god vattenstatus eller frisk luft, är det nödvändigt att kraven är formulerade utifrån relevanta biologiska och kemiska förutsättningar. Uppnås de angivna kvalitetskraven ska också miljömålet uppnås. Trots användningen av bästa vetenskapliga kunskap om dessa förutsättningar, finns det alltid en risk att bedömningen av vilka kriterier som är relevanta eller sättet att mäta dessa är felaktigt eller otillräckligt. För att kunna uppnå miljömålen är det nödvändigt att systemet för genomförandet av miljö kvalitetskrav är adaptivt i relation till ny kunskap och kan hantera denna. Det medför att den enskilda verksamhetsutövaren måste vara beredd på att förutsättningarna för bedrivandet av verksamheten kan komma att förändras, antingen på grund av ny kunskap eller på grund att miljöns status förändras. Felaktiga bedömningar av vattenstatusen kan alltså betyda att kostnader läggs på åtgärder som senare visar sig inte vara nödvändiga för att uppnå kravet om en god status, eller som inte medför tillräckliga förbättringar av statusen. Det är således en fråga om kostnadseffektivitet.

Under arbetet med SPEQS har det framkommit att vattenkvalitetsnormernas utformning, dvs. det sätt som normerna beskriver den vattenstatus som ska uppnås och upprätthållas, har ifrågasatts. Kritik har framförts mot kriterierna för god vattenstatus i ramdirektivet för vatten samt mot hur de ska mätas.²¹ Exempelvis har det framförts att den kemiska statusen enbart reglerar ett fåtal av de kemiska ämnen som finns i vattenmiljön och att dessa dessutom enbart bedöms var och en för sig, utan hänsyn till den sammantagna effekten som kemikalierna kan komma att få när de blandas i vattenmiljön. Likaså har det ifrågasatts om de kvalitetsfaktorer, som framgår av den svenska förordningen (2004:660) för förvaltning av vattenmiljön (vattenförvaltningsförordningen) och HaV:s föreskrifter, är relevanta eller tillräckliga för att kunna fastställa

²⁰ 2 kap. 7 § 2 och 3 st. miljöbalken. Denna precisering av normkategori stämmer väl överens med industriutsläppsdirektivets krav (tidigare IPPC-direktivet); Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp.

²¹ Se bl.a. Josefsson (2015).

vattenstatusen i en vattenförekomst. Vidare har den svenska vattenförvaltningsförordningen kritiserats för att vattenförekomsterna blivit alltför små jämfört med vad som varit avsikten i ramvattendirektivet. Konsekvensen av detta är att bedömningen av statusen endast utgår från en liten del av det som direktivet avser med vattenförekomst.²² Även vad gäller luftkvalitetsnormer finns det en diskussion om vilka ämnen som ska regleras och på vilken nivå kvalitetskraven ska ligga, men diskussionen har inte fokuserat på utformningen av normerna som sådana.

Enligt ramvattendirektivet ska målet om en ”god ekologisk status” bedömas utifrån flera kvalitetsfaktorer och parametrar, som i sin tur kan vara beroende av varandra. Åtgärder som syftar till att förbättra en specifik miljö kvalitetsfaktor kan exempelvis påverka förutsättningarna för att nå en annan faktor. En fallstudie inom SPEQS av hur fosfor- och kväveutsläpp bidrar till förutsättningarna för att nå det övergripande miljömålet ”Ingen övergödning (eutrofiering)”, illustrerar hur ett kostnadseffektivt uppfyllande av övergödningens målet måste baseras på en specifik mix av fosfor- respektive kvävereduktion. Hänsyn måste tas till att den önskvärda reduktionen av fosforutsläppen kan bero på den redan uppnådda nivån på kväveutsläppen (och vice versa).²³ Som påpekats ovan är denna typ av interaktionseffekter potentiellt viktiga vid planeringen för att uppnå och upprätthålla god vattenstatus, som är en miljö kvalitetsnorm som är sammansatt av flera olika kvalitetsfaktorer. I den svenska lagstiftningen om miljö kvalitetsnormer ges normalt sett inget utrymme för att ta hänsyn till sådana kombinations- och interaktionseffekter; exempelvis behandlas ofta enskilda kvalitetsfaktorer separat. Detta försämrar politikens kostnadseffektivitet.

Till skillnad från miljö kvalitetsnormerna för luft, som framgår direkt av förordningen om luftkvalitet, är det betydligt mer komplicerat att få klarhet i vattenkvalitetsnormernas innehåll. Beträffande god kemisk status krävs t.ex. att man tolkar vattenmyndigheternas föreskrifter i ljuset av ramvattendirektivet (i direktivets bilagor kan man utläsa vid vilka koncentrationer gränsen går mellan ”god kemisk status” och ”uppnår inte god kemisk status”). För att fullt ut förstå vad som fordras för att en vattenförekomst ska anses ha ”god ekologisk status” måste man studera såväl förvaltningsplaner som VISS (Vatteninformationssystem Sverige: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/>). I vissa fall krävs utredning ned på parameternivå för att visa att kravet att inte ytterligare försämr

²² Josefsson (2015). Se även MMD 2016-02-24 M 2431-14; Mark- och miljödomstolen i Östersund ifrågasätter om vattenmyndighetens indelning i vattenförekomster är förenlig med delegationsrätten, eftersom indelningen inte följer ramvattendirektivets definition av vattenförekomst, till vilken Vattenförvaltningsförordningen hänvisar.

²³ Geijer (2014).

vattenstatusen efterlevs. För den enskilde, som måste känna till normerna när denne t.ex. ska utforma en tillståndsansökan och miljökonsekvensbeskrivning, eller för den myndighet som ska utöva tillsyn eller pröva tillståndet, är detta ett komplicerat tillvägagångssätt.

Det finns en rad faktorer som beskrivits ovan som påverkar kommunikationen mellan olika aktörer som berörs av miljökvalitetskrav. Det rör tveksamheter vad gäller kvalitetsfaktorernas utformning samt metoderna för att mäta dessa, enligt både EU:s direktiv och svensk lagstiftning. Men det rör även svårigheter med att få en tydlig bild av de svenska kvalitetskraven, samt den rättsliga effekten av att dessa inte nås.

Det finns stor risk att de olika åsikterna och diskussionen kring normernas utformning och rättsliga effekt dels minskar förutsebarheten för de aktörer som kan komma att påverkas av normerna, dels skapar konflikter mellan olika aktörer som hävdar olika tolkningar av reglerna. Det tar mycket tid att sätta sig in i frågorna och ställer krav på en viss juridisk kompetens, vilket påverkar olika aktörers agerande. Bland exempelvis kommunala tjänstemän har denna osäkerhet visat sig kunna leda till att man bortser från vattenkvalitetsnormerna och i stället hanterar ärenden på det sätt som man gjorde innan det fanns normer att beakta.²⁴ Även myndigheter såsom länsstyrelsen har visats sig obenägra att lyfta fram miljökvalitetsnormernas påverkan på beslut. Forskning inom SPEQS visar t.ex. att endast en av tre länsstyrelser har beaktat miljökvalitetsnormer vid tillståndsprövningar och tillsyn av markavvattning och dikesrensningar, trots att markavvattning enligt åtgärdsprogrammen är ett omfattande problem i stora delar av landet.²⁵ Däremot beaktas i stor utsträckning traditionella naturvärden, såsom förekomst av fridlysta eller sårbara arter eller skyddade områden. Studien indikerar även att regleringsbrev har stor betydelse för genomförandet av vattenförvaltningens åtgärdsprogram. Allt eftersom praxis utvecklas kan osäkerheterna komma att minska, men helt klart är att det finns behov av att ändra lagstiftningen framförallt för att nå överensstämmelse med EU-rätten. En tydligare reglering av miljökvalitetskrav kan också stärka legitimiteten för förvaltningen.

3.1.4 Processen för att sätta miljömål och miljökvalitetskrav uppfattas som sluten

Svårigheterna med att uppnå miljökvalitetsmål som omfattar många olika dimensioner (t.ex. många olika kemiska och ekologiska kriterier) kan förstärkas av att allmänheten kan uttrycka andra preferenser gentemot olika miljökvalitetsförbättringar än vad som (implicit) uttrycks i rådande miljökvalitetsnormer och kvalitetsfaktorer. Inom SPEQS har en

²⁴ Sevä (2016).

²⁵ Christiernsson (2015b).

enkätundersökning (ett s.k. valexperiment) riktats till de hushåll som kan antas beröras av vattenkvaliteten i Alsteråns avrinningsområde i östra Småland.²⁶ Hushållen ombads välja mellan olika hypotetiska scenarier karakteriserade av indikatorer för olika ekologisk status. För att indikatorerna skulle vara valda och definierade på ett relevant sätt, utformades de i samråd med personer med denna kompetens från Länsstyrelsen i Kalmar. De indikatorer som användes i enkäten var vattnets klarhet, artrikedom i fisk och artrikedom bland bottenlevande djur. Detta är givetvis en förenkling, men samtidigt nödvändigt för att kunna förstås av personer med begränsad kunskap kring vattenkvalitet. Som exempel kan nämnas att ”siktdjup” operationaliserades som vattnets klarhet. I varje scenario inkluderades även en eventuell framtida kostnad på hushållsnivå för att uppnå förbättringar i de aktuella indikatorerna. Resultaten visar att hushållen kring Alsterån ibland uttrycker en positiv betalningsvilja för ett klarare vatten och för ökad variation och förekomst av olika fiskarter, medan de inte har någon betalningsvilja för ökad förekomst och artrikedom av bottenlevande djur (kräver snarare en kompensation). Resultaten tyder också på att hushållens preferenser är asymmetriska då en försämring ogillas mer än en förbättring gillas, i förhållande till den nivå på indikatorerna som bedömdes gälla vid enkätens genomförande. Även om denna undersökning inte fokuserar på vattenförvaltningens legitimitet, väcker den frågan om hur systemets långsiktiga legitimitet påverkas av om åtgärder sätts in för att förbättra miljö kvalitetsattribut som den omgivande befolkningen inte värderar så högt. I andra fall uttrycks dock stöd för parametrar som ska bedömas enligt ramvattendirektivet. Ett viktigt exempel på det senare är siktdjup och vattnets klarhet (och avsaknad av lera).

Legitimiteten för målen och normerna kan även påverkas av i vilken mån som olika intressenter haft möjlighet att delta i och påverka framtagandet av normerna och målen. En uppfattning som framfördes vid workshop 1 var att miljö kvalitetsnormerna för ekologisk status (främst) framtagits utan möjlighet för intresseorganisationer att ge synpunkter. En viktig utgångspunkt för EU:s miljö kvalitetsdirektiv har varit att de utgår från behoven i de faktiska förhållandena i miljön och inte utifrån vad som är tekniskt eller ekonomiskt möjligt att hantera. Därför har utformandet av kvalitetskrav i stor utsträckning överlämnats till olika typer av framförallt naturvetenskapliga experter.

3.1.5 Alternativa lösningar

Nedan presenteras ett antal alternativa sätt att hantera de ovan beskrivna problemen med miljö kvalitetskrav.

²⁶ Ek och Persson (2016).

1. Klargöra att ekologisk status i ramvattendirektivet utgör gränsvärdesnormer

För att nå en överensstämmelse med kraven i ramvattendirektivet, så som det har preciserats i Weser- domen, kan i svensk lagstiftning anges att ekologisk vattenstatus ska ses som miljö kvalitetsnormer av gränsvärdeskaraktär. Regeringen kan därför ändra vattenförvaltningsförordningen så att det tydligt framgår att samtliga vattenkvalitetskrav, som följer av ramvattendirektivet, utgör ”gränsvärdesnormer” enligt 5 kap. 2 § första stycket 1 p miljöbalken. Direktivet och Weser- domen medför även krav på andra ändringar, se vidare nedan avsnitt 3.3.4.

2. Införa begreppet miljö kvalitetskrav i 5 kap. miljöbalken samt ange ett antal olika typer av miljö kvalitetskrav

Terminologin kring miljö kvalitetsnormer, miljö mål m.m. har diskuterats i flera statliga utredningar. Utifrån dessa diskussioner kan konstateras att det finns ett starkt behov av att kunna använda olika begrepp för olika typer av miljö kvalitetskrav. Det handlar dels om att skilja mellan normernas syfte och rättsverkan (t.ex. skillnaden mellan gränsvärdesnormer och riktvärdesnormer), dels om att skilja mellan normer som beskriver miljö status (såsom de svenska miljö kvalitetsnormerna för luft- och vattenkvalitet) och normer som beskriver den samlade belastningen (såsom bullernormerna). Att föreskriva om ett samlat tak för belastningen av ett område kan också vara ett rättsligt instrument att använda vid genomförandet av miljö kvalitetsnormer.

För att nå en lämplig struktur enligt ovan kan rubriken till 5 kap. miljöbalken ändras till *Miljö kvalitetskrav*. 5 kap. 2 § kan reglera ett antal olika former av miljö kvalitetskrav:

- miljö kvalitetsnormer som inte får överskridas,
- riktvärdesnormer som inte bör överskridas,
- belastningsgränsvärden och
- belastningsriktvärden.

En sådan förändring av regleringen av miljö kvalitetskrav medför sannolikt att regeringen och inte myndigheter såsom vattenmyndigheterna skulle vara den som utfärdar normer med kvalitetskrav. Att samla miljö kvalitetskraven i förordningar skulle medföra en ökad möjlighet till överblick över gällande krav. Ekologisk vattenstatus skulle då ingå bland miljö kvalitetsnormer som inte får överskridas (förslaget under punkt 1 ovan behövs då inte).

3. Förbättra kommunikationen med allmänheten och verksamhetsutövare om miljö kvalitetskravens utgångspunkter

En ökad tillit bland allmänheten för arbetet med att uppnå och bibehålla miljö kvalitetskrav skulle kunna uppnås genom en bättre kommunikation om vad som egentligen utgör en god vattenstatus. För att förbättra denna kommunikation kan det vara viktigt att först förstå vilka preferenser allmänheten har vad gäller god vattenkvalitet. Därefter bör det klargöras hur förvaltningens kriterier för god vattenstatus förhåller sig till dessa preferenser. Är en av allmänhetens preferenser att vattnet ska vara klart och rent kan det exempelvis vara nödvändigt att informera allmänheten om att klart vatten inte nödvändigtvis är detsamma som god vattenkvalitet, på samma sätt som grumligt vatten inte nödvändigtvis betyder att vattnet är giftigt eller farligt att bada i eller dricka.

För att öka tilliten till att miljö kvalitetsnormer och andra miljö kvalitetskrav har satts utifrån bästa tillgängliga kunskap, finns det behov av att tydliggöra den vetenskapliga grunden för hur normerna utformats. Detta kan ske genom olika typer av informationsinsatser. Det förekommer även forskning om hur kvalitetskrav kan formuleras på ett sätt som bättre uppfyller vetenskapliga kriterier, bl.a. genom forskningsprogrammet WATERS.²⁷ HaV har reviderat grunderna för bedömning av ekologisk vattenstatus, såsom de kommer till uttryck i verkets föreskrifter och ytterligare förändringar kan förväntas.²⁸

Tilliten skulle också kunna förbättras genom anordnade av offentliga hearingar med de forskare och tjänstemän, som arbetar med framtagandet av de bedömningsgrunder som ligger till grund för normerna. En mer långtgående lösning skulle vara att möjliggöra för en domstol att överpröva beslut om miljö kvalitetskrav. En ökad förståelse för kriterierna för god vattenstatus kan sannolikt öka tilliten till systemet och därmed, på längre sikt, även legitimiteten och viljan att medverka till att genomföra åtgärder m.m. för att förbättra vattenkvaliteten.

4. Införa ett miljöindex för kvalitetsfaktorer – ett enhetligt mått på miljö kvalitet

För att möjliggöra en aggregering av enskilda kvalitetsfaktorer för ekologisk vattenstatus (t.ex. fisk, bottenfauna etc.) till ett enhetligt mått på miljö kvalitet för vatten, kan ett s.k. miljöindex tas fram. Vår preliminära empiriska analys visar att införandet av ett sådant miljöindex skulle kunna innebära betydande kostnadsbesparingar, även om dessa också måste vägas mot de extra

²⁷ <http://waters.gu.se/>.

²⁸ HVMFS 2013:19 och 2015:14.

administrativa kostnaderna som skulle följa av att introducera en sådan mer komplex målformulering. En sådan lösning förutsätter dock att EU ändrar metoden för att bestämma god ekologisk vattenstatus i ramvattendirektivet. Som preciserats i Weser-domen är (normalt) varje enskild kvalitetsfaktor avgörande för bestämmandet av statusklass (ovan avsnitt 3.1.2).

3.2 ÅTGÄRDSPROGRAMMEN

Åtgärdsprogrammen som sådana behandlas i detta avsnitt. Programmen är centrala även i det följande avsnittet, som handlar om hela systemet för genomförande av miljökvalitetsnormer med olika instrument (3.3). Det är oundvikligt att vissa frågor om programmen berörs i båda avsnitten.

I detta avsnitt tar vi upp frågan om vem som är adressat för åtgärderna (3.2.1) och därefter hur åtgärder kan formuleras i programmen, närmare bestämt vilka slags åtgärder som omfattas och hur precist åtgärderna beskrivs i programmet (3.2.2). Vidare behandlas programmets funktion att fördela åtgärder (bördor) mellan de olika aktörer som kan påverka uppfyllandet av en miljökvalitetsnorm (3.2.3). Vissa frågor kring genomdrivandet av åtgärdsprogram analyseras särskilt (3.2.4). Avslutningsvis diskuteras alternativa lösningar på de problem som identifierats (3.2.5).

3.2.1 Åtgärdsprogrammen riktas inte direkt till enskilda miljöpåverkare

Åtgärdsprogram riktas till förvaltningsmyndigheter på olika nivåer och kommuner (nedan myndigheter). Dessa ”skall inom sina ansvarsområden vidta de åtgärder som behövs enligt ett åtgärdsprogram”.²⁹ Enskilda verksamhetsutövare eller hushåll träffas inte direkt av programmets åtgärder, trots att många åtgärder slutligen utförs av just dessa. Myndigheterna blir alltså ett mellanled vid genomförandet. Denna konstruktion innebär en risk för att genomförandet av åtgärdsprogrammen, och därmed miljökvalitetsnormerna, inte genomförs. Detta utvecklas närmare i avsnitt 3.2.4.

3.2.2 Åtgärderna i programmen har inte varit tillräckligt konkreta

Programmen kan ange åtgärder av en rad olika slag. Det kan vara fråga om att förbättra kunskapsläget och att ta fram underlag för planering av framtida åtgärder. Åtgärdsprogrammen kan även ange att myndigheter behöver besluta om krav på konkreta åtgärder som direkt rör enskilda aktörer. Som exempel på detta kan nämnas att tillståndsvillkor för befintliga industrier m.m. behöver omprövas och skärpas, att tillsynen över jordbruk behöver intensifieras för att minska läckage av kväve eller att ett miljöskyddsområde behöver bildas med generella föreskrifter för att minska förorening inom ett område. I många fall

²⁹ 5 kap. 8 § miljöbalken.

är det fråga om åtgärder som kan genomföras med befintliga styrmedel inom ramen för nu gällande lagstiftning. Åtgärdsprogram kan även ange att nya styrmedel (lagliga krav, skatter m.m.) behöver införas eller att befintliga sådana behöver ändras.

De faktiska handlingar som myndigheternas användning av styrmedel syftar till (t.ex. en reducerad användning av konstgödsel), benämns också ofta som åtgärder. Inom systemet med miljö kvalitetsnormer används begreppet ”åtgärd” således för att beskriva både *styrmedel* som olika myndigheter samt kommunerna ska tillämpa (t.ex. tillståndsprövning och tillsyn) och de *fysiska åtgärder* (t.ex. rening av dräneringsvatten) som behöver vidtas. Även om detta delvis är en semantisk fråga finns en risk med en sådan sammanblandning, genom att frågan om vilka incitament och drivkrafter som hushåll och företag har för att utföra de åtgärder som myndigheterna vill se genomförda ges för lite fokus.³⁰

Utformningen av åtgärdsprogram är en väsentlig faktor vid genomförandet av miljö kvalitetsnormer. I de åtgärdsprogram för de fem vattendistrikten, som har gällt för åren 2009–2015, är åtgärdena oftast ganska allmänt beskrivna och tar sällan sikte på konkreta, fysiska åtgärder vid de verksamheter som påverkar miljö kvalitetsnormen. Ofta handlar det i stället om att informationen om ett visst förhållande ska förbättras, eller att en ny strategi ska utarbetas. Inte sällan är åtgärdena så vagt beskrivna att det knappast går att utvärdera resultatet i efterhand.

Graden av precision i programmet får betydelse vid prövning och kontroll av verksamheter och åtgärder enligt miljöbalken. De allmänna hänsynsreglerna anger ramarna för vilka försiktighetsmått som ska krävas, liksom om tillstånd ska kunna ges till en verksamhet i situationer där det finns risk för att en miljö kvalitetsnorm inte klaras.³¹ Åtgärdsprogrammen kan dock styra tillämpningen av hänsynsreglerna (frågan behandlas närmare i avsnitt 3.3.1).

Kommissionen har i sin landspecifika rapport om implementeringen av ramvattendirektivet påpekat att de svenska åtgärdsprogrammen saknar information om vilka konkreta åtgärder som kommer att utföras och vid vilka vattenförekomster. Därigenom saknas också information om vilka påverkansfaktorer (miljöbelastningar) som åtgärdena är riktade mot.³²

³⁰ Söderholm et al (2015).

³¹ 2 kap. 7 § 2 och 3 st. miljöbalken.

³² Se kommissionens kritik av Sveriges åtgärdsprogram i EU-kommissionen (2012) och (2014).

De nya förslag till åtgärdsprogram som ska gälla för perioden 2016–2021 är, återigen, i huvuddokumentet lika lite vägledande och i det närmaste identiska för de fem vattendistrikten. Till skillnad från 2009 års program innehåller dock de nya programmen bilagor med områdesspecifika åtgärder. I dessa åtgärdsområden är graden av precision betydligt högre än i tidigare program. För vissa åtgärdsområden ligger fokus på att komma tillrätta med problem i samband med markavvattning och dikesrensning (åtgärd: biotopvård av utträtade och rensade diken), medan det i andra områden anges åtgärder för att få bort vandringshinder vid vattenkraftsanläggningar. I förslaget anges att åtgärderna i bilagorna kan ersättas med andra åtgärder om sådana är mer kostnadseffektiva. De nya förslagen till åtgärdsprogram har kritiserats av vissa kommuner och intresseorganisationer och är vid skrivande stund (juni 2016) föremål för regeringsprövning.³³ En viktig, men ännu inte klarlagd fråga, är om de mer precisa områdesspecifika åtgärderna rättsligt ska ses som en del i åtgärdsprogrammet. Frågan har betydelse för tillämpningen av sådana regler där termen ”åtgärdsprogram” inverkar på rättsföljden (se vidare nedan avsnitt 3.2.4).³⁴

I de åtgärdsprogram som antagits för luftkvalitet rör de flesta åtgärderna kollektivtrafik, parkeringspolitik samt information och beteendepåverkande åtgärder. Krav på tillsyn, omprövning och föreskrifter enligt miljöbalken (dvs. åtgärder som framhålls i förarbetena till balken) förekommer i stort sett inte alls. Flertalet åtgärder är allmänt formulerade och ett klargörande av omfattningen av varje aktörs ansvar saknas ofta.³⁵ Jämfört med de första åtgärdsprogrammen för luft innehåller de nyare åtgärdsprogram mer precis information om vad som ska göras, vilken effekt som åtgärden avses ha samt vilken myndighet som är ansvarig för dess genomförande. Fysisk planering betraktas i åtgärdsprogrammen som relevant för luftkvaliteten på längre sikt. Några verkliga anvisningar för planläggning finns emellertid inte i programmets åtgärds kataloger – annat än möjligen indirekt i och med att parkeringsåtgärder eller åtgärder i gatunätet redovisas.

Osäkerheten om vilka åtgärder som faktiskt bör vidtas får ses som ett skäl till att en stor del av åtgärderna i de hittills framtagna åtgärdsprogrammen för luft respektive vatten syftar till att i ett första led få fram kunskap, t.ex. genom att en plan eller en strategi tas fram. Exempel på sådana åtgärder är framtagandet och genomförandet av en cykelplan i Helsingborg. Ett annat exempel är att 2009 års åtgärdsprogram för vatten anger att SGU (Sveriges geologiska

³³ Se 6 kap. 4 § förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

³⁴ Såsom i 2 kap. 7 § 2 och 3 st. miljöbalken.

³⁵ Gipperth & Pleijel (2008).

undersökning) ska ta fram kartunderlag som anger åkermarkens erosionskänslighet och risken för höga förluster av fosfor.

Ett annat skäl till att åtgärdsprogram saknar konkreta åtgärder kan vara uppfattningen att myndigheternas utrymme för att tillämpa miljöbalkens hänsynsregler (t.ex. vid tillståndsprövning eller tillsyn) därmed skulle begränsas så mycket att åtgärderna kan uppfattas som krav riktade mot enskilda aktörer, medan lagen anger att de ska vara bindande enbart för kommuner och myndigheter. Här uppkommer alltså ett dilemma – det ställs krav från bl.a. EU-kommissionen att åtgärdsprogrammen ska vara mer precisa, men dagens lagstiftning kan förstås så att vattendelegationer, länsstyrelser eller kommuner inte ska fatta beslut om åtgärdsprogram där åtgärderna är så precisa att de uppfattas som bindande i en enskild beslutssituation.

3.2.3 Åtgärdsprogrammen har fördelat bördor ojämnt

Miljö kvalitetsnormerna reglerar miljö kvaliteten i ett större eller mindre geografiskt område, som ofta påverkas av *många olika* verksamheters störningar. Det kan exempelvis vara fråga om en vattenförekomst som förorenas med ett visst ämne (som regleras i miljö kvalitetsnormen) genom direkta utsläpp från industriella och liknande anläggningar och mer diffus förorening från trafik, jordbruk, fiskodlingar m.m. Indirekt inverkar även annat, såsom hushållens konsumtionsmönster (som inte studerats i SPEQS). Det är alltså ett kollektiv av aktörer som behöver träffas av krav i syfte att klara normen. Åtgärdsprogrammen kan sägas hantera detta kollektiva ansvar, genom att *fördela bördor* på de olika källorna till förorening och annan påverkan på miljö kvaliteten. Ett åtgärdsprogram är på det sättet tänkt att ha en samordnande roll. Bördefördelningen och hur den uppfattas får betydelse för koherensen mellan miljö kvalitetsnormer och beslut i samband med tillståndsprövning, tillsyn, fysisk planering m.m. (se figur 1 i avsnitt 1.2 samt avsnitt 3.3.1).

Bördefördelningen får även betydelse för hur kostnadseffektivt miljö kvalitetsnormer uppfylls. Ju mer avgränsad andel av det totala antalet aktörer som påverkar miljö kvaliteten i ett vattenområde som åtgärdsprogrammen omfattar, desto större är sannolikheten för att förhållandevis billiga åtgärder inte genomförs. Dagens svenska åtgärdsprogram för vatten (2009–2014) omfattar exempelvis inte några åtgärder som relaterar till fiske, trots att fisk är en biologisk faktor för ekologisk vattenstatus och fisket indirekt även kan påverka andra faktorer.³⁶ Likaså berörs skogsbruket endast i mycket liten omfattning.

³⁶ Michanek och Christiernsson (2014), s. 228–234.

Legitimiteten för systemet med miljö kvalitetsnormer kan förmodas påverkas av i vilken mån de olika miljö påverkarna uppfattar att krav på åtgärder fördelas rättvist. Vad som uppfattas som rättvist skiljer sig mellan individer och grupper. Den enkät till medlemmar i Sveriges samtliga vattenråd som genomförts inom SPEQS,³⁷ visar sammanfattningsvis att det inte finns en enhetlig uppfattning i frågan om vad som utgör en rättvis fördelning av krav på åtgärder (vilka också kan uttryckas som kostnader) mellan olika aktörer. Analyserna kan i enlighet med detta resultat inte visa att det finns ett samband mellan uppfattning om rättvisa och viljan att delta i genomförandet av åtgärdsprogrammet.³⁸ Enkäten hade två påståenden om rättvisa som de svarande skulle instämma i eller inte. Det gällde frågan hur mycket tid och pengar som krävs för att genomföra vattenförbättrande åtgärder. Drygt 30 procent av medlemmarna kunde inte instämma i att fördelningen mellan olika aktörer fördelades rättvist. Ytterligare ca 40 procent hade ingen uppfattning. För motsvarande fråga avseende rättvisa mellan individer kunde återigen 30 procent inte instämma medan 50 procent inte hade någon uppfattning. Den stora andelen personer som inte har en uppfattning om huruvida fördelningen av bördor är rättvis eller inte, kan eventuellt förklaras med att de helt enkelt inte vet hur bördorna är fördelade. Detta har att göra med hur kommunikationen och transparensen i systemet påverkar legitimiteten.

Här kan åter relateras till SPEQS undersökning av hushållens syn på vattenkvaliteten i Alsterån (jfr avsnitt 3.1.4). Undersökningen visar att allmänheten lägger olika stor vikt vid vilken indikator för vattenkvalitet som åtgärder är kopplade till. Även betalningsviljan varierar med avseende på de olika indikatorerna. Som nämnts ovan visar forskningsresultaten bl.a. att hushållen kring Alsterån uppvisar en relativt hög betalningsvilja för åtgärder som ökar vattnets klarhet (siktdjupet) och som leder till ökad artrikedom när det gäller fisk, medan de inte är villiga att betala något för åtgärder som ökar artrikedom av bottenlevande djur. Det är dock naturligt att denna typ av värderingar är behäftade med ett betydande inslag av osäkerhet, och studien undersöker också hur resultaten kan tänkas påverkas av sådan osäkerhet.³⁹

3.2.4 Brister i genomförandet av åtgärdsprogram

Som utvecklats nedan i detta avsnitt innebär den regel som anger att myndigheter och kommuner ”skall inom sina ansvarsområden vidta de åtgärder som behövs enligt ett åtgärdsprogram”,⁴⁰ ingen garanti för att åtgärderna verkligen vidtas. Vi har inom SPEQS inte haft möjlighet att utföra någon omfattande utredning av hur programmen hittills har genomförts, men

³⁷ Sundblad et al (2013).

³⁸ Se von Borgstede et al (2016).

³⁹ Ek och Persson (2016).

⁴⁰ 5 kap. 8 § miljöbalken.

ett par studier visar att åtgärdsprogram inte ens nämns i beslut om markavvattning i tre län samt, dessutom, att miljö kvalitetsnormerna för berörda vattenförekomster endast beaktats i ett av de tre länen, trots att markavvattning identifierats i åtgärdsprogrammen som ett omfattande problem för vattenkvaliteten och att ingreppet kan leda till försämring av den aktuella statusen i strid med ramvattendirektivet. En stor del av vattenförekomsterna i de studerade länen uppnådde inte god ekologisk vattenstatus.⁴¹

Det finns olika skäl till varför genomförandet av åtgärdsprogram kan försvåras. En orsak berördes i avsnitt 3.2.2. Åtgärdena kan vara otydligt formulerade i programmet, när det gäller att ange vem som är ansvarig för att åtgärden vidtas, liksom när, var och hur den ska utföras. En annan orsak kan vara att adressaten inte har förmåga att genomföra åtgärden. Om den myndighet som ska besluta om konkreta åtgärder – t.ex. en tillsynsmyndighet som ska ställa krav på en lantbrukare att minska utsläpp av närsalter, eller besluta om att inleda en process för omprövning av utsläppsvillkor – är passiv, finns en risk för att konkreta åtgärder fördröjs eller inte vidtas alls. Passivitet kan bero på många orsaker, såsom resursbrist eller prioritering av andra uppgifter som syftar till att genomföra regeringspolitik, andra EU-direktiv m.m.

Det finns få rättsmedel att tillgripa för att få till stånd rättelse för den myndighet som beslutat om åtgärdsprogrammet och som har ansvar för att se till att det genomförs. Den svenska förvaltningsstrukturen är i grunden inte uppbyggd för att hantera en situation då en myndighet inte gör vad som ålagts den. Denna myndighet kan riskera att få kritik av JO, men i övrigt saknas idag normalt sanktioner mot detta slags passivitet.⁴²

I detta sammanhang ska framhållas rätten för enskilda och miljöorganisationer att utmana passiva myndigheter genom att vända sig till domstol. EU-domstolen har framhållit att ”enskilda och juridiska personer som omedelbart berörs av en risk för att gränsvärden eller tröskelvärden överskrids har rätt att kräva att berörda myndigheter, i förevarande fall genom att vända sig till behöriga domstolar, upprättar en handlingsplan från den tidpunkt då en sådan risk föreligger”.⁴³ Denna inställning bekräftades genom en dom 2014, där de berörda miljöorganisationerna gavs samma möjlighet.⁴⁴ Avgörandet i det senare fallet bekräftar att EU-rättsligt betraktas miljöorganisationer som

⁴¹ Christiernsson (2015b).

⁴² Se vidare Lundin (2015).

⁴³ C-237/07 *Dieter Janecek mot Freistaat Bayern* [2008].

⁴⁴ C-404/13 *Client Earth* [2014].

bärare av det allmänna miljöintresset och ska ha möjligheten att utmana myndigheternas agerande – eller brist på agerande – i dessa frågor.⁴⁵

I Sverige har rättsutvecklingen på unionsnivå och genom det inflytande som Århuskonventionen har på detta område, medfört att HD och Mark- och miljööverdomstolen under senare år har utvidgat såväl enskildas som miljöorganisationers möjligheter att agera rättsligt i motsvarande situationer.⁴⁶ Miljöorganisationer och enskilda som berörs av åtgärdsprogrammets genomförande har redan idag möjlighet till domstolsprövning av myndighetspassivitet i förhållande till vad som sägs i ett sådant program. Den enskilde kan till en myndighet anmäla bristande genomförande av ett åtgärdsprogram. Myndigheten är därmed skyldig att upprätta ett ärende som ska beredas och avslutas med någon form av beslut, t.ex. att någon åtgärd med anledning av anmälan inte ska vidtas ("nollbeslut"). Detta beslut kan överklagas till domstol. Även ett beslut av miljömyndighet att inte inleda ett omprövningsärende – t.ex. med anledning av att ett åtgärdsprogram anger att omprövning är en nödvändig åtgärd för att uppfylla en miljö kvalitetsnorm – kan överklagas till domstol.

3.2.5 Alternativa lösningar

1. Tydligare formulering av åtgärderna

En förutsättning för att rättsligt kunna genomföra miljö kvalitetsnormer vid tillståndsprövning, tillsyn och fysisk planering är att åtgärdsprogrammet tydligt visar vilket resultat som ska uppnås vid en viss tidpunkt och hur detta resultat ska nås genom åtgärder inom olika sektorer. Programmet stärker då koherensen mellan miljö kvalitetsnormen och reglerna för att genomföra normen.

Det är en fördel vid tillståndsprövning, tillsyn och fysisk planering om åtgärdsprogrammet i hög grad kan ange vilka *konkreta* fysiska åtgärder som behöver vidtas. De åtgärdsprogram som hittills har antagits för att genomföra målen för vattenförekomsterna enligt ramvattendirektivet, har i huvudsak inte haft en sådan utformning. Att i detalj ange vad som ska göra på viss plats kräver dock kunskap som många gånger inte finns att tillgå. En alltför detaljerad reglering kan även medföra att verksamheter blir inlåsta i viss teknik, trots att det utvecklats nya sätt att åstadkomma miljöförbättringar.

⁴⁵ C-115/09 *Trianel* [2011].

⁴⁶ NJA 2012 s. 921, MÖD 2011:46 och MÖD 2012:47–48. Se även Darpö (2013).

2. Åtgärdsprogram innehåller förvaltningsbeslut mot enskilda

Lagstiftningen skulle kunna ändras så att åtgärdsprogrammen får innehålla förvaltningsbeslut mot enskilda. Åtgärdsprogrammen skulle då kunna ålägga en enskild verksamhetsutövare att vidta en åtgärd, såsom att ansöka om tillstånd eller att minska utsläpp till en viss nivå. En sådan lösning leder alltså till att kravet ställs direkt till enskilda, utan att en miljömyndighet först ska behöva fatta ett särskilt beslut med anledning av programmet; mellanledet försvinner.⁴⁷ Ett beslut som inte efterlevs inom föreskriven tid kan leda till att ansvarig myndighet kan tillgripa olika typer av sanktioner för att genomdriva åtgärden. En nackdel med detta alternativ är att den myndighet som beslutar om åtgärdsprogram (såsom vattenmyndigheten) i vissa fall skulle behöva göra komplicerade individuella bedömningar. I sådana fall är det ofta bättre att miljöprövningen sker i en tillståndsprövning eller i ett särskilt tillsynsärende. En annan konsekvens av att åtgärdsprogram innefattar förvaltningsbeslut är att dessa beslut måste kunna överklagas. Det kan tala för att förvaltningsbeslut tas särskilt och inte som en del av åtgärdsprogrammet.

3. Åtgärdsprogram kombineras med generella föreskrifter

Åtgärdsprogram skulle kunna kompletteras med generella föreskrifter (normgivning) och innehålla generella krav riktade mot enskilda aktörer eller myndigheter och kommuner. Åtgärdsprogramutredningen föreslog 2005 en sådan möjlighet, men förslaget genomfördes aldrig. Utredningen föreslog en föreskriftsrätt för regeringen eller för den myndighet som regeringen bestämmer; det handlade om generella föreskrifter om försiktighetsmått. Föreskriftsrätten förslogs gälla med stöd i åtgärdsprogram som fastställts av regeringen, vilket skulle innebära att ansvaret för att hantera eventuell regelkonkurrens hamnar på regeringen.⁴⁸

En fördel med generella föreskrifter är att kraven snabbt kan få genomslag mot många verksamheter samtidigt. Sådana föreskrifter skulle kunna ersätta tidsödande och ineffektiv individuell omprövning och tillsyn, och därmed bidra till att fördela bördorna som följer av ett åtgärdsprogram på ett mer kostnadseffektivt och legitimt sätt. Det förutsätter att det handlar om krav som typiskt sett kan regleras genom generella föreskrifter.

En nackdel som ofta framhålls är att generella föreskrifter är olämpliga när, som ofta är fallet i praktiken, omständigheterna varierar från fall till fall. T.ex.

⁴⁷ Åtgärdsprogramutredningen föreslog att åtgärdsprogram skulle kunna förvaltningsbeslut riktade mot myndigheter och kommuner; SOU 2005:113, avsnitt 4.5.

⁴⁸ SOU 2005:113, avsnitt 4.5 och 4.7.

kan läckaget av närsalter från olika gårdar variera starkt beroende på skilda lokala geologiska förhållanden.⁴⁹ Följden skulle då bli att det generella kravet i föreskriften inte är individuellt kostnadseffektivt; kravet blir ibland för högt, ibland för lågt, eftersom ingen viktning sker utifrån faktisk miljöpåverkan. Detta kan tala för att generella föreskrifter kompletteras med individuell kontroll. De generella föreskrifterna uttrycker då ett normalkrav, men lagstiftningen kan medge *lägre* krav genom att *dispens* får ges i enskilda fall, när miljönyttan inte står i rimlig proportion till kostnaden för den enskilde. Vidare kan lagstiftningen innebära att *högre* krav vid behov ska ställas i enskilda fall, dels i villkor när en verksamhet tillståndsprövas eller omprövas, dels genom förelägganden från tillsynsmyndighet när tillstånd inte krävs, samt dels genom att redan givna tillstånd (och villkor) skärps i samband med omprövning. En annan variant är att föreskriften bestämmer ett allmänt krav på t.ex. faunapassager, men att den närmare utformningen fastställs genom ett separat godkännande av tillsynsmyndigheten.

Att styra genom generella föreskrifter, parallellt med individuell kontroll, förekommer redan i betydande utsträckning. Sedan länge finns generella föreskrifter med miljökrav som meddelats med stöd av miljöbalken, bl.a. för djurhållning och gödselhantering och för deponier,⁵⁰ regler som införts för att genomföra EU-direktiv.⁵¹ 2013 antogs (den svenska) industriutsläppsförordningen (2013:250). Den innebär att uppdateringen av miljöteknikkraV från EU (så kallade BAT-slutsatser), direkt genom förordningen blir gällande för svenska verksamheter som omfattas av direktivet.⁵² Vidare har Vattenverksamhetsutredningen föreslagit att generella föreskrifter ska kunna meddelas mot vattenverksamhet, t.ex. för att skapa faunapassager vid vattenkraftverk i syfte att uppnå ramvattendirektivets miljömål.⁵³

Det är också viktigt att uppmärksamma att det genom användning av instrumentet miljöskyddsområde, redan finns möjligheter att utfärda generella föreskrifter för att genomföra miljö kvalitetsnormer av olika slag (vatten, luft, buller) och anknytande åtgärdsprogram. Instrumentet kan användas i samband med alla slags miljö kvalitetsnormer, inte bara gränsvärdesnormer

⁴⁹ Problemet analyseras i Tegner Anker (2015), med avseende nitratförorening i Danmark.

⁵⁰ 12 kap. 10 § miljöbalken, förordningen (1998:915) om miljöhänsyn i jordbruket och, i detalj, Jordbruksverkets föreskrifter SJVFS (2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring (omtryck i SJVFS 2011:25) samt förordningen (2001:512) om deponering av avfall.

⁵¹ Rådets direktiv 91/676 av den 12 december 1991 om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket resp. Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall, EGT L 182/1.

⁵² Förordningen reglerar BAT-slutsatser med respektive utan utsläppsvärden, men även slutsatser (BREFs) som härrör från det tidigare gällande IPPC-direktivet.

⁵³ SOU 2013:69, s. 308 ff. Motsvarande möjlighet finns sedan tidigare när det gäller miljöfarlig verksamhet, 9 kap. 4 och 5 §§ miljöbalken.

utan även t.ex. miljö kvalitetsnormer för god ekologisk vattenstatus (se vidare nedan avsnitt 3.3.3).

4. Ökad transparens om bördornas fördelning

Den brist på upplevd jämn fördelning av bördor som redovisas i avsnitt 3.2.3. kan delvis bero på otillräcklig information om hur bördorna faktiskt fördelas. Att öka transparensen om de faktiska bördorna för olika kategorier av verksamhetsutövare och påverkanskällor genom en tydligare beskrivning i åtgärdsprogrammen, kan medverka till att minimera osäkerheten om behovet att genomföra åtgärderna. Ökad transparens kan också uppnås genom en mer kontinuerlig uppföljning och information till vattenråd, verksamhetsutövare, myndigheter m.fl. om genomförandet av åtgärder. En ökad transparens om bördornas fördelning kan vidare synliggöra det som olika aktörer uppfattar som orättvisor och medverka till en diskussion om vad som utgör en rättvis fördelning. I förlängningen kan en ökad transparens leda till behov av att förändra bördefördelningen. Detta är en del i en adaptiv förvaltning.

5. Tydligare ansvar för att genomföra åtgärdsprogram anges i olika författningar

Den allmänna regeln som anger att myndigheter och kommuner ”skall inom sina ansvarsområden vidta de åtgärder som behövs enligt ett åtgärdsprogram”,⁵⁴ kan preciseras genom att mer specifika skyldigheter anges i den speciallagstiftning som direkt ligger till grund för en myndighets beslut. När det gäller åtgärder riktade mot exempelvis fisket och skogsbruket, kan en särskild regel i fiskelagen (1993:787) respektive skogsvårdslagen (1979:429) ange att de myndigheter som fattar beslut under dessa lagar ska följa miljö kvalitetsnormer och vidta de åtgärder som anges i åtgärdsprogram. Plan- och bygglagen (2010:900) hänvisar idag till att miljö kvalitetsnormer ska följas, däremot nämns inte åtgärdsprogram i denna lag (frågan återkommer i avsnitt 3.3.1).⁵⁵

6. Åtgärder för att motverka passivitet hos myndigheter och kommuner vid genomförande av åtgärdsprogram.

Som framhållits ovan kräver miljöbalken att de adresserade myndigheterna och kommunerna genomför sina skyldigheter enligt åtgärdsprogram. Även om det skulle finnas skäl att tro att genomförandet av åtgärdsprogrammen kommer att förbättras i framtiden är det viktigt att påminna om EU-rättens

⁵⁴ 5 kap. 8 § miljöbalken.

⁵⁵ Se underavsnittet ”Miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram vid fysisk planering”. Se även avsnitt 3.3.3., p. 11).

krav att Sverige förutsätts ha ett system för att genomföra miljö kvalitetsnormerna. Således har de grundläggande skyldigheter som gäller vid genomförande av åtgärdsprogram enligt ramvattendirektivet⁵⁶ – att inte försämra ytvattenstatusen och att uppnå god vattenstatus vid viss tidpunkt – en ”tvingande verkan ... i varje steg” av förfarandet enligt direktivet.⁵⁷ Det är alltså inte acceptabelt att ett steg i uppfyllandet av dessa skyldigheter skulle vara avhängigt av enskilda myndigheters och kommuners förmåga eller vilja att agera.⁵⁸ Inom SPEQS har vi inte utrett dessa frågor i detalj, men här ges några exempel på alternativa lösningar som kan övervägas, som bygger på vad som använts i andra sammanhang.

En lösning kan vara att en viss myndighet, såsom Hav eller Naturvårdsverket, får förelägga en passiv myndighet eller kommun att agera enligt programmet och/eller att den överordnade själv får utföra åtgärden på den passiva myndighetens/kommunens bekostnad. I plan- och bygglagen finns en rätt för regeringen att under vissa förutsättningar förelägga en passiv kommun att besluta om detaljplan eller områdesbestämmelser. I sista hand kan regeringen själv besluta på kommunens bekostnad.⁵⁹ I USA har federala EPA (Environmental Protection Agency) rättsliga befogenheter enligt Clean Air Act, att besluta om sanktioner mot delstater som inte upprättar åtgärdsprogram (så kallade State Implementation Plans, SIP), för att genomdriva miljö kvalitetsnormer för luft. EPA kan besluta om att den federala finansieringen av motorvägar ska stoppas eller föreskriva att delstaten ska höja kraven på nya eller utvidgade verksamheter. I fall då en delstat inte fattar beslut om en plan inom föreskriven tid kan EPA i stället ta över och själv besluta om en sådan plan för delstaten.⁶⁰ Erfarenheterna från båda systemen, planförelägganden i Sverige och SIP i USA, är att dessa instrument inte används i praktiken. Det utesluter inte att systemen kan fungera preventivt.⁶¹

En annan möjlighet kan vara att HaV eller Naturvårdsverket ges möjlighet att väcka talan om en sanktionsavgift mot en passiv myndighet eller kommun. Sedan 2010 får Konkurrensverket enligt lagen (2007:1091) om offentlig upphandling väcka talan i domstol om sanktionsavgift

⁵⁶ Artikel 4.1 a.

⁵⁷ Weser- domen, 42-43.

⁵⁸ Se även Lundin (2015).

⁵⁹ 11 kap. 15–16 §§ plan- och bygglagen. En likartad regel finns i 8 § väglagen (1971:948):

”Underlåter en kommun att bygga väg, för vars byggande utgått statsbidrag, eller eftersätter en kommun skyldighet i fråga om vägs drift, kan Trafikverket förelägga kommunen att inom viss tid vidta rättelse. Om föreläggandet inte följs, får verket låta utföra nödvändiga åtgärder på kommunens bekostnad.”

⁶⁰ Czarnecki and Tip Lam (2014).

⁶¹ Inget planföreläggande har meddelats enligt plan- och bygglagen och endast två med stöd av den tidigare gällande byggnadslagen från 1947. Planföreläggandets praktiska betydelse diskuterades inför beslutet om den nya plan- och bygglagen som kom 2010. Trots ett förslag att ta bort instrumentet, blev det kvar i den nya lagen.

(upphandlingskadeavgift) mot en upphandlande myndighet, som brutit mot upphandlingskraven. I en rapport visar Konkurrensverket att avgiften har haft stor betydelse för förändrade rutiner och organisation hos myndigheter.⁶² Avgifter kan också tas ut mot kommuner som inte följer sina ålägganden enligt lagen (1993:387) om stöd och service till vissa funktionshindrade och enligt Socialtjänstlagen (2001:453). Ett närliggande alternativ är att en överordnad myndighet får använda vite för att genomdriva ett föreläggande mot en passiv myndighet eller kommun.⁶³

Oavsett vilken typ av genomdrivandemekanism som väljs kan det förmodas att det finns ett motstånd mot denna typ av lösning.⁶⁴ Ett annat alternativ är att i stället ge bidrag eller annan förmån till de myndigheter och kommuner som genomför åtgärderna (som de, nota bene, är lagligen skyldiga göra), men detta väcker också en rad både politiska och rättsliga frågor. Det handlar i stor utsträckning om förhållandet mellan olika myndigheter och kommunerna.

7. Förändra ansvaret för beslut om åtgärdsprogram

Frågan om genomdrivande av åtgärder (se ovan) bör kopplas till frågan om var ansvaret för beslutet om åtgärdsprogram bör ligga.

Miljömyndighetsutredningen har föreslagit att HaV ska ta över ansvaret från de fem vattendelegationerna, för att fatta beslut om åtgärdsprogrammen för vattendistriktet.⁶⁵ Ett annat alternativ är att denna roll tas av regeringen, som redan har både den finansiella makten och ett tydligt politiskt ansvar gentemot EU, liksom en övergripande makt över samtliga myndigheter.

Om åtgärdsprogram för vatten även i framtiden ska beslutas av vattenmyndigheter, kan man överväga alternativet att beslutet ska överprövas av överordnad myndighet (t.ex. HaV) under vissa förutsättningar, såsom om förhållandena i en vattenförekomst försämras eller om det är osannolikt att god vattenstatus kommer att nås i en sådan.⁶⁶ En sådan överprövning skulle kunna förbättra programmets kvalitet, men även försena processen. Även legitimiteten för programmen kan påverkas, positivt eller negativt. Överprövning av beslut förekommer inom miljörätten. Länsstyrelsen är skyldig att enligt plan- och bygglagen under vissa förutsättningar överpröva och

⁶² Konkurrensverket (2015).

⁶³ Skolinspektionen och Inspektionen för vård och omsorg använder vitesföreläggande för kommuner och landsting som inte följer skollagstiftning eller hälso- och sjukvårdslagstiftning.

⁶⁴ Frågan togs upp på SPEQS workshoppar och motståndet mot en sådan lösning var då påtagligt, även deltagare som sympatiserade med en sådan förändring.

⁶⁵ SOU 2015:43, avsnitt 11.5.

⁶⁶ Detta innebär en starkare överordnad kontroll än idag då regeringen undantagsvis, under vissa förutsättningar, har möjlighet pröva ett åtgärdsprogram; 6 kap. 4 § vattenförvaltningsförordningen.

upphäva kommuners beslut om detaljplan eller åtgärdsprogram, liksom kommuners beslut om dispens från strandskyddet.⁶⁷

När det gäller luftkvalitet finns inte, såsom för vattenkvalitet, en lagreglerad skyldighet att anta ett åtgärdsprogram inom viss tid. Här finns alltså en risk för passivitet, något som aktualiserar frågan om en överordnad myndighet ska ges rätt driva på med förelägganden m.m. (se ovan punkt 6). När det gäller åtgärdsprogram kan det också ifrågasättas om ansvaret ska flyttas i de fall där myndigheten (Trafikverket)/kommunen som antar åtgärdsprogrammet även har en aktiv del i genomförandet, som tillsynsmyndighet.

8. Ökade ekonomiska resurser i åtgärdsarbetet

Diskussionen om brist på genomförande av åtgärder måste också kopplas till vilka finansiella resurser myndigheter har att genomföra åtgärder. Bristande resurser anges ofta som skäl till att åtgärder inte vidtas.⁶⁸ Det har funnits och finns olika former av bidrag att söka för kommuner, myndigheter och i viss mån även enskilda som vill vidta åtgärder för att förbättra vattenstatusen. Stödformer såsom havsmiljöanslaget och LIP-medel (Lokala investeringsprogram) är tidsbegränsade och åtgärderna utformas så att de passar de krav som ställs för att få stöd. Det medför en risk att pengar går till mer kortsiktiga projekt och inte till de som ger mest miljönytta för pengarna.

3.3 UPPFYLLANDET AV MILJÖKVALITETSNORMER MED OLIKA INSTRUMENT

I avsnitt 3.2 behandlades åtgärdsprogrammets roll vid genom uppfyllandet av miljökvalitetsnormer. Där togs även upp frågor som har direkt samband med genomförandet av åtgärdsprogram. I avsnitt 3.3 vidgas perspektivet. Vi analyserar hur miljökvalitetsnormer genomförs dels i samband tillståndsprövning (även omprövning av tillstånd) och tillsyn i enskilda fall, dels genom generella föreskrifter som riktas till ett kollektiv av aktörer, samt dels i samband med fysisk planering. Vi berör även ekonomiska styrmedel och instrument som delvis bygger på frivilliga lösningar. Information av olika slag är också ett viktigt styrmedel vid genomförandet, men detta behandlas inte här.

3.3.1 Det brister i koherens mellan miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram och efterföljande prövning, tillsyn och planering

I avsnitt 3.2 framhålls åtgärdsprogrammets funktion vid uppfyllandet av miljökvalitetsnormer. Ett åtgärdsprogram som bygger på en ingående analys

⁶⁷ 11 kap. 10–11 §§ plan- och bygglagen, 19 kap. 3b § miljöbalken.

⁶⁸ Bristen på finansiella resurser framhålls tydligt av många deltagare vid SPEQS båda workshoppar och vid slutkonferensen som det främsta skälet till att åtgärdsprogram inte genomförs.

av allt sådant som påverkar miljö kvaliteten och som tydligt har formulerat vilka åtgärder som ska vidtas inom olika sektorer, kan antas underlätta för myndigheter att därefter besluta i enskilda fall vid tillståndsprövning och tillsyn enligt miljöbalken, liksom vid kommunal fysisk planering enligt plan- och bygglagen. Omvänt försvåras uppfyllandet av miljö kvalitetsnormer om åtgärdsprogram saknas eller ger oklar information om åtgärderna. Här ska också påminnas om att åtgärdsprogram idag inte får riktas direkt till enskilda, utan endast till myndigheter och kommuner, som i egna särskilda beslut ska rikta krav mot enskilda. Om inga sådana beslut fattas försvåras uppfyllandet av miljö kvalitetsnormerna, även om åtgärdsprogrammet skulle ge tydlig information om vad som konkret måste ske.

I detta avsnitt ska analysen om genomförandet fördjupas, genom att titta närmare på hur kopplingen till åtgärdsprogram närmare regleras i samband tillståndsprövning, tillsyn och fysisk planering.

Prövning och kontroll av enskilda verksamheter

Vid tillämpning av de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken gäller att om en verksamhet påverkar en miljö kvalitetsnorm av gränsvärdeskaraktär (däremot inte uttryckligen för en ekologisk miljö kvalitetsnorm), så ska de krav ställas ”som behövs” för att följa normen. Om det då finns ett ”åtgärdsprogram som har fastställts för att följa normen, ska detta vara vägledande för bedömningen av behovet”.⁶⁹ Denna regel gäller vid alla slags beslut (tillstånd, tillsyn m.m.) enligt miljöbalken och enligt sådana författningar som anger att 2 kap. miljöbalken ska tillämpas vid beslutsfattandet, men således inte vid beslut enligt exempelvis skogsvårdslagen eller fiskelagen.

Åtgärdsprogrammets utformning har även betydelse för frågan om man alls ska tillåta en verksamhet. Vid prövning av tillstånd (liksom dispens m.m., men inte tillsyn) enligt balken, liksom enligt de författningar som hänvisar till 2 kap. miljöbalken, finns en stoppregel som relaterar till gränsvärdesnormer.⁷⁰ Om det visas att den sökta verksamheten ”ger en ökad förorening eller störning och kan antas på ett inte obetydligt sätt bidra till att en [gränsvärdesnorm] inte följs” (trots att bästa teknik ska användas), så får tillstånd bara ges under vissa förutsättningar. Sålunda får tillstånd meddelas om verksamheten ”är förenlig med ett åtgärdsprogram som har fastställts för att följa normen”. Tillstånd skulle alltså kunna ges till en ny verksamhet (A), om åtgärdsprogrammet anger åtgärder för att minska förorening från andra källor (B, C, D etc.), genom exempelvis tillsyns ingripanden och omprövning av

⁶⁹ 2 kap. 7 § 2 st. miljöbalken.

⁷⁰ 2 kap. 7 § 3 st. miljöbalken.

villkor i givna tillstånd. Regeln är logisk om man ser till vilken roll åtgärdsprogram principiellt borde fylla, nämligen att fördela krav mellan de verksamheter som bidrar till att miljö kvalitetsnormen inte nås (avsnitt 3.2.3), men det finns här en bristande tydlighet och koherens i regelsystemet. Det är oklart vad som menas med ”förenlig med ett åtgärdsprogram”. Det framgår t.ex. inte hur precist åtgärderna ska ha utformats och om det endast är konkreta fysiska åtgärder som direkt leder till minskad förorening som avses. Det anges inte heller vilket resultat som åtgärderna ska leda till, såsom att miljö kvalitetsnormen kan antas uppnås även om tillstånd ges till A.

Till detta kommer en annan form av bristande koherens. Genomförandet av åtgärdsprogrammet, oavsett hur väl utformat detta är, kan aldrig anses rättsligt säkerställt med nuvarande lagstiftning. Åtgärderna riktas som sagt enbart till myndigheter, som i sin tur ska besluta om miljökrav mot övriga verksamhetsutövare (B, C, D etc., se ovan), genom att initiera omprövningsprocesser, meddela förelägganden, anta fysiska planer m.m. Vid prövningen av A kan man dock aldrig veta vilket innehåll sådana framtida beslut kan få och inte heller om besluten ens kommer till stånd. Trots det får ett tillstånd till A *rättskraft*.⁷¹ Tillståndsvillkoren för A skulle kunna omprövas i efterhand även om omprövningar i praktiken sker ytterligt sällan. Krävde miljöbalken särskilt långtgående försiktighetsmått redan vid första prövningen, på grund av att gränsvärdet kunde överskridas kommer normalt inte heller en omprövning leda till någon betydande skärpning av villkoren.⁷² Om programmet inte genomförs blir resultatet ökad belastning i det område som omfattas miljö kvalitetsnormen. Gränsvärdets funktion som rättsligt bindande minimigräns för miljö kvalitet har då satts ur spel.⁷³

Åtgärdsprogrammets bördefördelning vid prövning och tillsyn

Miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram ska kunna hantera en komplex verklighet, som här illustreras med följande exempel:

Kväve tillförs kontinuerligt en stor havsvik. Följden är syrefattiga bottenar och skador på det ekologiska livet i havet. För havsviken gäller miljö kvalitetsnormen god ekologisk status. Kvävehalt är en faktor vid bestämmandet av ”god ekologisk status”. I havsviken är kvävehalten betydligt högre än den i miljö kvalitetsnormen föreskrivna halten. Kväve tillförs viken

⁷¹ 24 kap. 1 § miljöbalken.

⁷² Detta följer av 2 kap. 7 § 2 st. miljöbalken (se ovan). Regeln gäller även vid omprövning, men sannolikt är utrymmet för ytterligare skärpning litet eller obefintligt. Se även 24 kap. 5 § 5 st., villkoren efter omprövning får inte medföra att ”verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försvåras”.

⁷³ För en mer utförlig beskrivning samt kritik av regeln se Michanek och Zetterberg (2012), s.166 f.

från många olika ”miljöfarliga verksamheter”: flera anläggningar (industrier, kraftvärmeverk och reningsverk), flera jordbruk, skogsbruk och fiskodlingar samt flera trafikaneläggningar (främst vägar). Vattenmyndigheten har antagit ett åtgärdsprogram som anger vad olika myndigheter ska göra för att minska kvävetillförseln till havsviken.

Åtgärdsprogrammets funktion är att ange hur de olika verksamhetssektorerna ska bidra till att miljöpåverkan (i exemplet tillförsel av kväve) minskar så att miljö kvalitetsnormen kan nås. Det är dock inte enbart relevant hur bördorna fördelas i åtgärdsprogrammet. Frågan måste även ses i förhållande till hur de olika verksamheterna prövas och kontrolleras rättsligt. I det sammanhanget kan verksamheterna indelas i tre kategorier. Kategori 1 är de verksamheter som inte får starta eller ändras utan föregående tillståndsprövning (t.ex. en ny industri). Kategori 2 är de verksamheter och åtgärder som inte kräver tillstånd (t.ex. gödning av åkrar). Minskningen ska här nås genom krav i samband med ingripande från tillsynsmyndighet. Kategori 3 är de verksamheter som drivs med tillstånd utan att förändras (t.ex. en befintlig industri). Skärpta miljökrav kan riktas mot dessa efter att tillsynsmyndigheter initierar omprövning av tillstånd och villkor.

På grund av förvaltningsrättsliga krav på förfarandet och rättssäkerhetshänsyn,⁷⁴ i kombination med begränsade resurser, ingriper tillsynsmyndigheterna inte så ofta som det från miljösynpunkt skulle behövas mot verksamheter i kategori 2.⁷⁵ Omprövning av tillstånd och villkor (kategori 3) initieras i praktiken mycket sällan (nedan avsnitt 3.3.2).

Konsekvensen blir att miljöbalkens hänsynskrav som gäller för alla verksamheter, kan komma att genomdrivas mer fullständigt i de fall då verksamheten ska tillståndsprövas, jämfört med om verksamheten enbart är anmälningsskyldig eller varken är tillstånds- eller anmälningsskyldig. Beroende på i vilken utsträckning olika aktörer uppfattar detta förhållande som rättvist eller inte, kommer legitimiteten för det rättsliga systemet med miljö kvalitetsnormer att påverkas. Om bördorna i praktiken i huvudsak läggs på de tillståndsskyldiga verksamheterna, finns det dessutom risk för att åtgärderna inte blir kostnadseffektiva, nämligen om motsvarande minskning av kvävetillförseln hos en verksamhet som inte kräver tillstånd, skulle kunna ske till lägre kostnad. Situationen kan exempelvis vara den att tillstånd prövas för en utbyggnad av en relativt ny anläggning, som redan har effektiv kväverening och där ytterligare reduktion måste ske till hög kostnad, medan

⁷⁴ Se närmare Nilsson (2011).

⁷⁵ Jfr OECD (2014), p. 6. Här framhålls bl.a. ojämnheten vad gäller resurser och kompetens vid kontroll av den svenska miljölagstiftningen, särskilt bland kommunerna.

betydligt större minskning av kvävetillförsel, till samma kostnad, skulle kunna nås vid en omprövning av tillståndsvillkor för en äldre industriell anläggning (där inga miljöförbättringar skett på länge), eller vid ingripande mot gödsling inom jordbruk eller mot mindre fiskodlingar (som saknar tillstånd). Åtgärdsprogram kan, om de är ändamålsenligt utformade, bidra till att verksamheter som inte kräver tillstånd träffas av åtgärdskrav men, återigen, programmet riktas till myndigheter och kommuner och det är dessa som måste besluta om tillsyns-ingripande respektive omprövning för att enskilda verksamhetsutövare ska nås av kraven.

Miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram vid fysisk planering

Vid planläggning av mark och vatten enligt plan- och bygglagen ska miljö kvalitetsnormer ”följas” och i samband med framtagandet av planer ska anges på vilket sätt detta kommer att ske.⁷⁶ Detta ställer krav på en aktiv planläggning; exempelvis kan en överskriden miljö kvalitetsnorm för stofthalt i luften innebära att planen måste säkerställa en annan trafiklösning och över huvud taget att alternativa platser för bebyggelse m.m. måste övervägas. Resultatet av planläggningen – planen – ska vara sådant att miljö kvalitetsnormen kan följas.

En viktig omständighet är att plan- och bygglagen inte gör skillnad på olika kategorier av miljö kvalitetsnormer (gränsvärden och andra, jfr ovan avsnitt 3.1.2). Så som reglerna är skrivna ska varje ”miljö kvalitetsnorm” följas. Detta är en avgörande skillnad jämfört med de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljö balken, där gränsvärden ges en särställning.⁷⁷ Definitionen av ”miljö kvalitetsnorm” enligt 5 kap. 2 § miljö balken är mycket vid, särskilt p 4: ”de krav i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen”, samtidigt som kravet på att ”följa” miljö kvalitetsnormer vid planläggning medför en långtgående rättsverkan. Regleringen väcker onekligen frågor om koherens och legitimitet.

Vidare anger inte plan- och bygglagen någon gräns för när det ska anses att en plan inte följer en miljö kvalitetsnorm. Av ärenden som rör planläggningens inverkan på miljö kvalitetsnormer för luft, kan dock konstateras att så länge en plan inte har medverkat i mer än marginell utsträckning till att en

⁷⁶ 2 kap. 10 § plan- och bygglagen och (exempelvis) 3 kap. 5 § 3 p plan- och bygglagen (översiktsplan).

⁷⁷ 2 kap. 7 § 2 och 3 st. miljö balken (jfr ovan under rubriken Prövning och kontroll av enskilda verksamheter)

miljökvalitetsnorm överskrids, så har det inte ansetts vara oförenligt med bestämmelsen i plan- och bygglagen.⁷⁸

Länsstyrelsen ska under planlägningsprocessen på olika sätt verka för att miljökvalitetsnormerna följs: vid samråd, genom granskningsyttranden och genom en skyldighet att pröva och upphäva beslut om detaljplan eller områdesbestämmelser som innebär att en miljökvalitetsnorm inte följs. Däremot saknas möjligheter enligt plan- och bygglagen att besluta om planföreläggande för att genomföra en miljökvalitetsnorm, i situationer där en ny detaljplan skulle behöva antas eller en befintlig detaljplan ändras för att klara normen (motsvarande gäller även för områdesbestämmelser).⁷⁹

Plan- och bygglagen har således flera regler som kopplar samman planeringen med miljökvalitetsnormer. Däremot finns inga regler i denna lag om att planeringen ska överensstämma med åtgärdsprogram. Ordet ”åtgärdsprogram” saknas helt i plan- och bygglagen. Det finns en allmänt hållen skyldighet enligt miljöbalken för kommuner att ”vidta de åtgärder som behövs enligt ett åtgärdsprogram”,⁸⁰ men det osäkert vilket genomslag denna regel har i den fysiska planeringen och det finns inga direkta sanktioner som kan tillämpas om regeln inte följs, såsom att ett planbeslut då skulle överprövas.⁸¹ Om man utgår från att fysisk planering ska fylla en central roll i uppfyllandet av miljökvalitetsnormer, och att åtgärdsprogram är det främsta verktyget för att precisera denna roll för åtgärder inom visst geografiskt område, kan nuvarande reglering inte sägas skapa koherens mellan åtgärdsprogram och fysisk planering.⁸²

I detta sammanhang är det relevant att åtgärdsprogrammen för vatten anger att kommunerna bl.a. ska inrätta vattenskyddsområden med föreskrifter för kommunala dricksvattentäkter, utveckla sin planläggning och prövning så att miljökvalitetsnormerna för vatten uppnås och inte överträds samt utveckla

⁷⁸ Se bl.a. RÅ 2007 not. 26 och RÅ 2008 not 13 som beskrivs i Olsen-Lundh (2016), sid. 184. Se även i Ekelund Entson och Gipperth (2010), s. 38 och Gipperth och Pleijel (2008), s. 11 f som dock beskriver prövning enligt äldre plan- och bygglagen som angav att planläggningen inte fick medverka till att en miljökvalitetsnorm enligt 5 kap. miljöbalken överträddes. Jämför med det av Backes et al. angivna exemplet i Nederländerna, där flera planer för fysisk planering fått avslag på grund av risk för att överskrida gränsvärden i luftkvalitetsdirektivet. Backes et al (2005), s. 157-164.

⁷⁹ 11 kap. 15-16 §§ plan- och bygglagen.

⁸⁰ 5 kap. 8 § miljöbalken.

⁸¹ Regeringen får i ett visst fall besluta att en kommun (eller flera kommuner) ska redovisa hur den i sin planering enligt plan- och bygglagen avser att genomföra ett åtgärdsprogram eller på annat sätt skapa förutsättningar för att miljökvalitetsnormer följs; 6 kap. 21 § miljöbalken.

⁸² Det kan nämnas att flera vägledning och handböcker identifierar typsituationer där miljökvalitetsnormer för utomhusluft särskilt bör uppmärksammas i samband med planarbetet. Se t.ex. Boverket (2006).

vatten- och avloppsvattenplaner. Mot bakgrund av de långtgående skyldigheter medlemsstaterna har att vidta åtgärder för att dels förhindra försämring, dels uppnå målen i ramvattendirektivets artikel 4, är det rimligt att anta att också fysisk planering är en sådan åtgärd som avses i direktivet (jämför EU-domstolens uttalande om att tillstånd till ett enskilt projekt måste anses vara en sådant genomförande).⁸³

Utöver de regler i plan- och bygglagen som omfattar alla slags miljö kvalitetsnormer, så finns bestämmelser som särskilt tar sikte på buller. I plan- och byggförordningen (2011:338) anges att ett byggnadsverk vara projekterat och utfört på ett sådant sätt att buller, som uppfattas av användarna eller andra personer i närheten av byggnadsverket, ligger på en nivå som inte medför en oacceptabel risk för dessa personers hälsa, och som möjliggör sömn, vila och arbete under tillfredsställande förhållanden. Detta för att uppfylla de krav på skydd mot buller som anges i plan- och bygglagen.⁸⁴

Reglerna i plan- och bygglagen som särskilt hanterar buller syftar till att underlätta planering och byggande av bostäder i bullerutsatta miljöer. Det handlar om krav på förebyggande av olägenhet för människors hälsa i fråga om omgivningsbuller vid lokalisering, utformning och placering av bostadsbyggnader. Vidare ställs krav på redovisning av bullervärden vid planläggning och bygglovsprövning. Eftersom det finns krav på att beakta bullerstörningar redan i samband med planeringen, finns korresponderande regler om tillståndsprövning och tillsyn i miljöbalken. Tillståndsvillkor får inte vara strängare än bullervärdena enligt detaljplanen.⁸⁵ Vidare får en tillsynsmyndighet som huvudregel inte besluta om förelägganden eller förbud, om planens bullervärden inte överskrids.⁸⁶ Tanken är att om det i plan- och bygglagen införs regler som i huvudsak motsvarar bestämmelserna i miljöbalken, bör det inte finnas anledning att ställa andra krav med stöd av miljöbalken i efterhand.⁸⁷ En fråga är hur en sådan konstruktion förhåller sig till de bullerkrav som kan följa av t.ex. uppdaterade BAT-slutsatser enligt Industriutsläppsdirektivet. Det är en fråga som kräver ytterligare analys, också i ljuset av hur och i vilken omfattning dylika miljö kvalitetsnormer kommer att föreskrivas i detaljplaner och bygglov.

Synpunkterna ovan rör koherensen inom regelsystemet. Forskningen inom SPEQS har inte närmare analyserat hur reglerna om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram tillämpas vid fysisk planering i praktiken. En uppfattning som

⁸³ Weser- domen, 32.

⁸⁴ 3 kap. 13 § plan- och byggförordningen jft med 8 kap. 4 § 1 st. 5 plan- och bygglagen.

⁸⁵ 16 kap. 2 b §, se även 5 a §, miljöbalken.

⁸⁶ 26 kap. 9 a § miljöbalken.

⁸⁷ Prop. 2013/14:128 s. 36.

framfördes i samband med SPEQS slutkonferens är att kommunerna tenderar att göra avvägningar vid planeringen, snarare än att efterleva det skarpa regelkravet att miljö kvalitetsnormer ska ”följas” (detta gäller inte minst i områden med starkt bebyggelsestryck).

3.3.2 Det är rättsligt och praktiskt problematiskt att skärpa miljökrav på befintlig verksamhet med tillstånd

För att kunna uppnå satta miljö kvalitetsnormer och miljömål (såsom god ekologisk vattenstatus) räcker det vanligen inte att motverka miljö påverkan från helt ny verksamhet. Normalt behöver myndigheterna också kunna rikta krav mot befintliga verksamheter, även sådana som har tillstånd enligt miljöbalken eller tidigare gällande miljölagstiftning. En adaptiv miljöplanering enligt ramvattendirektivets och havsmiljödirektivets sexåriga förvaltningsplaner, förutsätter att nya krav efter hand kan ställas mot befintliga verksamheter, i takt med förändrade förutsättningar i miljön och nyvunna kunskaper.

Nya och högre krav kan idag ställas när verksamhetsutövaren själv söker nytt tillstånd för en befintlig verksamhet, t.ex. i samband med en utökad produktion. Om däremot verksamheten drivs utan sådan ändring, eller om den nya prövningen kan isoleras till att endast avse ändringen,⁸⁸ är rättsläget väsentligt annorlunda. Det beror på att tillståndets rättskraft enligt en huvudregel hindrar nya krav från myndigheter och enskilda.⁸⁹ Tillstånd ges normalt för evig tid, trots att tidsbegränsning i enskilda fall är lagligen möjligt.⁹⁰ Huvudregeln gäller dock inte om det finns förutsättning för att ompröva tillstånd och villkor.⁹¹ Reglerna möjliggör omprövning i olika situationer, bl.a. om verksamheten ”med någon betydelse medverkar till att en miljö kvalitetsnorm inte följs”, men omprövning förutsätter att en viss myndighet tar initiativ till omprövning.⁹²

Det kan slås fast att tillsynsmyndigheter sällan tar sådant initiativ.⁹³ När det gäller omprövning av miljöfarlig verksamhet visar en statlig utredning från 2008 att Naturvårdsverket initierat två omprövningar sedan 1996, den sista prövades i domstol 2006.⁹⁴ Därefter har ingen omprövning initierats av verket, enligt vad som kunnat utredas inom SPEQS. Omprövningstakten är låg även hos länsstyrelserna. Enligt punkt 28 i 2009 års åtgärdsprogram, för vart och ett

⁸⁸ 16 kap. 2 § miljöbalken.

⁸⁹ 24 kap. 1 § miljöbalken.

⁹⁰ 16 kap. 2 § miljöbalken.

⁹¹ Främst 24 kap. 5 § miljöbalken.

⁹² 24 kap. 7 § miljöbalken. Enskilda och organisationer kan dock begära att tillsynsmyndigheten tar sådant initiativ och överklaga ifall myndigheten beslutar att inte göra så.

⁹³ Michanek (2016).

⁹⁴ SOU 2008:62, s. 258 ff.

av de fem vattendistrikten, ska länsstyrelserna vid behov verka för omprövning av befintliga tillståndspliktiga verksamheter som kan inverka på vattenmiljön, ”särskilt i områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status”.⁹⁵ Det finns gott om sådana vattenförekomster i Sverige. På webbplatsen ”Miljösamverkan Sverige” (där bl.a. länsstyrelserna ingår) framgår med anledning av punkt 28: ”Att tillsynsmyndigheten initierar en omprövning av en tillståndspliktig verksamhet är relativt sällsynt.”⁹⁶

Såväl Naturvårdsverket som länsstyrelserna anger resursbrist som orsak till den låga omprövningstakten.⁹⁷ Länsstyrelserna framhåller att i ”tider då tillsynsmyndigheten har svårt att hinna hantera inkommande ärenden blir frågan att driva omprövning i praktiken lågt prioriterad”.⁹⁸ Även om uppgifter saknas kan man utgå från att kommunerna ytterligt sällan kan ha kapacitet att driva omprövningsärenden.

Genomförandet av IPPC-direktivet (nu ersatt av industriutsläppsdirektivet) belyser de praktiska svårigheterna med att förlita sig på den traditionella ordningen, att tillsynsmyndigheterna initierar omprövning eller på annat sätt ser till att enskilda verksamheter uppnår EU-kraven. Eftersom Sverige misslyckades att inom föreskriven tid införa ny miljöteknik i gamla anläggningar fälldes Sverige i EU-domstolen i mars 2012.⁹⁹ Efter en ny dom i december 2014 måste Sverige betala vite för underlåtenheten att genomföra IPPC-direktivets krav.¹⁰⁰

Situationen är inte mycket bättre när det gäller vattenverksamhet. Kammarkollegiet driver i genomsnitt 4,5 omprövningsärenden per år.¹⁰¹ Med den takten skulle det, enligt en statlig utredning 2014, ta drygt 800 år att ompröva de 3 654 vattenkraftverk och regleringsdammar som grundas på tillstånd enligt äldre vattenlagstiftning.¹⁰² Från rättslig synpunkt är det svårare för en myndighet att driva ärenden om omprövning av vattenverksamhet jämfört med omprövning av miljöfarlig verksamhet. Detta beror på att myndigheten som sökande i målet ska stå för en ”grundlig miljöutredning”,

⁹⁵ Se t.ex. Vattenmyndigheten Bottenhavet (2009), p. 28.

⁹⁶ <http://www.miljosamverkansverige.se/Sv/tillsynmknvatten/tillsyn/Pages/omprovning.aspx> Jfr SOU 2008:62, s. 271.

⁹⁷ SOU 2008:62, s. 260. Naturvårdsverket beräknade att omprövningen av Landvetters flygplats tog i anspråk 50 personveckor.

⁹⁸ <http://www.miljosamverkansverige.se/Sv/tillsynmknvatten/tillsyn/Pages/omprovning.aspx>

⁹⁹ Mål C 607/10 *Kommissionen mot Sverige*.

¹⁰⁰ C-243/13 *Kommissionen mot Sverige*. 2 miljoner euro som engångssumma och därtill 4 000 euro per dag som Sverige inte vidtar nödvändiga åtgärder.

¹⁰¹ Kammarkollegiet är en central statlig myndighet med olika uppgifter. En är att bevaka allmänna intressen inom vattenrätten. Myndigheten har huvudansvaret för att initiera omprövningar.

¹⁰² SOU 2014:35, s. 270 f.

som bl.a. visar behovet av ändrade eller nya villkor och som innehåller en ”teknisk beskrivning” av de krävda åtgärderna och en uppskattning av kostnaderna.¹⁰³ Det beror också på att verksamhetsutövaren ibland har rätt att få ersättning vid skärpta krav, vilket kan leda till att myndigheten avstår från att begära omprövning.¹⁰⁴ Kostnadsersättningen kan vara betydande.¹⁰⁵

En slutsats inom SPEQS är att trots att nuvarande regler formellt möjliggör kontinuerlig uppdatering av miljökrav, är omprövningssystemet mycket ineffektivt i praktiken. Det svenska tillståndssystemet är över huvud taget tungrott på så vis att det är tidsödande och förenat med höga processkostnader att genomföra ändringar, något som också drabbar verksamhetsutövarna och därmed minskar incitamenten för dem att medverka. Detta är generellt sett ett hinder mot genomförande av miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Om ingen förändring sker kommer det sannolikt vara omöjligt att nå ramvattendirektivets mål om god vattenstatus inom föreskriven tid.

3.3.3 Kompletterande instrument finns – men de används sällan i praktiken

Det finns redan idag rättsliga instrument i miljöbalken som syftar till att i någon mån bryta genom de snäva ramar som följer av den individuella prövningen och kontrollen. Eftersom en miljö kvalitetsnorm träffar olika verksamheter som tillsammans bidrar till att normen påverkas, kan sådana instrument ibland leda till mer kostnadseffektiva lösningar än om krav ställs individuellt. Systemet kan därigenom bli mer flexibelt. I detta avsnitt analyseras instrument som bör kunna komplettera åtgärdsprogram på ett sätt som ökar möjligheten att uppfylla miljö kvalitetsnormerna.

Grupprövning och villkorsskrivning

Enligt miljöbalken kan två eller flera verksamhetsutövare komma överens om gemensamma åtgärder för att förebygga eller motverka olägenheter. En prövningsmyndighet kan sedan genom så kallad ”grupprövning” fastställa ett *gemensamt villkor* för verksamhetsutövarna under vissa förutsättningar, bl.a. om villkoret ökar möjligheterna att uppfylla en miljö kvalitetsnorm.¹⁰⁶ Det gemensamma villkoret gör det möjligt för flera verksamhetsutövare att vidta försiktighetsmått vid den verksamhet där det är mest kostnadseffektivt.

¹⁰³ Mark- och miljööverdomstolen dom 2014-02-12 i mål M 1423-13. Se även 22 kap. 1 § miljöbalken. Vid omprövning av miljöfarlig verksamhet ligger utredningsskyldigheten på verksamhetsutövaren i omprövningsärenden; 22 kap. 2 a §. I SOU 2014:35, s. 291 f. föreslås att utredningsskyldigheten i omprövningsmål ska ligga på verksamhetsutövaren.

¹⁰⁴ 31 kap. 20 § miljöbalken, SOU 2014:35, s. 273 f.

¹⁰⁵ Se t.ex. Mark- och miljööverdomstolen 2011:16 (omprövning av småskaligt vattenkraftverk), ersättning med två miljoner kronor.

¹⁰⁶ 16 kap. 8 § miljöbalken.

Gemensamma villkor kan meddelas i separata tillstånds- eller omprövningsbeslut eller i ett tillstånds- eller omprövningsbeslut som är gemensamt för olika verksamheter. Inget i lagtexten eller förarbetena begränsar möjligheten att inkludera verksamheter som inte tillståndsprövas, dock måste minst en av verksamheterna omfattas av tillstånd.

Exempel I:¹⁰⁷ I en storstad överskrids miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid på grund av utsläpp bl.a. från ett kraftvärmeverk och från flera åkeriers fordon, som dagligen trafikerar det berörda området. Vid en tillståndsprövning av kraftvärmeverket fastställs ett gemensamt villkor, där kraftvärmeverket medges utsläpp medan åkerierna under en tvåårsperiod ska genomföra olika åtgärder för att minska utsläppen från fordonen (i praktiken har kraftföretaget kompenserat åkerierna ekonomiskt).

Regeln är inte begränsad till gränsvärdesnormer. Grupprövning kan således ske av olika vattenkraftsföretag i en älv, om syftet är att nå miljö kvalitetsnormer för god ekologisk status eller (i vissa fall) god ekologisk potential.

Exempel II:¹⁰⁸ I Storälven har fisk svårt att vandra upp till lekplatserna på grund av fyra vattenkraftsdammar. Tillstånd meddelades för dessa dammar i mitten av 1900-talet, med stöd av 1918 års vattenlag. Storälven ska ha god ekologisk potential 2021 enligt förvaltningsplanen för avrinningsområdet.¹⁰⁹ De olika verksamhetsutövarna kan komma överens om gemensamma lösningar för fiskvandring till lekplatserna, som sedan skrivs in i tillståndsvillkor efter ansökan av verksamhetsutövare. Detta förutsätter sannolikt att verksamhetsutövarna uppfattar att Kammarkollegiet annars kommer att driva omprövningsärenden mot verksamhetsutövarna. I praktiken är ett sådant hot normalt inte realistiskt idag (eftersom Kammarkollegiet saknar tillräckliga resurser att driva sådana mål).

Reglerna om grupprövning med gemensamt villkor har aktualiserats mycket sällan i praxis.¹¹⁰

En samordning av omprövningar av olika verksamheter som gemensamt påverkar en viss miljö, t.ex. en vattenförekomst, är en annan väg för att samlat pröva vilka försiktighetsmått som bör vidtas vid respektive verksamhet.

¹⁰⁷ Exemplet användes under SPEQS workshop 2.

¹⁰⁸ Exemplet användes under SPEQS workshop 1.

¹⁰⁹ Jfr 3 kap. HaV:s föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (miljö kvalitetsnormer för god ekologisk potential).

¹¹⁰ Vi har funnit ett fall där frågan tagits upp i Mark- och miljööverdomstolen; MÖD 2011:41.

Slutligen vill vi peka på den ovan nämnda möjligheten att i högre utsträckning använda s.k. latenta villkor, som gäller från den dag då vissa förutsättningar uppnås. I exemplet II ovan skulle ett latent villkor om byggande av en ny fiskväg förbi kraftverksturbinerna få effekt mot tillståndshavaren först då övriga verksamhetsutövares dammar i älven reglerats, så att fisken kan vandra hela vägen.

Kompensationsåtgärder

Det tidigare nämnda kravet som följer av ramvattendirektivet (och Weserdomen), att inte tillåta ytterligare försämring av vattenstatusen, kan komma att medföra långtgående konsekvenser för den verksamhetsutövare som vill utvidga eller starta ny verksamhet. Ett sätt att hantera detta är att en verksamhetsutövare får rätt att bedriva sin verksamhet under villkor att denne *kompenserar* för en viss miljöpåverkan genom åtgärder på annan plats. Användningen av kompensationsåtgärder väcker dock många frågor, bl.a. om vilken åtgärd som ska kunna ses som en kompensation för en förlust, hur långt ifrån geografiskt som kompensationsåtgärden kan vidtas för att utgöra en kompensation och vilket ansvar verksamhetsutövaren har för att åtgärden långsiktigt levererar kompensation.

Exempel: För en ytvattenförekomst finns en miljö kvalitetsnorm (gränsvärde) för kvicksilver. Miljö kvalitetsnormen överskrids redan. En verksamhetsutövare söker tillstånd att utöka produktionen vid en fabrik. Trots bästa möjliga tekniska lösning skulle tillståndet betyda att utsläppen av kvicksilver ökar till vattenförekomsten. I samma vattenförekomst finns ett område där sedimentet uppmäter höga halter av kvicksilver, som inte kan härledas till en viss enskild källa utan som tros härröra från långväga förorening.

Miljöbalken reglerar denna situation.¹¹¹ Om tillståndet ”förenas med villkor om att vidta eller bekosta kompenserande åtgärder som ökar möjligheterna att följa normen i en utsträckning som inte är obetydlig”, kan tillstånd ges (i exemplet skulle villkoret innehålla krav på rening av sedimenten i ett visst område). Förutsättningen är således att kompensationsåtgärden (trots ökade kvicksilverutsläpp från fabriken) ger en betydande nettovinst jämfört med inget sker. Det är däremot inte nödvändigt att miljö kvalitetsnormen uppfylls genom kompensationen.

Kompensationskrav kan bli aktuellt att ställa vid en tillståndsprövning även om den miljö kvalitetsnorm som berörs inte utgör ett gränsvärde, men då genom tillämpning av en annan regel i miljöbalken. Tillstånd får förenas med

¹¹¹ 2 kap. 7 § 3 st. miljöbalken.

”skyldighet att utföra eller bekosta ... särskilda åtgärder för att kompensera det intrång i allmänna intressen som verksamheten medför”.¹¹²

Det finns flera exempel på hur kompensationsåtgärder använts för att ge möjligheter till en ny eller utvidgad verksamhet. Bland annat fick Göteborgs hamn hösten 2015 tillstånd att fylla igen en vik där det växer ålgräs (en viktig parameter för ekologisk status i kustvatten) under förutsättning att hamnen initierade en kompensationsodling av ålgräs. Denna typ av kompensationskrav ställs i USA vid utvidgning av hamnar på grund av kravet på ”no net loss” av bl.a. ålgräs.

Avslutningsvis, uppkommer flera principiellt viktiga frågor i samband med användning av kompensation. Ska en miljöförbättrande åtgärd som orsakats av en verksamhetsutövare kunna kompensera för miljöpåverkan från en annan verksamhetsutövare? Och var går gränsen mellan det generella kravet på en verksamhetsutövaren att vidta försiktighetsåtgärder och kravet på att kompensera för en skada. Reglerna om kompensation i miljöbalken är inte tydliga och regeringen har nyligen tillsatt en utredning för att se över dessa regler.¹¹³

Miljöskyddsområde

Regeringen har möjlighet att bilda så kallade ”miljöskyddsområden” för ”större” mark- eller vattenområden.¹¹⁴ Förutsättningen är att ”området eller en del av området är utsatt för föroreningar eller på annat sätt innebär att en miljökvalitetsnorm inte följs”. Syftet kan vara att skydda vattenkvalitet, men även bra luft och annan miljökvalitet. Regelns tillämpningsområde är inte avgränsat till gränsvärdesnormer. Även fysiska ingrepp i mark eller vatten som påverkar en miljökvalitetsnorm omfattas, såsom att vattenkraftsverksamhet påverkar miljökvalitetsnormer för god ekologisk status. Efter regeringsbeslutet ska länsstyrelsen meddela sådana generella ”föreskrifter om skyddsåtgärder, begränsningar och andra försiktighetsmått för verksamheter inom området som behövs för att tillgodose syftet med området”. Föreskrifterna gäller vid sidan av vad som föreskrivs i tillstånd till miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet.

Trots att regler om miljöskyddsområde infördes redan 1984 (kallades då ”särskilt föroreningskänsligt område”) och bl.a. skulle kunna effektivisera genomförandet av miljökvalitetsnormer i komplexa situationer, finns endast

¹¹² 16 kap. 9 § 1 st. 3 miljöbalken. Ytterligare möjligheter att ställa krav på kompensationsåtgärder finns bl.a. i 11 kap. 8 § och i 7 kap. 29 § miljöbalken.

¹¹³ Kommittédirektiv 2016:23.

¹¹⁴ 7 kap. 19-20 §§ miljöbalken.

två sådana områden i landet, nämligen för Laholmsbukten i Halland och Ringsjön i Skåne.

3.3.4 Alternativa lösningar

1. Ändra 2 kap. miljöbalken med anledning av ramvattendirektivet och Weser-domen

Weser-domen innebär att den svenska lagstiftningen måste ändras. Detta är inte en valfrihet för Sverige, även om det finns alternativa sätt lagstifta på för att uppfylla domens krav. En konsekvens av domen har redan tagits upp i avsnitt 3.1.5. Ekologisk vattenstatus bör regleras som ett slags gränsvärdesnorm.

Vidare måste det finnas möjlighet att höja kraven över nivån för bästa möjliga teknik även när en ekologisk miljökvalitetsnorm berörs.¹¹⁵ Vad gäller utsläpp till ytvatten framgår detta direkt av ramvattendirektivet (artikel 10.3). Vad gäller övrig påverkan på ytvattenförekomstens status följer det av domstolens tolkning av den bindande karaktären i direktivets artikel 4.1 i kombination med lojalitetsförpliktelsen i fördraget, att medlemsstaterna måste kunna ställa mer långtgående krav.

Dessutom ska framgå att tillstånd som huvudregel inte kan ges om den ekologiska vattenstatusen kan försämrats.¹¹⁶ Det måste framgå att skyldigheten att förebygga försämring gäller varje enskild kvalitetsfaktor (i direktivets bilaga V), även om denna försämring inte leder till en försämring av klassificeringen av ytvattenförekomsten som helhet. Om den ekologiska statusen är i lägsta klass får inte ens en parameter försämrats. Till detta kommer att medlemsstaten ska ”genomföra alla åtgärder som är nödvändiga” för att inte vattenstatusen ska försämrats. Det innebär – även om inte domen explicit anger det – att Sverige måste se över reglerna om omprövning av tillstånd, tillsyn och fysisk planering. Dessutom måste lagstiftningen ange att ett tillstånd inte får ges om det skulle äventyra uppnåendet av god status i tid. För att undvika de långtgående konsekvenser som domen innebär för många

¹¹⁵ 2 kap 7 § 2 st. miljöbalken.

¹¹⁶ 2 kap. 7 § 3 st. miljöbalken. Alternativt kan 2 kap. 9 § miljöbalken kompletteras med motsvarande en särskild stoppfunktion när vissa miljökvalitetsnormer inte följs, men den lösningen kräver en omstrukturering av 2 kap. (7 och 9 §§), där bl.a. regeringsdispensen i 9 § (särskilda skäl) fränkopplas.

verksamhetsutövare bör undantagsreglerna i artikel 4 med ny svensk lagstiftning göras tillämpliga vid beslut i *enskilda fall*.¹¹⁷

2. Stärka åtgärdsprogrammets roll

Vi har i avsnitt 3.2.5 tagit upp olika lösningar för att stärka åtgärdsprogrammets funktion, som en länk mellan miljö kvalitetsnormer och olika beslut som rör enskilda miljö påverkare. Det är alltså fråga om att skapa bättre koherens mellan beslutsnivåerna. Det handlar då bl.a. om hur åtgärdsprogrammet formuleras, möjligheten att komplettera åtgärdsprogram med förvaltningsbeslut och generella föreskrifter, frågan om att tillämpa sanktioner mot myndigheter som inte följer åtgärdsprogram samt frågan om vem som bör ha makten att besluta om åtgärdsprogram.

I avsnitt 3.3.1 togs upp den undantagsregel i miljöbalken som gör det möjligt att – när en verksamhet är förenlig med ett åtgärdsprogram – meddela tillstånd till denna trots att den på ett inte obetydligt sätt kan antas bidra till att en miljö kvalitetsnorm (gränsvärdesnorm) inte följs.¹¹⁸ Denna regel gör systemet mer flexibelt och knyter an till åtgärdsprogrammets bördefördelning funktion. Vi visade dock att den nuvarande regleringen medför risk för att gränsvärdesnormer sätts ur spel (se närmare diskussionen i avsnittet). För att hindra detta kan programmet tydligt ange vilka konkreta fysiska åtgärder som ska utföras samtidigt som den rättsliga statusen i åtgärdsprogrammet stärks. Det senare kan ske genom att programmet får innehålla förvaltningsbeslut mot enskilda och/eller att programmet kombineras med generella föreskrifter som riktas mot enskilda. Dessa alternativ behandlas i avsnitt 3.2.5. Tidsbegränsning av tillstånd kan också vara en lämplig lösning (nedan punkt 3).

För att förbättra efterlevnaden av åtgärdsprogrammen kan ändringar ske i de lagar som reglerar verksamhet som kan påverka uppnåendet av miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram, men som idag inte hänvisar till 5 kap. miljöbalken. Detta gäller bl.a. skogsvårdslagen, fiskelagen och, avseende åtgärdsprogram, plan- och bygglagen.

¹¹⁷ Nu är såväl förbudet som undantagen i artikel 4 adresserade till vattenmyndigheterna i deras arbete med förvaltningsplanerna, se 4 kap. 10 § vattenförvaltningsförordningen. Jfr EU-domstolens dom C-346/14 Kommissionen mot Österrike [2016], där nationell tillämpning av direktivets undantag aktualiserades.

¹¹⁸ 2 kap. 7 § 3 st. miljöbalken.

3. Tidsbegränsade tillstånd när miljö kvalitetsnormer riskerar att inte följas

Normalt meddelas tillstånd till miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet utan tidsbegränsning. Tillstånden har samtidigt rättskraft, vilket försvårar ändringar i efterhand. Miljöbalken medger dock att tillstånd får tidsbegränsas (t.ex. till fem år) och detta kan vara lämpligt om den prövande myndigheten inte är säker på att en miljö kvalitetsnorm kan följas eller att ett åtgärdsprogram kan genomföras. Tidsbegränsning leder till en viss otrygghet för verksamhetsutövaren, men är samtidigt ett incitament att driva verksamheten på ett sätt som är ändamålsenligt med hänsyn till normen och programmet. En tidsbegränsning av en viss verksamhet får dock ingen direkt betydelse för hur andra verksamheter påverkar uppfyllandet av samma miljö kvalitetsnorm eller för efterlevnaden av samma åtgärdsprogram.

Likaså skulle det vara möjligt att ändra miljöbalken så att verksamhetsutövare med tillstånd till verksamheter som är äldre än exempelvis fem år och som ligger inom ett miljöskyddsområde, alltid skulle vara tvungna att begära att verksamheten prövas på nytt.

Ett alternativ till tidsbegränsade tillstånd är att skjuta upp prövningen av en viss fråga (prövotidsförordnande) när det råder osäkerhet om verkningarna av verksamheten.¹¹⁹ En sådan åtgärd kan begränsa omfattningen av den efterföljande prövningen jämfört med att hela tillståndet tidsbegränsas.

4. Tydligare vägledning

En tydligare vägledning av de myndigheter och domstolar som prövar tillstånd och utövar tillsyn är ett sätt att uppmärksamma dessa aktörer på miljöbalkens krav att genomföra åtgärdsprogram. Frågorna om genomförandet av normer är ofta komplexa och kräver kunskap och erfarenhet inom en rad olika rättsliga, tekniska och naturvetenskapliga områden.

Centrala myndigheter som Kammarkollegiet och HaV behöver ytterligare resurser för att kunna dels ge vägledning, dels driva principiellt viktiga ärenden vidare. Exempel på ”kommunikationsåtgärder” för att öka genomförandet är:

- Nya och uppdaterade vägledningar, t.ex. om markavvattning och dikesrensningar, där relevanta miljö kvalitetsnormers rättsliga effekt också tydliggörs. Exempel kan visa hur olika mark- och

¹¹⁹ 22 kap. 27 § miljöbalken.

vattenanvändningar påverkar miljö kvalitetsnormen och vilka skyddsåtgärder som kan förmodas bli aktuella i olika situationer.

- Ökad styrning genom regleringsbrev med tydliga prioriteringar mellan olika åtgärder.

Användningen av vissa rättsliga instrument, såsom miljöskyddsområde och krav på kompensationsåtgärder (som aktualiseras inte minst efter Weserdomen), kan sannolikt öka om myndigheter såsom Naturvårdsverket och HaV tar fram tydliga vägledningsdokument.¹²⁰ En översyn av lagstiftningen om kompensation, miljöskyddsområde m.m. bör kunna förenkla användningen.¹²¹

Vidare bör åtgärderna i programmet kompletteras med tydligare instruktioner om hur de skall förstås och hur de ska uppnås. Detta kan ske genom att allmänna råd utfärdas, såsom är brukligt inom olika sektorer. Framför allt tycks det efterfrågas föreskrifter för lantbruk och landsbygdsprogrammet.

Vägledning är också angelägen för att styra kommunernas fysiska planering, för att inskräpa vikten av att miljö kvalitetsnormer ”följs” (som lagen kräver) och dessa inte får viktas bort vid tillämpning av avvägningsreglerna i 2 kap. plan- och bygglagen, men även för lyfta fram åtgärdsprogrammets roll vid planeringen (här är regelstyrningen i plan- och bygglagen obefintlig, se nedan p. 11).

5. Generella föreskrifter vid sidan av åtgärdsprogram

I avsnitt 3.2.5 diskuterades alternativet att använda generella föreskrifter som komplement till åtgärdsprogram, i syfte att stärka genomförandet av dessa. Vi visade att det finns för- och nackdelar med generella föreskrifter, som inte upprepas här.

Även om åtgärdsprogram inte anger behovet av generella föreskrifter bör sådana ibland utfärdas för att uppfylla en miljö kvalitetsnorm, exempelvis genom ett beslut om miljöskyddsområde.

¹²⁰ Naturvårdsverket publicerade i februari 2016 Handboken Ekologisk kompensation. Även HaV förbereder ett liknande vägledande dokument avseende användningen av kompensationskrav.

¹²¹ Regeringen tillsatte i mars 2016 en utredning om en effektivare och mer konsekvent tillämpning av ekologisk kompensation (Dir. 2016:23).

6. Effektivare instrument för att skärpa krav vid befintliga verksamheter med tillstånd

Det kan ofta vara kostnadseffektivt att rikta krav mot befintlig, tillståndsgiven verksamhet i syfte att uppfylla miljö kvalitetsnormer. Omprövning av tillstånd och villkor kan därför vara en åtgärd i ett åtgärdsprogram. Såväl 24 kap. miljöbalken som de sexåriga förvaltningsplanerna enligt ramvattendirektivet bygger på att miljökrav i tillstånd ska kunna uppdateras när tekniken utvecklas och vid ny kunskap om miljön. Omprövningen ska göra systemet adaptivt.

I avsnitt 3.3.2 visas att systemet för omprövning av tillstånd och villkor inte fungerar effektivt i praktiken. En lösning på detta problem kan vara att tillföra *extra resurser* till de myndigheter som ansvarar för att omprövning påbörjas. Med utgångspunkt från dagens mycket låga omprövningstakt skulle dock en effektiv resursförstärkning förmodligen bli mycket kostsam för samhället.

En lösning kan även vara att som ovan nämnts (avsnitt 3.3.3) utveckla användningen av instrumentet *latent villkor*. Detta innebär en samordning av tillståndsprövningar, på så vis att ett villkor inte får effekt mot tillståndshavaren förrän samtliga verksamheter inom ett område är prövade, t.ex. ett antal vattenkraftverk som påverkar samma vattenförekomst. Latenta villkor har tillämpats i praxis, särskilt avseende vattenverksamheter.¹²² En annan lösning, som bl.a. används i Norge, är att kalla till samordnade prövningar av flera verksamheter som påverkar en viss miljö, t.ex. en vattenförekomst.¹²³

Ytterligare en alternativ lösning är att Sverige, generellt eller som en huvudregel, övergår till att meddela *tidsbegränsade tillstånd* (jfr ovan punkt 3). Erfarenheter av en sådan ordning finns i flera andra länder, t.ex. flera delstater i USA och i Norge. Det innebär att verksamhetsutövaren måste ansöka om nytt tillstånd när det gamla går ut och det blir då fråga om en helt ny prövning av verksamheten och dess miljöpåverkan. En mildare variant är att ha en obligatorisk omprövning av *villkor* med vissa mellanrum. För att en sådan ordning ska vara effektiv måste emellertid skyldigheten att inleda omprövning ligga på verksamhetsutövaren. Detta förutsätter dock i sin tur att systemet bygger på en blandning av negativa och positiva incitament för denna att ta sådana initiativ. De negativa kan bestå i att tillstånden förfaller efter viss tid, eller att verksamheten inte får bedrivas förrän villkoren är uppdaterade. De positiva incitamenten kan vara att kostnaden för uppdateringsprocessen täcks

¹²² T.ex. i följande domar avseende vattenkraftverk: MMÖD 2014-07-25 i mål M 1299-14 (Granö), MMÖD 2014-06-27 i mål M 1295-14 (Fridafors övre) och MMÖD 2014-07-25 i mål M 1297-14 (Fridafors nedre).

¹²³ Se Darpö (2016), avsnitt 4 och 6.2.

av allmänna medel eller av en fond, som byggs upp av avgifter som tas ut av en grupp verksamhetsutövare, t.ex. de som påverkar en viss vattenförekomst.

Generella föreskrifter med nya miljökrav (jfr ovan) är ytterligare ett alternativ till individuell omprövning, såsom skett för att kontinuerligt uppdatera svenska teknikkrav i enlighet med EU:s BAT-slutsatser.¹²⁴

7. Ingen rätt till ersättning vid strängare miljökrav mot tillståndsgiven vattenverksamhet

Vattenverksamhetsutredningen har föreslagit att ersättningsrätten ska tas bort vid omprövning av villkor och tillstånd till vattenverksamheter.¹²⁵ Denna rätt till ersättning för att anpassa verksamheterna till nya miljökrav kom i en tid då lagstiftningen syftade till att främja exploatering av våra vattendrag. Idag är de samhälleliga prioriteringarna annorlunda och att utövare av vattenverksamhet har rätt att få betalt för att genomföra miljökrav är ett omodernt synsätt. Att ersättning motverkar rättslig koherens och adaptivitet är uppenbart. Dessutom medför systemet diskriminering gentemot de energislag som regleras under andra delar av lagstiftningen där en sådan ersättningsrätt inte finns, t.ex. enligt reglerna om miljöfarliga verksamheter. Därmed riskerar vi att komma i konflikt med EUs statsstödsregler. Det nuvarande systemet medför också orättvisor mot de verksamheter som bedrivs utan tillstånd och där nya krav får accepteras som en del av samhällsutvecklingen. På så vis skulle ett slopande av ersättningsrätten vid ändrade villkor och tillstånd för vattenverksamheter också öka systemets legitimitet gentemot andra verksamhetsutövare. Här bör det också poängteras att lagstiftningen i andra länder utgår från att ökade miljökrav från samhällets sida är något som även utövare av vattenverksamhet måste bära efter en viss tid.

8. Åtgärdsprogram kan som åtgärd ange att särskilda instrument i miljöbalken ska användas

Det finns flera instrument i miljöbalken som kan underlätta att miljö kvalitetsnormer nås och upprätthålls, såsom gruppövning, tidsbegränsning av tillstånd, miljöskyddsområde och kompensationsåtgärder (avsnitt 3.3.3). Dessa används över huvud taget sällan idag. Genom att ingå som åtgärder i åtgärdsprogram kan sannolikt tillämpningen av instrumenten öka.

¹²⁴ Industriutsläppsförordningen.

¹²⁵ I SOU 2014:35, s. 302 ff.

9. Underlätta användningen av miljöskyddsområde

Som togs upp i avsnitt 3.3.3 har regeringen möjlighet att bilda så kallade ”miljöskyddsområden” för ”större” mark- eller vattenområden,¹²⁶ men endast två sådana har bildats sedan 1984, när instrumentet infördes. För att fler sådana ska skapas, som ett led i genomförandet av miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram, kan vissa lagändringar övervägas. Det förefaller vara en onödig begränsning att endast regeringen har rätten att bilda miljöskyddsområde. Även länsstyrelsen, som är på samma regionala organisationsnivå som vattenmyndigheterna, skulle kunna få samma befogenhet. Ändringen skulle inte vara särskilt radikal med hänsyn till att länsstyrelsen (liksom kommunen) redan idag har rätt att bilda så kallat ”vattenskyddsområde” för att skydda en ”grund- eller ytvattentillgång som utnyttjas eller kan antas komma att utnyttjas för vattentäkt”, med generella föreskrifter som styr mark- och vattenanvändningen. En annan ändring kan vara att ange i 5 kap. miljöbalken att beslut om miljöskyddsområde alltid ska övervägas (eller skarpare: ska användas där det är praktiskt möjligt) i samband med att åtgärdsprogram antas. Slutligen kan övervägas att ta bort kravet på att miljöskyddsområde måste vara ett ”större” område.

10. Utredda och utveckla instrumentet kompensationsåtgärder

Genom att utnyttja miljöbalkens regler om åtgärder för att kompensera för miljöpåverkan, blir systemet med miljökvalitetsnormer mer flexibelt. Nya verksamheter kan tillåtas trots att störningar från dessa ökar belastningen på det område som omfattas av en miljökvalitetsnorm, förutsatt att samma störning minskar i annan verksamhet eller på annat sätt.¹²⁷

Det finns ett intressant förhållande mellan å ena sidan kompensationsåtgärder och å andra sidan de lagliga miljökrav som gäller för den som kan gynnas av sådana åtgärder. Det kan antas att många befintliga verksamheter inte drivs i enlighet med kraven i de allmänna hänsynsreglerna, såsom att bästa tillgängliga teknik ska användas. Skälet kan vara att tillsynen inte förmår att genomdriva kraven och/eller att tillståndsvillkor inte, genom omprövning, uppdateras i enlighet med teknikutvecklingen. En annan situation är att krav inte har ställts på en person, som enligt 10 kap. miljöbalken har ett ansvar att efterbehandla ett förorenat område. Om kompensationsåtgärder aktualiseras, exempelvis vid prövning av en ny industri A med utsläpp som, trots bästa teknik, skulle öka belastningen av en överskriden miljökvalitetsnorm, ska då

¹²⁶ 7 kap. 19-20 §§ miljöbalken.

¹²⁷ Se bl.a. 2 kap. 7 § 3 st. miljöbalken. Se närmare ovan, avsnitt 3.3.2, vid rubrik Kompensationsåtgärder.

kompensationsåtgärder vid en annan verksamhet B (eller för att exempelvis sanera ett förorenat område) godtas, om kompensationen innebär att B inte behöver vidta och bekosta åtgärder som B *lagligen* borde vidta enligt 2 kap. miljöbalken? Den nuvarande regleringen utesluter inte en sådan konsekvens. I praktiken kan nog A uppfatta läget så att A på ett orimligt sätt indirekt tvingas bekosta kompensationsåtgärder (för att kunna utföra en angelägen åtgärd). Frågan rör såväl legitimitet som kostnadseffektivitet och rättslig koherens och bör utredas närmare, men det har inte gjorts inom ramen för forskningen inom SPEQS.¹²⁸

Kompensationsåtgärder aktualiseras även i samband med fysisk planering. En kommun kan i en plan i praktiken se till att en miljö kvalitetsnorm följs genom att beakta alternativ, exempelvis genom att ökade luftutsläpp från en planerad ny industriell anläggning kompenseras med att trafiken läggs om och att därmed trafikutsläppen av samma ämne i området minskar. Plan- och bygglagen saknar dock uttryckliga regler om kompensationsåtgärder. Nya sådana regler (och vägledning till dessa) kan troligen bidra till ökad användning kompensationsåtgärder och därmed större flexibilitet.

11. Krav att kommuner ska följa åtgärdsprogram vid fysisk planering

Det saknas en rättslig koherens mellan åtgärdsprogram som antas enligt miljöbalken och fysisk planering som regleras genom plan- och bygglagen. Om fysisk planering ska vara ett viktigt styrinstrument för att genomföra åtgärdsprogram, måste det finnas regler som kräver att programmet får genomslag vid planeringen. En hänvisning kan göras i plan- och bygglagen till 5 kap. 8 § miljöbalken, som kräver att kommuner inom sina ansvarsområden ”ska vidta de åtgärder som behövs enligt ett åtgärdsprogram”. Bättre styrning kunde åstadkommas om kopplingen till åtgärdsprogram fördes in i relevanta kapitel i plan- och bygglagen, dels som en allmän skyldighet (2 kap), dels i reglerna om planprocessen (samråd och granskning) samt dels i reglerna om planprövning och planföreläggande.¹²⁹

12. Utreda och effektivisera överprövningen av detaljplaner och områdesbestämmelser

Det är idag relativt ovanligt att länsstyrelserna väljer att överpröva beslut om detaljplan och områdesbestämmelser enligt plan- och bygglagen. Det gäller särskilt prövningsgrunden att ”beslutet kan antas innebära att ... en

¹²⁸ Däremot bör detta frågor som regeringens tillsatta utredning (Dir. 2016:23) klargör.

¹²⁹ Se förslag i SOU 2005:113, 4.9.

miljökvalitetsnorm ... inte följs".¹³⁰ Det är ännu mer sällsynt att länsstyrelsen upphäver beslutet.¹³¹ Klart är att information om i vilken mån normerna riskerar att överskridas eller inte och hur planen påverkar detta förhållande, har betydelse i en stor del av planärendena i områden där luftkvalitetsnormer riskerar att överskridas eller redan överskrids.¹³² Det är dock mycket få beslut där normerna fått en avgörande betydelse. Detta kan bero på att hänsyn som inte medges enligt lagen har inverkat. En tydligare uppföljning av länsstyrelsernas överprövning av planer kan motivera dem att tydliggöra och även samordna, hur denna prövning görs.

13. Utveckla frivilliga lösningar inom rättsliga ramar

I syfte att motverka de lösningar till en viss kravnivå och skyddsåtgärder som den individuella prövningen och kontrollen typiskt sett medför, finns det anledning att överväga att införa rättsliga instrument som innebär större flexibilitet för verksamhetsutövare. Om man eftersträvar ett säkert uppfyllande av miljökvalitetsnormer kan en lösning vara att en grupp verksamhetsutövare får frihet att själva komma överens om hur en miljökvalitetsnorm eller en viss belastningsminskning ska nås, men inom vissa rättsliga ramar.¹³³ En sådan lösning skulle förutsätta ändringar i framförallt miljöbalken. Följande hypotetiska exempel får belysa hur ett system med frivillighet inom lagliga ramar skulle kunna se ut.

En miljökvalitetsnorm för kvävehalt gäller för ett vattenområde och halten överskrids. En grupp verksamhetsutövare kommer överens om att gemensamt reducera kvävehalten. Verksamhetsutövarna upprättar ett avtal som visar hur kvävereduktionen har beräknats och vilken påverkan denna minskning kommer att få i vattenområdet. Överenskommelsen innebär att gödningen vid vissa jordbruk ska upphöra genom att marken används på annat sätt, att en fiskodling ska läggas ner och att två industrier ska minska utsläppen mer än vad de gällande tillståndsvillkoren kräver, medan kommunen får bygga ett nytt reningsverk för att hantera belastningen från en växande befolkning i tätorten, med ökande kväveutsläpp som följd. Åtagandena möjliggörs genom ekonomiska transaktioner mellan verksamhetsutövarna. För att överenskommelsen ska gälla rättsligt måste avtalet fastställas av en miljödomstol. Domstolen kontrollerar då om den totala minskningen från gruppen överensstämmer med åtgärdsprogrammets krav (dvs. ger minst lika

¹³⁰ 11 kap. 10 § plan- och bygglagen.

¹³¹ <http://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/uppfoljning/Statistik/statistik-detaljplaner/overprovade-detaljplaner/>.

¹³² Länsstyrelserna (2013). Miljökvalitetsnormer om luft i planering och rättstillämpning. Länsstyrelsen i Skåne, Stockholms län och Västra Götalands län.

¹³³ Denna typ av lösning ingick i ett scenario som diskuterades under SPEQS workshop 2.

stor kvävereduktion), liksom att de enskilda verksamhetsutövarnas åtaganden är så precisa att de kan kontrolleras (för reningsverket måste formellt ett särskilt tillstånd med villkor meddelas enligt 9 kap. miljöbalken). Under dessa förutsättningar fastställs överenskommelsen. Därefter gäller avtalet för en viss period, under vilken myndigheterna inte får rikta ytterligare krav med stöd av miljöbalken mot dem som ingår i överenskommelsen (vad gäller sådant som reglerats i avtalet – i det här fallet tillförseln av kväve till ett visst vattenområde). Om inte de enskilda utövarna följer åtagandena enligt överenskommelsen ska dock myndigheterna ingripa, på samma sätt som när tillståndsvillkor överskrids.

Denna typ av överenskommelse kan liknas vid en utsläppshandel i miniformat eller ett gruppvillkor enligt miljöbalken.¹³⁴ Fördelen är att verksamhetsutövarna ges möjlighet att välja de sätt som de själva uppfattar som de mest kostnadseffektiva (mest utsläppsminskning för minst kostnad) eller på annat sätt lämpliga för att åstadkomma en minskad påverkan på vattenstatusen. Flexibiliteten kan också ge incitament att hitta innovativa och kostnadseffektiva lösningar för att minska miljöpåverkan. Nackdelen för verksamhetsutövarna är att det finns en risk för att kostnaderna med att få fram en överenskommelse kan komma att överskrida ett mer traditionellt förfarande. Vidare måste det finnas ett visst förtroende mellan parterna att de kommer att fullfölja överenskommelsen.¹³⁵

Det är en angelägen utrednings- och forskningsuppgift att närmare analysera olika slags frivilliga lösningar. Det kan bl.a. handla om att skapa frivilliga organisationer bland medlemmar som påverkar ett avrinningsystem. Eventuell framtida forskning bör beakta det förslag som presenterades i en statlig utredning 2002.¹³⁶ Här föreslogs en ny lag om vattenvårdssamfälligheter, som i viss mån påminner om den ordning som skissades i exemplet ovan. Med åtgärdsprogrammet som utgångspunkt och ram skulle överenskommelser kunna träffas av deltagarna (fastighetsägare och verksamhetsutövare vid en vattenförekomst). Bildandet av vattenvårdssamfälligheter skulle handläggas av lantmäterimyndigheterna.

¹³⁴ 16 kap. 8 § miljöbalken.

¹³⁵ I den s.k. Genevadsåstudien testade denna typ av frivilliga överenskommelser, men deltagarna var i denna studie tveksamma till att sluta avtal; Wittgren et al (2005).

¹³⁶ SOU 2002:105 (Klart som vatten – Svensk vattenadministrations betänkande angående införandet av EG:s ramdirektiv för vatten i Sverige), kap. 6 (Samverkan kring vattendrag och grundvattenförekomster). Utredningen leddes av Joakim Ollén. Se även Montelius (2015) om en sammanslutning av olika aktörer för vattenförvaltning i Ruhrområdet i Tyskland.

14. Utveckla nya ekonomiska styrmedel

Att utforma åtgärdsprogrammen – inte minst rörande fördelningen av bördorna – på ett kostnadseffektivt sätt, försvåras av en rad olika faktorer. En central utmaning för de berörda myndigheterna är att dessa normalt sett har ett informationsunderläge när det gäller de kostnader som olika aktörer har för att vidta åtgärder. Därför kan det i vissa fall vara ändamålsenligt att införa styrmedel som ger aktörerna incitament att genomföra de billigaste åtgärderna först, utan att myndigheten exakt uttalar vad aktören ska göra.

Det handlar om nya eller vidareutvecklade ekonomiska styrmedel i form av utsläppshandel (jfr punkt 13 ovan) och skatter på utsläpp och vattenkraftsproduktion, skrotningspremier, trängselskatt, dubbdäcksavgift och kilometerbaserad skatt på tunga fordon m.m. I princip kan sådana styrmedel bidra till att rådande normer nås på ett kostnadseffektivt sätt, inte minst eftersom t.ex. en skatt på utsläpp ger en möjlighet för de som har höga åtgärds-kostnader att betala skatten snarare än att genomföra åtgärder. En tillräckligt hög skatt gör dock att vi kan nå rådande normer, eftersom aktörer med lägre åtgärds-kostnader väljer att vidta åtgärder i stället för att betala skatten. En viktig fördel med en utsläppsskatt jämfört med t.ex. generella föreskrifter om gränsvärden, är också att med en skatt betalar företagen eller hushållen för alla sina utsläpp, antingen genom att vidta åtgärder för reduktion eller genom att betala skatten. Med gränsvärden för utsläpp finns inga incitament att reducera utsläppen utöver vad som är tillåtet (dvs. alla utsläpp bortom gränsvärdet är gratis).

Samtidigt finns också viktiga utmaningar med ekonomiska styrmedel inom ramen för ett system med miljö-kvalitetsnormer. Ett kostnadseffektivt genomförande förutsätter att t.ex. skatten har implementerats på ett träffsäkert sätt, såsom att den differentierats utifrån utsläppens skadeeffekter på miljö-kvaliteten. Detta kan vara svårt att åstadkomma på ett någorlunda korrekt sätt, t.ex. i fallet med vattenkvalitet. Utfallet av skatter på utsläpp på miljö-kvaliteten kan dessutom överlag vara svåra att bedöma initialt; även om detta i princip kan hanteras genom att skattenivåerna justeras över tid kan omfattande villkorsändringar skapa osäkerhet bland verksamhetsutövare.

Det har tagits fram flera förslag om utsläppshandel för att minska övergödningen.¹³⁷ Det visar sig dock att det är svårt att kontrollera utsläppsminskningarna, eftersom det finns naturliga processer som har stark inverkan på vilka effekter antropogena utsläpp/påverkan kommer att få. Det är också tydligt att utsläppshandel kräver en noggrann reglering och alltså inte

¹³⁷ Se bl.a. Naturvårdsverket (2010) och Naturvårdsverket (2008). Se även Malla (2014).

nödvändigtvis är ett sätt att underlätta hanteringen för den enskilde verksamhetsutövaren.

En möjlighet är att inom ramen för tillståndsvillkoren för företag använda skatter på utsläpp i stället för gränsvärden, och sedan öronmärka intäkterna från dessa skatter för att finansiera delar av åtgärdsprogrammen. En viktig förutsättning är dock återigen att en sådan skatt tillämpas så brett som möjligt, dvs. omfattar alla aktörer (stora som små) som påverkar miljökvaliteten. I den mån detta kan åstadkommas skulle det dock ha förutsättningar att öka såväl kostnadseffektiviteten som legitimiteten för systemet.

3.4 MYNDIGHETERNAS OCH VATTENRÅDENS ROLLER I VATTENFÖRVALTNINGEN

Som illustreras i figur 2, utgör det yttersta syftet med det svenska miljökvalitetsnormsystemet att nå fram till bättre vattenkvalitet genom att människor ändrar beteende. Metoden att åstadkomma dessa förändringar är en komplex förvaltningskedja. Hela denna förvaltningskedja, från högsta myndighet och ner till enskilda tjänstemän ute på kommunerna, syftar till att föreskrivna kvalitetskrav ska uppnås och bibehållas. Vid närmare granskningar som gjorts inom SPEQS (främst delprojekt 2 och 4) framkommer att det råder brist både vad gäller koherens och legitimitet. Detta beskrivs och analyseras i följande avsnitt.

3.4.1 Vattenråden ger inte tillräcklig delaktighet

Olika intressenters delaktighet är enligt ramvattendirektivet viktigt för en framgångsrik vattenförvaltning. Det är verksamhetsutövare och enskilda som är de aktörer som i sista hand kommer att bära bördan och genomföra förändringar för att nå bättre miljökvalitet. I många fall har de nära koppling till den miljöresurs som skall förbättras och kan då genom sin erfarenhet och anknytning tillföra värdefull kunskap och resurser, för att besluten om åtgärdsprogrammen ska bli effektiva. En annan aspekt av delaktigheten är att den ofta förväntas leda till att man i högre grad accepterar de beslut som fattas och är villig att genomföra dem, vilket vore ett sätt att visa att besluten uppfattas som legitima.

I Sverige har ansvaret för att skapa delaktighet ålagts vattenmyndigheterna. Ett sätt att skapa sådan delaktighet har varit vattenråden, vars bildande vattenmyndigheterna därför främjar.

Som nämnts ovan (avsnitt 2.3) består ett vattenråd av en grupp personer och representanter för organisationer som är intresserade av vattenfrågor i ett visst vattenområde. Råden är frivilliga sammanslutningar av aktörer som deltar i arbetet med vattenförvaltningen genom sin kunskap om lokala förhållanden. Det finns inga gemensamma regler om vattenråds form och verksamhet eller

om ersättning för deltagande. Vissa aktörer deltar på ideell basis och andra är tjänstemän och bidrar inom ramen för sitt arbete. Avsikten är att vattenmyndigheten ska kunna dra nytta av vattenråden genom deras möjlighet till samverkan och deltagande från olika parter. Men vilka verkliga effekter som ska nås för myndigheterna och för deltagarna är inte klargjort.

En effekt som kan förväntas av att det finns vattenråd är, att om deltagarna uppfattar att de i tillräcklig omfattning medverkar i beslutsprocessen, så borde de vara mer villiga att anpassa sig till de beslut som fattas. Det skulle också kunna tolkas som att deltagarna ger legitimitet till besluten. I vår enkätstudie, som riktades till samtliga medlemmar i vattenråden i Sverige,¹³⁸ rapporterade deltagarna en vilja att anpassa sig till åtgärdsprogrammets beslut. Men resultaten kunde inte påvisa att det är motivationen att delta i vattenrådet som är relaterat till viljan att följa de beslut som tas för att uppnå miljö kvalitetsnormerna. Analysen visade i stället att det är moraliska faktorer som är viktiga; i första hand individens personliga normer och därutöver de sociala normer som råder, samt individens medvetande om problemen och vilja till förändring.

Skälen till det att deltagandet i rådet i sig inte är relaterat till en ökad vilja anpassa sig efter besluten kan ha flera orsaker, varav vi nämner några här:

- Vattenråden kan uppfattas som för stora. I norra Sverige täcker vattenråden mycket stora områden, men även i södra Sverige, där det finns många vattenråd, kan det vara svårt att ha nära delaktighet i vattenrådet.
- Den typ av delaktighet i vattenförvaltningen som vattenråden erbjuder, t.ex. att vara rådgivande utan ersättning och utan ekonomiska resurser, är inte tillräckligt motiverande och leder därför inte till någon större effekt på viljan att agera.
- Delaktighet kan även variera i omfattning. Man kan beskriva delaktighet som en stege med olika nivåer (ladder of participation).¹³⁹ De lägsta nivåerna innebär att den part som har makten utbildar de som ska bli delaktiga. De följande nivåerna inbegriper informationsutbyte åt flera håll, och utvecklad delaktighet innebär partnerskap och att dela makt.

¹³⁸ Von Borgstede et al. (2016).

¹³⁹ Arnstein (1969).

3.4.2 Flernivåstyrning kan påverka legitimiteten negativt

Den svenska vattenförvaltningen är idag organiserad i linje med en tämligen ny typ av styrning som, inom statsvetenskaplig teoribildning, kallas flernivåstyrning.¹⁴⁰ Vad vi ser är en ekosystembaserad organisationsstruktur,¹⁴¹ med nya metaregionala myndighetsnivåer som befinner sig utanför det traditionella förvaltningssystemet med EU-nationell-regional-lokal nivå. I stället finner vi myndigheter för vattenförvaltning som är sammankopplade på flera olika nivåer. Havs- och vattenmyndigheten befinner sig på nationell nivå och har till uppgift att koordinera vattenförvaltningen i Sverige. På regional nivå är Sverige indelat i fem olika vattendistrikt med en vattenmyndighet i vardera med tillhörande kansli, som bereder ärenden till vattendelegation som fattar de formella besluten, i form av förvaltningsplan, åtgärdsprogram och miljö kvalitetsnormer. De fem olika vattenmyndigheterna är organiserade efter avrinningsområden, där tanken är att administrativa gränser inte ska lägga hinder för ekologiskt ändamålsenliga beslut. Vidare finns det på varje länsstyrelse ett beredningssekretariat som ska förse vattenmyndigheten med information gällande status på vatten inom det egna länet. På lokal nivå finns ett flertal vattenråd inom varje vattendistrikt. För vattenmyndigheten är det bra om råden kan främja lokal kunskap och organisera olika intressenters deltagande i vattenförvaltningen inom sitt område. Vattenrådets funktion är endast rådgivande och består delvis av kommunala tjänstemän som alltså sitter på två stolar: dels som rådgivare till vattenmyndigheterna, dels som tjänstemän som skall genomföra vattenmyndigheternas åtgärdsprogram.

Beslutet gällande svensk vattenförvaltning fattas sålunda på metaregional nivå, medan det faktiska genomförandet av åtgärder förväntas utföras av statliga och kommunala myndigheter, såväl som av lokala aktörer. Styrsystemet är således tänkt att vara ett ekologiskt rationellt system, dvs. följa de ekologiska gränserna i naturen, men har fört med sig en rad problem vid genomförandet av åtgärdsprogram och andra beslut som syftar till att uppnå och bibehålla en god vattenstatus.

Värt att nämna här är att de fem åtgärdsprogrammen är nationellt koordinerade, och således är de 37 styrmedelsåtgärder i programmet 2009-2015 som riktar sig till statliga myndigheter och kommuner, mer eller mindre desamma inom alla vattendistrikt (vissa mindre skillnader i formuleringar förekommer, men samma 37 åtgärder återfinns i samtliga åtgärdsprogram). De olika vattenmyndigheterna har specificerat texten gällande den ekologiska

¹⁴⁰ Hooghe och Marks (2003).

¹⁴¹ I realiteten är det dock fråga om olika ekosystem inom de avrinningsssystem som ingår i vattendistriktet.

statusen i deras respektive distrikt, men dispositionen och innehållet i åtgärdsprogrammen är likartad, vilket gör det relevant att ifrågasätta huruvida det i de fem olika vattendistrikten verkligen införts en ekologiskt rationell styrstruktur.

En annan aspekt av vattenförvaltningens flernivåstyrning är beslutsgången. Vattenmyndigheterna anger i programmet åtgärder som ett stort antal statliga myndigheter och kommuner behöver genomföra. Havs- och vattenmyndigheten, som är en av de berörda centrala myndigheterna, rapporterar de vidtagna åtgärder tillbaka till vattenmyndigheterna. Därefter rapporterar vattenmyndigheterna tillbaka en sammanfattning av vidtagna åtgärder på nationell, regional och lokal nivå till HaV, som är den myndighet som är ansvarig för att rapportera resultaten till EU-nivån. Att så många olika instanser är inblandade, och att beslutskedjan är något otraditionell i och med att beslut fattas på regional nivå och ska implementeras på statlig såväl som lokal nivå. Det innebär att det blir oklart vem som egentligen gör vad inom svensk vattenförvaltning. Detta är något som också konstaterats i en rapport från en expertgrupp inom Miljömålsberedningen.¹⁴² En granskning av genomförda åtgärder samt SPEQS intervjuer med ledamöter i vattendelegationerna ger också en fingervisning om att det funnits ett initialt motstånd mot att ta order ”underifrån”,¹⁴³ och att genomförandet gått långsamt inom kommunerna. Det är ett välkänt problem inom flernivåstyrningsstrukturer att fragmentisering kan uppstå genom konflikter och maktkamper mellan olika administrativa delar inom ett system, och att ett klargörande av kompetensområden och förtroendeskapande åtgärder mellan olika administrativa aktörer/nivåer kan bidra till att lösa sådana maktkamper.¹⁴⁴ Processen inom vattenförvaltningen innebär att åtgärdsprogram beslutas av en myndighet (vattendelegationerna för fem regionala vattenmyndigheter) medan andra myndigheter och kommuner är adressater och ska utföra åtgärderna. Genomförandet av de åtgärder som beslutas underlättas av en fungerande kommunikation mellan de olika myndigheterna redan vid utarbetandet av programmen. Det framkom under en av SPEQS workshoppar att samarbetet inte fungerat bra vid framtagandet av det första åtgärdsprogrammet. Erfarenheter från denna period innebär möjligen att samarbetet kan fungera bättre när åtgärdsprogram för den andra förvaltningscykeln utarbetas.

Rådande ordning ute på myndigheterna kan även betraktas och analyseras i legitimitetshänseende. I våra intervjuer med tjänstemän, på såväl nationell

¹⁴² Expertgruppen om en sammanhållen och hållbar vattenpolitik (2013).

¹⁴³ Vattenmyndigheterna (2013).

¹⁴⁴ Huitema et al (2009).

som regional och kommunal nivå, framkommer som nyss nämndes uppfattningar om att nationella myndigheter har svårt att acceptera beslut ”underifrån”, framförallt beslut av de regionala vattenmyndigheterna. Flertalet statliga myndigheter anser inte att de ska styras av ”regionala” myndigheter, som ligger under dem i den statliga hierarkin. Åtgärdsprogrammet uppfattas därför sakna full legitimitet. Många nationella myndigheter, t.ex. Jordbruksverket, anser att om de ska vidta åtgärder i syfte att förbättra vattenkvaliteten så bör dessa uppdrag skrivas in i respektive verksförordning, specificeras i regleringsbrev och kombineras med tillräckliga resurser för att uppnå målen. Vissa representanter för både kommuner och statliga myndigheter har ställt sig frågande till hur olika klassificeringar har gjorts av enskilda vattenförekomster, något som antyder att inte heller miljö kvalitetsnormerna alltid uppfattas som helt legitima.

En viktig ambition med det nya vattenförvaltningssystemet är lokal förankring av åtgärder via vattenråden. Dock visar tidigare utvärderingar gjorda av vattenrådets arbete inom Bottenvikens vattendistrikt att även om vattenråden varit framgångsrika i att sprida kunskap, uppmuntra lokalt deltagande och initiera projekt, är deras roll fortfarande oklar för många inom vattenförvaltningssystemet. Det har varit oklart hur kunskap ska förmedlas till och från vattenråden, och maktförhållandena, framförallt mellan olika typer av aktörer inom vattenråden, har varit skeva.¹⁴⁵ Sådana skeva maktförhållanden är vanliga inom system som avser att främja ett aktivt deltagande av berörda aktörer. Därför bör sådana deltagandeprocesser vara organiserade på ett sätt som aktivt stödjer svagare aktörer, eftersom processerna annars riskerar att förstärka existerande maktförhållanden snarare än att reducera dem,¹⁴⁶ samt dessutom motverka syftet med deltagande av alla som är berörda.

På grund av de brister när det gäller maktförhållanden, styrstrukturer, klassificeringen av vattenförekomster och rollfördelning inom vattenförvaltningen, som påvisats ovan, är det svårt att få ett brett stöd för nuvarande system. Detta förhållande påverkar såväl implementeringen av ramvattendirektivet mellan olika nivåer, som legitimiteten för systemet med miljö kvalitetsnormer som helhet. Det är svårt både att få legitimitet för besluten från lägre tjänstemannanivå upp till högre myndigheter och för somliga överordnade myndigheter att acceptera en redovisningsplikt till en

¹⁴⁵ Eckerberg et al (2012).

¹⁴⁶ Huitema et al (2009).

hierarkiskt underställd myndighet.¹⁴⁷ I huvudsak relaterar de problem som beskrivits ovan dels till den beslutsordning inom vattenförvaltningssystemet, som har varit svår att förankra inom den nya institutionella strukturen, dels till bristen på makt för vattenmyndigheterna att vidta åtgärder för att tillse att nationella, regionala och kommunala aktörer faktiskt tar ansvar för att implementera åtgärdsprogrammen på ett genomgripande sätt. Nedan går vi in djupare på några av ovan nämnda brister, både vad gäller hur de tar sig uttryck och hur de skulle kunna lösas eller åtminstone mildras.

Vissa representanter för både kommuner och statliga myndigheter har ställt sig frågande till hur olika klassificeringar har gjorts av enskilda vattenförekomster, något som antyder att inte heller miljö kvalitetsnormerna alltid uppfattas som helt legitima.

Avslutningsvis, påpekade brister i överensstämmelsen mellan policys och normer påverkar såväl implementeringen av vattendirektivet mellan olika nivåer som legitimiteten för systemet med miljö kvalitetsnormer som helhet.

3.4.3 Bristande vägledning och resurser

När det gäller tjänstemän inom svensk vattenförvaltning, så har de, utöver miljö kvalitetsnormerna, givetvis även att förhålla sig till annan lagstiftning som styr myndighetsutövning generellt, såsom regeringsformen och förvaltningslagen, liksom regleringsbrev som är specifika för just deras myndighet, interna policys inom respektive myndighet och också anvisningar som kommer direkt från överordnade chefer. Denna typ av styrning kan man överblicka och analysera genom att studera regler och fattade beslut. Därigenom kan motsättningar och regelkonflikter upptäckas. Vid närmare granskning av tjänstemän inom vattenförvaltningen, inte minst på kommunal nivå, visar det sig emellertid att även andra, mer svårupptäckta, faktorer påverkar vilka beslut de fattar och vilka åtgärder som implementeras. Inte minst har det att göra med faktorer som i någon mening kan hänföras till den enskilde tjänstemannen eller den enskilda kommunen, såsom resurser, såväl kunskapsmässiga som ekonomiska, liksom etablerade värderingar och invanda mönster.

Eftersom svensk vattenförvaltning omfattar flera olika aktörer (såsom myndigheter, kommuner och vattenråd) är det viktigt att dessa är väl koordinerade för att implementeringen av åtgärdsprogrammet skall

¹⁴⁷ Som vi sett anser många nationella myndigheter, t. Ex. Jordbruksverket, att om de ska vidta åtgärder i syfte att förbättra vattenkvaliteten så bör dessa uppdrag skrivas in i respektive verksförordning, specificeras i regleringsbrevet samt kombineras med tillräckliga resurser för att uppnå målen.

genomförs framgångsrikt. I många av våra intervjuer och enkäter till tjänstemän som hanterar vattenförvaltningsfrågor,¹⁴⁸ framgår det emellertid att flera aktörer tenderar att verka efter egna agendor eller att man väljer att följa tidigare inslagna beslutsmonster – ett slags stigmundenhet. Ett talande exempel är landets kommuner, som ju arbetat med frågor som rör vattenkvalitet under lång tid – och framför allt långt innan ramvattendirektivet infördes. Enligt flera av de kommunala tjänstemän som intervjuats väljer man inte att fatta beslut utifrån vad svensk lagstiftning baserad på ramvattendirektivet föreskriver, utan snarare på basis av tidigare vattenlagstiftning – ”så som man alltid gjort”, genom att främst rådgöra med andra kollegor innan beslut fattas. Somliga tjänstemän menar att andra, konkurrerande, policyområden (t.ex. lokal ekonomisk tillväxt) är överordnade frågor om lokal vattenkvalitet. Vidare anser många kommunala tjänstemän att åtgärderna i åtgärdsprogrammet är svåra att vidta och ibland krockar med annan lagstiftning. Dessutom uppfattas det som svårt att finna någon att rådfråga om hur formuleringen av åtgärder ska tolkas. Detta medför bland annat att enskilda tjänstemäns egna uppfattningar om huruvida det finns problem med vattenkvaliteten i den egna kommunen tenderar att bli avgörande för om han eller hon arbetar för att genomföra åtgärderna. Här blir det tydligt att den tänkta kedjan – från ramvattendirektiv, via svensk lagstiftning och åtgärdsprogram, ner till genomförande på lokal nivå – är sårbar och att den enskilda kommunala tjänstemannen har en avgörande roll för hur väl systemet egentligen fungerar.

I dagsläget är det krav på att kommunerna ska rapportera till vattenmyndigheten i sitt distrikt gällande hur och om de olika åtgärderna, som är riktade till dem, genomförs. Den årliga redovisningen från vattenmyndigheterna visar att mer än hälften av kommunerna inte arbetar med åtgärderna som finns i åtgärdsprogrammet.

Av SPEQS enkäter till tjänstemän som hanterar vattenförvaltningsfrågor på olika centrala och regionala myndigheter (bland annat HaV, länsstyrelser och vattenmyndigheter) framgår det också att det finns ett antal andra regelverk, som upplevs försvåra arbetet med att vidta åtgärder enligt åtgärdsprogrammet. De regelverk som framförallt lyfts fram är direktiv (såsom nitratdirektivet, Natura 2000-reglerna i art- och habitatdirektivet, havsmiljödirektivet och badvattendirektivet), annan lagstiftning (framför allt plan- och bygglagen och andra kapitel i miljöbalken), samt andra regler (t.ex. kring elcertifikat, som inte ställer krav på miljötillstånd och miljöåtgärder). Det är inte nödvändigtvis regelkonflikter i sig som upplevs som problem utan snarare bristande samordning mellan de olika regelkomplexen. Detta

¹⁴⁸ Sevä (2015).

medverkar till att prioriteringar måste göras för att redan otillräckliga resurser ska kunna räcka till. Flera tjänstemän lyfter också fram att till exempel Landsbygdsprogrammet inte är anpassat för att prioritera åtgärder som krävs enligt ramvattendirektivet. Något som ytterligare försvårar arbetet med vattenkvalitet är att de olika regelverken som påverkar detta arbete, i stor utsträckning hanteras av olika myndigheter med olika och ibland överlappande uppdrag, dvs. en bristande administrativ koherens.

En annan orsak till att åtgärdsprogrammet inte till fullo tycks efterföljas bland landets kommuner har att göra med svårigheter att *förstå* hur det skall tillämpas på lokal nivå. Flera kommunala tjänstemän som vi intervjuat lyfter fram att målen är allt för diffusa och inte ger tillräckligt tydliga angivelser och vägledning om hur de ska tillämpas i enskilda fall. En annan orsak till den bristande koherensen när det gäller tillämpningen av regelverket som framkommit, är bristande förståelse för hur miljö kvalitetsnormerna är satta. Detta menar tjänstemännen kan försvåra möjligheterna till genomförande av åtgärder. Samtidigt skall påpekas att det givetvis också finns tjänstemän som säger sig genomföra och arbeta med åtgärdsprogrammet, trots dessa hinder. Enligt vad vi funnit handlar det vanligtvis om tjänstemän som drivs av en övertygelse om att det är viktigt att Sverige arbetar med att förbättra vattenkvaliteten. De väljer att tillämpa och genomföra åtgärdsprogrammen, trots att man upplever osäkerhet kring exakt hur detta skall gå till.

Flera centrala och regionala tjänstemän ger i våra enkäter uttryck för att arbetet med miljö kvalitetsnormer försvåras av att de är krångliga och svåra att förstå, och att detta påverkar rättstillämpningen i domstolarna. Flera tjänstemän menar att det saknas kompetens hos landets domstolar kring hur miljö kvalitetsnormer ska hanteras, främst när det gäller bedömningen av ekologisk vattenstatus, och att domstolspraxis behöver utvecklas.

Av gjorda intervjuer och enkäter har vidare framkommit att det saknas tillräckliga ekonomiska resurser (se även ovan avsnitt 3.2 punkten 8). Kommunerna har helt enkelt så lite ekonomiska medel avsatta för frågor rörande vattenkvalitet att det inte är möjligt att efterleva åtgärdsprogrammet, så som det är avsett. Särskilt framkommer denna brist bland tjänstemännen i de mindre kommunerna i landet. Eftersom alla förslag om ökad återkoppling kring kommunernas verksamhet riskerar att också öka kostnaderna, är det sannolikt nödvändigt att sådana återkopplingsåtgärder kompletteras med ekonomiska resurser, och detta inte minst till landets mindre kommuner där vattenfrågor inte sällan hanteras av en tjänsteman vars tjänsteordning även inkluderar många andra frågor.

Sammantaget är bilden att centrala, regionala och lokala tjänstemän upplever sig arbeta i ett system där nya och gamla regleringar och praktiker krockar med varandra. De anser att flera kommuner, länsstyrelser och domstolar saknar nödvändiga (kunskapsmässiga och ekonomiska) resurser för att kunna genomföra satta miljö kvalitetskrav. Detta leder till att somliga tjänstemän väljer att förlita sig på tidigare kunskap och samråder med kollegor, snarare än att ha relevant lagstiftning som rättesnöre vid fattande av beslut. Som vi ser det tycks det föreligga brister i vattenförvaltningssystemets interna koherens, både vad gäller hur mål, instrument och implementering utformats på olika nivåer, och i hur denna utformning tycks uppfattas och tolkas på de olika nivåerna.

Vidare ser vi tecken på brister i den externa koherensen, i det att det finns policykonflikter mellan vattenförvaltningen och flera andra politikområden. Flertalet av de centrala och regionala tjänstemännen i vår enkät menade att även om arbetet med vattenkvalitet uppges vara relativt högt prioriterat, uppstår ständigt behov av prioriteringar. Av svaren på frågan om vad som brukar prioriteras när målkonflikter uppstår mellan vattenkvalitet och andra mål (till exempel ekonomi/stadsplanering), framkommer det att det oftast är vattenkvalitet som får stå tillbaka vid sådana tillfällen. Om det vi funnit i våra intervjuer och enkäter är uttryck för ett generellt mönster, innebär det att det idag råder en avsevärd diskrepans mellan å ena sidan uppsatta mål och intentioner och, å andra sidan praktiken och den verklighet som utspelar sig ute bland kommunerna, hos domstolar och länsstyrelser. En tjänsteman uttrycker sig på följande sätt:

”En mängd bestämmelser i både materiell och administrativ lagstiftning begränsar det praktiska utrymmet för att genomföra åtgärder enligt åtgärdsprogrammen, t.ex. svårigheterna att genomdriva omprövningar av verksamheter enligt 24 kap. miljöbalken, oklarheterna kring hur miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram ska beaktas inom planering och planläggning inom PBL, bristande krav på effektivt skydd av dricksvatten inklusive råvattenkontroll, avsaknad av reglering av övervakning och recipientkontroll av vattenmiljöer, brist på tydligt ramverk kring finansiering av myndigheters och kommuners eget åtgärdsarbete och deras administrativa arbete med att genomföra åtgärder enligt åtgärdsprogrammen” (Enkät).

3.4.4 Alternativa lösningar

1. Tydliggöra ansvaret inom vattenförvaltningens organisation

Centrala och regionala tjänstemän har i enkätsvar uppgett att det finns behov av att ytterligare tydliggöra vattenförvaltningens organisation. De svarande

fick möjlighet att ta ställning till några olika förslag kring förändringar i denna organisation. Den övervägande delen av de svarande var relativt neutralt inställda till förslaget att överlåta till HaV att vara den enda myndigheten på området som får fatta bindande beslut. Flertalet av de svarande var positiva till förslaget att ge vattenmyndigheterna bättre sanktionsmöjligheter gentemot kommuner och myndigheter, som inte genomför åtgärdsprogram. De svarande var dock tydligt negativa till förslaget att låta länsstyrelserna ta över vattenmyndigheternas roll. Hos tjänstemän på central och regional nivå inom vattenförvaltningen tycks det således inte vara en återgång till ett hierarkiskt traditionellt flernivåsystem som efterfrågas. I stället tycks en ökad centralisering och centralstyrning av vattenkvalitetsarbetet förespråkas, vilket kan öka legitimiteten genom att vattenmyndigheterna ges mandat att tillse att regelverket efterlevs och beviljas sanktionsmöjligheter ifall så inte sker. Den uppfattningen framfördes med bestämdhet av flera av deltagarna vid SPEQS workshop 1, och då betonades även nödvändigheten av att kombinera beslut om programmets åtgärder med beslut om att tilldela särskilda ekonomiska resurser för genomförandet av dessa. Det senare talar snarast för att åtgärdsprogram bör fastställas på regeringsnivå, efter förslag och underlag från vattenmyndigheterna.

Våra resultat pekar på att tjänstemän som är involverade i vattenförvaltningen ser att det finns fördelar med ett adaptivt system, som bygger på en ekosystemansats snarare än på den traditionella förvaltningsstrukturen med kommuner, länsstyrelser och stat. Tjänstemännen ser positivt på den regionala arbetsprocessen, som innebär att åtgärdsprogrammen utformas i nära samverkan mellan berörda aktörer (även om denna process kan behöva förtydligas när det gäller till exempel vattenrådets roll). Dock behövs förtydliganden av det mandat som de nya metaregionala myndigheterna har för att genomdriva sina beslut. Det är i ljuset av detta som förslaget ovan ska tolkas. Det uppfattas som att åtgärdsprogrammen skulle få avsevärt större tyngd om de är beredda på regional nivå, men beslutas av regeringen, och berörda myndigheter tillförs ekonomiska resurser för genomförande. Vidare anses att vattenmyndigheten bör ges sanktionsmöjligheter för att kunna genomdriva åtgärdsprogrammen.

2. Stötta och driva på åtgärdsarbetet

De nämnda problemen skulle kunna minskas ifall man mer aktivt från vattenmyndigheternas sida förde en dialog med tjänstemän i kommunerna, där man från myndighetens sida gav stöd och konkreta exempel på hur man inom kommunerna kan arbeta för att implementera åtgärderna i åtgärdsprogrammet. Vidare skulle vattenmyndigheten kunna rikta bidrag till kommunerna som ett medel att för att stötta genomförandet. En mer drastisk

åtgärd vore att införa ett vite om man inte genomför åtgärdsprogrammet. En mer konstruktiv väg är sannolikt att vattenmyndigheten i högre grad samverkar med kommunerna och andra myndigheter när nya åtgärdsprogram ska beredas och fastställas. På så sätt skulle den kommunala kunskapen tas till vara i processen, vilket troligen skulle medföra ökad legitimitet för åtgärdsprogrammen och därmed en större efterlevnad av åtgärderna.

Ett sätt att minska problemet med den bristande samordningen av genomförandet av olika direktiv (som tycks stödjas av många tjänstemän vi haft kontakt med) vore att bättre klargöra hur avvägningar och prioriteringar skall göras mellan olika intressen och åtgärder.

Där det finns kunskapsbrist bör vidareutbildning av myndigheter och domstolar vara en lämplig åtgärd.

3. Förbättrad uppföljning av åtgärdsarbete

Det finns behov av bättre uppföljning och återkoppling från lokal till nationell nivå. Det är viktigt att det också erbjuds ekonomiska möjligheter att faktiskt kunna göra dessa uppföljningar i praktiken.

4. Tydliggör rollen för vattenråd och allmänhet

Vattenrådets roll är otydlig, vilket framkommit såväl inom SPEQS som i tidigare studier. För att åstadkomma större grad av delaktighet från allmänheten i vattenförvaltningens arbete kan därmed ett antal förändringar övervägas. Ett förslag är att stärka vattenråden. Det kan ske genom att definiera en tydligare roll, som även ger mandat att agera inom bestämda ramar. Det vore då även möjligt att fördela vissa resurser till vattenråden som kan stärka förutsättningarna att agera. Ett annat förslag är att ge bättre information om hur vattenrådets synpunkter och remissvar tas emot och behandlas av vattenmyndigheten och vad synpunkterna leder till. Ett tredje förslag vore att minska storleken på en del större vattenråd, där det kan vara svårt att mobilisera kunskap och intresse. Ett fjärde förslag är att på olika sätt aktivt stödja de som leder vattenråden till att underlätta för svagare aktörer, så att maktskillnader reduceras dels inom vattenråden i sig, dels mellan vattenråd och övriga aktörer i vattenförvaltningsarbetet.

Det är även viktigt att syftet är klart med den delaktighet som eftersträvas. Målet kan vara att nå fram till beslut som deltagare i vattenråden är villiga att genomföra, vilket förutsattes i den studie som SPEQS genomfört. Då är det viktigt hur och vad man kommunicerar i vattenråden. Analysen visade att det är individens egna behov av förändring samt de personliga normerna om hur

man bör agera som var de viktigaste faktorerna för viljan att anpassa sig till besluten i åtgärdsprogrammen. Med utgångspunkt från dessa faktorer är det lämpligt att vattenråden kan stödja individerna genom att aktivera den personliga normen. Det innebär t.ex. att man i vattenråden kommunicerar vad som är bra att göra för att förbättra vattenkvaliteten.

4. SLUTKOMMENTARER

4.1 BRISTER OCH PROBLEM

Forskningen inom SPEQS har studerat systemet med miljö kvalitetsnormer. Studien har omfattat normerna som sådana, men även genomförandet, som sker med olika rättsliga instrument och där många myndigheter på skilda nivåer deltar (figur 1, avsnitt 2.1). Åtgärdsprogram har en central roll i genomförandet och en stor del av SPEQS forskning har analyserat konstruktionen kring programmen och kommuners och myndigheters hantering av dem. Forskningen har i betydande utsträckning utgått från fyra perspektiv: rättslig och administrativ koherens, legitimitet, kostnadseffektivitet och adaptivitet (se närmare avsnitt 2.2). Här följer några av SPEQS slutsatser utifrån perspektiven

Rättslig och administrativ koherens

Brist på rättslig koherens uppkommer på flera olika nivåer. Det finns en bristande rättslig koherens mellan EU-rättens reglering av ekologisk vattenstatus i ramvattendirektivet (till en del preciserat genom Weser-domen) och den svenska rätten. Detta gäller framförallt medlemsstaternas skyldigheter att dels inte försämra vattenstatusen, dels inte äventyra uppnåendet av god ekologisk vattenstatus vid beslut i samband med tillståndsprovning, tillsyn och fysisk planering. Den svenska lagstiftningen är inte utformad för att fullt ut tillgodose dessa krav. Likaså finns det en bristande koherens mellan ramvattendirektivets sexåriga förvaltningsplaner, som bygger på adaptivitet, och det svenska systemet för att uppdatera miljökrav i enlighet med förvaltningsplanerna. Det finns även en bristande koherens mellan bindande miljö kvalitetsnormer och efterföljande provning och kontroll i enskilda fall enligt miljöbalken. Bristen beror dels på att åtgärdsprogrammen hittills bara sporadiskt formulerat konkreta, fysiska åtgärder, dels på att genomförandet av åtgärder inte är rättsligt säkerställt. Det saknas vidare en rättslig koherens mellan å ena sidan åtgärdsprogram som antas enligt miljöbalken och, å den andra, fysisk planering som regleras genom plan- och bygglagen. Konsekvensen kan bli att åtgärdsprogram inte beaktas vid beslut om fysisk planering, trots att denna borde vara ett viktigt instrument vid genomförandet av programmen.

Det föreligger brister i vattenförvaltningssystemets interna administrativa koherens, både vad gäller hur mål, instrument och implementering utformats på olika nivåer, och hur denna utformning tycks uppfattas och tolkas på de olika nivåerna. Bristande administrativ koherens uppkommer bland annat på grund av att de olika regelverken, som påverkar detta arbete, i stor

utsträckning hanteras av olika myndigheter med olika och ibland överlappande uppdrag. Centrala, regionala och lokala tjänstemän tycks uppleva att de arbetar i ett system där nya och gamla regleringar och praktiker krockar med varandra. Koherensen påverkas även av att kommuner, länsstyrelser och domstolar anser sig sakna nödvändiga (kunskapsmässiga och ekonomiska) resurser för att kunna genomföra satta miljö kvalitetsnormer. Det finns även brister i den externa koherensen, genom policykonflikter mellan vattenförvaltningen och flera andra politikområden, såsom ekonomi och stadsplanering.

Legitimitet

Brister i legitimitet kan uppkomma bland kommunala tjänstemän som anser att åtgärderna i åtgärdsprogrammet är svåra att genomföra och att det saknas andra myndigheter att rådfråga. Detta medför att den enskilde tjänstemannen ibland tenderar att agera efter "eget huvud" och inte i enlighet med hur systemet egentligen förväntas fungera. Tjänstemännens uppfattning av systemets legitimitet kan också påverkas av hierarkin mellan olika myndigheter. Tjänstemän på nationella myndigheter kan ha svårt att acceptera beslut från myndigheter på en regional eller lokal nivå, t.ex. vattenmyndigheterna. Att vattenmyndigheten inte utnyttjar möjligheten till samverka med kommuner och andra myndigheter när nya åtgärdsprogram ska beredas och fastställas påverkar troligen också legitimiteten för åtgärdsprogrammen.

Oklarheter om vilka konsekvenser ett överskridande av miljö kvalitetsnormer kan komma att få kan inverka på verksamhetsutövarers och allmänhetens syn på hur legitimt systemet med normer och åtgärdsprogram är. Inte minst kan legitimiteten förmodas påverkas av om miljökraven anses rättvist fördelade. Vad som uppfattas som rättvist kan dock variera mellan individer och grupper. Exempelvis kan utövare av vattenverksamhet uppfatta det rättvist att ekonomisk ersättning utgår vid skärpta miljökrav i samband med att tillståndsvillkor omprövas. Denna ersättningsrätt kan däremot uppfattas som orättvis av bl.a. utövare av miljöfarlig verksamhet som i motsvarande situation inte har rätt till ersättning.

Legitimiteten för målen och normerna kan även påverkas av i vilken mån som olika intressenter haft möjlighet att delta i och påverka framtagandet av normerna och målen och hur de förstår kriterierna för vad som exempelvis utgör god vattenstatus. Likaså kan legitimiteten påverkas av i vilken mån aktörer (både verksamhetsutövare och tjänstemän) har haft möjlighet att i praktiken påverka utformningen av åtgärdsprogram.

Kostnadseffektivitet

Systemet med miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram säkerställer inte att genomförandet blir kostnadseffektivt, dvs. att insatser sker där de gör mest miljönytta per investerad krona. En orsak är åtgärdsprogrammen – och den bördefördelning som ska ske i dessa – inte är starkt styrande, liksom att programmen, hittills, inte har omfattat alla aktörer som påverkar en miljö kvalitetsnorm. En annan orsak är den ojämna rättsliga kontrollen av verksamheter som påverkar en miljö kvalitetsnorm (med utsläpp m.m.). Kontrollen är effektivast när det gäller de enskilda verksamheter – främst stora anläggningar och ingrepp – som kräver tillstånd. Däremot omprövas tillstånd och villkor hos befintlig, oförändrad verksamhet mycket sällan i praktiken. Dessutom är tillsynen av verksamheter som inte kräver tillstånd ojämn och beroende av myndigheters resurser. Sammantaget innebär ordningen att många verksamheter kan slippa undan miljökrav, även när det är mer kostnadseffektivt att vidta miljöförbättrande åtgärder där än hos dem som tillståndsprövas.

Adaptivitet

Ramvattendirektivet bygger på en adaptiv förvaltning av vattenresurser där miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram har centrala roller (jämför ovan vid koherens). Det svenska systemet för omprövning av tillstånd och villkor fungerar som sagt inte i praktiken, och därmed genomförs inte heller de skärpta miljökrav som kan komma att ställas när nya förvaltningsplaner antas vart sjätte år. Man kan förmoda att det finns flera samverkande skäl till varför omprövningen inte fungerar: betydande utredningskrav på myndigheter, höga processkostnader och, när det gäller vattenverksamhet, utövares rätt till ersättning i vissa fall. Med andra ord, ett adaptivt förvaltningssystem på EU-nivå kommer i konflikt med ett svenskt ålderdomligt prövningssystem som i praktiken verkar konserverande (jämför ovan vid koherens). Att omprövningssystemet är tungrott kan sannolikt även påverka verksamhetsutövarnas incitament till att medverka till förbättringar i miljö tillståndet.

4.2 FÖRSLAGEN TILL ALTERNATIVA LÖSNINGAR

Utifrån identifierade problem och brister har SPEQS tagit fram ett antal alternativa lösningar (kap. 3). I stor utsträckning rör lösningarna den rättsliga regleringen, men även förvaltningens organisation och tillämpning diskuteras. Huvuddelen av lösningarna har behandlats på SPEQS två workshoppar och slutkonferens (avsnitt 1.7). Lösningarna och dess konsekvenser har behandlats var för sig, däremot har kombinationer av olika lösningar inte utretts. Här följer en sammanfattning av möjliga alternativa lösningar.

Olika typer av miljö kvalitetskrav

1. Klargörande av att de ekologiska kraven i ramvattendirektivet utgör gränsvärdesnormer.
2. Införande av begreppet ”miljö kvalitetskrav” i 5 kap. miljöbalken samt ett antal olika typer av miljö kvalitetskrav.
3. Förbättrad kommunikation med allmänheten och verksamhetsutövare om miljö kvalitetskravens utgångspunkter.
4. Behov av miljöindex för olika kvalitetsfaktorer för ekologisk vattenstatus (detta kräver dock att ramvattendirektivet ändras).

Åtgärdsprogrammen

1. Tydligare formulering av åtgärden allmänt.
2. Fler konkreta, fysiska åtgärder i programmen.
3. Göra det möjligt att inkludera förvaltningsbeslut mot enskilda i åtgärdsprogram.
4. Göra det möjligt att kombinera åtgärdsprogram med generella föreskrifter som gäller för enskilda.
5. Ökad transparens om bördornas fördelning.
6. Tydliggöra myndighetsansvar för genomförande av åtgärdsprogram genom att uttrycka ansvaret i den huvudförfattning som myndigheten arbetar under.
7. Olika åtgärder för att motverka passivitet hos myndigheter och kommuner vid genomförande av åtgärdsprogram.
8. Mer ekonomiska resurser till dem som ska genomföra åtgärdsprogram.

Uppfyllande av miljö kvalitetsnormer med olika instrument

1. För att genomföra ramvattendirektivets och Weser-domens krav i samband med god ekologisk vattenstatus (potential) krävs lagändringar. Den sannolikt enklaste lösningen är att ändra i 2 kap

miljöbalken. Ändringarna kan innebära att högsta krav på försiktighetsmått vid behov ska ställas och att en ”stoppregel” blir tillämplig när ekologisk status (potential) kan försämrats respektive god ekologisk status (potential) riskerar att inte uppnås. För att minska negativa konsekvenser för verksamhetsutövare bör lagstiftningen även ändras så att direktivets undantagsregler blir tillämpliga i enskilda fall.

2. Stärkt roll för åtgärdsprogrammet vid genomförande av miljökvalitetsnormer.
3. Obligatorisk tidsbegränsning av tillstånd om miljökvalitetsnormer riskerar att inte uppfyllas.
4. Tydligare vägledning till myndigheter, kommuner och domstolar som ska tillämpa regler om miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram.
5. Ökad användning av generella föreskrifter.
6. Effektivare instrument för att skärpa krav vid befintliga verksamheter.
7. Ingen rätt till ersättning vid strängare miljökrav för tillståndsgiven vattenverksamhet.
8. Åtgärdsprogram anger att särskilda instrument i miljöbalken ska användas, såsom miljöskyddsområde och kompensationsåtgärder.
9. Underlätta för användning av instrumentet miljöskyddsområde.
10. Utredda förhållandet mellan å ena sidan kompensationsåtgärder och å andra sidan lagliga miljökrav på den utövare som gynnas av sådana åtgärder, liksom andra frågor om kompensationsåtgärder. För närvarande pågår flera forskningsprojekt som rör kompensationsåtgärder.
11. Tydliggöra att kommuner i sin planering ska följa åtgärdsprogram.
12. Utredda och effektivisera överprövningen av detaljplaner och områdesbestämmelser.
13. Utveckla frivilliga lösningar inom rättsliga ramar. Detta är en fråga för framtida forskning.

14. Utveckla nya ekonomiska styrmedel.

Myndigheternas och vattenrådets roller vid vattenförvaltningen

1. Tydliggöra ansvaret inom vattenförvaltningens organisation.
2. Stötta och driva på kommunernas åtgärdsarbete.
3. Förbättrad uppföljning av åtgärdsarbetet.
4. Förstärka vattenrådets roll.

REFERENSER

Arnstein, S., R. (1969). A Ladder of Citizen Participation. *JAIP*, Vol. 35, No. 4, pp. 216-224.

Boverket (2006). *Miljö kvalitetsnormer i fysisk planering. En orientering för handläggare.*

Backes, C., van Nieuwerbrugh, T. and Koelemeijer, RBA. (2005). Transformation of the first daughter directive on air quality in several EU member states and its application in practice. *EELR*, pp. 157-164

Christiernsson, A. (2015a). God miljöstatus och fiske – Hur effektiva är miljö kvalitetsnormer? *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2015:2, s. 93-106.

Christiernsson, A. (2015b). Åtgärdsprogrammets funktion vid länsstyrelsens prövningar och tillsyn av vattenverksamheter. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2015:2, s. 59-75.

Czarnezki, J. and Tip Lam, S. (2014). *Air and water environmental quality standards in the United States*. Rapport SPEQS. http://speqs.se/digitalAssets/1500/1500477_air-and-water-environmental-quality-standards-in-the-united-states.pdf.

Darpö, J. (2016). *Så nära, och ändå så långt bort. En svensk betraktelse av norsk vattenrätt och frågan om tillstånds rättskraft*. Working paper 2016:1. Juridiska institutionen, Uppsala universitet. <http://uu.diva-portal.org>

Darpö, J. (2014). Tradition och förnyelse på vattenrättens område. Om mötet mellan gamla tillståndsregimer och moderna miljökrav. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2014:2, s. 101-119.

Darpö, J (2013). Rätten att klaga på miljöbeslut i EU-rättslig belysning. Del 1 och Del 2. *Europarättslig tidskrift* 2013 s. 217 och 2013 s. 481.

Eckerberg, K., Zackrisson, A. och Mårald, G. (2012). *Samverkan i Bottenvikens vattendistrikt: analys av vattenrådsarbetet*. Länsstyrelsens rapportserie nr 6/2012, Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå.

Ek, K. och Persson, L. (2016) *The value of water quality attributes – Causes and consequences of uncertainty and quick responses in a choice experiment framework*. Manuscript.

- EU-kommissionen (2015). *Meddelande från Kommissionen till Europaparlamentet och Rådet. Ramdirektivet för vatten och översvämningsdirektivet: åtgärder för att nå ”god status” för EU:s vatten och minska översvämningsriskerna*. KOM(2015) 120 final.
- EU-kommissionen (2012). *Rapport från Kommissionen till Europaparlamentet och Rådet om genomförandet av ramdirektivet för vatten (2000/60/EG). Förvaltningsplaner för avrinningsdistrikten*. KOM(2012) 670 final.
- Expertgruppen om en sammanhållen och hållbar vattenpolitik (2013). *Rapport från expertgruppen om en sammanhållen och hållbar vattenpolitik 2013–09–27*.
- Geijer, E. (2014). *Eutrophication Reduction from a Holistic Perspective*. CERE Working Paper 2014:11. Center for Environmental and Resource Economics, Umeå Universitet.
- Gipperth, L. (1999). *Miljökvalitetsnormer. En rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål*. Uppsala universitet.
- Gipperth, L. ; Pleijel, H. (2008). *Har miljökvalitetsnormer förbättrat utomhusluften?* Rapport 5915. Naturvårdsverket.
- Gipperth, L. ; Ekelund-Entson, M. (2010). *Mot samma mål? Implementering av EU:s ramdirektiv för vatten i Skandinavien*. Göteborgs universitet.
- Hooghe, L. and Marks, G. (2003). Unraveling the Central State, but How? Types of Multi-Level Governance. *The American Political Science Review* Vol. 97, No. 2 (May, 2003), pp. 233-243.
- Huitema, D., Mostert, E., Egas, W., Moellenkamp, S., Pahl-Wostl, C. and Yalcin, R. (2009). Adaptive water governance: Assessing the institutional prescriptions of adaptive (co-)management from a governance perspective and defining a research agenda. *Ecology and Society* 14(1): 26. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art26/>
- Josefsson, H. (2015). *Good Ecological Status, Advancing the Ecology of Law*. Uppsala universitet.
- Lundin, O. (2015). *Maktutövning under lagarna? En ESO-rapport om trotsiga kommuner*. Rapport till Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi 2015:2.

Länsstyrelserna (2013). Miljö kvalitetsnormer om luft i planering och rättstillämpning. Länsstyrelsen i Skåne, Stockholms län och Västra Götalands län.

Konkurrensverket (2015). *Fem år med upphandlingskadeavgift Vad har skett hos de myndigheter som har ålagts upphandlingskadeavgift?* Rapport 2015:7.

Malla, K. (2014). Legal Prerequisites for a Nutrient Trading Scheme to Control Eutrophication in the Baltic Sea. *Journal for European Environmental Planning Law* 11(3), s. 272-302.

Michanek, G. (2015). Tillstånd får inte ges om aktuell ytvattenstatus försämras eller uppnåendet av god ytvattenstatus äventyras. Analys av EU-domstolens förhandsavgörande C-461/13. *JP Miljönet*.

Michanek, G. (2016). EU:s adaptiva vattenplanering och svenska miljörättsliga traditioner. *Lov, liv och laere*. Universitetsforlaget, Oslo, s. 352-365.

Michanek, G. & Christiernsson, A. (2014). Adaptive Management of EU Marine Ecosystems – About Time to Include Fishery. *Scandinavian Studies in Law*, volume 59 (Environmental Law), p. 201-240.

Montelius, M. (2016). En framtidsmodell med historiska rötter. *Svenskt Vatten* 2016/1, s. 24 f.

Naturvårdsverket. (2008). *Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor*. Rapport 5913.

Naturvårdsverket. (2010). *Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor*. Rapport 6345.

Naturvårdsverket (2016). *Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Handbok 2016:1.

Nilsson, A. (2011). *Enforcing Environmental Responsibilities: A Comparative Study of Environmental Administrative Law*, Uppsala universitet.

OECD (2014). *Environmental Performance Reviews. Sweden, 2014, Assessment and Recommendations*.

Olsen Lundh, C. (2013). Tvenne gånger tvenne ruttna gårdesgårdar - Om urminnes hävd och vattenkraft. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2013:2, s. 85-108.

- Olsen Lundh, C. (2014). Four points on point four: Implementing Environmental Quality Standards in Sweden. *Scandinavian Studies in Law*, volume 59 (Environmental Law), p. 319-349.
- Olsen Lundh, C. (2014). Miljökvalitetskrav eller miljökvalitetsnormer? Reflektioner med anledning av en rapport om Sveriges implementering av ramvattendirektivet. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2014:2, s. 61-94.
- Olsen Lund, C. (2016). *Panta rei – om miljökvalitetskrav och miljökvalitetsnormer*. Havsmiljöinstitutet, Göteborgs universitet.
- Schmidt, V. A. (2013). Democracy and Legitimacy in the European Union Revisited: Input, Output and “Throughput”. *Political Studies*, vol. 61 (1), pp 2-22.
- Sevä, M. och Söderberg, C. (2016). *Comparing the Implementation of the EU Water Framework Directive: exploring the tension between efficiency, participation and legitimacy in good environmental governance*. (insänd).
- Sevä, M. (2015) *The decisive role of street-level bureaucrats in environmental management*. Doctoral thesis, Luleå University of Technology.
- Sevä, M. (2015). Incoherent policy and lacking advice: addressing the inadequate implementation of the European Water Framework Directive. Revised and resubmitted article, *Journal of Environmental Policy and Governance*.
- Sevä, M. (2016). Do policy core beliefs influence street-level bureaucrats' action? The implementation of the water framework directive in Sweden. Mikael Sevä. Re-Submitted article to *Public Management Review* 2016.
- Sevä, M och Jagers, S. (2013). Inspecting environmental management from within: the role of street-level bureaucrats in environmental policy implementation. *Journal of Environmental Management*, volume 128, s. 1060-1070, doi: 10.1016/j.jenvman.
- Sundblad, E., von Borgstede, C. och Jagers, S. (2013). *Sammanställning av enkätresultat från deltagare i Sveriges Vattenråd*. Rapport.
- Söderberg, C. (2016a). Complex governance structures and incoherent policies: Implementing the EU water framework directive in Sweden. *Journal of Environmental Management* (accepterad för publicering).

Söderberg, C. (2016b). *Accomplishing 'good ecological status' in accordance with the EU Water Framework Directive? Preconditions for environmental policy integration in the Swedish water management system.* (insänd).

Söderberg, C. (2016). *Policy Conflicts in Swedish Water Governance: Managing Incoherence in Complex Governance Structures. Based on results from survey to key regional and national water bureaucrats in 2015.* (insänd)

Söderberg, C. och Sandström, A. (2016). *Disentangling adaptive multi-level governance designs and their outcomes: a comparative analysis of water- and wildlife management in Sweden.* (insänd).

Söderholm, P., Christiernsson, A. och Stage, J. (2015). *Samhällsekonomiska analyser i havsmiljö- och vattenförvaltningen: kartläggning, kategorisering och utvecklingsområden.* Havsmiljöinstitutets rapport 2015:4.

Tegner Anker, H. (2015). Agricultural nitrate pollution – regulatory approaches in the EU and Denmark. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2015:2, s. 7–23.

Tyler, Tom R. (2001). A Psychological Perspective on the Legitimacy of Institutions and Authorities. In *The Psychology of Legitimacy: Emerging Perspectives on Ideology, Justice, and Intergroup Relations* (eds: Jost, J. T. and Major, B.). Cambridge: Cambridge University Press.

Uitenboogaart, Y., van Kempen, J.J.H., Wiering, M.A. and van Rijswijk, H.F.M.W. (eds) (2009). *Dealing with Complexity and Policy Discretion: A Comparison of the Implementation Process of the European Water Framework Directive in Five Member States.* Den Haag, Sdu Uitgevers.

Vattenmyndigheterna (2013). *PM till Miljömålsberedningen. Synpunkter från vattenmyndigheterna på "Rapport från expertgruppen om en sammanhållen och hållbar vattenpolitik"*. Dnr: 537-5130-2013.

Vattenmyndigheten Bottenhavet (2009). *Åtgärdsprogram 2009–2015 för Bottenhavets vattendistrikt.*
<http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenhavet/beslutsdokument/beslut-2009/atgardsprogram-2009-2015.pdf>

Von Borgstede C., Carlander A., Jagers, S. och Sundblad E. (2016). A bridge over troubled water – public participation as a possibility for success in water management. *Water Policy* (accepterad för publicering).

Wittgren, H-B., Castensson, R., Gipperth, L., Joelsson, A., Jonasson, L., Pettersson, A., Thunvik, R. och Torstensson, G. (2005). An Actor Game on Implementation of Environmental Quality Standards for Nitrogen in a Swedish Agricultural Catchment. *Ambio* Vol. 34, No. 3 2005.

