

På tal om vatten

Om vägen mot en hållbar vattenförvaltning

Redaktion Anna Jöborn, Ingela Danielsson och Hans Oscarsson

Författare Lotta Andersson, Berit Arheimer, Sofia Kallner Bastviken, Ingela Danielsson, Holger Johnsson, Anna Jonsson, Anna Jöborn, Katarina Kyllmar, Martin Larsson, Lennart J. Lundqvist, Marianne Löwgren, Hans Oscarsson, Johanna Alkan Olsson, Charlotta Pers, Jörgen Rosberg, Annika Ståhl-Delbanco och Karin Sundblad Tonderski

Författarna ansvarar för signerade kapitel. För all övrig text svarar redaktionen.

Redigering Britt Hägerhäll Aniansson, Ardea Nova AB

Formgivning Hans Melcherson, Tryckfaktorn AB

Omslagsfoto Richard Nilsson • info@richardnilsson.com • www.richardnilsson.com

Fotografer Marie Eriksson (sid. 81 och 184), Anders Geidemark (sid. 4), Mikael Grönholm (sid. 56), Hörby kommun: Miljökontoret (sid. 87), Swen Johansson (sid. 77), Katarina Kyllmar (sid. 43 och 150), Martin Larsson (sid. 52 och 58), Lisbeth Holmåker (sid. 24), Daniel Melchert (sid. 50), Richard Nilsson (omslag samt sid. 6, 9, 10, 17, 19, 28, 30, 32, 46, 55, 58, 64, 68, 70, 73, 82, 92, 95, 103, 107, 111, 122, 128, 130, 135, 145 och 188), Magnus Persson (sid. 48), Jörgen Rosberg (sid. 148), Annika Ståhl-Delbanco (sid. 13, 22, 44 och 179), Alexander Svensson (sid. 58), Erika Töllebäck, Länsstyrelsen i Halland (sid. 15, 74 och 98) samt Ängelholms turistbyrå (sid. 78).

Tecknare Märten Edman (sid. 36) och Helena Aronsson (sid. 168).

Tryckeri Alfa print 2006

ISBN 91-631-8915-1 • 978-91-631-8915-9

På tal om vatten kan laddas ner som pdf-fil från sektionen om VASTRA på Mistras webbplats: www.mistra.org

INNEHÅLL

Förord	5
1. På färd i okända vatten	7
<i>Redaktionen</i>	
2. Ett nytt svenskt vattenlandskap	31
<i>Redaktionen</i>	
3. Välkommen till Rönneå	47
<i>Redaktionen</i>	
4. Sätta pris på vatten – varför, hur mycket och var?	71
<i>Marianne Löwgren</i>	
5. Engagera sig i vattenfrågor – varför, hur mycket och vem?	93
<i>Anna Jonsson och Lennart J. Lundqvist</i>	
Vattenråd för samverkan i vattendistrikt	123
<i>Redaktionen</i>	
6. Modellerad vattenverklighet – behov, möjligheter och hinder	131
<i>Johanna Alkan Olsson och Lotta Andersson</i>	
7. VASTRA-modeller i vattenplaneringscykeln	149
<i>Lotta Andersson, Berit Arheimer, Sofia Kallner Bastviken, Holger Johnsson, Katarina Kyllmar, Martin Larsson, Charlotta Pers, Jörgen Rosberg, Annika Ståhl-Delbanco och Karin Tonderski</i>	
Och så skriver vi år 2015...	189
<i>Redaktionen</i>	
Tack !	192
Författare	193
Kort om VASTRA	197



På tal om vatten är en bok om hållbar vattenförvaltning och strategisk planering av åtgärder inom avrinningsområden. Med denna bok, som har vuxit fram i samarbete mellan oss som arbetat inom Vattenstrategiska forskningsprogrammet, VASTRA, vill vi dela med oss av våra forskningserfarenheter så att de kan komma dem till del som jobbar med vattenfrågor i praktiken ute i Vattensverige.

Transporter av växtnäringsämnen och övergödning av sjöar och hav är ett stort vattenproblem, som vi i Sverige trots omfattande åtgärder ännu inte fått bukt med. Vi vill med den här boken peka på möjliga vägar framåt för att även diffusa utsläpp skall kunna begränsas på ett mer systematiskt och effektivt sätt. Det gäller att få fram kunskap och användbara beslutsunderlag och att utforma realistiska former för samverkan och samarbete på lokal och regional nivå så att åtgärder kan utformas klokt och få intressenternas förståelse och stöd. Deras medverkan i den strategiska planeringen är en viktig förutsättning för att kunna genomföra kostnadseffektiva åtgärdsprogram, som accepteras av dem som bor och verkar inom ett avrinningsområde.

Sommaren 2006 kan vi konstatera att resurserna och de organisatoriska förutsättningarna i vattenförvaltningen för att genomföra effektiva åtgärder fortfarande lämnar en hel del övrigt att önska. I den här boken pekar vi på några av de brister som bidrar till att göra det så svårt att komma åt diffusa utsläpp från olika områden och verksamheter. Den kunskap och de verktyg och metoder som vi inom VASTRA har utformat för beslutsstöd och deltagande kan förhoppningsvis vara till hjälp på vägen mot att komma till rätta med några av bristerna.

Vår förhoppning är att *På tal om vatten* även skall ge inspiration till en fortsatt debatt kring de organisatoriska formerna för deltagande, inflytande och genomförande av åtgärder för bättre vattenkvalitet. För ytterst är det ju en självklarhet att vattnet är allas vår angelägenhet, både som möjlighet och ansvar.

Göteborg i augusti 2006

Anna Jöborn
Programchef för VASTRA





På färd i okända vatten

REDAKTIONEN

Det här är en bok om vatten. Det är också en bok om ett specifikt vattenproblem. Och det är framför allt en bok med tankar om hur människor i ett lokalt sammanhang, i samarbete, kan förvalta sitt vatten på ett klokt sätt och dels själva få en bättre vattenmiljö, dels bidra till att vattenmiljön i Sverige och världen som helhet blir lite bättre.

I den här boken försöker vi dela med oss av den kunskap som kommit fram genom forskning i Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA). Det har inte varit något traditionellt forskningsprogram, utan ett program som i hög grad har haft i uppdrag att föra en levande dialog med människor som arbetar med de frågor vi har forskat kring.

Vi började med ganska traditionell mångvetenskaplig forskning och har successivt utvecklat programmet att omfatta ett antal tvärvetenskapliga studier, dialoger och rollspel, där vi efter bästa förmåga har försökt integrera aktörernas kunskap i forskningsprocessen. Med den här boken vill vi sammanfatta de resultat vi kommit fram till, de insikter vi fått och de funderingar vi haft under resans gång så att detta kan komma andra till del.

Boken har vuxit fram i samarbete mellan oss som varit med i VASTRA. Den inleds emellertid med redaktionsgruppens personliga reflektioner kring programresultaten, vad vi lärt och hur vi inom programmet har försökt sätta resultaten i perspektiv till det övergripande uppdraget för alla som nu arbetar med vatten – att bygga upp en hållbar svensk vattenförvaltning.

**Inte bara
vanligt vatten**

Under mycket lång tid har vi människor, av okunnighet eller nonchalans, handskats med vattnet som en möjlighet att bli av med vårt eget avfall, som ett medel att förflytta problemet till något annat ställe, som ett sätt att späda ut föroreningar så att de inte längre verkar vara ett problem. Det har dock varit en kortsiktig lösning. I takt med befolkningsökning och tilltagande industrialisering har också utsläppen och föroreningen av det värdefulla vattnet ökat, liksom vårt slöseri med vatten, tills problemen blev så stora att de inte längre gick att nonchalera.

I många länder i världen är vatten av god kvalitet en akut bristvara, som betingar ett högt pris. Mycket vatten är så förorenat att det inte längre går att använda som dricksvatten. I andra fall har vattnet tagit slut, reserverna är uttömda. Det motsatta kan också gälla, att översvämningar är det stora problemet.

Även i Sverige tillmäter vi numera vatten av god kvalitet ett allt högre värde, som den viktiga resurs det är. Vi behöver och använder vatten till det mesta vi gör. Det är faktiskt svårt att tänka ut situationer i vardagen då vi inte är beroende av vatten.

För oss i Sverige är vattnet tillgängligt för oss att använda till nästan allting, som ett självklart och oundgängligt hjälpmedel. Oftast finns det heller inget alternativ till att använda vatten. I Sverige är det också med ganska få undantag riskfritt att använda vatten, men på många platser på jorden är vattenanvändning förknippad med risker. Då fungerar vattnet inte längre som grunden för allt liv och utveckling, utan är en källa till sjukdom och umbäranden.

Om man betänker de obefintliga alternativen till vatten i de allra flesta situationer i livet, oavsett var i världen man befinner sig, inser man snabbt att det är mycket oförnuftigt att ta vattnet för givet.

VASTRA – på resa genom svensk vattenförvaltning

För att förstå våra vägval och de resultat som presenteras i boken är det viktigt att känna till vilken resa VASTRA har genomfört under tio år. När vi påbörjade resan i mitten av 1990-talet var vi en samling forskare som mer eller mindre frivilligt valt att samarbeta kring vattenfrågor. Det var en divers grupp forskare med hemvist inom vitt skilda discipliner och med olika organisationstillhörighet.

På ett tidigt stadium identifierades övergödningen som ett stort svenskt vattenproblem, som inte kunnat hanteras trots omfattande åtgärder. Övergödning och transporter av växtnärsämnen blev därför ett naturligt fokus för programmet. Vattendirektivet fanns vid den tidpunkten inte med på kartan. Sedan länge hade det dock diskuterats om det inte vore effektivare att planera och förvalta vatten baserat på naturgeografiska principer; vattenflödesmodeller har alltid byggt på dessa principer.

VASTRA vidareutvecklade flera olika beräkningsmodeller för både yt- och grundvatten. Parallellt forskades det på allt från lokal förvaltning och miljökvalitetsnormer till ekonomiska styrmedel. VASTRA genomförde ett gemensamt rollspel med forskare och vattenintressenter i Genevadsån i Halland [1]. Detta rollspel, som för många har blivit synonymt med VASTRA, gav genklang inom svensk vattenförvaltning och har betraktats som intressant och nyskapande. Rollspelet tjänade som inspiration till de gemensamma tvärvetenskapliga studier som utgjort ryggraden i programmet andra fas, med början år 2001.



© RICHARD NILSSON

I denna bok kommer vi främst att beröra resultaten från VASTRA:s andra fas, som på flera sätt är av relevans för den nya vattenförvaltning som nu tar form. När den andra programfasen planerades var det framförallt de svenska miljö kvalitetsmålen som skapade en ram för vår forskning. Vi kände till att man inom EU var på väg att fatta beslut om vattendirektivet, men det var ännu oklart hur det skulle landa. Från VASTRA:s sida var vi naturligtvis intresserade av att bidra med kunskap som kunde användas i arbetet att få till en funktionell utformning av den nya förvaltningen. Samtidigt var spelplanen stadd i ständig förändring och när väl direktivet var ett faktum inleddes den nationella genomförandeprocess som nu pågår för fullt.

VASTRA:s forskningsstudier planerades alltså långt innan dess. Vi hade valt att studera några viktiga principer som, oavsett vad man beslutade sig för, skulle vara av betydelse för den framtida debatten om formerna för hållbar vattenförvaltning och åtgärder mot diffusa utsläpp. För den andra programfasen inriktade vi oss därför på lokal samverkan och vidareutveckling av modeller för kostnadseffektiva åtgärder i avrinningsområden. Vi valde att speciellt utveckla modellering av fosforflöden, eftersom det var ett område som vi bedömde vara av särskilt intresse inför framtiden. Under programmets gång har vi i möjligaste mån följt den pågående förändringsprocessen inom vattenförvaltningen och förmedlat våra resultat till berörda myndigheter och intressenter.

Övergödningen – aktuellare än någonsin

Hur tedde sig då Sverige när VASTRA drog i gång för drygt tio år sedan? Det hade under flera decennier arbetats hårt för att minska de svenska utsläppen av näringsämnen, exempelvis genom en omfattande utbyggnad av reningsverk. I många områden hade detta arbete gett goda resultat, medan det i andra områden inte hade haft samma goda effekt i form av förbättrad vattenkvalitet. Speciellt oroande tedde sig tillståndet i Östersjön och andra kustnära havsområden, såsom Laholmsbukten och mellersta och norra Bohuslänns skärgårdsområden. Även i vissa inlandsvatten och sjösystem, särskilt i de södra delarna av landet, hade problemen med höga halter av näringsämnen och onormala algbloomningar kvarstått.

När vi nu tio år senare blickar ut över Sverige är frågan om övergödningen av Östersjön mer aktuell – och möjligen mer förvirrad – än någonsin. Under den politik som varit dominerande både i Sverige och i det internationella samarbetet om Östersjöns miljö har det i många år funnits en vetenskaplig oenighet om hur problemet bör tacklas [2]. Även forskarna har tvistat om var satsningarna skall göras, om det är tillförseln av kväve eller tillförseln av fosfor som behöver minskas. Den vetenskapliga diskussionen har också förts offentligt i media och stundtals varit ganska polariserad.

Under våren 2006 publicerade den av Naturvårdsverket tillsatta internationella expertgruppen slutsatserna av sin utvärdering av det vetenskapliga underlaget om övergödningen i svenska hav [3]. På flera punkter framgår att gruppen inte har lyckats enas om en tolkning av läget och vilka åtgärder som bör prioriteras.

Sammanfattningsvis anser gruppen i sin slutrapport att fosforutsläppen till egentliga Östersjön måste minska (här kan Sverige göra en del, men det krävs omfattande åtgärder i övriga länder) och att det också behövs en minskning av fosfortillförseln till belastningskänsliga skärgårdsområden i egentliga Östersjön. Vad skärgårdsområdena beträffar är gruppen oenig om vilken betydelse en minskning av kvävetillförseln har. Några anser att det klart har visats att även kvävereduktion ger positiva effekter, men att en alltför omfattande minskning av tillförseln kan stimulera tillväxt av kvävefixerande blågröna alger om man inte samtidigt ser till att fosfortillförseln minskas. Andra i expertgruppen hävdar att det i dag inte finns något vetenskapligt stöd för åsikten att minskad kvävetillförsel skulle förbättra vattensituationen i skärgårdsområdena och att man därför tills vidare bör inrikta insatserna på att minska tillförseln av fosfor.

Därutöver rekommenderar expertgruppen minskad tillförsel av luftburna kväveföreningar (vilket även minskar gödningen och försurningen av mark och sötvatten). Även här varnar dock gruppen för en ensidig minskning av kvävetillförseln utan att samtidigt minska tillförseln av fosfor. Skälet är detsamma – med åtgärder som vidtas bara mot kvävet finns ökad risk för blomning av kvävefixerande blågröna alger.



I fråga om kustvattnen i Öresund, Kattegatt och Skagerrak anser expertgruppen att kvävetillförseln klart bör minskas. I det saltare vattnet i dessa områden kan inte blågröna alger klara sig, varför det inte finns någon risk för kvävefixering och därmed ökad tillförsel av kväve den vägen. Också fosforutsläppen bör minska, men endast om kvävetillförseln minskas samtidigt.

Rapporten har väckt både frågor och viss oro, men först måste såväl svenska havsforskare som tjänstemän på Naturvårdsverket studera och diskutera gruppens slutsatser innan någon är beredd att ta ställning till hur de kan komma att påverka den svenska officiella åtgärdsstrategin för att komma till rätta med övergödningen av haven. Naturvårdsverket skriver i Aktionsplan för havsmiljön, som presenterades våren 2006, att eftersom expertrapporten så nyligen hade lämnats hade slutsatser i den ”inte fullt ut kunnat vägas in i arbetet med aktionsplanen. Naturvårdsverket har därför för avsikt att tillsammans med berörda myndigheter, bland andra Jordbruksverket, redovisa ett fördjupat underlag i dessa frågor inom tio till tolv månader” [4].

Vad gäller inlandsvatten ser övergödningssituationen något ljusare ut och här finns flera exempel på trendbrott med minskade halter av kväve och fosfor i vattendrag och sjöar. På vissa platser i mellersta (t.ex. Vättern) och norra Sverige har man börjat diskutera om mängden näringsämnen i vissa sjöar och vattendrag faktiskt börjar bli för låg för att kunna upprätthålla en önskvärd produktion av fisk. I Skånes vattendrag och grunda slättsjöar kvarstår dock problemen med övergödning.

I vissa problemområden måste man vara beredd på att det kanske även kan behövas mer drastiska lösningar för att förbättra utgångsläget för att hantera övergödningssituationen. Man har t.ex. kunnat konstatera att det enda sättet att få något sånär fungerade ekosystem i många sjöar i Europa är att ta till upprepade restaureringsåtgärder som utfiskning och att gräva bort näringsrika bottensediment. Detta kan i vissa fall visa sig vara en möjlighet även i Sverige. I tätbefolkade och jordbruksdominerade områden som i Skåne har man redan testat flera av dessa metoder i näringsrika slättsjöar.

Miljömål som är vattenmål

Svenskt miljöarbete – inklusive vattenmiljöarbetet – handlar i stor utsträckning om att försöka nå de 16 nationella svenska miljökvalitetsmålen [5]. Många av miljökvalitetsmålen är utpräglade ”vattenmiljömål”, andra är det indirekt. Problemet med övergödning i vattenmiljöer finns med, direkt eller indirekt, i flera av målen.

Övergödningen av vattenmiljöer är ett av våra mest svårhanterliga vattenrelaterade miljöproblem. Miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* är direkt inriktat på detta problem: ”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsätt-

ningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten”.

Miljökvalitetsmålen *Levande sjöar och vattendrag*, *Hav i balans samt levande kust och skärgård* och *Ett rikt växt- och djurliv* inbegriper indirekt problemet med övergödning, eftersom de bland annat handlar om att upprätthålla långsiktigt hållbar produktionsförmåga och biologisk mångfald i vattenmiljöer.

Övergödningen av sjöar, vattendrag och kustvatten finns även med som ett problem som måste kunna åtgärdas för att till år 2015 uppnå målet god ekologisk vattenstatus, som krävs enligt vattenförvaltningsförordningen (den svenska lagstiftningen för att införliva vattendirektivet).

[MER I KAPITEL 2](#) ►

Svårt att nå målet Ingen övergödning

Miljömålsrådet skriver [5] att "övergödning är ett av de allvarligaste hoten i havsmiljön. Den orsakar bl.a. algbloomning, som leder till att vattnet blir grumligt, tångbältena minskar och artsammansättningen förändras. I värsta fall uppstår syrebrist på bottenarna. Även många sjöar och vattendrag är kraftigt övergödda, och effekterna är i stort sett samma som i havet”.

Huvudmålet är att halterna av gödande ämnen i mark och vatten inte skall ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.

Ett **delmål om fosfor** är, efter riksdagens ändring i november 2005, att de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten fram till år 2010 skall ha minskat med minst 20 procent från 1995 års nivå. De största minskningarna skall ske i de känsligaste områdena.

Ett **delmål om kväve** är att de svenska vattenburna utsläppen av kväveföreningar från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav senast år 2010 skall ha minskat med minst 30 procent från 1995 års nivå.

Ett **delmål om ammoniak** är att utsläppen av ammoniak i Sverige senast år 2010 skall ha minskat med minst 15 procent från 1995 års nivå, till 51 700 ton.

Till **generationsmålen** (vad målet bör innebära i ett generationsperspektiv) hör att "belastningen av näringsämnen inte får ha någon negativ inverkan på människors hälsa eller försämrade förutsättningarna för biologisk mångfald”. Sjöar och vattendrag skall ha "ett naturligt näringsstillstånd" och förhållandena vad gäller näringsämnen i kust och hav skall "motsvara i stort det tillstånd som rådde på 1940-talet och tillförsel av näringsämnen till havet orsakar inte någon övergödning”. Såväl sjöar och vattendrag som svenska kustvatten skall ha "God ekologisk status enligt definitionen i EG:s ramdirektiv för vatten”. Nedfallet av luftburna kväveföreningar får inte heller överskrida den kritiska belastningen för övergödning av mark och vatten och grundvatten får inte bidra till övergödning av ytvatten.



© ANNIKA STÅHL-DELBANCO

I sin fördjupade utvärdering av miljö kvalitetsmålen bedömde Miljömålsrådet att *Ingen övergödning* är ett av de mål som det kommer att bli svårt att nå inom en generation, d.v.s. till år 2020. Rådet konstaterar sammanfattningsvis att utsläppen till luft och vatten av kväve, ammoniak och andra ämnen som bidrar till övergödningen fortsätter att minska "men inte effekterna av övergödningen i miljön. Åtgärdsarbetet måste prioriteras och genomföras där det får störst effekt, annars kan målet bli svårt att nå" [6].

Rådet noterar också i utvärderingen att nästan alla län har utarbetat åtgärdsförslag kopplade till regionala mål, men att endast en tredjedel av länen har beslutat sig för att också genomföra åtgärderna: "De mest genomarbetade strategierna återfinns i jordbruksintensiva län, där behoven är störst. Åtgärdernas kvalitet och status är dock diskutabla. Somliga åtgärder har karaktär av delmål, andra åtgärder kräver styrmedel som länsstyrelsen primärt inte förfogar över. Generellt sett är kopplingen mellan åtgärder och styrmedel relativt svag".

När man då delmålen under huvudmålet *Ingen övergödning*? Enligt bedömningen är svaret generellt sett nej.

Delmålet om fosfor: Miljömålsrådet skriver att Naturvårdsverket har preciserat målet och föreslagit en minskning med 20 procent mellan 1995 och 2010, samt att ytterligare åtgärder vidtas och styrmedel sätts in för jordbruk, skogsbruk och enskilda avlopp. Ett antal län har själva preciserat vad delmålet innebär för deras region. Minskningarna uppgår då till 15 procent "vilket inte uppfyller den föreslagna preciseringen".

Sedan 1995 har utsläppen av fosforföreningar från kommunala reningsverk minskat. Minskningen beror delvis på åtgärder, men även på att reningsverken tagit hand om mindre mängder avloppsvatten för behandling. Även från pappers- och massaindustrin har fosforutsläppen minskat. Det finns inga nya uppskattningar av utsläppen från jordbrukssektorn. Ca en femtedel av fosforutsläppen kommer från enskilda avlopp och fyra av tio enskilda avlopp når inte upp till kraven enligt miljöbalken. Naturvårdsverket har föreslagit författningsändringar och nya allmänna råd för att skärpa krav och tillsyn över enskilda avlopp. Jordbruksverket inför från och med år 2006 nya bestämmelser, med krav på bl.a. större spridningsareal för stallgödsel.

Delmålet om kväve: Miljömålsrådet konstaterar att det på nationell nivå saknas såväl planerade som beslutade åtgärder och att det är tveksamt om delmålet kan nås.

Kväveutsläppen från industrier och kommunala reningsverk har minskat betydligt sedan 1995 tack vare förbättrad kväverening, men till haven söder om Ålands hav har utsläppen ändå minskat marginellt. De (anlagda) våtmarker i jordbrukslandskapet som till 2006 planeras på en sammanlagd areal av 6 000 hektar kommer inte att kunna rena planerade 1 200 ton kväve per år; utan kanske bara hälften. "Samtidigt finns en betydande potential att öka kvävereningen genom förbättrade riktlinjer och anläggningsprinciper".¹

Delmålet om ammoniak: Här konstaterar Miljömålsrådet att den utsläppta mängden ammoniak minskat sedan 1995 men inte i någon större utsträckning sedan 2003. Jordbruket står för nästan 85 procent av utsläppen.

¹ Kväveläckage från åkermark minskade emellertid mellan 1995 och 2003, motsvarande nästan en tredjedel av det nationella delmiljömålet. [7]

Stuprörspolitik och behov av hängrännor

Åtgärderna för att motverka övergödning i vatten berör många samhällssektorer samtidigt. Eftersom svensk miljöförvaltning är uppdelad på olika sektorer har samverkan och samarbete över sektorsgränserna inte varit tillräckligt effektivt för att leda till minskad tillförsel av näringsämnen i den omfattning som skulle behövas för att verkligen komma till rätta med övergödningens problem. Bristen på samverkan över administrativa gränser innebär att åtgärder som genomförs inte blir kostnadseffektiva.

För att kunna hantera ett problem som övergödning måste samverkan mellan olika sektorer och olika nivåer i samhället förbättras betydligt, vilket kan kräva en omorganisation av nuvarande förvaltningsstruktur eller åtminstone ett ökat utbyte mellan olika sektorer och nivåer. Nya mötesplatser och en ökad dialog mellan olika aktörer efterlyses. Man talar ibland om stuprörmyndigheter. Dessa stuprör måste bildligt talat förbindas med hjälp av hängrännor för att fungera bättre. Det återstår att se om vattenmyndigheten med de verktyg som står till buds kan fylla denna funktion som "hängrännemyndighet" för vattenfrågor.

Osäkerheter och livsstilsfrågor

Vem har då rätt när det gäller övergödningens frågan och vem kan man lita på, undrar säkert många. Risken är stor att vi p.g.a. osäkerheter och meningsskiljaktigheter (och lättja) väljer att inte göra någonting alls, vilket skulle vara mycket olyckligt. Det kommer alltid att finnas stora osäkerheter förknippat med övergödningen och det kommer aldrig att en gång för alla finnas ett svar på alla dessa frågor. Frågan är hur vi kan hantera alla osäkerheter och inte bli helt passiva.

Det måste vara möjligt att fatta beslut under osäkerhet hellre än att inte göra något alls. Förvisso är det svårt att mäta diffusa utsläpp och övervaka effekterna av de åtgärder man sätter in, men här går det att ta hjälp av den information man kan få fram med hjälp av modeller som kan hantera stora mängder ingående data. Det handlar inte bara om trögheten i de naturliga systemen, utan också om att det tar tid innan en åtgärd får fullt genomslag. Därför är det viktigt både att visa uthållighet och att förstå varför man behöver göra det. Det faktum att man kanske inte genast, i det korta perspektivet, kan se effekterna av sina åtgärder får inte leda till brist på handling.

Definitionen av övergödning handlar emellertid mycket om värderingar, vilket delvis har bidragit till förvirringen. I andra länder i Europa har man helt andra gränser än vi för vad som definieras som övergödning. Det är således vi själva som bestämmer när övergödningen är ett problem och frågan är vem som skall göra den värderingen. Är det vattenexperter eller politiker som skall fatta dessa beslut?

Vad som gäller för att definiera övergödning av ett vatten beror dock ytterst på vad vi definierar som "ursprunglig" vattenkvalitet – och här kommer arbetet med den nya vattenförvaltningen, för att uppnå god eko-

logisk vattenstatus, in. Begreppet ”referenstillstånd” är nämligen centralt i det vattenmiljöarbete som nu bedrivs i Sverige och andra EU-länder.

I Sverige behöver åtgärderna framöver främst inriktas mot diffusa kväve- och fosforkällor – främst läckage från jord- och skogsbruk respektive luftburna utsläpp från trafiken. Man skall vara klar över att mycket av det som krävs av åtgärder hänger direkt samman med vårt konsumtionssamhälle, berör enskilda individer och griper in i våra val av livsstil. Därför kan det komma att behövas helt nya styrmedel och frågan är om vi är villiga att ändra vår livsstil så mycket som det krävs för att på lång sikt minska övergödningen.

Som en naturlig följdfråga kommer naturligtvis vilka mål vi sätter upp. Hur mycket är vi villiga att betala och vilken kvalitet på vårt vatten vill vi uppnå? Beroende på hur målen formuleras kommer priset för att nå målen att vara helt olika. Frågan hamnar därmed på den politiska arenan – vilken politisk vilja finns det att åtgärda övergödningen? Vad är vi, som kollektiv men även enskilda individer beredda att betala?

Mer kunskap innebär inte heller automatiskt att man lättare hittar lösningar. Faktum är ju att fler valmöjligheter kan göra att man har svårare att välja och fatta beslut. Dessutom är det ofrånkomligt att stöta på intressekonflikter när man utformar åtgärder (att anlägga våtmarker som näringsfällor kan t.ex. stå i konflikt med målsättningar avseende fiskevård). Ett tydligt och väl utformat beslutsunderlag, där även osäkerheter redovisas, kan därför vara nyckeln till framgång.



Går övergödningsproblemet att lösa?

Den första frågan man måste ställa sig är på vilken skala och var man vill uppnå bättre vattenstatus.

För Östersjön kan uppdraget att komma till rätta med övergödningen kännas näst intill ogenomförbart för den enskilda individen. Inte bara vi i Sverige, utan medborgare och verksamheter i hela Östersjöområdet måste ju hjälpa till. Det handlar om internationell ekonomi och politik, som det vid ett första ögonkast kan kännas mycket avlägset att kunna påverka.

Om man istället riktar in sig på sitt eget närområde – sin egen lilla badsjö – känns problemet genast mer hanterligt och möjligt att få grepp om. I VASTRA-forskningen har vi i hög grad tagit sikte på den lokala och regionala skalan. Vi har utgått från ett av Sveriges 119 huvudavrinningsområden och tror att det lokala engagemanget är ovärderligt för att kunna komma till rätta med diffusa utsläpp av näringsämnen. Det gäller att alla verksamheter och medborgare drar sitt strå till stacken. Det handlar om allt från väl fungerande enskilda avlopp och minskad bilkörning till införandet av bästa möjliga brukningsmetoder inom jord- och skogsbruket.

Att förbättra vattenkvaliteten i den egna bäcken eller sjön är ett mycket mer realistiskt och konkret mål att uppfylla och lättare att följa upp än att försöka se sin egen roll i arbetet med att minska övergödningen i ett helt hav. Med hjälp av rätt metoder och rätt verktyg finns det också mycket man som enskild person eller grupp kan göra för att minska övergödningen i sitt närområde.

Det finns inget enkelt svar på frågan huruvida övergödningsproblemet är lösbart. I arbetet inom VASTRA har vi utgått ifrån den nya vattenförvaltning som håller på att växa fram för att uppnå målet om god vattenstatus i alla vatten. VASTRA-forskningen har i hög grad handlat om att utveckla och testa metoder och verktyg som kan användas för att utarbeta mer kostnadseffektiva, lokalt och regionalt anpassade åtgärdsprogram för att minska utsläppen av näringsämnen. Forskarna inom VASTRA har funderat över på vilka sätt olika intressenter kan ges möjlighet att medverka i planeringsprocessen för att därigenom bättre bereda vägen för att verkligen få åtgärderna genomförda. Den forskning som bedrivits inom programmet har satt strålkastarljuset på några viktiga förutsättningar för att kunna hantera problemet med diffusa utsläpp av näringsämnen till vatten.

Sökes: Effektiv och socialt accepterad problemlösning

Inom VASTRA har vi bedrivit forskning kring strategier för vattenplanering och vattenförvaltning. Programmets praktiska fokus har varit att komma fram till metoder för att komma till rätta med övergödningen av vatten inom ett givet avrinningsområde. Med metoder har vi då menat allt från faktiska skötselåtgärder till organisationsförslag, konfliktlösningstrategier och styrmedel.

Målet har varit att bidra till ökad kunskap och utveckling av användbara verktyg som väsentligt bidrar till att finna en lösning av övergöd-



© RICHARD NILSSON

ningsproblemen inom ett givet avrinningsområde. Inom programmet har vi arbetat mot visionen att det skall gå att lösa problemet – övergödningen av sjöar, vattendrag och kusthav – på ett kostnadseffektivt och socialt accepterat sätt.

När vi tittade närmare på övergödningssproblemet i förhållande till utformningen av Sveriges vattenadministration så identifierade vi ett antal problemområden och hinder på vägen mot en hållbar vattenförvaltning. Vi har sedan studerat dessa problemområden ur olika perspektiv, på olika skalor och administrativa nivåer och även diskuterat med olika berörda intressegrupper i ett gemensamt pilotområde i Skåne: Rönneåns avrinningsområde¹. [MER I KAPITEL 3](#) ►

Sammanfattningsvis har vi inriktat oss på följande problemområden:

- Skötsel av vattenområden – åtgärder, metoder, kostnader. Hur kan man få fram integrerade, socialt accepterade, kostnadseffektiva åtgärdsprogram för avrinningsområden, program som bidrar till att hantera diffusa utsläpp av näringsämnen? [MER I KAPITEL 6 OCH 7](#) ►
- Organisering av vattenskötsel – skalor, deltagande, ansvar, inflytande. Vilka organisationsformer är lämpliga för att hantera diffusa utsläpp? Här har vi riktat in arbetet på att finna samverkansformer på lokal nivå. [MER I KAPITEL 5](#) ►
- Deltagande i vattenförvaltning – vem, när, hur, hur mycket? Deltagande för vilka syften? [MER I KAPITEL 5](#) ►
- Styrmedel för vattenskötsel och värdering av vattentjänster. Vem skall betala? Vilka prismekanismer finns för att hantera diffusa utsläpp från många olika aktörer? [MER I KAPITEL 4](#) ►

För att vi i framtiden i Sverige skall kunna hantera problemet med övergödning av våra vatten måste många människor, grupper och institutioner samverka bättre. Det finns dock inga enkla patentlösningar. Något som är en lösning i en viss situation på en viss skala behöver inte vara direkt överförbart till en annan skala.

¹ Det förekommer flera sätt att skriva namnet på vattendraget (Rönne å, Rönneå, Rönneån, Rönne Ä), dess avrinningsområde (Rönne ås avrinningsområde, Rönneåns avrinningsområde) och det geografiska området kring ån (Rönneå-området, Rönne å-området). I den här boken skriver vi, för att vara konsekventa, Rönneå, Rönneåns avrinningsområde samt Rönneåområdet.

Hur man skall kunna förändra och bättre anpassa förvaltningsstrukturen för att göra myndigheter, intressegrupper och verksamhetsutövare bättre rustade att hantera diffusa utsläpp av näringsämnen har varit en viktig forskningsfråga inom VASTRA. Övergödningen gör att frågan om hållbar vattenförvaltning ställs på sin spets. Utsläpp av näringsämnen är ju i hög utsträckning kopplade till sådana grundläggande samhällsliga behov som produktion och konsumtion av mat och transporter av gods och människor. Hanteringen av övergödningsproblemet berör många olika intressenter, sektorer och nivåer i samhället – snart sagt alla och envar.

”Många bäckar små gör en stor å” är ett traditionellt ordspråk – som är mycket aktuellt och fungerar utmärkt som motto i vattenmiljöarbetet, oavsett om man talar om problemet eller om problemlösningen. Så länge det finns människor kommer vi att behöva hitta lösningar för att ta hand om det överskott på växtnäringsämnen som vi producerar. Samtidigt är det i samverkan, där allas bidrag räknas, som problemen kan lösas långsiktigt och stabilt.

Hur går man då vidare för att verkligen ta itu med övergödningsproblemet på allvar? Vad kan vi lära oss av historien? Vad mer behöver vi tänka ut och skapa i form av verktyg, strukturer och mekanismer för att ha medel till vårt förfogande i arbetet med att minska problemet? Vem är villig att betala – hur mycket och för vad? Hur kan forskning, praktik och politik samverka bättre för att öka chanserna att hantera problemet? Här kommer frågan om adaptiv förvaltning och lärande in på allvar.

Vad kan vi lära från Rönneå?

I VASTRA:s andra programfas valde vi ut ett gemensamt pilotområde för vår forskning. Syftet var att skapa en gemensam plats, en arena där forskare inom olika områden och intressenter i ett givet geografiskt vattenområde kunde mötas.

Ett flertal större och mindre studier har genomförts i området. Den största gemensamma satsningen var å-dialogerna, en gruppintervju med berörda vattenintressenter i området. VASTRA-programmets samhällsvetare och naturvetare utformade tillsammans tre åtgärdsscenarioer, som sedan blev föremål för modellering och användes som kunskapsunderlag i en mångfacetterad studie för att undersöka ett antal väl valda forskningsfrågor. [MER I KAPITEL 3 ►](#)

Intressenterna i dialogerna kom från fem olika grupper av medborgare och verksamhetsutövare:

- lantbrukare med huvudinriktning på växtodling
- lantbrukare med huvudinriktning på djuruppfödning
- representanter för industrier och kommunala reningsverk
- representanter för kommunernas miljötillsyn
- representanter för natur- och fritidsintressen

Deltagarna från Rönneåområdet deltog inte i utformningen av åtgärds-scenarierna, något som annars är brukligt om man vill skapa acceptans för modellresultaten. Syftet med VASTRA-studien var framför allt att på bästa sätt få forskningsfrågorna belysta. Resultaten från dialogerna återfinns i kommande kapitel i den här boken. [MER I KAPITEL 3-6](#) ▶

Parallellt med dialogerna arbetade VASTRA:s naturvetare vidare med att förfina åtgärdsscenarierna och testa modellernas tillförlitlighet.

[MER I KAPITEL 7](#) ▶

Vattnets värde – vem skall betala?

Om man tittar närmare på värdet av vatten är det lätt att definiera ett antal varor och tjänster som vatten som resurs förser oss med. De flesta räknar vi som gratis tillgängliga, åtminstone i Sverige. Ekonomer talar om användarvärden och icke-användarvärden. Användarvärden är lättare att uttrycka i ekonomiska termer, medan icke-användarvärden är mer svår-gripbara begrepp som options- och existensvärden. Optionsvärdet kan vara att en resurs som inte används nu kan bli till nytta i framtiden. Existensvärdet står för det inneboende värde som exempelvis en outbyggt älv kan ha. [MER I KAPITEL 4](#) ▶

Övergödningsproblemet visar att dagens marknadssystem inte fungerar optimalt för att värna om den gemensamma resursen. Hur skall vi då kunna skapa ett system där miljökostnader och kostnader för att ta hand om utsläpp finns med från början?



Enligt vattenförvaltningsförordningen skall de framtida åtgärdsprogrammen i Sveriges fem vattendistrikt utformas så att vattenanvändningen blir kostnadseffektiv, d.v.s. åtgärder skall genomföras med mesta möjliga effekt per satsad krona. Att förorenaren skall betala kan snarare ses som en rättvis princip och står i viss motsättning till principen om kostnadseffektivitet.

Enligt förordningen skall det senast 2010 ha införts ett system för pris-sättning av vattentjänster – det skall finnas prislappar på vattnet i syfte att främja en mer effektiv nationell och lokal vattenanvändning. Det skall skapas en större tydlighet när det gäller val mellan olika handlingsmöjligheter. Det blir en ”ekonomisk konsekvensbeskrivning”.

Beroende på hur mycket mottagande sjöar, vattendrag och kustvatten (recipienter) tål av utsläpp av exempelvis näringsämnen kan man alltså tänka sig olika krav på åtgärder i olika delar av landet. Det finns redan i dag stöd i miljöbalken för att tillämpa olika krav.

Däremot är det oklart hur man inom ett vattendistrikt eller utpekat avrinningsområde skall gå till väga, eftersom en förutsättning för kostnadseffektiva åtgärdsprogram är att det finns mekanismer för en omfördelning av ekonomiska bördor både inom och mellan sektorer, företag eller anläggningar (reningsverk) inom ett avrinningsområde. Här kan man i teorin tänka sig system med utsläppsrätter, men för att detta skall fungera krävs en ”handelsplats” där köpare och säljare av utsläppsrätter kan mötas. Tillit och förtroende mellan aktörerna kommer att vara avgörande för att systemet skall fungera.

För att komplicera bilden ytterligare är det viktigt att ha klart för sig vilken skala man talar om. Exempelvis är det mest kostnadseffektiva för att minska fosfortillförseln till en sjö inte nödvändigtvis detsamma som det mest kostnadseffektiva för att begränsa kvävetillförseln till havet.

Att skapa förutsättningar för hållbar vattenförvaltning

Inom VASTRA har vi identifierat ett antal faktorer som, enligt vår mening, kan förklara varför det har varit och fortfarande är så svårt att hantera problemet med övergödning i svenska vatten. Ett av syftena med den här boken är att lyfta fram dessa hinder och möjligheter att övervinna dem och försöka ge praktiska råd som skulle kunna omsättas i åtgärdsprogrammen.

Flera av dessa hinder gäller för vattenförvaltningen generellt och visar att man för att finna lösningar på övergödningssystemet måste titta på hela den institutionella strukturen och förvaltningssystemet.

Det finns ett antal generella hinder i vägen för ett utvidgat samarbete kring skötsel av vatten. När intressenter med helt olika utgångspunkter, värderingar och perspektiv gemensamt skall komma överens om beslutsregler, ambitionsnivåer och kostnadsfördelning resulterar det ofta i långdragna, kostsamma förhandlingar. Risker är stora att resultatet i slutändan

ändå blir åtgärder på mycket låg ambitionsnivå. Den övergripande frågan är hur man skall kunna undkomma detta sociala dilemma, att människor utnyttjar en gemensam resurs individuellt och kortsiktigt för egen vinning men att konsekvenserna av allas handlingar drabbar kollektivet och allas möjligheter att långsiktigt använda den gemensamma resursen – det som brukar kallas allmänningens tragedi. [MER I KAPITEL 5 >](#)

Syftet med den nya vattenförvaltningen baserad på avrinningsområden är att göra vattenarbetet effektivare. Vid en första betraktelse av skrivningarna i vattendirektivet får man intrycket att det läggs stor vikt vid nära samarbete och samverkan mellan olika aktörer och nivåer i samhället. När man sedan tittar närmare på vattenförvaltningsförordningen kan man ifrågasätta om den nya institutionella strukturen verkligen motsvarar dessa ambitioner.

Finns det verkligen möjligheter till samarbete och samverkan mellan olika nivåer? Är ansvar och beslutsordning tydligt utpekade? Finns det reella förutsättningar för ett effektivt vattenvårdsarbete även på den lokala nivån där åtgärderna skall genomföras? Ges det möjlighet för människor och verksamheter inom ett lokalt område att vårda sin gemensam vattenresurs på bästa sätt? Kommer det med den nya vattenförvaltningen verkligen att gå att hantera problemen med vad som sker uppströms respektive nedströms på ett bättre sätt än tidigare? Kommer kommunerna att få incitament som stödjer samverkan och fördelning av kostnader och åtgärder inom ett avrinningsområde? [MER I KAPITEL 4 OCH 5 >](#)

Deltagande, javisst, men i vilket syfte?

Begreppet ”deltagande” kan betyda olika saker i den nya vattenförvaltningen. Vissa former av samverkan är bestämda i lag (samråd enligt miljöbalken eller plan- och bygglagen), andra kommer att vara frivilliga. I den här boken använder vi omväxlande olika begrepp förknippat med deltagande och samverkan och våra diskussioner skall ses mot bakgrund av det som kommer att krävas av vattenmyndigheterna respektive det som kommer att vara önskvärt men kanske inte praktiskt möjligt att genomföra.

[MER I KAPITEL 5 >](#)

I informationsmaterial till allmänheten från EU-kommissionen har det talats om en ny vattensolidaritet. Det finns emellertid stort utrymme för egna tolkningar av begreppet deltagande och ambitionsnivån för sådant deltagande. Frågan som måste ställas är vad det är som skall åstadkommas med ett ökat deltagande i vattenförvaltningen. Vilka målgrupper vill man engagera – medborgare i stort eller specifika intressenter? Det finns många tänkbara syften med att öka deltagandet och engagemanget: förbättrad demokrati, möjlighet till information och utbildning, att olika kunskaper tas till vara, legitimering av beslut, ökat inflytande över hur åtgärder genomförs och/eller möjlighet att undvika konflikter? Syftet påverkar naturligtvis val av metod.

Här finns således en uppenbar risk att många kommer att bli besvikna under resans gång, om man inte klargör syftet med deltagandet i olika faser och situationer i vattenarbetet. Om människor i gemen, eller särskilda intressenter, bjuds in att delta i processen måste det göras klart vilken roll och funktion detta deltagande har. Det är viktigt att man från myndighetshåll inte utlovar stora möjligheter att påverka processen om det i praktiken inte kommer att ges möjlighet att påverka. Då riskeras minskat förtroende för fattade beslut.

Tolkningarna om vad deltagande i den nya vattenförvaltningen innebär har varierat beroende på vem man frågar. Förväntningarna från exempelvis intresseorganisationer och sakägare har växt sig stora under processens gång. Samtidigt har berörda myndigheter försökt tona ner ambitionsnivån, eftersom det än så länge saknas såväl resurser som tydliga riktlinjer för hur detta deltagande skall gå till.

Det viktigt att vara medveten om att omsorg om den egna närmiljön är den kanske mest betydelsefulla drivkraften bakom människors engagemang i miljöfrågor. Uppdraget att ytterligare infoga deltagandeperspektivet i svensk vattenförvaltning är sannerligen en spännande utmaning! Om man tar det på allvar kommer det dock att krävas ny kompetens inom vattenförvaltningen. Förutom naturvetenskaplig expertkunskap kommer det att behövas kommunikatörer, socioekonomer och generalister med bred miljö- och samhällsvetenskaplig kompetens. Förmåga att engagera och



kommunicera med olika intressenter, leda förhandlingar och lösa konflikter kommer att vara av stor betydelse för möjligheten att lyckas med väl integrerade åtgärdsprogram.

När vi i VASTRA planerade forskningssatsningen kring deltagande och samverkan var det förvaltningslandskap där kunskapen skulle tillämpas mer eller mindre oklart. Vi valde därför att titta närmare på ett antal möjliga situationer som kunde tänkas uppstå inom en framtida förvaltning. När den här boken skrivs har formerna för deltagande och samverkan börjat ta form, men ännu återstår en hel del arbete. Vi hoppas därför att den kunskap som vi förmedlar från VASTRA skall ses i ljuset av de framtida behov som ännu inte är uppfyllda.

I å-dialogerna ställde vi frågan till intressenterna om de kunde tänkas medverka i ett framtida samverkansorgan och vilka intressen de tyckte skulle finnas representerade. Nu omsätts en del av det vi kommit fram till i verkligheten.

Lokal samverkan för att få till stånd åtgärder

Vad kan man då lära sig av tidigare former för samarbete inom vattenområden?

I vattenförvaltningsförordningen ges utrymme för olika organisationsmöjligheter för det som mer allmänt kan kallas för samverkansorgan. De alternativ som nu föreslås är i mångt och mycket en vidareutveckling av redan existerande organ eller myndigheter.

Det finns en del viktiga lärdomar att dra från hur vattenvårdsförbund och kustvattenförbund, kommittéer och föreningar för enskilda vattendrag och sjöar fungerat tidigare. De är alla exempel på organ som bygger på frivillig samverkan mellan olika vattenintressenter på den regionala nivån. En särskild lag om samverkan för skötsel och underhåll av vattendrag reglerar och sätter upp kriterier för kostnadsfördelning mellan aktörerna i vattenvårdsförbund. Deras arbete har emellertid sällan sträckt sig längre än till provtagning och mätning av vattenresursens kvalitet (recipientkontroll inom ramen för miljöövervakningen).

Inom VASTRA-programmet har vi genomfört en jämförande studie mellan två olika avrinningsområden i Sverige [8]. Det visade sig att samverkan på frivillig väg mellan kommuner inte är troligt med mindre än att någon tillför extra resurser till systemet. Men inte ens det är tillräckligt för att stimulera samverkan över de administrativa gränserna, eftersom aktörerna är mycket känsliga för frågor om rättvis fördelning av resurserna. Kommuner förhåller sig strategiskt till vad de hade att tjäna eller förlora på att samverka, vilket effektivt blockerar möjligheterna att genomföra åtgärdsprogram.

Samverkan för effektiv vattenskötsel inom ett avrinningsområde som omfattar flera olika kommuner underlättas sannolikt om flera faktorer finns med:



© LISBETH HOLMÅKER

- Ett gemensamt problem (ju mer akut, desto större sannolikhet att mobilisera motaktioner).
- Ställen att mötas (en organisation som skapar förutsättningar för sådana möten).
- Tydliga roller.
- Tydliga regler och mekanismer för att fördela ansvar och lösa konflikter.
- Extra resurser för processledning, kommunikation och åtgärder.
- Kunskap om var åtgärder kan sättas in för att ge största effekt till lägsta kostnad.
- Möjlighet att skriva avtal så att man undviker friåkare (som utnyttjar systemet).
- Sist men inte minst: eldsjälär.

Mycket av detta saknas emellertid fortfarande i den svenska vattenförvaltningen. Eldsjälär är viktiga men vågar vi förlita oss på system som huvudsakligen bygger på frivilligt arbete mellan kommuner och mellan kommuner och intressenter? Borde vi inte anstränga oss mer för att bygga upp ett system som stärker möjligheterna till en mer långsiktigt stabil förvaltning av vatten även på platser utan eldsjälär?

Man har diskuterat förutsättningarna för att skapa samverkansorgan som bygger på de vattenvårdsförbund och kustvattenförbund som redan finns. Denna tanke finns nu även ute hos vattenmyndigheterna i förslaget om vattenråd. För att sådana samverkansorgan skall fungera är det dock viktigt att överväga möjligheten att ge dem rätten att utfärda tillstånd, förelägga viten och ha liknande styrmedel för att genomföra åtgärdsprogrammen.

Hur skall olika kommuner och intressenter motiveras till att samverka över administrativa gränser för att inom avrinningsområden fördela och genomföra åtgärder där de ger största möjliga effekt till lägsta kostnad?

Forskning om samverkan pekar på att det är lättast att åstadkomma stabilt fungerande samverkanslösningar inom lokalt avgränsade områden med ett begränsat antal intressenter, som är någorlunda jämbördiga och lika beroende av resursen. Dessa slutsatser från annan forskning sammanfaller också väl med våra erfarenheter från å-dialogerna.

Samverkan mellan markägare (lantbrukare, skogsägare) i mindre vattendragsgrupper är en möjlig konstruktion för att minska diffusa utsläpp av näringsämnen. I det här fallet handlar det framförallt om att anlägga våtmarker. Vattendragsgrupper har tidigare diskuterats i en VASTRA-rapport [9].

I vattenförvaltningsförordningen nämns inget om hur samverkan skall ske på den här lokala nivån. Vattenmyndigheten har därför, med utgångspunkt från kunskapen om fungerande samverkansformer, ett stort ansvar för att se till att former kan skapas för samverkan på lokal nivå. Det är vik-

tigt att myndigheterna är medvetna om ramarna för denna samverkan och väl definierar skalan på vilken samverkan skall ske. Utan väl fungerande samverkan på den verkligt lokala nivån är risken stor att vattenarbetet i framtiden inte blir mer effektivt än det har varit hittills. För att hantera diffusa utsläpp av näringsämnen kan vi behöva tänka i nya banor.

Det finns många möjliga sätt att samverka för att minska flödena av växtnäringsämnen. Inom jordbrukssektorn pågår sedan fem år tillbaka en storsatsning i form av kunskaps- och rådgivningsprojektet Greppa Näringen [10]. Projektet genomförs i bred samverkan mellan lantbruksnäringen och myndigheter. [MER I KAPITEL 6](#) ►

Det viktigaste arbetssättet är att erbjuda frivillig återkommande individuell rådgivning och studiecirklar för lantbrukare. Man försöker att ta ett helhetsgrepp på frågor om lönsamhet och miljöhänsyn för att motivera lantbrukare att minska utsläpp av näringsämnen. Projektet startade våren 2001 i Hallands, Skånes och Blekinge län. Under 2003 utökades det till Västra Götaland, Kalmar och Gotland. Initiativet omfattar nu ca 6 000 bönder i Sverige. Under 2004 utvärderades projektet och man tittade bl.a. på miljönyttan som projektet bidragit med hittills.

Jordbruksverket beräknar att kväveutlakningen från åkermark under perioden 1995–2003 minskade med ca 7 000 ton, vilket i det närmaste motsvarar det beting på 7 500 ton som hade satts upp som mål för åtgärdsprogrammet inom jordbrukssektorn [7]. Minskningen motsvarar ca en tredjedel av det svenska delmålet på 30 procents minskning av kvävebelastningen från 1995 års nivå. Detta är ett tydligt positivt trendbrott på nationell nivå.

Åtgärderna inom jordbruket börjar ge effekt och om de genomförs full ut så är det troligt att vi kommer att få se även ytterligare minskningar i framtiden av läckaget av växtnäringsämnen. Det återstår att se vilken effekt detta kommer att få på miljön i Östersjön, något som studeras närmare i bl.a. Mistra-programmet MARE [11].

Modeller visar vägar

Vi har inom VASTRA funderat över möjligheterna att skapa verktyg som kan ge stöd i processen att utarbeta kostnadseffektiva åtgärdsprogram för att minska utsläppen av näringsämnen inom ett avrinningsområde.

På senare år har intresset ökat för att använda modeller och expertsystem vid planering av miljöåtgärder. Det är fortfarande ganska ovanligt att avancerade s.k. beslutstödsverktyg används i verkliga planeringssituationer på lokal nivå, men ju mer man måste försöka ta helhetsgrepp på komplexa miljöproblem och behöver mer kvalificerade beslutsunderlag, desto troligare är det att olika former av beslutstödsverktyg kommer att få genomslag.

Styrkan i information man får genom modellering ligger i att modellerna kan hantera stora mängder data och därigenom ge oss en hanterlig beskrivning av många komplexa och samverkande processer i natur och samhälle på kort och lång sikt.

Resultat som kommit fram med hjälp av modeller används redan i dag av centrala och regionala myndigheter som en viktig del av deras beslutsunderlag. I lokala sammanhang är det inte lika vanligt och där krävs extra tid och omtanke på att förmedla sådana resultat. I många av dessa lokala fall kan begränsad tillgång på data vara ett problem som måste hanteras. Rätt använd skulle dock modellinformation även på denna lokala nivå kunna underlätta en dialog mellan olika aktörer och bidra till att skapa en samsyn kring exempelvis vilka åtgärder som skall genomföras i ett område.

Det är väsentligt att man redan från början har klart för sig hur och i vilket syfte och i vilken situation modeller kan komma att användas. Om modellresultat skall uppfattas som legitima är det viktigt att vara uppriktigt om de osäkerheter som finns, om det faktum att det finns både problem och möjligheter vid användningen av modellverktyg i miljöarbetet.

MER I KAPITEL 6 ►

Tidigare erfarenheter visar också att det är väsentligt att så tidigt som möjligt i planeringsprocessen engagera de grupper i samhället som orsakar eller berörs av ett miljöproblem. Ju tidigare man är med, desto mer benägen är man att acceptera det kunskapsunderlag som modellen ger.

Att som forskare tolka vilka behov av verktyg som finns och i vilka sammanhang de kan komma till användning i den nya vattenförvaltning som nu utformas har inte varit helt lätt. Förutsättningarna har ständigt förändrats; inom VASTRA har vi i någon mån fått skjuta på ett rörligt mål.

Vid utformningen av den nya förvaltningsstrukturen sammanförs (eller krockar) olika planeringstraditioner. Plan- och bygglagen representerar en tradition, miljöbalken ytterligare en och nu tillkommer planeringsregler enligt vattenförvaltningsförordningen. De präglas av olika syn på vilken funktion samhällsplaneringen har och därför behövs olika typer av metodik och verktyg beroende på vilken uppgift man har att utföra.

De modeller som presenteras i den här boken är resultatet av många års forskning på de institutioner som förvaltar dem. Våra modellerare har valt att vidareutveckla dessa redan väl etablerade modellsystem och gjort bedömningen att de även i framtiden kommer att fylla en viktig funktion vid planering och uppföljning av miljömål för läckage av växtnäringssämnen. För att fungera som goda verktyg i åtgärdsplaneringen inom vattenförvaltningen har modellerna kompletterats med möjlighet att genomföra enklare beräkningar av kostnadseffektivitet.

Modellresultaten behöver även kompletteras med andra kunskapsunderlag för att fungera väl i en planeringssituation, där hänsyn också måste tas till andra intressen än att minska flödena av näringssämnen. Särskilt viktigt är denna områdesspecifika information på den lokala skalan för att modellinformationen skall få legitimitet och uppfattas som trovärdig. De

planeringsverktyg som vi arbetat med inom VASTRA skulle t.ex. kunna användas då ett samverkansorgan på lokal eller regional nivå har utarbetat ett mer detaljerat åtgärdsprogram för ett avrinningsområde eller del av avrinningsområde. [MER I KAPITEL 7](#) ►

Modell	Används för att	Målgrupp för användning
HBV-NP	beräkna retention och transport av kväve och fosfor i avrinningsområden. Kan i kombination med beräkningar av kostnadseffektivitet användas för strategisk åtgärdsplanering och uppföljning av miljömål. Modellen kan också användas för att beräkna referenstillstånd. Modellen har utvecklats vid och förvaltas av SMHI.	Vattenadministrationen, intressegrupper
SOILNDB	beräkna läckage av kväve från åkermark. Kan i kombination med beräkningar av kostnadseffektivitet användas för strategisk åtgärdsplanering och uppföljning av miljömål. Modellen har utvecklats vid och förvaltas av SLU.	Vattenadministrationen, lantbruksorganisationer
ICECREAM	beräkna fosforförluster från åkermark. Vidareutveckling av modellen pågår. Modellen har sitt ursprung i USA och Finland. VASTRA-versionen av modellen förvaltas av SLU.	Vattenadministrationen, lantbruksorganisationer
BIOLA	beskriva hur biogeokemin i sjöar påverkas av minskad belastning av växtnärsämnen och andra åtgärder. Modellen är under utveckling. Modellen har utvecklats vid och förvaltas av SMHI.	Vattenadministrationen, lokala sjörestaureringsprojekt

TRK och SMED

TRK (Transport, Retention och Källfördelning) var ett projekt som drevs av Naturvårdsverket under 2001-2002 för att skapa ett nationellt modellsystem för internationell rapportering av ämnestransport från land till hav för hela Sveriges yta [15]. Sådan rapportering görs regelbundet inom ramen för de regionala havskonventionerna för Östersjön respektive Nordostatlanten, liksom till Europeiska miljöbyrån (EEA). Arbetet inom TRK utfördes av SMHI och SLU. I projektet sammanställdes data för 400–700 km² stora områden i hela landet samt källfördelning och transport till kustområdena med hjälp av modellerna HBV-N och SOILNDB. [16,17]

SMED (Svensk MiljöEmissions-Data) är en nationell databas för utsläpp till luft, vatten och från avfall. Den drivs av ett konsortium där SMHI, SCB och IVL ingår (för vattendelen även SLU) på uppdrag av Naturvårdsverket. TRK ingår numera som en del i SMED-vatten. [18]

VASTRA-modellerna är utvecklade för att visa på effekterna av åtgärder inom avrinningsområden och även specifikt för åtgärder i områden med åkermark. Det finns även en första version av en sjömodell för konsekvensanalyser av olika åtgärdsprogram och sjörestaurering. Också potentiella effekter av klimatförändringar på flöden av näringsämnen har studerats genom att tillämpa de klimatscenarier som utarbetats med modellen RCA (Rossby Centre Regional Atmosphere Model). Scenarierna har tillämpats i VASTRA-modellerna för åkermark, avrinningsområden och sjöar [12, 13, 14].

I Sverige finns det ett antal modellverktyg som liknar dem som utarbetats inom VASTRA. Vi rekommenderar därför en potentiell användare att noga överväga vilken typ av information som behövs för det aktuella arbetet (syftet) och ta reda på vilket specifikt modellverktyg som motsvarar dessa behov. Beroende på behov av noggrannhet, användarvänlighet och tillgång till resurser finns det alternativa modellval att göra i dagens Vattensverige.

VASTRA-modellerna för åkermark och avrinningsområden bygger till stor del på dem som användes inom det nationella projektet Transport, Retention, Källfördelning (TRK). Projektet finansierades av Naturvårdsverket och lever numera vidare Svensk MiljöEmissionsData, SMED.

För att kunna använda de modeller som presenteras här krävs att man har tillgång till expertstöd från erfarna modellerare/hydrologer/agronomer. Att använda modellerna är inledningsvis ganska resurskrävande, men på längre sikt kan de i gengäld spara mycket arbete och pengar åt inblandade aktörer eftersom de bidrar till att åtgärdsprogram blir mer kostnadseffektiva.

Vi visar var modeller kan komma in i vattenplaneringscykeln – var man som praktiker och planerare i vattenförvaltningen har mest nytta av den information som dessa verktyg erbjuder. Vi visar också mer specifikt hur de olika modellerna är konstruerade och vad man kan åstadkomma med dem. [MER I KAPITEL 7](#) ►

Avrinningsområdesmodellen HBV-NP tillsammans med modellerna SOILNDB och ICECREAM skulle exempelvis kunna användas av en vattenmyndighet eller av kommuner som vill undersöka möjligheterna att klara miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* i det egna området. Med hjälp av modellerna kan man göra jämförelser mellan olika åtgärdsstrategier, där fördelningen av kostnader mellan olika sektorer eller aktörer redovisas. Dessa framtidsscenarier skulle kunna användas i förhandlings-situationer eller dialoger med berörda intressegrupper i samband med planering av åtgärdsprogram.

Med modellerna SOILNDB och ICECREAM, med vars hjälp man kan beräkna förluster av kväve respektive fosfor från åkermark, går det att göra en förfinad analys av jordbrukets påverkan och potentiella åt-



gårdsstrategier. Kombinationer av åtgärder inom lantbruket kan testas och kostnaden antingen för den enskilde lantbrukaren eller för samhället i stort kan beräknas. Modellerna har också testats i teorin för att beräkna fördelning av utsläppsrättigheter inom lantbruket [19].

Vi hoppas att de verktyg som utvecklats inom ramen för VASTRA skall komma till god användning inom svensk vattenförvaltning. Med hjälp av verktygen kan man inrikta åtgärder mot områden med stora läckage av växtnäringsämnen. Genom att utnyttja kunskapen om hela avrinningsområdet kan man vidta åtgärder i de områden och i de verksamheter där åtgärderna ger störst effekt till lägsta kostnad. Problemet som återstår att lösa är att skapa ett system som medger att denna omfördelningen av resurser kan ske mellan olika administrativa enheter inom ett avrinningsområde. Dessa frågor diskuteras bland annat i den utredning som gjordes 2005 om åtgärdsprogram.

Referenser

- [1] Wittgren, H. B., Westerlund, S. och Castensson, R. (red.) (2000): Genevadsstudien – Ett aktörsspel om genomförande av miljökvalitetsnormer för kväve i ett avrinningsområde. VASTRA-rapport 1, Tema Vatten, Linköpings universitet.
- [2] Johansson, B. (2006): Östersjön – hot och hopp. Formas Fokuserar.
- [3] Boesch D., Hecky R. O'Melia C., Schindler D. och Seitzinger, S. (2006): Eutrophication of Swedish Seas. Naturvårdsverket, Rapport 5509
- [4] Naturvårdsverket (2006): Aktionsplan för havsmiljön. Rapport 5563.
- [5] Miljömålportalen www.miljomal.nu/index.php
- [6] Miljömålsrådet (2004): Miljömålen – allas vårt ansvar! Miljömålsrådets fördjupade utvärdering av Sveriges 15 miljökvalitetsmål.
- [7] Bång, M. (2005): Beräkning av förändringen av kväveutlakningen från åkermark mellan 1995 och 2003. PM från Jordbruksverket.
- [8] Galaz, V. (2006) Power in the Commons – The Politics of Water Management Institutions in Sweden and Chile. Fil.dr.-avhandling, Statsvetenskapliga institutionen, Göteborgs universitet
- [9] Blomqvist, A., (2003): Can Watercourse Groups Reduce Nutrient Losses? - An exploratory study with reference to the River Emå catchment, Sweden. VASTRA-rapport 4.
- [10] Greppa näringen: www.greppa.nu
- [11] MARE (Kostnadseffektiva åtgärder mot eutrofiering av Östersjön – ett beslutsstödsystem). www.mare.su.se
- [12] Arheimer, B., Andréasson, J., Fogelberg, S., Johnsson, H., Pers, C. och Persson K. (2005): Climate Change Impact on Water Quality - Model Results from southern Sweden, *Ambio*, 34(7): 559-566.
- [13] SWECLIM/Rosby Centre. www.smhi.se/sweclim
- [14] VASTRA: Årsrapport 2003
- [15] TRK (Transport-Retention-Källfördelning)-projektet. www.slu/trk_int.se
- [16] Arheimer, B. och Brandt, M. (1998): Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* 27(6): 471-480
- [17] Johnsson, H., Larsson, M.H., Mårtensson, K. och Hoffmann, M. (2002): SOILNDB: A decision support tool for assessing nitrogen leaching losses from arable land. *Environmental Modeling and Software* 17: 505-517.
- [18] SMED (Svensk MiljöEmissionsData). www.smed.se
- [19] Collentine, D. (2005): Phase-in of Nonpoint Sources in a Transferable Discharge Permit System for Water Quality Management: Setting Permit Prices. *Ambio* 34(7): 573-578.



Ett nytt svenskt vattenlandskap

REDAKTIONEN

Det är vattnet som skall styra i det nya svenska vattenlandskapet. Sammanhållen vattenförvaltning är det som skall gälla och alla behöver underordna sig av naturen bestämda och icke förhandlingsbara gränsdragningar. En helhetssyn på vattenresurser skall inte bara formuleras i teorin, utan också enligt lag omsättas i dagligt praktiskt arbete.

Svensk vattenförvaltning handlar nu i mångt och mycket om att införliva och genomföra EU:s mycket omfattande och långtgående Ramdirektiv för vatten (vattendirektivet) [1]. Genomförandet regleras i svensk lag genom vattenförvaltningsförordningen och länsstyrelseförordningen och av dem framgår vad som framöver gäller för arbetet med svensk vattenvård.

Inte bara EU-regler om vatten ...

Inriktningen på framtida svenskt vattenarbete bestäms inte enbart av det som skall uppnås enligt vattenförvaltningsförordningen. Vattenförvaltningen styrs även framöver i hög grad också av det arbete som pågått i Sverige sedan 1999 för att uppnå de svenska miljökvalitetsmålen [2]. Även om bättre vattenkvalitet och vattenmiljöer inte är det primära syftet med flera av målen ingår olika aspekter av omsorg om vatten ändå i princip i nästan samtliga mål.

Att styra mot mål i stället för att reglera t.ex. mängden utsläpp var i och för sig inget nytt när miljökvalitetsmålen infördes. Det nya var att ett helt förvaltningssystem skapades för att samordna arbetet med att uppnå nationella, regionala och lokala miljömål. Detta vägleder nu allt offentligt miljöarbete i Sverige.

Regleringen genom miljöbalken och mycket annan lagstiftning är också viktiga komponenter i den svenska vattenförvaltningen.

... och inte bara vattendirektivet

Att se över, samordna och förbättra EU:s lagstiftning om vattenvård var en viktig drivkraft bakom tillkomsten av vattendirektivet. Ett antal vattenanknutna direktiv ersätts nu successivt av det som föreskrivs genom vattendirektivet.

De krav på måluppfyllelse som finns i flera äldre EU-direktiv – som redan har införts i svensk lagstiftning – blir också kvar i vattenarbetet. Nitratdirektivet, badvattendirektivet, dricksvattendirektivet och direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse är några exempel. I åtgärdsprogrammen skall vattendistriktet också ta hänsyn till de mål som definieras i andra direktiv som redan är en del av svensk lagstiftning. Dit hör t.ex. fågeldirektivet och habitatdirektivet, Sevesodirektivet, direktivet om miljökonsekvensbedömningar, direktivet om avloppsslam samt IPPC-direktivet [3].

För att kunna utarbeta vägledningar om att hindra och reglera förorening av grundvatten behövs kriterier för att skilja grundvattenförekomster i riskzonen från vatten som inte löper några eller bara små risker. Om ett grundvatten inte uppfyller de fastställda kriterierna måste man utarbeta ett åtgärdsprogram för att komma till rätta med problemen. Det finns också ett förslag till nytt grundvattendirektiv, som ett dotterdirektiv till vattendirektivet [4]. I förslaget anges hur man skall kunna känna igen tecken på att kvalitet och/eller nivå håller på att försämrans av påverkan av



mänsklig verksamhet och utgångspunkter för vad som behöver göras för att kunna vända sådana trender.

Vattenförvaltningen i EU-länderna kommer i framtiden också att styras av det som så småningom torde bli ett Ramdirektiv för havsmiljön [5]. Förslaget till direktiv presenterades av EU-kommissionen hösten 2005, i anslutning till lanseringen av EU:s marina initiativ. Till sin uppbyggnad liknar det föreslagna direktivet vattendirektivet, men innehåller inte fastställda miljökvalitetsnormer eller krav på åtgärder på EU-nivå.

EU-länderna tar för närvarande (2006) även ställning till EU-kommissionens förslag till direktiv för att minska riskerna för översvämningar i Europa [6]. Kommissionen skriver att när ”det föreslagna översvämningdirektivet har antagits måste genomförandet av de två direktiven samordnas noga, eftersom målen kompletterar varandra”. I förslaget påpekas också att hanteringen ”av översvämningrisker och vattenkvalitetsförvaltning båda ingår i en integrerad förvaltning av avrinningsområdena. De omfattar samma avrinningsområden och regioner och samma intressenter. Följaktligen finns det en mycket stark koppling mellan den vattenkvalitetsförvaltning som redan sker inom vattenramdirektivet och de åtgärder för hantering av översvämningrisker som omtalas i detta förslag”.

Ytterligare ett nytt EU-direktiv, om sedimentförvaltning, finns som förslag [7]. Reglering av sedimenthantering kan alternativt komma att införas som ett tillägg i vattendirektivet. Syftet med ett nytt direktiv eller motsvarande utvidgning av vattendirektivet är att reglera EU-ländernas arbete för att motverka erosion och sedimentförflyttning i kustområden. Länderna skall, enligt förslaget, uppnå mål som ”gynnsam sedimentstatus” och ”strategiska sedimentreservoarer”.

Nytt eller nygammalt vattentänkande?

Vattendirektivet representerar ett i EU-sammanhang nytt sätt att se på vatten. Det konstateras att vatten inte är en vara vilken som helst, utan ett arv som måste skyddas, försvaras och behandlas som ett sådant arv. Samtidigt har EU-kommissionen utan större omsvep erkänt att detta arv i årtionden har hanterats ryckigt i den gemensamma EU-lagstiftningen och att det därför länge funnits krav på ett mer samlat grepp till skydd för vattnet och för att styra vattenvården. Lapptäcket av enskilda direktiv och olika handlingsstrategier, som skapats i skilda sammanhang och vid skilda tillfällen, behövde ersättas av en integrerad politik för vatten för hela EU.

Det som händer inom ett avrinningsområde bestämmer varför och hur vattenmiljön påverkas och måste därför ligga till grund för beslut om vad man skall göra för att komma till rätta med vattenproblem. Alla inom området behöver samarbeta inom den geografiska avgränsning som sätts av naturens vattendelare, inte administrativa gränser som människor har dragit upp. Alla aspekter av vattenarbetet skall därför i fortsättningen ha avrinningsområden som utgångspunkt.

Insikten är förvisso inte ny om att det mesta som sker och görs inom ett avrinningsområde sätter spår i yt- och grundvatten. Avrinningsområdes-tänkandet började slå igenom på sent 1980-tal i flera regionala havskonventioner. I andra sammanhang – t.ex. i försurningsarbetet – har betydelsen av det samlade skeendet i avrinnings- och tillrinningsområden länge varit en självklarhet. Att skydd och vård av vattenresurserna i Europa måste ses som en gemensam angelägenhet uttrycks också i två FN-konventioner för Europa, om skydd och användning av gränsöverskridande vattendrag och internationella sjöar [8] respektive om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang [9].

Målsättningen med den nya vattenförvaltningen bör, som det har uttrycks av utredningen Svensk vattenadministration, vara ”att ge förutsättningar för arbetsmetoder som tillsammans med övrigt miljöarbete förbättrar miljöförhållandena och samtidigt ger goda möjligheter att bedriva verksamheter som anpassats till de krav miljön ställer. [...] Det innebär också nya möjligheter för vattenvården i Sverige” [10].

Eller som riksdagens EU-upplysning skriver om vattendirektivet: ”Vatten korsar ofta flera administrativa gränser och samarbete mellan dem som påverkar vattendraget är en förutsättning för ett lyckat resultat. Utgångspunkten för all vattenpolitik ska därför vara ett vattendrag som helhet och inte som tidigare områden inom kommun-, läns- eller nationsgränser” [11].

Helhetssyn för god vattenstatus

Principerna för helhetssynen i den nya vattenförvaltningen inom EU kan kort sammanfattas i några huvudpunkter:

Det handlar först och främst om kvaliteten på ytvatten eller grundvatten, att senast till år 2015 uppnå **god vattenstatus**. Med det menas s.k. god ekologisk och kemisk status för ytvatten, god kvantitativ och kemisk status för grundvatten samt god ekologisk potential för kraftigt modifierade och konstgjorda vatten.

”Referensförhållande” eller ”referenstillstånd” är nyckelbegrepp i bedömningen av vilken kvalitet vattnet har och följaktligen hur långt från målet god vattenstatus man är för ett visst vatten. Ju mer vattnet avviker från referenstillståndet, desto sämre är dess status och desto längre är man från att uppnå miljökvalitetnormerna. Ett i stort opåverkat ytvatten med naturliga förhållanden har hög ekologisk status – ett idealtillstånd, där det råder referensförhållanden. Det behöver inte handla om fullständigt ostörda, ursprungliga förhållanden, men mänsklig påverkan får inte ha lett till annat än mycket små ekologiska effekter. Opåverkade vatten kan därför användas som jämförelseobjekt.

En viktig princip är också att **inget vatten får försämrats**. Det handlar om att förebygga försämring, inte bara om att reparera och förbättra. Siktet är inställt på att så långt möjligt vidta åtgärder för att överlag förbättra

Miljökvalitetsnormer för god vattenstatus

Principerna för och bestämmelserna om den nya vattenförvaltningen ligger generellt sett väl i linje med det syfte som uttrycks i miljöbalken. Några tillägg har gjorts i balken om bl.a. miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram.

Miljökvalitetsnormer är ett viktigt styrmedel för att åtgärda miljöproblem i Sverige, för att uppnå de nationella miljökvalitetsmålen och för att kunna genomföra vissa EG-direktiv. I fortsättningen kan miljökvalitetsnormer användas för att införa bindande mål för vattenkvalitet. En miljökvalitetsnorm skall ange:

- föroreningsnivåer eller störningsnivåer som människor kan utsättas för utan fara för olägenheter av betydelse eller som miljön eller naturen kan belastas med utan fara för påtagliga olägenheter och som inte får överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt eller under en eller flera angivna tidsperioder;
- föroreningsnivåer eller störningsnivåer som skall eftersträvas eller som inte bör överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt eller under en eller flera angivna tidsperioder;
- högsta eller lägsta förekomst i yt- och grundvatten av organismer som kan tjäna till ledning för bedömning av tillståndet i miljön, eller
- de krav i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i EU.

En miljökvalitetsnorm kan avse hela landet eller ett begränsat geografiskt område (en sjö, ett vattendrag, vissa typer av områden, en eller flera kommuner eller kommundelar; ett eller flera län). Normen kan anges som en viss halt av ett ämne, som ett värde, eller beskrivas i ord. Den kan utfärdas för kemiska ämnen (tillämpligt på vatten och luft), i vissa fall för levande organismer vars tillstånd signalerar hur det står till i miljön (bioindikatorer; bara för vattenmiljöer), för effekter av buller, ljus eller strålning samt flöden eller nivåer (för vatten).

Miljökvalitetsnormer ställer krav på myndighetsstyrning (oftast genom kommunerna och länsstyrelserna; normerna riktas direkt till myndigheterna), övervakning och kontroll. Enligt miljöbalken ska myndigheter och kommuner "säkerställa att de miljökvalitetsnormer som meddelats enligt 1 § uppfylls när de prövar tillåtlighet, tillstånd, godkännanden, dispenser och anmälningsärenden, utövar tillsyn, eller meddelar föreskrifter".

Om det behövs skall ett åtgärdsprogram upprättas för att säkerställa att miljökvalitetsnormen uppnås eller om det krävs genom EU-lagstiftning. Ett program kan upprättas av regeringen eller av en myndighet, en kommun eller ett kommunalförbund som regeringen beslutar.

Miljöbalken innehåller bestämmelser om att det av ett åtgärdsprogram skall framgå bl.a. vilken miljökvalitetsnorm som ska uppnås, vilka åtgärder som myndigheter eller kommuner därför behöver vidta samt vilka myndigheter eller kommuner som behöver vidta åtgärderna och när dessa behöver vara genomförda.

vattenkvaliteten och ytterst nå målet om god vattenstatus. Förutom att bevara eller förbättra vattenkvalitet är det också en fråga om att sörja för ett gott tillstånd för vattenmiljön i sin helhet, eftersom många livsmiljöer (vattenberoende landekosystem, våtmarker, grunda och högproduktiva kustområden) är beroende av att det finns vatten och att detta vatten är av god kvalitet.

Förvaltning inom avrinningsområden är alltså ett nyckelbegrepp för vattenvården och principen gäller nu överallt.

Avrinningsområde eller tillrinningområde?

Avrinning är det vattenflöde från ett område som orsakas av regn eller snösmältning. Avrinning kan ske som ytavrinning på markytan, som grundvattenavrinning och som avrinning i vattendrag. Vattnet från såväl ytavrinning som grundvattenavrinning samlas i vattendragen. Den överväldigande delen av avrinningen från ett större område utgörs därför av avrinning i vattendrag.

Begreppet avrinning står också för transporten från olika källor inom ett avrinningsområde. Nederbörd är början på markavrinningen. Detta vatten kan antingen bli kvar på markytan eller sjunka ner i marken. Markavrinning är en kombination av vatten som rinner över markytan och som då för olika ämnen med sig, vatten som sjunkit ner i marken och bildat markvatten och som slutligen rinner ut i en sjö eller flod och som för lösta ämnen med sig samt vatten som sjunkit ännu längre ner i marken och bildat grundvatten, vilket också kan transporteras vidare och rinna ut i en sjö eller havsområde, och då föra lösta ämnen med sig.

Ett **avrinningsområde** – som också kan kallas dräneringsområde eller nederbördsområde – omfattar både markytan och ytan av sjöarna i ett visst område. Avrinningsområdet är ett sammanhängande markområde som avgränsas och begränsas av vattendelare (höjdryggar) och där ytvattenavrinningen har en huvudriktning. Ett avrinningsområde kan bestå av flera delavrinningsområden.

Enligt definitionen i vattendirektivet är avrinningsområde "ett landområde från vilket all ytvattenavrinning strömmar genom en sekvens av åar, floder och möjligen sjöar till havet vid ett enda flodutlopp eller vid en enda flodmynning eller ett enda delta".

Ett **tillrinningsområde** definieras annorlunda än ett avrinningsområde. Ett tillrinningsområde omfattar endast markytan varifrån vatten avrinner till sjöar och vattendrag i området. Ytan av områdets sjöar räknas inte in i tillrinningsområdets yta.



© MÅRTEN EDMAN

En annan viktig princip är att **alla typer av vatten – naturliga och av människan påverkade – skall ha ett långsiktigt skydd**. Sjöar och floder, ytvatten i flodmynningsområden och deltan, kustvatten samt grundvatten omfattas. För öppna havsområden kommer vattenförvaltningen på land och vid kusterna att knytas samman med den nya havspolitikerna inom EU.

Vatten skall finnas i rätt mängd, på den plats där det behövs och vid den tidpunkt då vattenbehovet föreligger. En **långsiktig vattenförsörjning** skall tryggas. En hållbar vattenanvändning, grundad på en långsiktig förvaltning av vattenresurserna, skall främjas. Här kommer också frågan in om **korrekt prissättning på vatten**, vilket i förlängningen kan bidra till ökad sparsamhet med vatten. Genom ekonomiska analyser skall det framgå klarare vad vattenanvändningen (vattentjänster) är värd och vad det faktiskt kostar att använda vatten. Utifrån nationella förhållanden och förutsättningar skall man utforma och genomföra ett system för prissättning i syfte att främja en mer effektiv nationell och lokal vattenanvändning.

Systemet skall bygga på principen att den som förorenar också skall betala. Kostnadstäckningen av vattentjänster ska spegla de verkliga kostnaderna för att få tillgång till vatten – både vanliga finansiella kostnader och mer svårgräpbara miljö- och resurskostnader. Genom att sätta en prislapp på vattentjänsterna får brukaren ett incitament att använda vattnet mer effektivt och bära den faktiska kostnaden för förorening av vattnet. Därmed skapas en större tydlighet när det gäller val mellan olika handlingsmöjligheter. [MER I KAPITEL 4](#) ►

Gränsvärden för utsläpp (utsläppsregleringar), med utgångspunkt från användningen av bästa tillgängliga teknik, och mål och normer för miljö kvalitet (riktmärken för den miljö kvalitet man vill uppnå) skall tillämpas för både punktkällor och diffusa källor till förorening. I stället för som tidigare antingen/eller skall nu **tillvägagångssätten kombineras** för bästa resultat.

Vattenvård behöver bedrivas **över politikområdesgränser**. Att skydda och bevara vattenresurser kräver en helhetssyn och gemensamma ansträngningar även på andra politikområden än miljöpolitik. Skydd och hållbar förvaltning av vattenresurser behöver integreras med andra politikområden, t.ex. regionalpolitik, jordbrukspolitik, fiskepolitik och utvecklingspolitik.

I beskrivningar av direktivet och dess betydelse för vattenarbetet inom EU har EU-kommissionen gärna framhållit att den nya vattenförvaltningen skall bidra till att skapa en ökad **vattensolidaritet**, en samling kring vattenförvaltningen inom avrinningsområden. ”I och med att vi alla använder vatten i det dagliga livet och i vårt arbete är det viktigt att vi alla engagerar oss i att uppnå direktivets mål. Det uppmuntrar alla medborgare att engagera sig för att skydda och förvalta sitt vatten.” Och: ”Ju mer öppenhet man har när mål sätts upp, åtgärder bestäms och rapportering ska göras, desto mer kommer man att genomföra direktivet med god vilja och desto större möjligheter får medborgarna att påverka inriktningen på skyddet” [12]. [MER I KAPITEL 5](#) ►

Om åtgärdsprogram för att uppnå god vattenstatus

Vattenmyndigheten ska, i enlighet med vattenförvaltningsförordningen (2004:660; 6 kap. 1§) senast till år 2009 upprätta och fastställa ett åtgärdsprogram för distriktet. Åtgärdsprogram regleras även i miljöbalken (5 kap. 4-8§§).

Senast till 2012 ska man i distriktet ha börjat vidta de åtgärder som slagits fast i programmet. Det ska ses över och vid behov omprövas en gång senast till år 2015 och därefter fortlöpande vart sjätte år.

Förordningen, med hänvisning till vattendirektivet, innehåller omfattande och delvis detaljerade regler om vilka åtgärder som ska eller kan ingå i ett åtgärdsprogram. Trots detta kommer åtgärdsprogrammen troligtvis att variera stort både vad gäller utseende och detaljeringsnivå, beroende på vilka problem man har att ta itu med. Det formella kravet att upprätta ett åtgärdsprogram gäller endast på vattendistriktetsnivå, men vattenmyndighet kan, om det visar sig behövas speciella åtgärder i delar av distriktet, också fastställa delåtgärdsprogram. Detta kan också bli aktuellt för t.ex. sektorer, ett speciellt vattenvårdsproblem eller en speciell vattentyp.

Utredningen om åtgärdsprogram fastslår att huvudregeln bör vara att vattenmyndigheten upprättar förslag till åtgärdsprogram, men att även kommuner skall kunna komma med sådana förslag. Eftersom man dock föreslår skärpningar av reglerna för åtgärdsprogram vill man också lyfta beslutanderätten om åtgärdsprogram från distriktets vattendelegation till regeringen (som dock skall kunna delegera beslutet).

Åtgärdsprogrammet är det viktigaste medlet för att uppnå miljökvalitetsnormerna för distriktet. Miljöbalken innehåller regler om att myndigheter och kommuner inom sina verksamhetsområden ska vidta de åtgärder som enligt åtgärdsprogrammet behövs för att göra det möjligt att uppnå miljökvalitetsnormerna. Enligt utredningen är emellertid dagens lagstiftning inte utformad så att det tydligt framgår att åtgärder i ett åtgärdsprogram tillsammans säkerställer att miljökvalitetsnormer klaras. För att garantera att åtgärderna blir tillräckliga för att miljökvalitetsnormerna ska kunna uppnås kan man därför antingen hårdare styra och genomdriva åtgärder riktade till kommuner och myndigheter eller direkt styra beteenden och handlingar hos enskilda. Utredningen kommer att föreslå att besluten om åtgärdsprogram fattas i form av förordning eller föreskrifter och att programmen i huvudsak innehåller åtgärdskrav riktade mot enskilda.

En viktig del av målsättningen för den nya vattenförvaltningen är att inga vatten får försämrats. Ett åtgärdsprogram kan bli ganska enkelt och standardiserat för vattenförekomster som redan klarar miljökvalitetsnormerna och där det inte finns någon omedelbar anledning att befara att vattnet kommer att försämrats. I princip kan en sådant åtgärdsprogram begränsas till att man konstaterar att inga ytterligare åtgärder behövs. Dock skall man inte slå sig till ro bara för att förhållandena är goda – uppgiften blir då att se till att de inte försämrats.

Idag kan man med stöd i miljöbalken bara kräva att försämring av vattenkvalitet inte inträffar genom ny tillståndspliktig verksamhet. I Plan- och bygglagen (PBL) finns dock ett mer heltäckande försämringsförbud. Utredningen föreslår, med hänvisning till att undantag från försämringsförbudet minskar möjligheterna att uppnå miljökvalitetsnormerna, att förbudet utökas så att det gäller generellt för alla åtgärder samt alla nya verksamheter eller förändringar av befintliga verksamheter. Utredningen vill också att områden där det finns risk för att förbudet överträds blir utpekade som områden där åtgärder måste vidtas enligt åtgärdsprogram.

Samtidigt konstaterar man i utredningen att försämringsförbudet kan medföra hinder för utveckling av nya och befintliga verksamheter och att möjligheten finns att använda det som benämns förbättringsöverskott. Det skulle kunna bli möjligt att tillåta försämring av vattenkvaliteten om detta klart framgår av distriktets åtgärdsprogram. Tillfälliga eller myck-

et lokala församlingar skulle också kunna tillåtas om de samtidigt medför väsentligt ökade förutsättningar att klara miljökvalitetsnormen på längre sikt eller i ett större område.

I diskussionerna om åtgärdsprogrammen har man hittills sett ett åtgärdsprogram som ett strategiskt planeringsdokument med uppgifter om vilka verktyg som kan och bör användas, vilka myndigheter och kommuner som har till uppgift att driva det arbete som behövs och vilken tidsplan som ska gälla för olika åtgärder. Programmet skulle dock inte i lag binda myndigheterna vid att åstadkomma det som står i programmet (för att uppnå miljökvalitetsnormerna).

Att miljöbalken innehåller regler om att myndigheter och kommuner inom sina verksamhetsområden ska vidta de åtgärder som enligt åtgärdsprogrammet behövs för att göra det möjligt att uppnå miljökvalitetsnormerna innebär inte några nya förpliktelser, utan tydliggör bara vad som redan gäller.

Utredningen om åtgärdsprogram konstaterar att det råder osäkerhet om hur åtgärdsprogrammet styr myndigheter och kommuner. Därför vill utredningen se en förändring i miljöbalken så att det framgår att myndigheter och kommuner inom sina ansvarsområden ska förebygga och bidra till att miljökvalitetsnormer klaras. Det skall också vara helt klart att åtgärdsprogram ska följas vid sådana tillfällen då fler lagar kan tillämpas parallellt (t.ex. PBL).

Med anledning av osäkerheten om vad som gäller för kommunerna anser utredningen att länsstyrelserna även pröva om detaljplaner enligt PBL följer åtgärdsprogram .

Enligt miljöbalken och vattenförvaltningsförordningen ska ett åtgärdsprogram innehålla en förebyggande analys av vilka konsekvenser det får, allmänt och för den enskilde, att programmet genomförs. Analysen skall omfatta tänkbara följder, allmänt och för enskilda – alltså hur samhället, miljön eller enskilda individer kan komma att påverkas av att man genomför programmet. Detta torde bli ännu viktigare om utredningens förslag går igenom om att ställa krav direkt på enskilda.

Att förorenaren ska betala är en bärande princip i miljöbalken. Betalningsansvaret kommer dock att vara en av de frågor som analys- och samrådsprocessen kring utformningen av åtgärdsprogram behöver hjälpa till att besvara. Finansieringen av åtgärden blir en del av hela programmet och måste därför bestämmas som en del av hur man lägger upp sitt arbete för att nå målen. Finansieringsfrågan är ännu inte utredd; det är fortfarande oklart vilka nya typer av avgifter som kan tillkomma..

Utredningen konstaterar att det i dag finns få möjligheter att genomdriva de krav på myndigheter och kommuner som fastställts genom ett åtgärdsprogram. Regeringen bör därför, enligt regeringen, peka ut en myndighet (t.ex. länsstyrelse/vattenmyndighet) som ansvarig för att samordna åtgärdsarbetet och kontrollera att åtgärder enligt programmet genomförs.

Ett åtgärdsprogram ska också, enligt förordningen, inbegripa åtgärder för att genomföra den samlade EG-lagstiftningen för skydd av vatten. Programmet ska innehålla uppgifter om de nödvändiga grundläggande åtgärder som skall vidtas – minimikrav, sådant som måste göras – respektive uppgifter om kompletterande åtgärder som man också kan vidta för att nå målen. Det finns direkt hänvisning i vattendirektivet till vilka andra elva direktiv som skall beaktas genom valet av åtgärder för att uppnå god vattenstatus.

Här kommer processerna för att utarbeta **åtgärdsprogram** respektive **förvaltningsplaner** in. Många förväntas engagera sig i den process som ska leda fram till att man i respektive vattendistrikt formulerar mål och slår fast behoven av åtgärder. För att kunna delta i en sådan process krävs dock att alla får tillgång till faktaunderlag som är tillförlitliga och begripli-

ga. Mycket av det nya vattenarbetet handlar om att göra riskbedömningar, att ta ställning till fördelar och nackdelar med att vidta en åtgärd eller ej, att på samma gång fastställa vart man är på väg (målet, att uppfylla en bestämd miljö kvalitetsnorm) och vilka åtgärder man behöver ta till för att vara säker på att komma dit. Samtidigt finns det starka kravet på delaktighet, samverkan, samråd, kommunikation och information. Vattnet är allas angelägenhet, både som möjlighet och ansvar.

Det nya vattenlandskapet: Hur, var och vem?

Ett förändrat sätt att arbeta med förvaltningen av alla ytvatten – sjöar, vattendrag och kustvatten – och grundvatten i Sverige håller på att växa fram. Samtidigt är det klokt att stanna upp, titta på vad som redan gjorts och görs och ta till vara och dra nytta av det som fungerar väl

Ett EU-land kan inte klandras för att man till år 2015 inte har lyckats uppnå god status i alla vatten. Ett absolut krav är dock att länderna utarbetar åtgärdsprogram för att kunna uppnå miljö kvalitetsnormerna. Man skall alltså kunna visa att man aktivt strävar efter att uppnå normerna och att det finns konkreta förslag på åtgärder.

Det enskilda EU-landet har relativt stor frihet att självt utforma de åtgärder som behövs och även att bestämma om påföljder om de nationella bestämmelserna inte efterlevs. Det kommer att behövas olika lösningar för att genomföra den nya vattenförvaltningen, eftersom det inom EU finns olika omständigheter och behov. Besluten om hur man bäst hanterar sina vatten skall därför i möjligaste mån fattas nära de platser där vatten påverkas eller används.

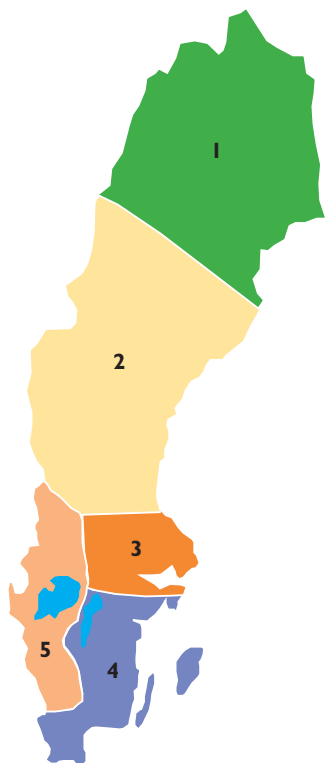
Vattendirektivet är också ett minimidirektiv, som lägger golvet för vad länderna inte får underskrida av vattenkvalitet men som däremot inte säger något om hur högt taket får vara i det enskilda landet. Det står länderna fritt att ha strängare krav än vad som föreskrivs.

De som arbetar med vattenfrågor i Sverige skall tillämpa de bestämmelser som fastställs i förordningar och föreskrifter. I två förordningar slås fast vad som skall utgöra **den lagliga grunden** för Sveriges framtida vattenförvaltning:

I vattenförvaltningsförordningen [13] behandlas indelningen i vattendistrikt, vattenmyndigheterna och deras roll samt de olika arbetsmoment som ska utföras. Bestämmelserna i förordningen gäller förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön enligt 5 kap. miljöbalken.

Länsstyrelseförordningen [14] innehåller ett avsnitt om hur arbetet på vattenmyndigheterna ska organiseras (vilka länsstyrelser som skall vara vattenmyndigheter och hur varje vattenmyndighet skall vara organiserad, styras (inklusive bestämmelser om vattendelegationerna) och samverka med andra myndigheter och aktörer.

Sverige är sedan 2004 indelat i fem stora **vattendistrikt**, som i sin tur omfattar av ett stort antal avrinningsområden. Sverige har inalles 119



Sveriges fem vattendistrikt.

Varje vattendistrikt har en vattenmyndighet, som är lokaliserad till en av distriktets länsstyrelser, men varje vattendistrikt omfattar i sin tur flera län eller delar av län.

1. Bottenvikens vattendistrikt.
Vattenmyndigheten finns vid Länsstyrelsen i Norrbottens län.
2. Bottenhavets vattendistrikt.
Vattenmyndigheten finns vid Länsstyrelsen i Västernorrlands län.
3. Norra Östersjöns vattendistrikt.
Vattenmyndigheten finns vid Länsstyrelsen i Västmanlands län.
4. Södra Östersjöns vattendistrikt.
Vattenmyndigheten finns vid Länsstyrelsen i Kalmar län.
5. Västerhavets vattendistrikt.
Vattenmyndigheten finns vid Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

huvudavrinningsområden, som är utgångspunkten för det svenska lokala vattenvårdsarbetet. Avgränsningen av vattendistrikten har gjorts utifrån de geografiska områdenas samband med havsbassängerna Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet.

Varje vattendistrikt har en **vattenmyndighet** med ansvar för vattenmiljöarbetet. Vattenmyndigheterna skall genomföra den vattenplanering som skall vidtas inom respektive distrikt och se till att beslutade åtgärder genomförs. Den grundläggande uppgiften är att besluta om och se till att miljö kvalitetsnormerna för vatten uppnås i det egna distriktet. Myndigheterna finns på en av distriktets länsstyrelser, men varje vattendistrikt omfattar i sin tur flera län eller delar av län.

För varje vattenmyndighet finns det en särskild vattendelegation med uppgift att fatta beslut inom myndighetens ansvarsområde. Delegationen får överlåta till länsstyrelsen att föreslå miljö kvalitetsnormer, åtgärdsprogram, förvaltningsplaner och miljöövervakningsprogram samt genomföra åtgärdsprogram och miljöövervakning, ansvara för samordningen inom delområden och fatta beslut i frågor om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön i övrigt. Däremot får delegationen inte överlåta åt länsstyrelsen att fatta beslut om miljö kvalitetsnormer, åtgärdsprogram och förvaltningsplaner.

Övriga **länsstyrelser** skall samarbeta med distriktets vattenmyndighet och inom varje länsstyrelse finns ett beredningssekretariat som sköter samordningen mellan länsstyrelsen och vattenmyndigheten. Landets 21 länsstyrelser har en viktig roll i den framtida vattenförvaltningen som länk mellan den nationella och lokala nivån, men även mellan vattenmyndigheterna och den lokala nivån. Alla länsstyrelser har ansvar för det regionala arbetet med de nationella miljö kvalitetsmålen samt även en rad andra uppgifter som rör vatten

Den nya vattenförvaltningen berör i hög grad landets 290 **kommuner** som ansvariga för mark- och vattenanvändning, i enlighet med ansvaret för fysisk planering enligt plan- och bygglagen. Att det görs miljökonsekvensbeskrivningar och hålls samråd krävs redan nu enligt PBL när man bildar vattenskyddsområden och naturreservat enligt miljöbalken.

Kommunerna är också tillsynsmyndigheter för det lokala miljöarbetet och har ansvaret för dricksvattenproduktion och avloppsvattenrening. Kommunerna behåller sitt ansvar för den fysiska planeringen, liksom ansvaret för att ge tillstånd till olika verksamheter och för tillsyn och kontroll av verksamheter som kan påverka miljön och människors hälsa.

Vattenmiljöfrågor hanteras både i kommunal översiktsplanering och av vattenmyndigheterna. Det kan innebära en viss risk för konflikt mellan vattenförvaltningen och kommunernas rätt att bestämma om hur kommunens mark- och vattenresurser skall användas. Sannolikt kommer emellertid kommunerna att ha nytta också av de åtgärdsprogram och förvaltningsplaner som utarbetas av vattenmyndigheterna. Ytterst handlar

det för alla om att främja en god och långsiktig hållbar vatten- och livsmiljö. Vattenförvaltningen kan också komma att leda till åtgärder för vilka det krävs detaljerad planering (detaljplaner, områdesbestämmelser) enligt PBL. För att klara detta behöver vattenmyndigheterna tillgång till den kunskap som finns ute i kommunerna och kunskap om förutsättningarna för kommunal planering.

I kommunerna finns god lokalkännedom och vana vid att arbeta med miljöfrågor och mål i olika former. Kommuner kan dock ha problem med att lägga stora resurser på långsiktiga vattenmiljöfrågor. Regional samverkan blir därför viktig, inte minst för små kommuner.

Det åligger kommunerna att se till att miljö kvalitetsnormer inte överskrids. Det är därför ingen förändring att kommunerna inom vattendistriktet i sin planering skall ta samma hänsyn till att bestämmelser om miljö kvalitet följs. Kommunernas självstyre kan komma att kringskäras i så måtto att de får fler bestämmelser om miljö kvalitet att beakta. Likaså kan kraven på åtgärdsprogram påverka kommunernas självstyre, eftersom vattenmyndigheterna enligt kommittén ”skall kunna påverka en kommun både när det gäller planfrågor och även i andra fall. Med tanke på den stora betydelse för den fysiska miljön som planläggning och även andra kommunala beslut har i många fall, är detta nödvändiga regler för att få bestämmelser om miljö kvalitet att fungera”.

Landets **vattenvårdsförbund och kustvattenförbund** organiserar lokala och regionala intressenter (kommuner, industrier, landsting, företag, jordbruksorganisationer etc.) för ett vattendrag eller kustområde. Här samlas och samverkar alla som känner ett ansvar för vattenvården i ett avrinningsområde. Förbunden svarar för övervakning av vatten (recipientkontroll) men kan även föreslå åtgärder och organisera att dessa genomförs. Förbunden kommer att ha en viktig roll i de framtida vattenvården. [MER I KAPITEL 5](#) ►

God vattenstatus, steg för steg

Begreppet planering diskuteras bl.a. i Naturvårdsverkets arbetsmaterial om planering av vattenarbete. Där framgår att ”planering är en systematisk, integrerad och upprepad process som omfattar flera moment inom en avgränsad tid. Planeringen upprepas ofta med en viss periodicitet, vilket innebär att processen är cyklisk.

Det finns flera vedertagna metoder för att planera. Gemensamt för dem är att de innehåller tre huvudmoment; att bedöma dagens och den framtida situationen, att sätta mål samt att utveckla alternativa åtgärdsprogram för hur målen ska kunna nås. [...] När det gäller resurser finns det alltid olika intressen, mål, värderingar och perspektiv på hur de ska användas. Planering betyder att frågorna lyfts fram och att en dialog startar mellan olika intressegrupper, myndigheter och allmänheten. En ökad förståelse för frågorna, enighet om målen med arbetet och en aktiv dialog förbätt-



© KATARINA KYLLMÄR

rar möjligheterna att lösa eventuella konflikter. Ju tidigare i processen en diskussion påbörjas desto bättre är förutsättningarna för att hitta bra lösningar och planera de åtgärder som är nödvändiga för att nå målen.”

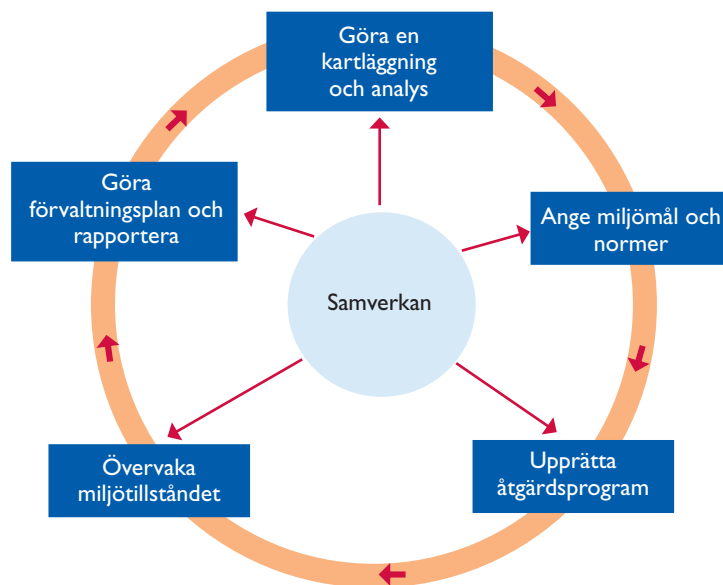
Naturvårdsverket skriver också att det i en handlingsinriktad planering klart behöver framgå vad som skall göras, vad som skall uppnås, vem som har att göra vad och när det skall göras samt vem som är ansvarig för att fatta beslut. Det behöver också från början göras klart om olika typer av beslutsfattande behöver samordnas med annat beslutsfattande, om beslut behöver specificeras senare, vilka konsekvenser beslut medför och hur beslut påverkar det fortsatta arbetet, hur stor kostnaden är samt hur finansieringen av åtgärder skall ske.

Senast år 2015 skall Sverige, enligt vattenförvaltningsförordningen, ha uppnått god status för samtliga vattenresurser: då skall miljö kvalitetsnormerna ha uppnåtts. Det kommer att finnas möjligheter till förlängning (tidsfrister till 2021 eller 2027 för t.ex. kraftigt modifierade respektive konstgjorda vatten), men generellt sett är siktet inställt på december 2015.

Vattenplaneringscykeln består av olika arbetsmoment, där varje nytt moment förutsätter att man gjort det som ligger i det föregående.

- Man skall ute i distrikten beskriva vilka vattenförekomster och skyddade områden man har inom distriktet, kartlägga, inventera och bedöma riskerna för påverkan, registrera skyddade områden och göra ekonomiska analyser som underlag för prissättning av vattentjänster.

43



I förvaltningsförordningen är det fastlagt kring vilka delar av planeringscykeln man måste ha formellt samråd. Det är emellertid viktigt med samverkan i alla delar av cykeln om vattenarbetet skall bli framgångsrikt.

Prioriterade ämnen

EU-kommissionen har även presenterat förslag på EU-gemensamma åtgärder mot utsläpp av 33 prioriterade ämnen eller ämnesgrupper (varav elva identifieras som prioriterade farliga ämnen), som finns med i en bilaga till vattendirektivet. För de prioriterade ämnena på listan är målet att utsläppen skall minska och för de prioriterade farliga ämnena att de efter hand skall fasas ut och tillförseln till vattenmiljön helt upphöra, dock inom loppet av högst 20 år. Om det till år 2006 blir svårt att komma överens om gemensamma regler på EU-nivå om kvalitetsstandards för dessa ämnen, kommer Sverige att få sätta upp egna sådana gränser och standards.

Syftet är att länderna skall vidta åtgärder för att förhindra att vatten blir förorenade med enskilda eller grupper av förorenande ämnen som innebär en miljö- och/eller hälsorisk i vattenmiljön, inklusive vatten som används som källa till dricksvatten. Med farliga ämnen menas ämnen som man vet är giftiga, beständiga och har benägenhet att ansamlas i vävnaderna hos levande organismer, men även ämnen/grupper av ämnen som man misstänker har sådana effekter.

- Därefter skall man klassificera nuvarande status på de egna vattenförekomsterna i förhållande till det som skall uppnås (miljökvalitetsnormerna).
- Mot bakgrund av kunskaperna från kartläggningen och analysen skall man i distriktet utarbeta ett åtgärdsprogram för att uppnå miljökvalitetsnormerna.
- Miljötillståndet i de olika vattenförekomsterna skall övervakas för att det skall göras klart vad som händer, om åtgärder har effekt och vilka fortsatta åtgärder som krävs. Övervakning ligger redan med som en del av kartläggningen, eftersom det sker regelbunden övervakning av vattenmiljön bl.a. för att följa effekterna av de åtgärder som redan nu vidtas.
- Kunskaper och uppnådda resultat skall slutligen sammanfattas i en förvaltningsplan, som skall vara ett arbetsprogram och planeringsunderlag för myndigheterna, en lättillgänglig redovisning, samt ett verktyg för kommunikation med medborgarna och rapportering till EU-kommissionen.



Av förordningen framgår när olika delmoment ska vara genomförda och rapporterade. Ett nätverk av stationer (ytvatten) för interkalibrering för jämförelser mellan EU-ländernas bestämmingar av referensförhållanden skall vara klart senast under 2006. Övervakningsprogram för vattendistriktet skall följas. Om det inte innan dess blivit EU-gemensamma normer för prioriterade ämnen skall varje land under 2006 fastställa kvalitetsstandards för prioriterade ämnen.

Senast 2009 skall åtgärdsprogram antas och förvaltningsplan utarbetas för varje vattendistrikt. Tillfällen för konsultation med allmänheten skall anges till före utgången av 2006, 2007 och 2008 och med samråd därefter. Ett system med vattenavgifter skall införas senast 2010 och senast under 2012 skall man i distrikten ha genomfört eller påbörjat samtliga åtgärder enligt åtgärdsprogrammet. Utsläppskontrollen i distrikten skall nu ske i enlighet med det kombinerade tillvägagångssättet, d.v.s. att använda både gränsvärden för utsläpp (utsläppsregleringar) och tillämpa mål och normer (riktvärden för den miljö kvalitet som skall uppnås).

Referenser

- [1] Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2002 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (Ramdirektivet för vatten).
 - [2] Miljömålsportalen: www.miljomal.nu
 - [3] För mer information om dessa direktiv, se Vattenportalen: www.vattenportalen.se
 - [4] Om förslaget till direktiv, se EU-kommissionen, DG Miljö: ec.europa.eu/environment/water/water-framework/groundwater.html
 - [5] Se Vattenportalen: Europas miljö: Ny havsstrategi och havspolitik för EU. www.vattenportalen.se/fov_eur_djup_salt_politik_strategi.htm
 - [6] Om förslaget till direktiv, se EU-kommissionen, DG Miljö: ec.europa.eu/environment/water/flood_risk/
 - [7] Eurosion: www.eurosion.org
 - [8] Konventionen om skydd och användning av gränsöverskridande vattendrag och internationella sjöar (Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes): www.unece.org/env/water
 - [9] Konvention om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang (Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context): www.unece.org/env/eia
 - [10] Klart som vatten. Betänkande av Utredningen Svensk vattenadministration. SOU 2002:105
 - [11] Riksdagens EU-upplysning: Politikområden: Vatten: www.eu-upplysningen.se/templates/EUU/standardRightMenuTemplate____1754.aspx
 - [12] Informationsbroschyrer från EU-kommissionen. Rent vatten i EU (DG Miljö, 2000). Ramdirektivet för vatten: Slå upp det! (DG Miljö, 2002). Vatten är liv (DG Miljö, 2002).
 - [13] Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. SFS 2004:660
 - [14] Förordning med länsstyrelseinstruktion. SFS 2002:864, med ändring SFS 2004:663
- Se även Naturvårdsverket (2005): En bok om svensk vattenförvaltning. Rapport 5489.



Välkommen till Rönneå

REDAKTIONEN

Vi som har arbetat med VASTRA-programmet har fått ”låna” avrinningsområdet för Rönneå som pilotområde, som en plats där vi i samarbete med människor som bor och verkar i området har fått pröva metoder och idéer.

I området finns naturvärden, värden för fritid och rekreation, värden för jord- och skogsbruk och värden för dem som bor i kommuner och småsamhällen inom avrinningsområdet. Här finns också en konflikt mellan viljan att uppnå miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning* och andra viktiga värden, kanske främst att ha kvar ett livskraftigt jordbruk.

Det är också ett område med många olika landskapselement – jordbruks- och skogsmark, tätorter, sjöar, våtmarker. Området är även hanterligt stort, vilket var nödvändigt eftersom vi både måste klara av att köra rimliga tester av näringsflödesmodeller och kunna hålla kontakt med människorna som i sin vardag var verksamma i de näringar och sysselsättningar som ingick i modellerna. I området finns dessutom redan långa mätserier med information om markanvändning, näringsämnesflöden, kemiska och biologiska vattendata och mycket mer.

47

Från Ringsjön till Skälderviken

Vattendraget Rönneå ringlar fram genom det skånska landskapet. Ån har sin början i Västra Ringsjön och där vid utloppet finns ett rikt fågelliv. Vid sitt utlopp är ån ganska smal och rinner genom ett varierat landskap med betesmarker som går ner mot ån. Här finns även Rönneholms och Ageröds mossar.

Rönneå passerar därefter Rönneholms gods och sedan blir vattnet betydligt mer strömt. Ursprungligen fanns där fem kvarnar och sågar längs en sträcka av bara någon kilometer.

Efter Stockamöllan med den vattendrivna kvarnen med senmedeltida ursprung, ändrar åns dalgång karaktär och blir kraftigt markerad med branta dalsidor. Nere i dalen slingrar ån fram över en plan dalbotten och kantas av betesmark och skogspartier.

Rönneå passerar sedan Riseberga, Ljungbyhed och Klippan. Vid Klippan går ån alldeles intill pappersbruket. Där finns även de tre kvarvarande kraftverken: Forsmöllan, Klippans pappersbruk och Stackarp.

Norr om Tommarp, nära Klippan, flyter Rönneå i en ganska bred ådal med platt botten. Ån slingrar sig fram i det öppna jordbrukslandskapet på Ängelholmsslätten och svämmas regelbundet över på våren. Den meandrande åfåran kantas av mer eller mindre fuktiga betesmarker. Åns



48



Rönneå rinner upp i Västra Ringsjön och vid utloppet är ån ganska smal. Efter hand i sitt lopp genom det skånska landskapet blir vattnet mer strömt och längs dessa sträckningar har det funnits kvarnar och sågverk. Åns dalgång ändrar sedan karaktär och blir kraftigt markerad med branta dalsidor. Nere i dalen slingrar ån fram över en plan dalbotten och kantas av betesmark och skogspartier. Senare rinner ån i en ganska bred ådal med platt botten och slingrar sig fram i det öppna jordbrukslandskapet. Vidsträckt fuktängar och översvåmningsmarker längs ån är viktiga för fågellivet. Rönneå är också ett av Sveriges vackraste kanotvatten. Slutligen rinner Rönneå genom ett flackare och bördigare landskap, som helt präglas av jordbruksmark, och mynnar till sist i havet, i Skälderviken i Kattegatt.

sanka strandängar, med naturlig översilning under vinter och vår, har under mycket lång tid utnyttjats för bete och denna hävd behöver fortgå. De vidsträckt fuktängarna och översvåmningsmarkerna är viktiga för fågellivet. Utmed ån rastar här stora mängder vadare, änder och gäss, speciellt under vårsträcket.

Området kring Rönneå har stora naturvärden och är av stor betydelse för friluftslivet. Ån är t.ex. ett av Sveriges vackraste kanotvatten och området som helhet används förutom för kanotpaddling mycket för bad, båtliv, naturstudier och skridskoåkning. I och kring ån och tillflödena finns ett rikt djur- och växtliv.

Havsöring (en öringstam på stark frammarsch) och lax vandrar upp för att fortplanta sig – men de kvarvarande kraftverksdammarna är vandringshinder för laxen och begränsar dess utbredning i vattensystemet. Fritidsfisket är mycket utbrett och i området finns ett flertal fiskeklubbar. I vattendraget kan man även hitta mer sällsynta arter som flodpärlmussla och fiskarten sandkrypare.

Det finns över 5 000 fritidshus i området och vattendragen är ett landskapselement som uppskattas mycket av både de som bor där permanent och de som har sitt fritidsboende i området.

Det stora avrinningsområdet ligger i gränsen mellan den näringsfattiga urbergsbygden i norr och de rikare kalkområden som präglar den skånska slätten. Området domineras av leriga moräner, samt av lera och sand runt huvudfåran från Ljungbyhed ner mot Ängelholm. Eftersom området har en mycket varierad geomorfologi och skiftande geologiskt underlag är variationsrikedom i naturmiljöer mycket stor. Här finns allt från sura och näringsfattiga skogsbäckar till mer eller mindre övergödda jordbruksdiken och meandrande slättåar.

Efter att ha passerat Klippan rinner Rönneå genom ett flackare och bördigare landskap, som helt präglas av jordbruksmark. Slutligen efter en färd på ungefär 9 mil, slingrar den genom Ängelholm och bildar här ett naturligt grönstråk i staden innan ån mynnar i Skälderviken.

Förvandlat område

För att förstå landskapet och uppleva det på rätt sätt är det väsentligt att känna till vilka verksamheter som under århundradenas lopp varit direkt knutna till Rönneå. Flera anläggningar visar hur vattenkraften har utnyttjats för olika processer och i de flesta fall varit direkt avgörande för lokaliseringen av en verksamhet. Detta gäller särskilt de vattendrivna kvarnar och sågar som var mycket vanliga även i ganska små vattendrag. Lämnningar av äldre kvarnfåror och dämmen finns idag spridda i hela området. Ån används fortfarande för kraftproduktion, i stor skala dock endast vid de tre verken i huvudfåran söder om Klippan.

Förändringarna längs ån har varit stora, åtminstone längs åns nedre lopp. Det förindustriella landskapet präglades av byar, några kvarnar,



© DANIEL MELCHERT

broar och en mycket sank dalgång där ån slingrar fram. Byarna låg samlade på höjdryggen ovanför ån. Som en följd av 1800-talets jordbruksreformer försvann många byar när gårdarna flyttats ut. Andra byar blev kvar fast med ett annat utseende: de utskiftade gårdarna ersattes av gathus, handelsbodas, magasin, olika hantverksrörelser och kanske någon mindre industri. Flera vattendrivna kvarnar försvann också. Kvarnen i Forsmöllan ersattes av en kraftstation och Stockamöllan blev ett litet brukssamhälle.

Rönneå och Ringsjön har sänkts och reglerats flera gånger sedan slutet av 1800-talet. Vattendjupet har därmed minskat och ån har rätats, särskilt i de nedre och övre loppen.

Eftersom Rönneå korsas av flera järnvägar upphörde pråmfarten på ån. Nya samhällen uppstod: Klippan, Ljungbyhed och Skälderviken. Staden Ängelholm har vuxit påtagligt, men merparten av staden får ännu plats ”innanför” den slingrande Rönneå.

Det storskaliga jordbruket inom åns avrinningsområde har blivit ännu större och de före detta bondbyarna har blivit pendlarsamhällen. I Sverige som helhet har sysselsättningsgraden inom jordbruk, skogsbruk och fiske minskat, men Skåne har relativt sett en större andel jordbrukare än övriga delar av landet.

Skånes näst största avrinningsområde

Avrinningsområdet för Rönneå ingår nu i Västerhavets vattendistrikt. Det nästan 1 900 km² stora området är det näst största avrinningsområdet i Skåne, bara Helgeåns område är större. Sjöarna i området har en sammanlagd yta av ungefär 50 km² och av den ytan utgör Ringsjön (Östra Ringsjön, Västra Ringsjön och Sätöftasjön) största delen. På åns väg mellan Ringsjön och Skälderviken ansluter många biflöden. De tre största är Rössjöholmsån, Bäljane å och Pinnån.

Det växer skog på närmare hälften av marken i Rönneåns avrinningsområde och ytterligare nästan en tredjedel av området består av åkermark. Resten är betesmarker, myrmarker utan skog, sjöar och tätorter. Markanvändningen varierar mycket mellan olika delområden. Tretton skånska kommuner samt Laholms kommun i Hallands län har mark inom åns avrinningsområde. Området är förhållandevis tätbefolkat och har ca 100 000 invånare (varav 70 000 bor i tätorter).

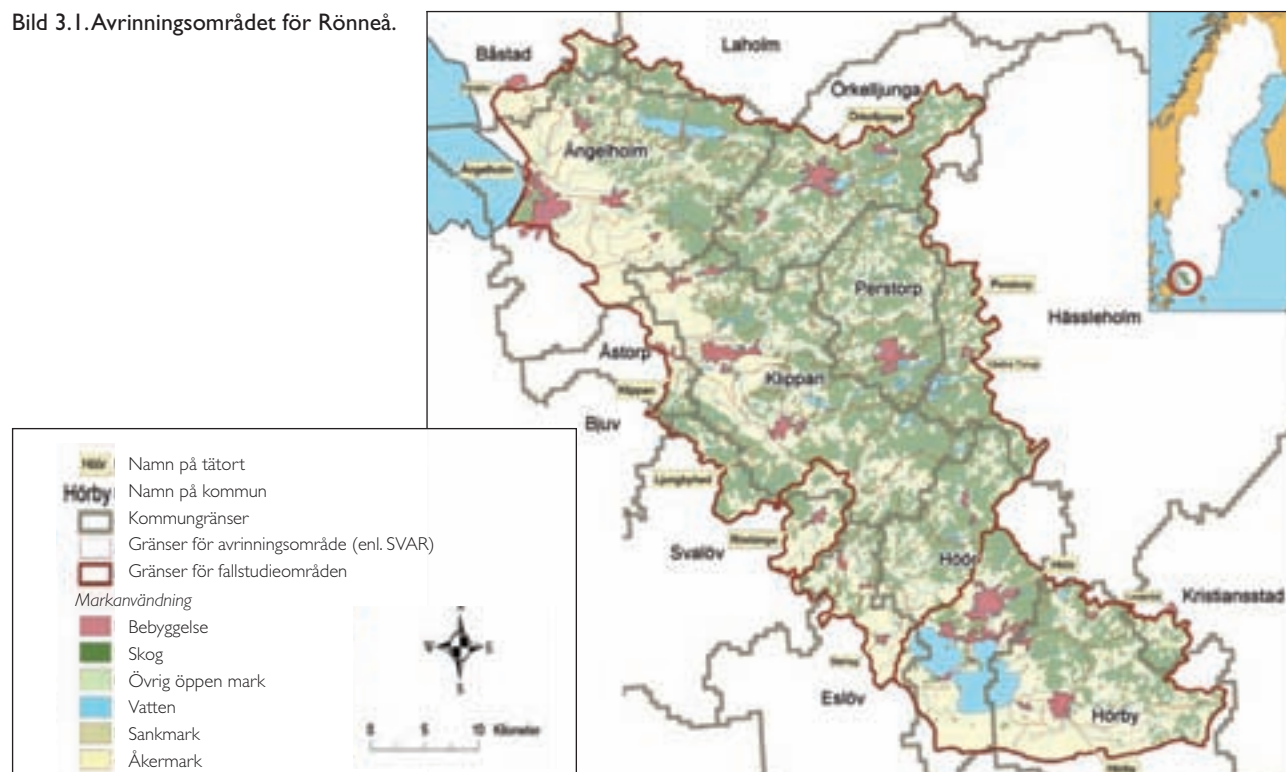
I medeltal rinner det ut 25 m³ vatten ut från Rönneå till Skälderviken varje sekund. På en timme hinner detta bli 90 000 m³, på ett dygn två miljoner m³ och på ett år nästan en miljard m³ vatten. Variationerna i flödena kan vara mycket stora. Vid åns mynning varierar flödet från några få m³ per sekund under sommarens lågflöden till en bra bit över 100 m³ vid högflöden. Normalt inträffar de högsta flödena under vintermånaderna.

Övergödningen i Rönneå

Jämfört med bakgrunds nivåerna (de nivåer av olika ämnen som bestäms av naturliga mark- och vattenförhållanden och inte av mänsklig påverkan) är halterna av kväve och fosfor i vattendragen i Rönneåns avrinningsområde mycket höga, särskilt nedströms jordbruksområden.

Rönneå används idag som recipient (mottagande vatten) för det renade avloppsvattnet från ett stort antal reningsverk. Till ån släpps det också ut en

Bild 3.1. Avrinningsområdet för Rönneå.



Lex Ringsjön

I början på 1980-talet tillsattes en statlig utredning om användningen av kemiska medel i jord- och skogsbruket. Resultatet blev att den dåvarande miljöskyddslagen kompletterades med ett tillägg som gav regeringen möjlighet att förklara ett vattenområde och angränsande marker som särskilt föroreningskänsliga. För sådana områden skall länsstyrelsen ge särskilda föreskrifter om skyddsåtgärder. Ringsjön och dess tillrinningsområde klassades som ett sådant särskilt föroreningskänsligt område med syftet "att minska föroreningen av Ringsjön för att återställa och för framtiden bevara sjöns stora värde för bl.a. vattenförsörjningen". De särskilda föreskrifter inom Ringsjöområdet som länsstyrelsen utfärdade 1985 har fått namnet Lex Ringsjön och bestod i föreskrifter om främst gödselanvändning, gödsellagring och rening av avlopp från enskilda fastigheter och mjölkkrum.

52



© MARTIN LARSSON

hel del betydligt mindre renat avloppsvatten från områdets många enskilda fastigheter, alltså hushåll som inte är anslutna till det något kommunalt reningsverk. Likaså får ån ta emot direktutsläpp från flera stora industrianläggningar samt dagvatten från tätorter och avrinning från jordbruksmark.

Under hela 1900-talet har vattenkvaliteten i området successivt försämrats – dränering av åkrar, dikning och torrläggning av våtmarker, tillsammans med att man införde vattenklosetter i hushållen var till att börja med starkt bidragande orsaker [1]. I Ringsjön blev problemen akuta i mitten av 1960-talet. Från att ha haft ett siktdjup på närmare 2,5 meter blev sjön så grumlig att siktdjupet sjönk till under en meter. Boskap som drack av sjöns vatten dog på grund av att giftbildande alger förorenat vattnet under kraftiga blomningar i sjön. Detta ledde så småningom till att Ringsjön klassades som ett särskilt föroreningskänsligt område, åtgärdsprogram upprättades och två samarbetsorgan, Rönneåkommittén och Ringsjökommittén, bildades.

Rönneåkommittén

Rönneåkommittén, som bildades 1978, är ett samarbetsorgan med huvuduppgift att administrera det samordnade vattenkontrollprogram som finns för området nedströms Västra Ringsjön, Östra Ringsjön och Sätöftasjön [2]. Vattenundersökningar i Ringsjön och tillflödena omfattar undersökningar av vattenkemi (närsaltstillstånd och försurning, syreförhållanden, siktdjup m.m.), metaller (i vatten och vattenmossa) och biologi (bottenfauna, fisk och plankton).

För närvarande (2006) ingår representanter för åtta kommuner (Eslöv, Höör, Klippan, Perstorp, Svalöv, Åstorp, Ängelholm och Örkelljunga), länsstyrelsen i Skåne län, Sydsvatten (kommunägt bolag som producerar dricksvatten till 700 000 invånare i Skåne), företagen Ringsjöfisk AB, Perstorp Support AB (ansvarar för driften av bl.a. avloppsreningsverk vid företaget Perstorp), Klippans AB (pappersbruk) och Gelita (gelatintillverkare), Luftfartsverket (i Ängelholm), LRF:s ortsförbund samt flera fiskevårds- och sportfiskeklubbar.

Tidigare skedde kontrollen av utsläpp till Rönneå enskilt vid varje anläggning. Detta gjorde det svårt att få en överblick av miljöförhållandena i vattensystemet i sin helhet. Syftet med kommittén är därför att genom samarbetet kunna

- åskådliggöra större ämnestransporter
- jämföra tillstånd och utvecklingstendenser med förväntade bakgrundsvärden och uppsatta gränser för miljökvalitet
- belysa effekter i vattenmiljön av föroreningsutsläpp och andra ingrepp i naturen
- ge underlag för planering och utförande av miljöförbättrande åtgärder.

Rönneåkommittén tog 1994 initiativ till en åtgärdsplan för att minska näringsbelastningen till havet. Målet är att halvera tillförseln av näringsämnen till havet från mänskliga verksamheter. Det skulle motsvara en minskad årlig transport till ca 1 400 ton kväve och 35 ton fosfor. Planen har ännu inte förverkligats helt och hållet, men till åtgärderna hör förbättringar av reningsverk, bättre rening av avloppsvatten från enskilda avlopp, bättre gödselhantering, rådgivning till lantbrukare samt anläggning av våtmarker och skydds-zoner.

Ringsjökommittén

Ringsjökommittén, som bildades 1980, är ett samarbetsorgan med huvuduppgift att övervaka sjöns tillstånd samt att verka för att förbättra vattenkvaliteten och minska övergödningen [3].

För närvarande ingår representanter för tre kommuner (Höör, Hörby och Eslöv), länsstyrelsen i Skåne län, Region Skåne ("skåningarnas egen övergripande politiska organisation", liknande ett landsting), LRF i Eslöv, Hörby och Höör; Naturskyddsföreningens lokala kretsar i Eslöv, Hörby och Höör; Ringsjöns Fiskevårdsområdesförening, Sydsvatten (kommunägt bolag som producerar dricksvatten till 700 000 invånare i Skåne), Ringsjöfisk och en yrkesfiskare från Fulltofta, samt Ekologgruppen i Landskrona AB (det konsultföretag som f.n. sköter provtagningen). Sedan 2004 ingår också en inbjuden representant från Rönneåkommittén.

Ringsjökommittén har konstaterat en rad problem i sjön, som t.ex. att siktdjupet stadigt försämrats, att förekomsten av undervattenväxter har minskat, att det är obalans i sjöns fisksamhälle, att det är stor risk för algbloomningar samt att det råder syrebrist i bottenvattnet. Sjön klassas som extremt näringsrik (hypertrof) och belastningen från omgivningen är fortfarande alltför hög. Ringsjön har under många år fungerat som en fosforfälla, men vid syrebrist frigörs lagrad "gammal" fosfor från botten sedimenten.

Kommitténs mål för Ringsjön är att till år 2012 minska fosforhalterna till under 50 µg per liter och kvävehalterna till under 1 250 µg per liter. Det långsiktiga målet är att minska halterna till 40 µg respektive 1 000 µg per liter till år 2018.

Som en del i detta utarbetade kommittén 2003 ett åtgärdsprogram för Ringsjön. Den enskilt viktigaste åtgärden för att komma till rätta med problemen i sjön är att fortsätta arbetet med att försöka minska belastningen av växtnärsämnen från källor utifrån.

Inom ramen för Projekt Ringsjön har man även genomfört en ny omgång av utfiskning av vitfisk. [MER I KAPITEL 7](#) ►

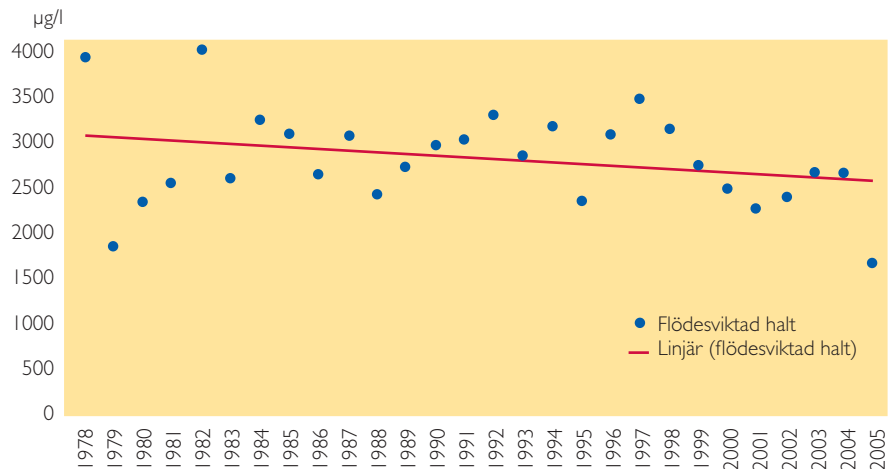
Sedan dess har en rad åtgärder genomförts i området för att minska belastningen av näringsämnen. Avloppsledningsnätet har byggts ut och reningskraven för de kommunala reningsverken har successivt skärpts. Man har inventerat förekomsten av avlopp från enskilda fastigheter och till viss del fått till stånd förbättrad rening av dessa avlopp. Inom jordbruket har bl.a. djurtätheten begränsats, stallgödselhantering och jordbearbetning delvis förändrats för att minska kväveförlusterna, miljöskatt införts på handelsgödsel, viss andel av åkermarken börjat användas till annat än livsmedelsproduktion, ersättning införts för odling av fånggrödor, våtmarker och skyddszoner anlagts och rådgivning genomförts till lantbrukare. Inom skogsbruket har man anlagt skyddszoner och infört nya rutiner för kalavverkning och skyddsdikning.

Trots åtgärderna gick det under perioden 1978–2005 inte att uppmäta några tydliga minskningar i kvävetransporten till havet eller sjunkande kvävehalter vid Rönneåns utlopp (*bild 3.2*). Under de senaste åren har man emellertid uppmätt sjunkande halter av kväve och fosfor i flera större skånska åar [4]. Samtidigt visar en rapport från Jordbruksverket att det beräknade kväveläckaget från åkermark i Sverige till havet under perioden

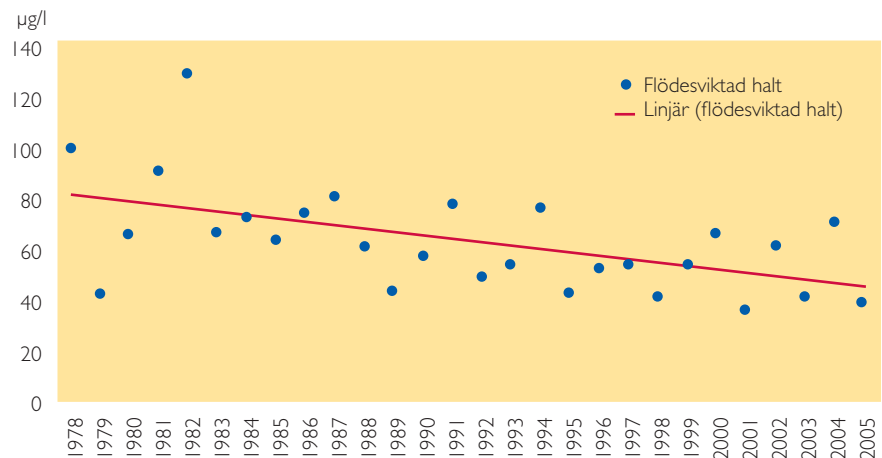
1995–2003 har minskat med ca 7 000 ton. Minskningen förklaras främst av en minskning av den brukade åkerarealen i landet, att tillfört kväve i odlingen utnyttjas mer effektivt, att fånggrödor odlas, att man har senarelagd jordbearbetning samt att spridningen av stallgödsel i allt högre utsträckning sker under våren [5].

När det gäller fosforhalterna i Rönneå är den nedåtgående trenden tydligare (bild 3.3). Även regionalt har transporten av fosfor minskat och halterna sjunkit, troligen för att reningsverken blivit effektivare, reningen av avloppen från enskilda fastigheter förbättrats och användningen av fosforhaltiga tvättmedel minskat. Länsstyrelsen i Skåne län konstaterar dock att miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* kommer att bli svårt att nå i länet [6].

Rönneåns utlopp:
Utveckling kvävehalter
– flödesviktade årsmedelhalter



Rönneåns utlopp:
Utveckling fosforhalter
– flödesviktade årsmedelhalter



Bilderna 3.2 och 3.3. Förändringar av kväve- och fosforhalter vid Rönneåns utlopp under perioden 1978-2005. Halterna är flödesviktade årsmedelhalter [7].

Ringsjön – ett förändrat ekosystem



© RICHARD NILSSON

Trots att fosforbelastningen på Ringsjön har minskat kvarstår problem med syrebrist vid bottarna, algblomningar och dåligt siktdjup. Grundproblemet är fortfarande en alltför hög tillförsel av näringsämnen från tillrinningsområdet. Under ogynnsamma förhållanden sker även frigörelse av fosfor från bottensedimenten, men relativt sett är denna interna belastning av mindre betydelse. En del av förklaringen till att man inte ser några tydliga förbättringar av miljötillståndet i sjön är att man i ett sjöecosystem under samma fysikaliska och kemiska förutsättningar kan ha flera stabila jämviktslägen. I en övergödd sjö kan man under vissa förhållanden antingen ha ett ekosystem som domineras av växtplankton och mycket bytesfisk (vitfisk som mört, braxen och ruda) eller ett som domineras av undervattensväxter (makrofyter) och mycket rovfisk som abborre, gädda och gös.

För att skynda på en jämviktsförskjutning från ett växtplanktondominerat system med problem med syrebrist och algblomningar kan man genom att fiska ut en stor andel av vitfisken i en sjö starta en omvandling av ekosystemets struktur och sammansättning. Vid ett sådant s.k. reduktionsfiske (som det som har pågått i Ringsjön under 2006) väljer man att fiska ut den djurplanktonätande vitfisken, vilket bidrar till att mängden växtplanktonätande djurplankton ökar. Rätt utfört leder detta till minskade mängder alger, ett klarare vatten och därmed också ökat siktdjup i sjön. [MER I KAPITEL 7](#) ➤

Syrebrist i Skälderviken

När övergödningens problemen uppmärksammades i mitten av 1960-talet riktades uppmärksamheten mest mot Ringsjön, men övergödningen har även drabbat kustzonen. Halterna av både fosfor och kväve i havet är betydligt högre idag än för 50 år sedan. Skälderviken, en havsvik av Kattegatt mellan Bjärehalvön och Kullen där bl.a. Rönneå mynnar, är ett av Sveriges internationellt erkända våtmarksområden (Ramsarområden). Landområdet vid viken är ett av regionens största marina våtmarksområden och har ett rikt fågelliv.

Skälderviken ligger i övergångszonen mellan Östersjön, Öresund och Kattegatt/Skagerrak. Eftersom vattenmassor med olika salthalt möts i området blir vattnet skiktat, med det saltaste vatten underst. I skiktade vatten bildas en naturlig barriär mellan vattenmassorna, som gör att yt- och bottenvatten inte blandas om ordentligt. När syret i bottenvattnet går åt för att bryta ner stora mängder organiskt material (döda djur och växter) som sjunker ner blir det inget tillräckligt tillskott av syre från ytvattnet och då ökar risken för syrebrist på bottarna.

Vikens vatten är därför extra känsligt för tillförsel av stora mängder näringsämnen, eftersom gödningen ger upphov till en överproduktion av alger och vissa år också leder till (ibland giftbildande) algblomningar. Mycket material måste då brytas ner på bottarna, med syrebrist som



© MIKAEL GRÖNHOLM

följd. I Skälderviken har detta lett till förändringar av djur- och växtlivet. På 1960-talet försvann havskräftan från områdets botten och enligt Fiskeriverket har det också blivit betydligt mindre torsk i området sedan 1980-talet.

Skäldervikens tillrinningsområde är 2 616 km² och omfattar både Rönneå och Vegeå. Belastningen av näringsämnen är som störst där åarna mynnar i havet och avtar längre ut i Skälderviken. Det är utsläpp från den egna regionen som har störst betydelse för de förhöjda koncentrationerna av kväve och fosfor längs kusten.

VASTRA i Rönneå

Inom VASTRA-programmet har vi behövt samtala med omvärlden och lyssna på vad den har haft att säga till oss. I detta har vi fått vara lite av pionjärer som forskare, eftersom det har varit svårt att hitta dokumentation i Sverige eller ute i Europa av den typen av metoder vi ville pröva och den sortens studier vi ville göra.

Vi hade en del egen erfarenhet att bygga på inför studierna i Rönneåns avrinningsområde. I en tidigare studie genomförde lantbrukare i avrinningsområdet till Genevadsån i Halland och VASTRA-forskare ett rollspel och detta första försök har vi sedan vidareutvecklat. Att kunna genomföra en integrerad studie i Rönneåområdet har därefter löpt som en röd tråd genom arbetet.

VASTRA-forskarna har gjort två större gemensamma studier i avrinningsområdet. Studierna var delvis sammanlänkade, eftersom förenklade versioner av åtgärdsscenarierna ingick i bakgrundsmaterialet för dialogerna.

- **Å-dialoger** (fokusgruppdiskussioner, en slags gruppintervjuer) med medborgare och verksamhetsutövare i området.

- **Modellering av tänkbara åtgärdsscenarioer** (beräkningar av kväve- och fosforläckage med hjälp av åkermarks- och avrinningsområdesmodeller).

Deltagarna från området deltog inte i utformningen av scenarierna, något som annars är brukligt om man vill skapa acceptans för modellresultaten. Syftet med VASTRA-studien var framför allt att på bästa sätt få forskningsfrågorna belysta.

Förutom de två stora studierna gjorde vi också ett antal mindre studier. Dem presenterar vi inte här, men hänvisar gärna till de avhandlingar som tre av våra doktorander skrev på basis av bland annat resultaten från de mindre studierna [8, 9, 10].

När man läser om resultaten av VASTRA-studierna i Rönneåns avrinningsområde är det även viktigt att veta att vi i våra fallstudier arbetade med tre olika geografiska skalor.

Rönneåns
avrinningsområde



Ringsjöns
tillrinningsområde



Lilla Bäljaneåns
avrinningsområde



- Avrinningsområdet för hela Rönneå
- Tillrinningsområdet för Ringsjön (som i sin tur är en viktig del av hela området).
- Avrinningsområdet till Lilla Bäljane å, ett av de mindre tillflödena till Rönneå.

Efter att ha forskat kring metoder och verktyg för hållbar vattenförvaltning behövde VASTRA-forskarna undersöka hur de föreslagna metoderna för att organisera ekonomiska frågor, deltagande i beslutsprocessen samt lokal konfliktlösning skulle kunna tas emot där vattenförvaltning skall omsättas i praktiken. En metod som i teorin kan verka väldigt effektiv och bra kan ju visa sig fungera mindre bra i verkligheten, eftersom det kan uppstå komplikationer som man inte har tänkt på.

För att få reda på vad olika grupper av människor faktiskt tycker om t.ex. ekonomiska styrmedel, metoder för deltagande eller olika former för lokal samverkan, ordnade vi en serie möten med människor som bor och arbetar inom avrinningsområdet till Rönneå. Vi ville få svar på frågor om olika intressegruppers attityder, tankar, uppfattningar, argumentation, preferenser, synsätt och åsikter om övergödningsproblemen och möjliga lösningar i det egna avrinningsområdet. På så sätt hoppades vi kunna mejsla ut vilka lösningar som skulle kunna vara mest effektiva och bli mest accepterade i det berörda området.

Vi kallade mötena för å-dialogerna och samtalen gällde hur man, tillsammans, kan komma till rätta med övergödningsproblemen i Rönneå.

Krävs det ytterligare förbättringar av vattenkvaliteten i området eller är det bra som det är? Går det eller går det inte att samverka för att genomföra åtgärder i området? Tvång eller frivillighet? Eget deltagande i vattenplaneringsarbetet? Är ökat deltagande något positivt eller negativt?



© MARTIN LARSSON

Tillrinningsområdet för Ringsjön

Ringsjön, Skånes näst största sjö, sänktes år 1883 med 1,5 meter för att få mer betes- och jordbruksmark. Sänkningen gjorde att sjön delades i tre delar. Man talar därför omväxlande om Ringsjön och Ringsjöarna, men vi skriver här genomgående Ringsjön.

Östra Ringsjön är störst, med en yta av drygt 20 km², följt av den grundare och något mindre Västra Ringsjön, med en yta av nästan 15 km². Den nästan avsnörpta Sätöftasjön i norr är den tredje och minsta delen (drygt 4 km²) av sjön. Rönneå har sitt utlopp i nordvästra hörnet av Västra Ringsjön.

Ringsjön ligger mitt i landskapet med bördig slätt i söder och väster och mer skogspräglad bygd i norr och öster, vilket också sätter sin prägel på tillrinningsområdet och vilken markanvändning som dominerar. Vardera närmare 40 procent av tillrinningsområdet är skogsmark respektive åker- och ängsmark, resten är våtmarker och tätorter. Ytan på tillrinningsområdet är 347 km².

Totalt bor ca 21 000 människor i området varav 70 procent bor i tätorter. Ringsjön gränsar till Höör, Hörby och Eslöv och den största delen av sjöområdet ligger inom Höörs kommun. Det finns också drygt 2 000 fritidshus i området.

Ringsjön och dess tillrinningsområde är ett värdefullt naturområde, som är av stor betydelse för rekreation (med många fina badplatser) och fiske. Redan i början av 1900-talet, när begreppet friluftsliv började få en mening, lockade den vackra naturen och baden samt det givande fisket. I dag finns det abborre, braxen, groplöja, gädda, gös, karp, lake, mört, regnbåge, ruda, sarv, sik, sutare, ål och öring i Ringsjön. I sjön finns även en unik population av öring som istället för att vandra ut i havet vandrar upp i sjöns tillflöden. Flera naturvårdsprojekt har genomförts för att gynna denna Ringsjööring. Förutom ett stort antal fritidsfiskare är flera yrkesfiskare aktiva i området.

Vid Östra Ringsjön uppför Region Skåne Fulltofta naturcentrum – ett modernt upplevelsecentrum med vandringsleder, motionslingor, utställningar och grillplatser. Fulltofta är ett gammalt kulturlandskap med hagmarker och gott om stora ekar. Här finns gott om kulturspår såsom torpruiner och kvarnplatser. Intill Store damm, en återskapad våtmark, har Storkprojektet nyligen uppfört ett storkhägn [11].

I början av 1960-talet blev Ringsjön vattentäkt för flera tätorter i mellersta och västra Skåne, men uttaget upphörde 1987. Numera fungerar sjön som endast reservvattentäkt och i stället kommer dricksvattnet till området från sjön Bolmen i Småland.

Avrinningsområdet för Lilla Bäljane å

Lilla Bäljane å, som mynnar ut i höjd med Röstånga, är ett mindre biflöde till Rönneå (och skall inte förväxlas med den Bäljane å som mynnar vid Klippan).

Lilla Bäljane å (bilden) rinner genom ett kuperat jordbruksdominerat landskap; jordbruk är en viktig resurs i området. Dalgångarna kantas av mjukt kulliga betesmarker med dungar av ek och bok. I nära anslutning till Lilla Bäljane å ligger Söderåsens nationalpark med unika ädellövskogar (särskilt bok) och strömmande vattendrag. Här finns stor artrikedom och nationalparken erbjuder fina möjligheter till friluftsliv. Området mellan Söderåsen och en linje ungefär i höjd med Svalövs tätort kan betraktas som en "mellanbygd" med lika fördelning mellan öppen mark och skog. Moränjordar dominerar men är inte lika lerhaltiga som längre i söder.

Åns ungefär 47 km² stora avrinningsområde ligger huvudsakligen inom Svalövs och Klippans kommuner. År 1995 bodde ca 1 400 personer i området, varav 850 i tätorten Röstånga. I Röstånga finns det kommunala reningsverk som är områdets enda större punktutsläpp. Många enskilda avlopp i området har dålig rening och Lilla Bäljane å är även hårt belastat av markavrinning från jordbruket, som tillför näringsämnen.



© RICHARD NILSSON

Hur bör åtgärder genomföras i området (om det visar sig vara nödvändigt att göra något)? Genom lagar och regleringar eller med hjälp av ett bidragssystem? Skulle handel med utsläppsrättigheter fungera? Hur bör kostnaderna för åtgärder fördelas mellan olika vattenintressenter?

Sådana frågor låg i botten och dialogerna inriktades på några problemområden:

- Skötsel av vattenområden – åtgärder, metoder, kostnader. Hur kan man få fram integrerade, socialt accepterade, kostnadseffektiva åtgärdsprogram för avrinningsområden, program som bidrar till att hantera diffusa utsläpp av näringsämnen?
- Organisering av vattenskötsel – skalor, deltagande, ansvar, inflytande. Vilka organisationsformer är lämpliga för att hantera diffusa utsläpp? Här har vi riktat in arbetet på att finna samverkansformer på lokal nivå.
- Deltagande i vattenförvaltning – vem, när, hur, hur mycket? Deltagande för vilka syften?
- Styrmedel för vattenvård och värdering av vattentjänster. Vem skall betala? Vilka prismekanismer finns att tillgå för att hantera diffusa utsläpp från många olika aktörer?



© ALEXANDER SVENSSON

Vi ville också gärna undersöka vilka hinder och möjligheter som det innebär att samla homogena respektive heterogena intressentgrupper för samtal om ett gemensamt men komplicerat problem. Kan dialoger vara ett bra sätt att främja samverkan mellan olika intressenter inom vattenförvaltningen? VASTRA-forskarna behövde också en praktisk knutpunkt för sina olika teoretiska inriktningar.

För att få veta hur deltagarna uppfattade dialogerna och huruvida deras kunskap, attityder och inställning på något sätt förändrats som ett resultat av att de hade deltagit i dialogerna genomförde vi en ”studie av studien”. Deltagare fick besvara en enkät före, mellan och efter mötena. Detta tillsammans med vad forskarna observerade under mötena samt en analys av utvärderingarna från möten gjorde det möjligt att dra slutsatser om eventuella förändringar hos deltagarna i deras syn på vattenfrågor. Med denna kunskap och med erfarenheten av vad som krävs för att organisera bra dialoger kan vi också ge ett första svar på om det är någon framkomlig väg att samlas till dialoger när det verkligen hettar till i den praktiska vattenförvaltningen ute i ett område.

För att uppnå allt detta behövde vi kunna samla ganska många intressenter och berörda inom ett speciellt avrinningsområde. Vi hade vår utgångspunkt i främst tre sätt (fokusgruppsstudier, aktörsspel eller andra interaktiva gruppövningar) att organisera den sortens samtal vi såg framför oss. I början av 2004 samlades vi till två omgångar av dialoger. Ungefär 30 personer från avrinningsområdet deltog och en mötesledare (moderator)

höll i diskussionerna. Alla hade som förberedelse inför mötena fått samma 16-sidiga skriftliga underlagsmaterial om mötesformen, övergödningen som problem samt frågor som skulle tas upp till diskussion.

Intressenterna kom från fem grupper av medborgare och verksamhetsutövare:

- lantbrukare med huvudinriktning på växtodling (bruksmetoder som påverkar näringsläckaget)
- lantbrukare med huvudinriktning på djuruppfödning (stallgödselhantering kan påverka näringsläckaget)
- representanter för kommunala reningsverk och industrier (anläggningar som är punktkällor för näringsämnen och andra ämnen)
- representanter för kommunernas miljötillsyn (tillsyn av att lagar och regler om mark- och vattenanvändning följs)
- representanter för natur och fritidsintressen (scouting, friluftsliv, vattensporter; vattenresurserna är en viktig del i upplevelsen av landskapet).

Tanken var först att även ha med en grupp husägare med enskilda avlopp, men det var mycket svårt att hitta husägare som ville vara med i studien och därför blev vi tyvärr tvungna att lämna dem utanför dialogerna.

I den första omgången diskuterade varje intressentgrupp för sig själv (växtodlare för sig, reningsverksfolk för sig o.s.v.) I den andra omgången blandades intressenter från olika grupper men med en gemensam lokal geografisk förankring, t.ex. i Ringsjöns tillrinningsområde, och tog ställning till frågorna.

Ekonomiska frågor diskuterades med utgångspunkt från situationen i Ringsjön. Frågan om allmänhetens deltagande diskuterades för hela avrinningsområdet. Former för lokal samverkan och konfliktlösning kopplades till Lilla Bäljane å. [MER I KAPITEL 4 OCH 5](#) ►

För varje fall fick deltagarna ta ställning till ett antal olika metoder för att lösa samhällsorganisatoriska problem. Det fanns också förslag på kombinationer av åtgärder för hur man fysiskt skulle kunna komma till rätta med övergödningproblemet och hur mycket de olika lösningarna skulle kosta. I dialogerna användes fyra olika åtgärds scenarier som diskussionsunderlag. [MER I KAPITEL 7](#) ►

1. Åtgärdsstrategin *I gamla fotspår (Business as usual)* skulle innebära att fortsätta enligt den strategi som hittills använts, det vill säga främst att ytterligare förbättra reningen av avloppsvatten i kommunala reningsverk, att förbättra reningen av avlopp från enskilda fastigheter till godkänd standard, samt att anlägga eller bibehålla ett fåtal våtmarker.

2. Åtgärdsstrategin *Minska läckaget från diffusa källor* skulle innebära att förbättra reningen av avlopp från enskilda fastigheter till godkänd standard, att man använder de mest effektiva åtgärderna för att minska kväveläckage från åkermark, att man anlägger buffertzoner där sådana inte redan finns samt att man anlägger eller bibehåller våtmarker på två procent av åkerarealen. ”Mest effektiva åtgärder mot kväveläckage” identifierades som fånggröda i vår- och höstsådd spannmål samt vårplojning + sent vall- respektive trädesbrott + spridning av stallgödsel bara på våren + utökad areal med fånggröda genom att höstsäd och höstraps ersätts med vårsäd och vårraps.
3. Åtgärdsstrategin *Osthyvelsprincipen* skulle innebära att alla sektorer/näringar skulle bära sin del av bördan och minska läckaget lika mycket i förhållande till sina utsläpp och därmed bidra till tillförseln. De billigaste åtgärderna inom varje sektor skulle väljas först, därefter allt dyrare åtgärder tills målet var nått.
4. Åtgärdsstrategin *Kostnadseffektivitet* skulle innebära att ett stort antal scenarier testades tills man kom fram till ett billigt alternativ, enligt principen att införa de billigaste åtgärderna med störst reningspotential. Åtgärderna skulle vidtas i de områden som bidrog mest till den samlade transporten av näringsämnen till havet och skulle därmed få stor effekt.

Åtgärdsscenarierna tillämpades i teorin på Rönneåområdet med hjälp av våra näringsflödesmodeller. Effekten av och kostnadseffektiviteten hos olika åtgärder för att minska kväve- och fosforläckaget beräknades. Med modellernas hjälp bedömde vi även potentialen hos olika åtgärder och undersökte vilka åtgärds kombinationer som skulle kunna vara optimala. Deltagarna fick utifrån den modellbaserade informationen samt ett antal intervjufrågor diskutera fördelar och nackdelar med en rad tänkbara åtgärder som skulle kunna vidtas inom ett avrinningsområde som t.ex. det för Rönneå.

Efter dialogerna fortsatte och fördjupades arbetet med att testa beräkningsmodellerna i pilotområdet samt undersöka kostnadseffektivitet och optimal geografiska lokalisering av olika åtgärdsalternativ. Beräkningarna i avrinningsområdet visade att ett antal inte särskilt kostsamma åtgärder kan genomföras inom jordbruket för att minska kväveläckaget. I Ringsjöområdet, där det är mest angeläget att minska tillförseln av fosfor, skulle en kombination av åtgärder vara mest effektivt. [MER I KAPITEL 7](#) ►

Användandet av modellbaserad information som diskussionsunderlag för dialogerna gav även forskarna en intressant möjlighet att studera förutsättningar för att modeller ska fungera som bra kommunikationsverktyg i kommande samverkansprocesser i avrinningsområden. Studien

bygger både på inspelningar från dialogerna och intervjuer med några av deltagarna. [MER I KAPITEL 6](#) ►

Lärorikt för alla parter

Dialogerna gav gott utrymme för gemensamt lärande [12]. Det gällde både för representanterna för områdets intressentgrupper sinsemellan och för dem och forskarna gentemot varandra.

Före den första dialogomgången tyckte ungefär 70 procent av deltagarna att de hade god eller mycket god kunskap om övergödningsproblemen i Rönneåns avrinningsområde. Ändå svarade ungefär hälften av deltagarna att de nu tyckte sig ha fått ytterligare ökad kunskap om problemets orsaker och möjliga lösningar. Samtidigt hade forskarna fått hjälp med lokal och uppdaterad kunskap kring företeelser i området.

Över 80 procent av deltagarna hoppades kunna lära sig mera om hur andra grupper i området ser på vattenresursen. Dessa höga förväntningar mer än infriades – i princip samtliga tyckte att de lärt sig mycket både om vattenresursen som sådan och om övergödningsproblemen samtidigt som de fått mer kunskap om andra intressentgruppers situation och hur detta formar deras syn på problem och lösningar.

Deltagarna tog också genom dialogerna i högre grad till sig avrinningsområdesperspektivet i sin syn på vattnet i Rönneå, bl.a. för att de nu hade sett de kartor över hela avrinningsområdet som forskare vid SMHI hade utarbetat. Tidigare hade flertalet bara sett kartor och mätdata för ett begränsat eller avgränsat område i taget.

Det är svårare att analysera om deltagarna ändrade sina attityder till vad som skulle vara möjligt att göra för att komma till rätta med övergödningsproblemet i området. Före den första dialogomgången ansåg deltagarna att det främst var jordbruket, reningsverken och industrierna som borde vidta åtgärder, något som antagligen speglar en kvardröjande uppfattning att punktkällor fortfarande står för det mesta av skadliga utsläpp till miljön.

Efter dialogerna hade det emellertid inträtt en väsentlig omprövning och deltagarna ansåg nu att det, förutom inom jordbruket, främst borde göras något åt tillförseln av näringsämnen från enskilda avlopp och fiskodlingar. I bakgrundsmaterialet inför mötena hade vi också beskrivit de modellberäkningar som visade att det inte skulle göra särskilt stor skillnad (liten utdelning per satsad krona) att vidta åtgärder inom områdets industrier och större reningsverk, men att det däremot vore verkningsfullt att försöka minska tillförseln från diffusa källor som t.ex. enskilda avlopp och läckage från åkermark.

Vad gäller samverkan vågar vi påstå att dialogerna var mycket givande. Diskussionsklimatet var öppet och konstruktivt, särskilt i de blandade grupperna. Olika intressentgrupper lyssnade till varandras framställningar och behandlade undantagslöst varandra med stor respekt. Efter båda

Åtgärder till diskussion i dialogerna

Det fanns flera åtgärder inom jordbruket som, förutom att beräknas var för sig, också kombinerades på olika sätt i beräkningarna med VASTRA-modellerna. Till dessa åtgärder hörde odling av fånggrödor inklusive vårplöjning, att sprida stallgödsel på våren istället för på hösten, senareläggning av vall- respektive trädesbrott, odling av vårsäd istället för höstsäd (vilket gör det möjligt att odla fånggrödor på en större areal och att senarelägga vall- och trädesbrott) samt anläggning av skyddszoner längs vattendrag

Däremot diskuterades inte ett antal möjliga åtgärder där man är mycket osäker på hur stora effekterna kan bli. Dit hör t.ex. att minska handelsgödselgivorna av kväve, att minska jordbearbetningen, att öka liggtiden av vall, att tillämpa kontrollerad dränering samt att omfördela stallgödselgivor inom avrinningsområdet (samordnad gödselhantering mellan olika lantbrukare).

Övriga åtgärder som ingick i beräkningarna var att anlägga jordbruksvåtmarker i anslutning till åkermark, åtgärda enskilda avlopp för att uppnå godkänd standard (trekammарbrunnar, urinseparering) samt att minska belastningen från kommunala avloppsreningsverk och industri, genom införande av fördenitrifikation, slutfiltrering och/eller våtmark i form av polerdamm.

Möjliga åtgärder som inte ingick i beräkningarna var färre kalhyggen, mindre nedfall av luftburet kväve, åtgärder mot små punktkällor i jordbruket (t.ex. läckande gödselanläggningar; mjölkkrum) samt åtgärder i sjöar. Exempel på det sistnämnda är att täcka sedimenten med sand så att fosfat fällt ut, att fortlöpande ta bort växtplankton ur vattnet samt att bedriva utfiskning för att minska biomassan i sjön. Effekten av olika åtgärdsalternativ i Ringsjön har dock studerats separat genom modellsimuleringar med sjömodellen BIOLA, men det fanns ingen möjlighet att infoga dessa resultat i underlaget till dialogerna.

Det finns behov av ytterligare kunskap om effekterna av åtgärder. Vi inom VASTRA-programmet hoppas på fortsatta satsningar så att modellerna kan bli ännu bättre verktyg i åtgärdsarbetet [13].

dialogomgångarna tyckte 90 procent av deltagarna att dialogerna hade fungerat bra som en plattform för samtal och som en metod för samverkan. En överväldigande majoritet av deltagarna tyckte också att det hade varit både roligt och intressant att vara med i dialogerna.

Dialogslutsatserna i sammandrag

I dialogerna i Rönneåområdet samlades homogena och heterogena intressentgrupper för att diskutera framtida åtgärdsstrategier. Det kan vara ett användbart tillvägagångssätt för de samarbets- och samverkansorgan som nu skall skapas ute i vattendistriktet. Resultaten av dialogerna redovisas på flera ställen i boken, men här är en kort sammanfattning av de viktigaste slutsatserna:

- Intressenterna är mycket positiva till att delta i planeringsprocessen kring vattenvård. Deras vilja att delta beror på vad de har att vinna eller förlora på deltagandet. Viljan ökar om det handlar om en konkret verksamhet eller då det berör den egna närmiljön.

- Att kunna nå ut till allmänheten med information handlar mycket om att välja rätt metod. Människor har ont om tid. Det är mindre sannolikt att det bildas helt frivilliga medborgargrupper som tar på sig ansvaret för att genomföra generella åtgärder. Specifika frågor som t.ex. fiskevård röner dock stort intresse.
- Man kan inte förvänta sig ambitiösa åtgärdsprogram byggda på frivillig samverkan över kommunala gränser. Sådan samverkan påverkas mycket av strategiskt överväganden; de som har mycket att förlora kan blockera möjligheter att genomföra kostnadseffektiva åtgärdsprogram inom exempelvis ett avrinningsområde.
- Legitimiteten – både vad rör det kunskapsunderlag som produceras och de beslut som kan fattas – ökar då intressenterna engageras i processen på ett tidigt stadium. Dock måste deltagare vara förberedda på risken för maktkamp och styrning från starka intressenter.



- Förutom traditionell naturvetenskaplig kompetens kommer behovet av goda samhällsvetenskapliga kunskaper och förmåga att kommunicera sannolikt att öka i betydelse för framtida vattenförvaltare.
- I Rönneåområdet kommer det att krävas ett helt batteri av åtgärder för att nå det nationella miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Målen är möjliga att nå men prislappen varierar kraftigt beroende på vilken strategi som väljs.
- Om intressenterna engageras i planeringsarbetet och får möjlighet att diskutera och jämföra olika åtgärdsstrategier ökar sannolikt chansen att människor accepterar föreslagna åtgärder. Detta kan ge större engagemang och öka graden av efterlevnad, samtidigt som det gör att man uppnår mer kostnadseffektiva lösningar. Det visade sig att om man vidtar åtgärder på väl valda platser inom Rönneåns avrinningsområde (= områden eller verksamheter som står för stora bidrag av näringsämnen) kunde stora resurser sparas in för samhället som helhet. Samverkan mellan olika kommuner och olika intressenter kan alltså blir klart lönsamt.
- Handel med utsläppsrätter är ett ekonomiskt styrmedel som på senare år fått stort genomslag som ett sätt att hantera luftföroreningar. Utsläppsrätter för vatten har också diskuterats som en möjlighet. Vår förstudie om utsläppsrätter visar hur en marknad skulle kunna skapas med hänsyn till markägande [14]. Dialogerna visar dock att acceptansen för nya ekonomiska styrmedel är låg bland intressenterna i Rönneåns avrinningsområde. Hur och om detta styrmedel kan vara en möjlig väg att gå för att minska de diffusa utsläppen av näringsämnen från mark bör utredas i mer detalj.

Goda råd för en bra dialog

Eftersom Rönneå-dialogerna genomfördes som en del i ett större tvärvetenskapligt forskningsprojekt var förutsättningarna rätt speciella. Vi hade tillgång till hydrologiska modellresultat kring källfördelning och högkvalitativa åtgärdsscenarioer för näringsläckage. VASTRA-forskarna kunde ägna mycket tid åt att utarbeta underlagsmaterialet till dialogerna och vi hade möjlighet att lägga ner ett par månaders arbetstid på att hitta intresserade deltagare.

Om man ute på de fem vattenmyndigheterna vill använda dialoger inom ett avrinningsområde som ett led i arbetet att engagera intressegrupper och andra medborgare i den lokala eller regionala vattenförvaltningen kommer förutsättningarna att vara annorlunda än de var för oss. Vi har därför försökt sammanfatta våra erfarenheter som råd till andra, som funderar på att arrangera den här sortens dialoger om vattenproblem [15].

Gemensamt språk och verklighetsbild med hjälp av CATCH

CATCH är beteckningen på en modell, ett beslutsstödssystem, som skapats av VASTRA-doktorander som ett verktyg för att underlätta för människor i ett avrinningsområde (lokala intressenter) att delta i beslut om vattenresursplanering. Med hjälp av modellen blir det möjligt att i en grupp av intressenter på ett systematiskt sätt fastställa målen för vattenförvaltningen och utvärdera enskilda förslag på åtgärder [16, 17, 18, 19].

CATCH är ett hjälpmedel för att strukturera ett arbetssätt i en grupp som ytterst leder till att medlemmarna i gruppen formulerar och enas om ett gemensamt språk (definitioner; termer) och gemensamma kriterier för att beskriva den verklighet man behöver prata om och kunna ta itu med. När man blivit överens om verklighetsbeskrivningen kan man utgå från denna för att utvärdera föreslagna åtgärder. Modellen bygger på bruket av diskussion, alltså att kunna föra ett samtal på ett överenskommet gemensamt språk och sedan förhandla sig fram till lösningar på problem.

CATCH består av ett antal tabeller som kan tjäna som diskussionsunderlag för att t.ex. utvärdera åtgärder som syftar till att minska tillförseln av näringsämnen. En CATCH-tabell kan se ut så här:

Exempel på utfall då man systematiskt analyserar hur olika samhällsparametrar påverkar varandra efter att man vidtagit åtgärder mot övergödningen:

0 = ingen förändring

+ = positiv påverkan

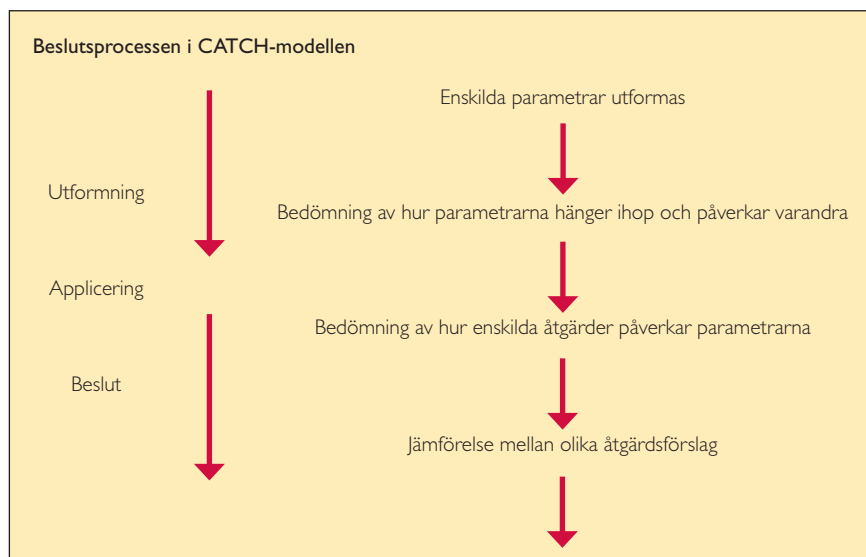
- = negativ påverkan

± = både positiv och negativ påverkan

Regional	Kulturhistoria	Biologisk-mångfald	Diversifierat brukande	Hydrologisk balans	Lokal förankring	Regional ekonomi	Rekreation
Kulturhistoria		0	0	0	+	+	+
Biologisk mångfald	0		0	0	+	0	+
Diversifierat brukande	0	+		+/-	+	+	+
Hydrologisk balans	0	+	+		0	+	0
Lokal förankring	+	+	+	+		+	+
Regional ekonomi	0	-	+/-	0	+		0
Rekreation	0	+/-	0	0	+	+	

De samhällsekonomiska faktorerna, infallsvinklarna och värdena i tabellen är utbytbara; verktyget är alltså en flexibel mall som lätt kan omformas. Legitimitet och lokal förankring, biologisk mångfald, rekreation, diversifierat brukande, bevarad kulturhistoria, hydrologisk balans samt regionalekonomisk struktur är några exempel på samhällsparametrar som kan tänkas påverkas av att man vidtar olika åtgärder mot övergödning. De som deltar i beslutsprocessen förväntas själva bestämma vilka variabler som är viktiga i deras fall och göra en kvalitativ analys av hur dessa variabler påverkar varandra och påverkas av föreslagna åtgärder. Analysen kan göras både på lokal och regional nivå. Analysen ger beslutsfattarna en strukturerad bild av de konflikter som kan uppstå med olika förslag och hur olika processer påverkar varandra på olika skalor. Det är t.ex. bra att tillsammans kunna testa hur förändringar av en parameter påverkar de övriga parametrarna.

CATCH-processen, från bakgrundsanalys till beslut.



CATCH är en generellt användbar modell som kan användas i avrinningsområden där intressenterna är direkt inblandade i beslutsfattandet, eller är engagerade som rådgivare eller har en mindre framträdande roll i planeringen i det som ofta kallas fokusgrupper.

Modellen har testats dels i Rönneåområdet (en grupp i Ängelholm diskuterade möjliga visioner, mål och målkonflikter i avrinningsområdet), dels lokalt i Italien.

Som några preliminära slutsatser av den första testningen kan nämnas att det var mycket svårt att rekrytera "vanliga" invånare att delta i processen, att det finns ett stort behov bland intressenter att diskutera konkreta åtgärder för att få bukt med övergödningproblematiken, samt att det från miljö- och fiskeintressen finns ett mycket stort intresse att delta i beslutsprocesser kring vattenfrågor.

- Se till att deltagarna har **en gemensam faktabakgrund i form av ett diskussionsunderlag**, som inte är alltför omfattande och komplicerat utan relativt lätt att snabbt tillgodogöra sig. Det bör också finnas utrymme för ytterligare frågor som deltagarna själva får ta upp om de definierar dessa frågor som centrala.
- I många avrinningsområden finns det redan **organisationer och sammanslutningar som representerar de viktigaste intressenterna. Engagera dem i första hand**, men försök också så långt möjligt (i mån av tid och resurser) att ge även intressenter som inte är fast organiserade chansen att delta.
- **Någon måste fungera som initiativtagare och motor.** En majoritet (80 procent) av deltagarna i dialogerna trodde att sannolikheten var liten att ett mötesforum som dessa dialoger skulle uppstå av sig självt.



© RICHARD NILSSON

En myndighet, t.ex. länsstyrelsen, eller annan part, t.ex. ett vatten-
vårdsförbund, behövs för att starta och hålla i gång en sådan process på
avrinningsområdesnivå.

- Det gäller att låta alla komma till tals och delta utan att riskera att diskussionen blir spretig eller går överstyr. Allas åsikter och uppfattningar måste ges utrymme och eventuella motsättningar måste kunna diskuteras på ett sakligt och respektfullt sätt. **För att undvika problem behöver man ha en kunnig och neutral diskussionsledare och moderator.** Just neutraliteten är viktig – en diskussionsledare som förknippas med ett särintresse kommer inte att kunna fylla rollen som moderator i en heterogen grupp av intressenter.
- Deltagarna satsar tid och engagemang och måste därför kunna känna att deras deltagande betyder något. Det måste därför från början **göras tydligt i vilken omfattning och på vilket sätt som deltagarna synpunkter kommer att tas till vara i de formella beslutsprocesserna kring vattenförvaltning.** Annars finns risken att deltagarna uppfattar dialogerna som mindre meningsfulla eller direkt meningslösa.

Referenser

- [1] Hoffmann, M., Johnsson, H., Gustafson, A. och Grimvall, A. (2000): Leaching of nitrogen in Swedish agriculture - a historical perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80:277-290.
- [2] Rönneåkommittén. www.ronnea.com
- [3] Projekt Ringsjön/ Ringsjökommittén. www.ringsjon.se
- [4] Grimvall, A. och Nordgaard, A. (2004): Sjöar och vattendrag i Skåne – går utvecklingen åt rätt håll? Statistisk utvärdering av vattenkvalitet och provtagningsprogram i Skåne län. Matematiska Institutionen, Linköpings universitet, på uppdrag av Miljöövervakningsfunktionen, Länsstyrelsen i Skåne län. Skåne i utveckling Rapport 2004:1.
- [5] Bång, M. (2005): Beräkning av förändringen av kväveutlakningen från åkermark mellan 1995 och 2003. PM från Jordbruksverket.
- [6] Länsstyrelsen i Skåne län (2005): Miljöillståndet i Skåne – Årsrapport 2005. Skånes vatten – levande, myllrande och i balans? Skåne i utveckling: Rapport 2005:1 I.
- [7] Ekologgruppen (2005): Rönneå Vattenkontroll. Ekologgruppen i Landskrona AB på uppdrag av Rönneåkommittén.
- [8] Collentine, D. (2003): Policies and tools for catchment management of water resources: Field management, tradable permits and stakeholder participation. Doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi. Agraria 433.
- [9] Ståhl-Delbanco, A. (2004): Recruitment from resting stages among bloom-forming cyanobacteria. Doktorsavhandling, Lunds universitet, Ekologiska institutionen, Limnologi och marin ekologi.
- [10] Galaz, V. (2006): Power in the Commons – The Politics of Water Management Institutions in Sweden and Chile. Doktorsavhandling, Statsvetenskapliga institutionen, Göteborgs universitet.
- [11] Storkprojektet. www.skof.se/stork
- [12] Edstam, A. (2004): Collaboration at a catchment level. Magisteruppsats, Miljövetarprogrammet, Linköpings universitet.
- [13] Ambio Special Issue (2005): Towards More Integrated Water Resource Management. *Ambio* 34(7): 482-580.
- [14] Collentine, D. (2005): Phase-in of Nonpoint Sources in a Transferable Discharge Permit System for Water Quality Management: Setting Permit Prices. *Ambio* 34(7): 573-578.
- [15] Jonsson, A., Danielsson, I. och Jöborn, A. (2005): Designing a Multipurpose Methodology for Strategic Environmental Research: The Rönneå Catchment Dialogues. *Ambio* 34(7): 489-494.
- [16] Collentine, D., Galaz, V., Kallner, S. och Ståhl-Delbanco, A. (2005): CATCH: A method for structured discussions and a tool for decision support. *Ambio* 34(7): 579-580.
- [17] Collentine, D., Forsman, Å., Galaz, V., Kallner, S. och Ståhl-Delbanco, A. (2002): CATCH: Decision support for stakeholders in catchment areas. *Water Policy* 4(5): 447-463.
- [18] Collentine, D., Forsman, Å., Kallner, S. och Ståhl-Delbanco, A. (2002): Konflikter och lösningar: Ett verktyg för beslutsfattande på regional nivå. I: Gren, I-M. och Pettersson, O. (red): Miljö, ekonomi och jordbruk. SLU Kontakt 15: 108-117.
- [19] Collentine, D., Forsman, Å., Kallner, S., Sokrut, N. och Ståhl-Delbanco, A. (2000): Systematisk beslutsprocess för ett ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbart vattenavrinningsområde. *Vatten* 56: 169-176.



4

Sätta pris på vatten – varför, hur mycket och var?

MARIANNE LÖWGREN

”Hur kommer det sig, att vatten, som är så viktigt att liv är omöjligt utan det, har ett så lågt pris – medan diamanter, som är helt onödiga, har ett så högt pris?”

Vattnets olika värden

Nationalekonomen Adam Smith formulerade ovanstående värdeparadox redan 1776 men den gäller än idag. En rad tjänster och varor alstras i vattnekosystemen och de flesta av dem är vi vana att betrakta som tillgängliga gratis – att det inte kostar oss något att använda vattnet. Men eftersom tillgången på rent vatten minskar så finns det anledning att se till att resurserna inte slösas bort utan används på ett ansvarsfullt sätt. Ett sätt att ransonera förbrukningen är att sätta ett pris på vatten, som motsvarar dess värde. Att fastställa det riktiga värdet är dock inte så enkelt.

Sin egen värdering av resursen vatten gör man oftast utifrån det egna förhållandet till resursen, d.v.s. hur man själv vill kunna använda vatten. I Rönneåstudien fick alla deltagarna först tillsammans, utan uppdelning i intressentgrupper, ange så många exempel på vattenanvändningar som de kunde komma på. Därefter grupperades de föreslagna användningsområdena:

- Dricksvatten till människor och djur
- Industriella tillverkningsprocesser.
- Bevattning av grödor.
- Rekreation, t ex bad, båtturer, fågelskådning.
- Fiske, sjöfågeljakt.
- Turism, regional utveckling.
- Energiproduktion, vattenkraft.
- "Naturens reningsverk" för avloppsvatten från hushåll, jordbruk, industrier.
- Livsmiljö för djur och växter.
- Vattenmagasin, flödesutjämning.
- Klimatreglering

När deltagarna sedan diskuterade i de respektive intressentgrupperna rangordnade man i varje grupp för sig vad man ansåg vara de viktigaste användningsområdena för ett vattendrag. Svaren från de olika grupperna samlades slutligen i en gemensam lista, där svaren kategoriserades i fyra huvudsakliga användningsområden: som dricksvattentäkt, som livsmiljö för växter och djur, för ekonomisk produktion samt för rekreation. Samtliga ansåg att dricksvatten var det absolut viktigaste användningsområdet. Användning som livsmiljö och för ekonomisk produktion kom därefter, medan användning för rekreation ansågs minst viktigt av de fyra områdena. Deltagare med industriintressen hade en något större preferens för ekonomiska vattenbehov.

Det rådde emellertid skiftande uppfattningar om vad som inrymdes i de olika användningsområdena. För några ingick behoven både av dricksvatten och av rekreation i användningsområdena som livsmiljö respektive ekonomisk produktion. Andra menade att begreppet livsmiljö var alltför brett. Exempelvis kan en övergödd damm i och för sig fungera bra från biologisk synpunkt utan att för den skull vara lämplig som dricksvattenkälla eller som badplats. Det gäller att vara tydlig med vad man lägger in i olika begrepp.

I samtliga grupper var man dock starkt emot att använda en sjö som ”reningsverk” för avloppsvatten, med motiveringen att samhället måste kunna ta hand om sitt avfall och att så (som reningsanläggning) får man inte använda naturen. Detta visar att det ibland saknas kunskaper om ekologiska basfakta. Det behövs en viss mängd växtnäringssämnen för att vattnekosystemen skall fungera och så länge kapaciteten inte överskrids är våtmarker och sjöar utmärkta ekologiska reningsanläggningar. Antagligen är det ordet ”reningsverk” som ger fel association i sammanhanget.

MER I KAPITEL 3 ►

För de flesta människor känns det ovant att värdera miljövärden i kronor om inte situationen uppfattas som ett rent experiment. I fokusgrupper och intervjuer som mera liknar samtal och diskussioner kan de deltagande intressenterna själva föreslå de användningsområden som de ser som viktigast för det vatten det gäller. Därigenom får man en spontan värdering som uttrycker det eller de användningsområden som känns mest näraliggande för den individen.

Ett annat sätt är att presentera en lista över de viktigaste funktionerna och be deltagarna att rangordna dem. En sådan lista över aktuella vattentjänster kan få deltagarna att uppmärksamma funktioner som de inte tidigare har tänkt på. Alternativen bör dock presenteras uppställda i cirkelform, eftersom ordningsföljden i en lista annars kan verka styrande. Man kan förvänta sig att det finns skillnader i människors rangordningar, allt efter deras eget perspektiv på den aktuella resursen. Vilken grad av beroende gäller, hur uppfattar intressenten sin möjlighet att påverka och vilka alternativ finns?

Förutom att fysiska basbehov och ekonomiska fördelar spelar en roll för hur aktörer rangordnar så vet man att olika individers grundläggande värderingar skiljer sig åt. Grovt sett finns det två typer av inställningar till naturen. Enligt den ena ytterligheten är det en moralisk förpliktelse att bevara den biologiska mångfalden och inte utrota växter eller djur, alldeles oavsett en eventuell framtida nytta, och att människan bör underordna sig naturen. Enligt den andra ytterligheten handlar det om nyttomaximering, d.v.s. att naturen är till för att ge mesta möjliga nytta i form av råvaror, upplevelser eller annat som efterfrågas av människor. Också med perspektivet nyttomaximering kan man emellertid vara positiv till natur- och miljövard. En attraktiv skärgård eller hög biologisk mångfald kan ge underlag för turister som vill uppleva vackra vyer eller fiska i avlägsna fjällsjöar.

En annan innebörd ligger i värdering i betydelsen preferens – man vill ha något. Då rör vi oss på en skala från användarvärden, ofta uttrycka i pengar, till icke-användarvärden som är svåra att kvantifiera. Det går alltså att skilja på värdet av att använda och att spara. Man kan ha nytta av att utnyttja eller bruka en resurs, men också av att bevara en resurs. Vatten kan ha både s.k. användarvärden och s.k. icke-användarvärden.



Användarvärden är den nytta man har av att kunna använda vatten för olika ändamål. Användarvärdena kan i sin tur delas upp i utvinningsvärden och *in situ*-värden. Resurser som finns i begränsad mängd och som kan ägas eller förvaltas av någon brukar ha ett pris. Detta pris används som ett mått på det värde som tillgången har, det uttrycker ett direkt användarvärde som kommer ur att man utvinnet vatten för att nyttja det för ett visst konkret syfte och ändamål. *In situ*-värden (värden på den plats där vattnet finns) är indirekta användarvärden, som kommer ur s.k. ekosystemtjänster, tjänster som vi gärna vill ha men uppfattar att ekosystemen tillhandahåller gratis.



VATTNETS ANVÄNDARVÄRDEN		VATTNETS ICKE-ANVÄNDARVÄRDEN	
Utvinningsvärden (direkta användarvärden)	<p>För hushåll (som dricksvatten, till matlagning, för disk, städning och tvätt, för personlig hygien, som avloppsvatten)</p> <p>För industrin (som processvatten, som industri-råvara, som kylvatten, som avloppsvatten)</p> <p>För jordbruk, trädgårdsnäring och skogsbruk (för bevattning i växtodling, som dricks- och tvättvatten för husdjur; som avloppsvatten)</p> <p>För fiske, jakt och vattenbruk (för fångst av vildlevande fisk, skaldjur och fågel, som medium vid odling av fisk och skaldjur)</p> <p>Som energikälla (för utvinning av vattenkraft, som transportmedel för värme i fjärrvärmesystem, som kylvatten i energianläggningar)</p> <p>Som medel för transporter (kommersiell sjöfart för frakt av gods och passagerare)</p>	Optionsvärden	<p>Tänkbara framtida, ännu inte utnyttjade användarvärden; att en resurs som inte används nu kan bli till nytta i framtiden.</p>
In situ-värden (miljö- och kultur-indirekta användarvärden)	<p>Som livsmiljö för djur, växter och mikroorganismer (en ekosystemtjänst; inga levande organismer kan klara sig helt utan vatten, utan vattenmiljö i någon bemärkelse, inget liv)</p> <p>Som mottagare (recipient) för utspädning och så långt möjligt naturlig rening (omsättning av näringsämnen) av vattenburna föroreningar från hushåll, infrastruktur och industrier (en ekosystemtjänst; användning av spolvatten och sköljvatten som transportmedel för och sjöar; vattendrag och kustvatten som mottagare av avloppsvatten och dagvatten)</p> <p>Som del av kultur och religion (vatten i olika former är en oundgänglig del av människors kultur och föreställningsvärld; vatten och vattnets betydelse finns i alla kulturer och religioner. Vatten används ofta som metafor eller omskrivning för viktiga ting att beakta, t.ex. i ordspråk och talesätt).</p> <p>Som miljö och medel för sport och rekreation (vattensporter; lek, båtliv och fritidsfiske, som badvatten i naturen och i bassänger)</p> <p>För klimatreglering (en ekosystemtjänst; vattenflöden och omvandlingar mellan luft och vatten för att klimatet skall regleras och göra jorden beboelig)</p> <p>Som buffert mot översvämningar (en ekosystemtjänst; för lagring och utjämning av flöden vid kraftiga regn, snösmältning etc)</p> <p>Som forskningsmiljö</p>	Arvsvärden	<p>Värden att bevara för kommande generationer.</p>
		Existensvärden	<p>Att det är ett inneboende etiskt värde att en resurs förblir orörd, att naturen som sådan finns.</p>

Icke-användarvärden kan delas upp i optionsvärden, arvsvärden och existensvärden. Dessa värden kan placeras in på en skala från konkreta och ganska mätbara användarvärden till mer svårfångade och abstrakta värden.

Optionsvärden bygger på att en resurs som inte används nu kan bli till nytta i framtiden och att man bevarar den för att någon annan i framtiden eventuellt skall kunna ha nytta av den. Det är således en kategori av naturvärden som bygger på tanken att mänskligheten har ett ansvar för kommande generationers behov av naturresurser, inte minst av rent vatten. Växt- och djurarter eller ekologiska processer vars nytta vi inte ser eller förstår i dag kan bli värdefulla i framtiden. Optionsvärdet är alltså det framtida värdet av direkta och indirekta värden.

Arvsvärdena ingår i optionsvärdena – att nu levande generationer gör något, eller avstår från att göra något, i syfte att bevara en resurs för framtida generationer som då får fatta egna beslut om utnyttjande eller fortsatt bevarande.

Existensvärden är etiska egenvärden, att man uppskattar själva det faktum att vissa företeelser finns, oavsett om man någonsin själv kommer att använda dem eller ens komma i kontakt med dem. För en människa kan en outbyggd Norrlandsälv ha ett existensvärde, för en annan människa kan Göta kanals kulturhistoriska värden fylla samma funktion. Att glädjas åt vattnet i naturen utan att det behöver ha någon ”nyttig” funktion alls är ett existensvärde – att naturen har ett värde i sig som måste bevaras. Ofta nämns också här hänsynen till kommande generationer.

Vatten – inte vilken handelsvara som helst

Vattendirektivet inleds med konstaterandet att vatten inte är en vara vilken som helst, utan ett arv som måste skyddas, försvaras och behandlas som ett sådant arv. Vatten köps och säljs ju inte på en marknad på samma sätt som många andra varor i en marknadsekonomi. De flesta är vana att tänka på vatten som en fri nytthet, som hittills inte har ingått i det ”vanliga” ekonomiska systemet, kanske med undantag för de kollektiva systemen för teknisk vattenförsörjning och avloppshantering i tätorterna.

Vi behöver som individer bara en liten mängd av själva varan vatten för direkt konsumtion. Därutöver använder vi emellertid, som framgår av sammanställningen av vattnets olika värden, en mängd tjänster som är förknippade med vatten i olika sammanhang. I likhet med många andra naturresurser har vatten karaktären av att vara en gemensam resurs som inte så lätt kan privatiseras och göras till föremål för handel. Om det funnes en ideal marknad skulle det gå att via prismekanismen åstadkomma en effektiv användning av samhällets resurser, förutsatt att köparen då också betalade hela kostnaden för användningen, inklusive eventuella miljöskador och kostnader för att ta hand om restprodukter. Eutrofieringen och andra miljöproblem är tydliga exempel på att marknaden inte fungerar



och därför behövs det styrning och ingrepp i marknaden för att rätta till de värsta bristerna.

För hushållens del kan man tycka att det finns en marknadsliknande situation. Hushåll, affärer, vårdinrättningar, skolor och industrier betalar för att det skall komma rent vatten ur kranarna och för att förorenat tvätt-, process- och toalettavloppsvatten (avloppsvattnet) skall tas omhand. Det är ett va-bolag som står som leverantör av dessa varor och tjänster som brukarna betalar för. Va-bolagen är i de flesta fall kommunalägda, men det finns även privata aktörer.

Priset för vattenförsörjning och avloppshantering består av en avgift, som oftast har av en fast del och en rörlig del. Avgiften är emellertid en dålig mätare om man vill veta vad konsumenterna egentligen skulle vara villig att betala för. Köparen kan inte heller i någon större utsträckning välja vad han eller hon vill ha. Till en viss del utgiften påverkas via mängden förbrukat vatten, men valfriheten är inte så stor genom att bostäderna har en viss standard – i tätorterna finns inga alternativ till vat-

tentoaletten eller kranen om nu någon skulle önska det. På senare tid har snålspolande toaletter, urinseparering och vattensparande duschar blivit mer tillgängliga, men vattenpriserna är genomgående så låga att sparandet sällan uppväger investeringskostnaden för husägaren eller hyresvärden.

Köparen kan normalt heller inte välja mellan flera leverantörer av vattjänster på samma ort. Vattenförsörjningen och avloppshanteringen är vad som brukar kallas ett naturligt monopol och i monopolsituationer finns alltid en risk att säljaren försöker dra fördel av sin ensamrätt. Det skulle emellertid inte vara samhällsekonomiskt rationellt med flera parallella vatten- och avloppsledningar i en stad och därför regleras verksamheten av lagar. Vattenförsörjning och avloppshantering anses vara så viktiga samhällsfunktioner att varken kommunalägda eller privatiserade leverantörer får ta mer betalt än att kostnaderna för verksamheten täcks och inga vinster uppstår.

Samtidigt finns också specificerade krav på vad som skall uppnås. Vatten betraktas som ett livsmedel och trots att livsmedelslagstiftningen inte gäller för enskilda hushåll görs här ett undantag så att klara kvalitetskriterier gäller (med Livsmedelsverket som tillsynsmyndighet). Vatten faller också under lagstiftningen om hälsoskydd och enligt miljöbalken har



Socialstyrelsen nu ansvar för dricksvattenkvalitet från hälsoskyddssynpunkt. Det finns likaså fastställda regler för vad, var och hur stora mängder som avloppsreningsverken får släppa ut.

Vad avgifterna för vattenförsörjning och avloppshantering beträffar befinner vi oss alltså långt från marknadsbestämda priser, eftersom både efterfrågan och utbud är kringskurna av ett antal begränsningar. Men det finns några metoder för att komma åt det ”verkliga” värdet.

Att beräkna betalningsvilja

I en planeringssituation där intressenter deltar verkar det väl långsökt att tillämpa mer vetenskapliga värderingsmetoder, men vetenskapliga studier har gjorts av speciella intressentgrupper för att ta reda på deras faktiska eller hypotetiska vilja att betala för vissa värden. När det gäller estetiska värden, mångfaldsvärden och rekreativvärden finns metoder som bygger på ekonomisk teori, där konsumenter får tala om hur mycket de är villiga att betala för att få del av ett visst miljövärde som baseras på vatten. I undersökningar av fastighetspriser har man exempelvis funnit att betalningsviljan för att bo närmare Göta Kanal (ett estetiskt värde) ökar med 20 kr per meter upp till 2 000 meter från kanalen. Med utgångspunkt från faktiska resekostnader och andra utlägg som sportfiskare har för att få utöva sitt fiskeintresse har rekreativvärden för fiske i framför allt ett antal Norrlandsälvar studerats.

Ibland är det inte möjligt att koppla ihop en handling med någon slags naturnytta eller värde. Då använder ekonomer hypotetiska metoder – man frågar människor vad de är villiga att betala för miljöförbättringar. Om det gäller ett intrång i en resurs där det finns en ägare kan man fråga efter vilken ersättning personen skulle kräva för att acceptera en försämring. Det beloppet får då tjäna som uttryck för värdet. Det kan naturligtvis diskuteras i vad mån människor faktiskt kan ta ställning till frågan om bättre vattenkvalitet i en sjö eller anläggningen av en våtmark genom att ange ett belopp i kronor. Svaren kan också påverkas av många faktorer, t.ex. hur berörd den tillfrågade personen är och vilken ekonomisk situation han eller hon lever i. Ju mer konkret och aktuell frågan är, desto lättare är det, men å andra sidan ökar risken för strategiska svar. Den tillfrågade vet ju att han eller hon med största sannolikhet inte kommer att behöva betala.

När bristfälliga verkliga och fiktiva marknader inte räcker till för att beräkna ett värde på nyttan av en viss vattenanvändning kan man tänka sig andra värderingsmetoder som har mindre förankring i ekonomisk välfärdsteori. En sådan metod är den politiska betalningsviljan, som beräknas som kostnaden för att genomföra beslutade åtgärder för att nå ett uppsatt miljömål. Då uppfattas beslutet som ett kollektivt ställningstagande och uttryck för vad målet är värt. På liknande sätt kan kostnader för att återställa ett förorenat markområde eller att ersätta en förstörd ”miljövara” få utgöra en uppskattning av det ursprungliga värdet. Här finns många

Vattentjänst

Med vattentjänst menas att man tillhandahåller uttag, uppdräning, lagring, rening och distribution av ytvatten eller grundvatten, samt insamling och rening av avloppsvatten (som senare släpps ut till ytvatten) till hushåll, myndigheter eller någon slags ekonomisk verksamhet.

Med vattenanvändning innefattas vattentjänster, men även annan verksamhet som har en väsentlig effekt på vattenkvaliteten. Att släppa ut skadliga ämnen till ett vattendrag är exempel på vattenanvändning. Användningen skall identifieras i varje vattendistrikt så att man får grepp om vattenanvändning inom olika sektorer (åtminstone inom jordbruk, industri och hushåll).

exempel på restaurering av förorenad mark, omhändertagande av gamla läckande soptippar och liknande. Uppskattningar av kostnader för att undvika eller förebygga miljöproblem kan betraktas på samma sätt: de får vara uppskattningar av ett miljövärde.

Ekonomiska analyser för prispolitik

I vattenarbetet skall man enligt vattenförvaltningsförordningen i flera olika sammanhang göra ekonomiska analyser av nuvarande och framtida sannolik vattenanvändning [1]. Först skall den ekonomiska betydelsen av vattenanvändningen bedömas för att ge en bild av det nuvarande sambandet mellan ekonomi och vattenanvändning. Därefter skall man identifiera vilka drivkrafter i samhället som leder till vilken vattenpåverkan och hur utvecklingen (lokalt, nationellt och internationellt) fram till 2015 verkar te sig [2]. Nästa steg blir att beräkna i hur hög grad den som utnyttjar vattnet också betalar den faktiska kostnaden för detta (finansiella kostnader och miljö-/resurskostnader). Syftet med detta är att förbereda prissättning av vattentjänster, enligt principen om att förorenaren betalar. Slutligen skall man genom den ekonomiska analysen kartlägga vilka styrmedel som finns nu och hur de har fungerat, vilket säger något om var framtida ekonomiska styrmedel behöver sättas in för att uppnå kostnadstäckning. Det är den prissättning och prispolitik som skall leda till att miljökvalitetsnormerna uppnås och vattenvården lyckas (vattenkvalitet och vattenkvantitet).

- Det skall göras en grundläggande ekonomisk analys inom varje vattendistrikt för att ge överblick av hur och var vatten används (i form av vattenuttag och som recipient), samt hur användningen kan komma att utvecklas framöver. Analysen skall främst göras på distriktsnivå, med särskild redovisning om fördelningen av ekonomiska verksamheter och miljöpåverkan är ojämnt fördelade.
- Åtgärdsprogrammen skall vara kostnadseffektiva och visa t.ex. vilka konsekvenserna och fördelningseffekterna blir av åtgärder inom olika sektorer (kostnad per effekt för olika åtgärder). Den kombination av åtgärder som ger lägst kostnad per effekt är mest kostnadseffektiv. Konsekvensanalyser, om ekonomiska konsekvenser och miljökonsekvenser, skall göras för alla åtgärdsprogram.
- Undantag från miljökvalitetsnormerna skall prövas på bl.a. ekonomiska grunder. Om det visar sig omöjligt att uppnå miljökvalitetsnormerna till rimliga kostnader i tid kan det bli aktuellt med en tidsfrist, d.v.s. att nå målet senare än 2015. Om det däremot visar sig att kostnaderna oavsett tidsram väsentligt kommer att överstiga nyttan med en åtgärd kan man få begära undantag från kravet på att nå miljökvalitetsnormerna.



© MARIE ERIKSSON

- Senast 2010 skall varje EU-land ha en prispolitik som styr mot resurs-effektiv vattenanvändning. Kostnadstäckning är vad principen om att förorenaren skall betala går ut på. Om det som aktör X gör (vattentjänster) påverkar möjligheterna för Y att konsumera eller producera skall X betala för sin vattenanvändning så att Y kompenseras för sin förlust. Kostnadstäckningen av vattentjänster skall spegla de verkliga kostnaderna. Syftet med prissättning av vattentjänster är att ge dem som på något sätt använder vatten tillräckliga incitament för att effektivisera resursförbrukningen och att se till att de bidrar till kostnadstäckningen för vattentjänster enligt principen om att förorenaren betalar. Därmed bidrar de till att miljö kvalitetsnormerna nås. Kostnadstäckningen skall beräknas för varje samhällsekonomisk sektor (åtminstone hushåll, industri och jordbruk) och vattentjänst. Detta kan göras på distriktsnivå.

I förordningen finns alltså en pragmatisk inställning till värderingsfrågorna. I de fall det finns marknadspriser bör de användas. Den andra vägen är att angripa frågorna från kostnadssidan: vad skulle det kosta att leverera en viss tjänst eller att nå ett miljömål? Kostnaden för att leverera tjänsten eller uppnå målet får då representera de värden man vill uppnå. Det ger en miniminivå för värdet av en miljönytta, som det är relativt lätt att beräkna. Nästa fråga är då vem som skall betala.

Vem skall betala
för god miljö?

Huvudregeln: förorenaren betalar

Enligt vattenförvaltningsförordningen skall principen om förorenarens betalningsansvar (PPP, Polluter Pays Principle) användas som huvudprincip. Det leder till frågan om vem som egentligen är förorenare och i praktiken är den frågan inte så enkel. För vissa typer av utsläpp – t.ex. industri-anläggningar och avloppsreningsverk med väl avgränsade utsläppspunkter – kan en ansvarig förorenare ganska lätt identifieras. Det är betydligt svårare med den mer utspridda, diffusa påverkan. I avrinningsområden brukar man genom källfördelningar beräkna ett antal källor till övergödning och storleken på deras bidrag. I områden med övergödningssproblem kommer de största bidragen i regel från jordbruket, därefter kommer utsläpp av avloppsvatten från både enskilda hushåll och kommunala reningsverk. Det kan också finnas industriella punktutsläpp, dagvatten från vägar och gator, och vidare en diffus luftburen belastning från hantering och lagring av stallgödsel, liksom från trafik, arbetsmaskiner och skorstenar både i närområdet och längre bort.

Det finns alltså en mycket tydlig rumslig skala vid spridning av föroreningar, alltifrån punktkällor som ger koncentrerade utsläpp i närheten av sin verksamhet till diffusa belastningskällor som det är svårt att spåra till sina respektive ursprung. Men hur skall dessa typer av belastningar

vägas och värderas gentemot varandra? Ett litet men koncentrerat utsläpp kan lokalt ställa till större skada på djur och växtlighet i sjön eller vattendraget som får ta emot utsläppet än en större diffus belastning över samma område – eller tvärtom! Det finns alltså osäkerheter både när det gäller att fastställa varifrån belastningen kommer och hur omfattande skadorna är.

Det finns också en skala i tid. I modellerna som användes i bakgrundsmaterialet till Rönneådialogerna tog man hänsyn till tidsfördröjningen mellan när diffusa utsläpp görs och när man kan konstatera effekter i miljön. Men det är inte bara den aktuella markanvändningen och avloppsreningen som spelar stor roll för vattenkvaliteten. Många sjöar har än idag näringsrika sediment från den inte alltför avlägsna tid då orenat avloppsvatten släpptes ut både från tätorter och enskilda avlopp, och då det i gödslingsrekommendationerna till jordbruken inte togs någon hänsyn till att stallgödseln också hamnade på åkern. Det finns alltså ett föroreningsarv som har uppstått på grund av okunnighet och av låg prioritering av miljöpåverkan. Det verkar knappast rimligt att dagens aktörer inom en viss sektor skall hållas personligt ansvariga för det som vi i dag betraktar som tidigare generationers försummelser. Det som har gjorts enligt tidigare gällande premisser bör inte belasta nuvarande verksamheter.



Man måste också skilja på av människan orsakad belastning och naturlig bakgrundbelastning i form av läckage från skogsmark och impediment. Då kan det visa sig att en stor del av situationen i själva verket inte går att påverka, åtminstone inte på kort sikt. Detta är ett besvärande faktum. Hur skall man motivera och styra människor till nya beteenden när de omedelbara och mätbara resultaten är så svåra att upptäcka?

Vem är förorenare?

Man kan vidare fundera över vem som egentligen är förorenare. Ett reningsverk får ta emot det vatten som kommer från anslutna hushåll, företag, butiker, skolor, sjukhus, och företag. Reningsprocesserna har utformats för att främst ta hand om fosfor, kväve och syreförbrukande material (BOD). Fosfor- och BOD-reningen är effektiv, kvävereningsgraden varierar mera.

Avloppsvatten innehåller också tungmetaller och kemikalier. Reningsverket är slutpunkten i ett va-system och innehållet i avloppsvattnet beror av vad brukarna har tillfört. Verken förutsätts kunna ta hand om vattenburna rester av den enorma mängd av olika produkter som används i det moderna samhället. Kan då alla som använder systemet skjuta över hela ansvaret till sista steget i kedjan? Många kommuner genomför kampanjer för att invånarna skall välja miljövänliga kemikalier och tvättmedel i hushållen och inte slänga olämpligt avfall i toaletten. För företag finns bestämmelser om fränskiljning av skadliga ämnen som inte får hamna i avlopp eller dagvattenbrunnar. Men det finns en skillnad mellan vad renings-tekniken kan åstadkomma till rimliga kostnader och vad som egentligen skulle behövas för att uppfylla miljömål som *Giftfri miljö* och *Levande sjöar och vattendrag*.

För ett tillverkande företag är situationen något annorlunda. Den som erbjuder en vara eller en tjänst kan styra produktionsprocessen och åtminstone i teorin välja att tillverka eller sälja en mera miljövänlig produkt eller utveckla en mer miljövänlig produktionsteknik. Också här är dock brukarens, d.v.s. konsumentens medverkan viktig. Utan efterfrågan på sådana produkter och tjänster kommer de inte att skapas, åtminstone inte med mindre än att andra och mera miljöskadliga alternativ förbjuds.

När det gäller diffusa utsläpp från trafik är trafikanternas ansvar lika oklart som konsumenternas. Skall man skylla på den enskilda föraren eller flygpassageraren eller på dem som designar och bygger fordon och flygplan på ett sätt som gör att dagvatten förorenas och kväveoxider sprids i luften? Och i vad mån ligger problemen på en högre nivå, hos politiker och företag som fattar besluten om förutsättningarna för samhällets utveckling? Samma resonemang kan gälla för den del av belastningen som kommer från jordbrukssektorn. Lantbrukarna har ofta känt sig utpekade som miljöbovar, men är nog trots allt den grupp som mest har tagit till sig nya handlingsmönster.

Enskilt eller kollektivt ekonomiskt ansvar?

Spontant och intuitivt verkar det rättvist att en förorenare betalar för den miljöskada han eller hon orsakar, men som synes är det inte alldeles klart hur stort ansvar man kan lägga på en enskild aktör.

Det finns både praktiska och ideologiska synpunkter på hur bördan skall fördelas. För vissa typer av diffusa föroreningar går det inte att hitta enskilda källor, åtminstone inte med rimliga administrativa och ekonomiska insatser. Därför anses exempelvis omhändertagande av dagvattnet i tätorter som en gemensam kommunal angelägenhet som bekostas av va-kollektivet och samordnas med reningen av avloppsvatten. Här finns en koppling till den kommunala sektorns domäner där vattenförsörjningen och avloppshanteringen ordnas kollektivt. Betalningen sker med individuella avgifter, som vanligen åtminstone till en del baseras på kundernas vattenförbrukning. Villaägare har normalt vattenmätare. I hyreshus är oftast va-kostnaderna inbakade i hyran, men nu finns en trend mot ökad mätning i enskilda lägenheter för att göra konsumenterna medvetna om förbrukningsmönstren. Framför allt handlar det om att spara energi genom att minska varmvattenförbrukningen. Om hyresgästerna inte längre uppfattar varmvatten som något som de får gratis så sjunker förbrukningen. Vid renoveringar är det vanligt att man inför resurssnålare teknik. Badkaren byts mot duschar och snålspolande toaletter, ibland med urinseparering, installeras.

När det gäller jordbrukssektorn är det tydligt att de enskilda företagen är mycket starkt bidragsstyrda genom EU:s gemensamma jordbrukspolitik. Djurhållning och växtodling inordnas i regelverk med få frihetsgrader. Från samhällets sida finns dessutom förväntningarna att jordbrukssektorn skall bidra till en levande landsbygd med biologisk mångfald och bevarande av kulturarvet. Regeringen har dessutom satt upp målet att 20 procent av arealen skall användas för ekologisk odling, trots att miljöeffekterna av detta är omtvistade. Till jordbrukarna i södra Sverige har det under de senaste åren riktats intensiva informationskampanjer från hushållningssällskapen och kampanjen Greppa Näringen för att minska läckaget av växtnäringsämnen. De flesta jordbrukare får nog anses vara väl informerade om vad de bör göra, samtidigt som många av dem har en pressad ekonomi. Om samhället utöver att kräva god vattenmiljö också ställer krav på andra miljötjänster är det rimligt att jordbrukssektorn får kompensation för detta. En allmänt god miljö är inte bara ett ansvar för jord- och skogsbrukare.

På den riktigt stora skalan blir förvaltningen av de globala allmänningarna luft och vatten en fråga för nationella och internationella organ. Regler för användningen av Östersjön eller luftmassorna över Sverige måste hanteras gemensamt på rätt skala. Personligt ansvar bör utkrävas, men den som är ansvarig måste ha en reell möjlighet att vidta åtgärder som leder till målet. Om inte det går måste åtgärderna finansieras på annat sätt.

Rättvisa eller kostnadseffektivitet?

Inom vart och ett av Sveriges fem vattendistrikt skall man senast till år 2009 se till att ett åtgärdsprogram upprättas för distriktet. Betalningsansvaret kommer att vara en av de frågor som man genom analys- och samrådsprocessen kring utformningen av åtgärdsprogrammet skall försöka besvara. Finansieringen av åtgärderna blir en del av hela programmet och måste därför bestämmas som en del av hur man lägger upp sitt arbete för att nå målen. Som tidigare nämnts skall åtgärdsprogrammen vara kostnadseffektiva, d.v.s. åtgärder skall kombineras så att den önskade effekten uppnås till en så låg kostnad som möjligt. Den ekonomiska analysen spelar en viktig roll i arbetet med att utforma sådana åtgärder, eftersom analysen möjliggör en jämförelse av kostnad per effekt för olika åtgärder när man eftersträvar att nå god vattenstatus. Alternativen kan rangordnas och den kombination som ger lägst kostnad per effekt är mest kostnadseffektiv. Senast 2010 skall det finnas en prispolitik som styr mot en resurseffektiv vattenanvändning.

Tanken är att åtgärderna skall stimulera till en kostnadseffektiv vattenanvändning – vattnet skall användas så att det ger mest nytta till lägsta kostnad. I detta ligger en viss motsättning till PPP. Om PPP kan ses som en rättvis princip är kostnadseffektivitet en ekonomiskt rationell fördelning, där åtgärder skall göras med mesta möjliga effekt på satsad krona. Det ligger i samhällets intresse att pengar och andra resurser används på bästa sätt. Om det exempelvis finns mycket gott om vatten i ett område vore det kanske inte nödvändigt för en liten tätort att satsa på höggradig avloppsrening; utspädningen kan bli stor nog ändå för att vattenkvaliteten skall vara godtagbar. Sådana exempel skulle man kunna hitta i norra Sverige. Nu har de flesta orter ändå höggradig rening av avloppsvatten på grund av en tidigare generell va-politik, som är grundad på reglering av halterna i det vatten som släpps ut från avloppssystemet. Med det fokus på själva vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag som nu finns i den nya vattenförvaltningen skulle en annan bedömning ha varit möjlig.

Redan nu finns med stöd av miljöbalken exempel på olikheter utsläppsvillkor. Den som har en verksamhet i ett känsligt område kan åläggas strängare krav än den som har tåligare sjöar, vattendrag eller kustvatten som recipienter. I åtgärdsprogram som går ut på kostnadseffektiva åtgärder förutsätts omfördelningar både inom och mellan sektorer och företag eller reningsverk inom ett avrinningsområde eller ett delavrinningsområde. Här kan man i teorin tänka sig ett system med utsläppsrätter som kan byta ägare. En jordbrukare som anlägger en våtmark och till en låg kostnad minskar utsläppen av fosfor eller kväve skulle kunna sälja denna rättighet till någon annan som har större kostnader för att ta bort samma mängd näringsämnen. För att en sådan marknad skall fungera krävs en handelsplats, där köpare och säljare kan mötas. Detta kan enkelt ordnas på webben, men den kanske oöverstigliga svårigheten ligger i att mäta upp

och dela ut utsläppsrätter. Med en fungerande samverkan och tillit i en samverkanssituation kan det emellertid bli möjligt.

Medan principen att förorenaren skall betala kan sägas fungera överallt (med nämnda reservationer) blir skalan återigen viktig när man skall diskutera vad som är kostnadseffektivt. I Rönneåstudien blir det skillnader beroende på skalan i problemformuleringen och på vilka substanser som är i fokus. På Ringsjöskala gällde frågan främst fosfor, och då blir den kostnadseffektiva åtgärds kombinationen en annan än då vi ser på hela Rönneåns avrinningsområde och möjligheterna att reducera kväve på billigaste sätt. Det finns inga självklara eller vetenskapliga regler för hur den geografiska avgränsningen skall se ut. Den måste bli en bedömningsfråga för vattenmyndigheten att ta ställning till.

Ekonomiska styrmedel

Marknaden fungerar alltså dåligt för de ekosystemtjänster som människan kommer i åtnjutande av genom yt- och grundvattenresurser. Ekonomiska styrmedel är ett sätt att korrigera priserna, så att även miljöskador som drabbar tredje man eller ekosystemen i allmänhet bakas in i priset. Vissa beteenden kan också gynnas genom bidrag och subventioner.

Populärt brukar man tala om ekonomiska styrmedel som piskor och morötter. Piskor verkar avskräckande och morötter stimulerar. Man brukar tala om fem olika typer av ekonomiska styrmedel:

- skatter och avgifter (taxor)
- subventioner och bidrag
- föroreningsmarknader
- panter
- miljöböter.

De ekonomiska styrmedlen är nära knutna till olika värden eller nyttigheter förenade med en viss vattenanvändning. Även skapade marknader, som är en institutionell lösning, brukar räknas till de ekonomiska styrmedlen.

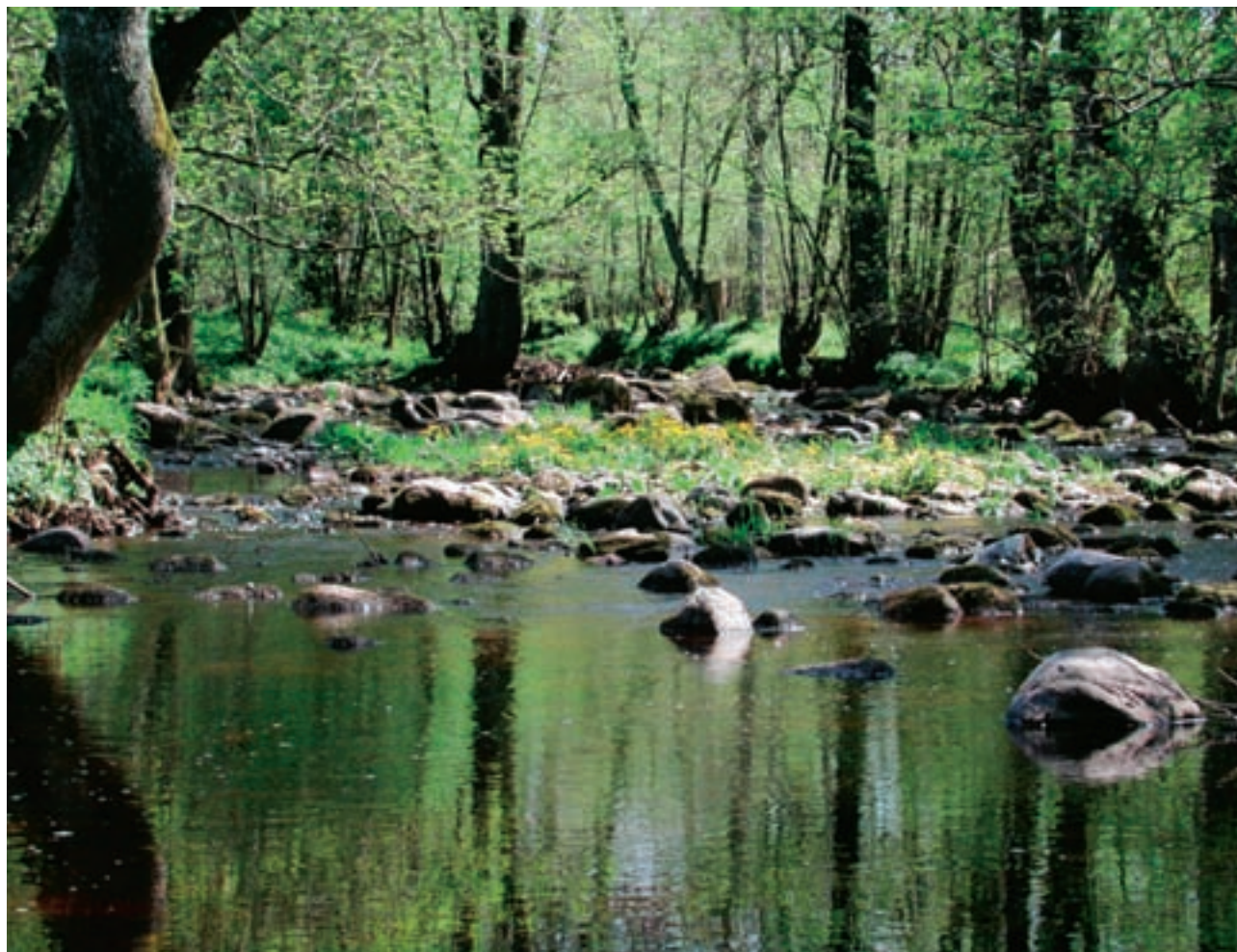
Avgifter och skatter

För att ett avgiftssystem skall fungera väl krävs det att alla som påverkar eller utnyttjar vattnet ingår, att det inte finns utrymme för gratisåkare, d.v.s. brukare som kan komma undan att betala. Vidare skall avgifterna, i proportion till erhållen nytta, återföras till dem som betalar. Det bör också finnas data som gör det möjligt att kontrollera om avgifternas storlek ligger på rätt nivå. Avgifterna är alltså bundna till en viss prestation. Man betalar för något och pengarna går till att leverera denna vara eller tjänst.

Det som i vattenförvaltningsförordningen kallas vattentjänster är alla tjänster som gör att hushåll, myndigheter eller någon slags ekonomisk verksamhet får rent vatten för konsumtion eller får förorenat vatten omhändertaget. Vattentjänster är således uttag, uppdämning, lagring, rening

och distribution av ytvatten eller grundvatten samt insamling och rening av avloppsvatten som senare släpps ut till ytvatten. Kostnadstäckningen av vattentjänster skall spegla de verkliga kostnaderna, vilket omfattar finansiella (företagsekonomiska) kostnader men också mer svåråtgångade kostnader som miljö- och resurskostnader. Syftet med prissättning av vattentjänster är att ge dem som på något sätt använder vatten tillräckliga incitament för att effektivisera resursförbrukningen och att se till att de bidrar till kostnadstäckningen för vattentjänster enligt principen om att förorenaren betalar.

Tillgången till vatten i hushåll, institutioner och företag har ett tydligt användarvärde. Därmed finns ett marknadsvärde som skulle kunna bestämmas av tillgång och efterfrågan på företagsekonomiska grunder. Av sociala skäl har vi emellertid en lagstiftning som säger att de avgifter som får tas ut endast får täcka säljarens kostnader.



På en fri marknad skulle efterfrågan på avloppsrening förmodligen inte vara lika stor som efterfrågan på dricksvatten, men genom att kombinera dessa tjänster fungerar avgiftssystemet för båda tjänsterna. Genom avgifterna (taxorna) har kommunerna i princip ett instrument för att reglera trycket på resurserna i önskvärd riktning, men detta begränsas genom valagen. Man kan tillägga att i Sverige är va-taxorna relativt låga och utgör bara några få procent av hushållens utgifter. I det läget är vattenförbrukningen inte särskilt känslig för prisändringar och de stora vattenförbrukarna utanför hushållssektorn har i allmänhet egna vattentäkter. Eftersom tillgången på vatten är god, med undantag för några områden i sydöstra Sverige och i vissa skärgårdsområden, saknas i de flesta fall viljan att minska förbrukningen.

Kommunerna har tekniska anläggningar som är anpassade till vissa volymer och om flödena sjunker kan det uppstå tekniska problem i anläggningarna. Sett på längre sikt måste systemen förnyas och då skulle ny kretsloppsteknik med urinseparering kunna medföra minskad belastning av näringsämnen på vattendragen. Om detta kan göras med hjälp av avgifter är dock tveksamt. Investeringsbidrag till renoveringar i flerfamiljshus och till enskilda hushåll är sannolikt mera kraftfullt för att styra mot mindre miljöbelastning.

Skatter är inte öronmärkta på samma sätt som avgifter, utan fungerar som finansieringskällor i statsbudgeten. Skatter kan, liksom avgifter, införas på flera ställen i kretsloppen. De kan läggas på ingående råvaror, på produkter och på restprodukter (avfall) och används när ett eller flera av kriterierna för avgiftsbeläggning saknas. När det gäller diffus belastning är det svårt både att individuellt identifiera källorna till läckage av näringsämnen och att bestämma korrekta avgiftsnivåer. För att minska jordbrukets föroreningsbidrag valde statsmakten att lägga på en avgift per kg fosfor och kväve i handelsgödselmedel, något som sedermera har omvandlats till en skatt på kväve och kadmium i dessa produkter (kadmium är en förorening i vissa fosforgödselmedel).

Miljöskatten på handelsgödsel har fungerat väl från administrativ synpunkt, men priselasticiteten i efterfrågan har varit låg. Efterfrågan har alltså inte påverkats i någon högre grad och för att få någon avgörande effekt skulle skattesatsen behöva vara avsevärt högre. Världsmarknadspriser på produkterna och priser på andra insatsvaror spelar en större roll. Det finns inte heller något entydigt samband mellan handelsgödselanvändning och läckage av näringsämnen från åkermark. Skatter är politiskt känsliga instrument och eftersom det svenska jordbruket är inordnat i EU:s gemensamma jordbrukspolitik är det nationella handlingsutrymmet snävt.

Bidrag och subventioner

Inom jordbrukssektorn har de mest framträdande styrmedlen varit olika former av bidrag: arealersättningar, investeringsstöd, stöd till ekologisk

odling, bidrag till våtmarker och småvatten, skyddszoner vid vattendrag, bidrag till odling av fånggrödor och vall och miljöstöd till åtgärder för att bevara biologisk mångfald och kulturmiljövärden. Det är svårt att utvärdera enskilda stödformer, eftersom de har förekommit i ett otal kombinationer och ofta under kort tid. Tillförlitliga data om effekterna av enskilda åtgärder saknas.

EU:s jordbrukspolitik har reformerats och bl.a. har man frikopplat jordbruksstödet från produktionen. Jordbrukare får inte längre mer stöd-pengar ju mer de producerar, utan i stället är stödet kopplat till storleken på odlingsarealen (gårdsstöd). Arealersättningarna regionaliseras, vilket innebär att inom en region utgår ett enhetligt stöd till all åker, betes- och ängsmark. Det långsiktiga målet med den gemensamma jordbrukspolitiken är att minska subventionerna till jordbruket och få en mera marknadsstyrd produktion utan kostsam överproduktion. Bidragen kommer även i fortsättningen att svara för en väsentlig del av jordbrukarnas inkomster, men medlemsländerna har nu en högre grad av nationellt inflytande när det gäller fördelning av bidragen.

Från samhällsekonomisk synpunkt kan det vara tveksamt att använda subventioner och bidrag. Om gamla miljöstörande verksamheter subventioneras, till exempel odling av en gröda som orsakar stora förluster av näringsämnen, kan resursfördelningen snedvridas på bekostnad av andra mer miljövänliga verksamheter. Ett annat men från övergödningssynpunkt positivt exempel är anläggningen av våtmarker, som ju förutom kväverening har sådana positiva effekter som att gynna biologisk mångfald liksom att ge möjligheter till rekreation. För att skydda värdefulla vatten är subventioner (förutom lagstiftning) en bra möjlighet, eftersom en fri exploatering av omgivningen skulle förstöra det man ville skydda. Miljöstöden till jordbruket är kompromisser, som syftar till att möjliggöra nyttjande av användarvärdena, fast på ett skonsammare sätt.

Marknadslösningar

Subventioner har ett moment av frivillighet – man måste inte utnyttja dem, men samtidigt brukar vädjandet till den egna plånboken vara effektivt. Därför är bidrag av olika slag omtäckta. Subventioner leder dock vanligen inte till någon optimal användning av resurser, eftersom det inte riktigt går att bestämma i förväg hur stor utsläppsminskningen kan bli.

Det kan man däremot åstadkomma med en marknadslösning som innehåller handel med utsläppsrättigheter. Sådan handel är etablerad för koldioxidutsläpp och motsvarande tanke förs fram i vattendirektivet för utsläpp till vatten.

För att etablera en marknad för handel med utsläppsrätter krävs dels en geografisk avgränsning av det område inom vilket handel skall gälla, dels att man bestämmer en utsläppsnivå för detta område. En ansvarig myndighet fördelar den tillåtna mängden på ett antal utsläppsrättigheter och

dessa tillstånd delas ut till de berörda aktörerna. Den som på ett enkelt och billigt sätt kan rena sina utsläpp kan sedan sälja sina utsläppsrättigheter till någon som har högre marginalkostnader eller vill utöka sin produktion. För att handeln skall kunna fungera krävs också en administration för att skapa och övervaka marknaden. Förespråkarna för detta system anser att dessa kostnader inte behöver bli särskilt stora och hänvisar till handeln med koldioxidutsläpp.

Men det finns väsentliga skillnader mellan utsläpp till luft och utsläpp till vatten. Det stora problemet ligger i svårigheterna att mäta vad som släpps ut. Diffust läckage av växtnäringssämnen är en dominerande del, men också en del som inte går att mäta eller ens beräkna på ett oomtvistligt sätt. För punktkällor som skorstenar och avloppsrör är det möjligt att få tillfredställande mätresultat, men en marknad som bara skulle komma att omfatta högst hälften av alla källor är knappast meningsfull. För att inte transaktionskostnaderna skall bli för stora krävs en god volym på handeln. Därtill kommer möjligheterna att fuska; övervakningen av tillstånden skulle bli en annan stötesten.

Sammantaget måste tanken på överlåtbara utsläppsrätter anses som ganska utopisk när det gäller att minska övergödningen. Deltagarna i Rönneåstudien var inte heller särskilt entusiastiska inför handel med utsläppsrätter, med hänvisning till svårigheterna att mäta vad som faktiskt kommer från varje enskild gård. Man skulle i så fall få utgå från modellerade värden och sådana bedöms inte som tillräckligt tillförlitliga.

Panter och miljöböter

Panter är knappast aktuella som styrmedel för att minska övergödningen. Miljöböter, eller miljöskattavgifter är möjliga medel för att i efterhand bestraffa ett miljöskadligt beteende. Som styrmedel kan de tänkas verka avskräckande, men då gäller det att de förväntade bötesbeloppen är tillräckligt höga för att brotten inte skall löna sig.

Vatten och hållbar utveckling

Det finns, som sagt, inga absoluta definitioner på hur en hållbar utveckling skulle se ut, vare sig det handlar om socioekonomiska system eller påverkan på de ekologiska systemen. Det borde emellertid gå att förbättra vattenhanteringen på marginalen och därmed förhoppningsvis bidra till en hållbarare utveckling.

I ekonomiska sammanhang brukar man då tala om en samhällsekonomisk beräkning, som kan bygga på tre underkriterier:

- Vattenhanteringen ska vara ekonomiskt lönsam och kostnadseffektiv på lång sikt (ekonomisk hållbarhet)
- Vattenresurserna får inte överutnyttjas. Det gäller både uttag av råvatten och belastning på recipienter (ekologisk hållbarhet)

- Människor skall uppleva en lika bra eller bättre välfärd år 2020, eller 2050, jämfört med nuet (social hållbarhet)

Här har vi främst sett på vatten ur ett företagsekonomiskt perspektiv och jämfört med andra varor och tjänster, enligt det första av ovanstående kriterier. Som framgått haltar den jämförelsen en hel del. Det är svårt att fastställa det ”rätta” priset och de styrmedel som finns för att korrigera marknadens ofullkomligheter är många gånger ganska trubbiga. Men trots allt, genom att försöka ta in mer av ekologiska och sociala värden (det andra och tredje av kriterierna ovan), närmar vi oss en mer hållbar utveckling. På så sätt blir ekonomi ett komplement till människors kunskap och engagemang.

Referenser

- [1] Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. SFS 2004:660
- [2] Löwgren, M. (2004): Drivkrafter och påverkansfaktorer i vattensektorn. Ett verktyg för prognosmakare. VASTRA och Naturvårdsverket.
- Arhemier, B., Löwgren, M., Pers, B. C., och Rosberg, J. (2005): Integrated Catchment Modeling for Nutrient Reduction: Scenarios Showing Impact, Potential and Cost of Measures. *Ambio* 34(7): 513-520.
- Bergman, L. (red.) (1989): Värdera miljön! SNS Förlag.
- Jöborn, A., Danielsson, I., Arheimer, B., Jonsson, A., Larsson, M. H., Lundqvist, L. J., Löwgren, M. och Tonder-ski, K. (2005): Integrated Water Management for Eutrophication Control: Public Participation, Pricing Policy and Catchment Modeling. *Ambio* 34(7): 482-488.
- Lundqvist, L. J., Jonsson, A., Galaz, V., Löwgren, M. och Alkan Olsson, J. (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitel 22.
- Löwgren, M., Hjerpe, M., Kranz, H. och Frykblom, P. (2002): Kostnader och konflikter vid anläggandet av våtmarker: I: Sundblad, K. (ed). Värdefulla våtmarker: skapande och nyttjande. VASTRA Report 3
- Löwgren, M. (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitlen 13-15.
- Löwgren, M. (2005): The Water Framework Directive: Stakeholder Preferences and Catchment Management Strategies – Are They Reconcilable? *Ambio* 34(7): 501-506.
- Mattson, B. (1988): Samhällsekonomiska kalkyler
- Nordström, L. (1938, omtryck 1984): Lort-Sverige. Sundsvall: bokhandeln Tidsspegeln.
- Sundberg, S. och Söderqvist, T. (2004): The economic value of environmental change in Sweden. A survey of studies. Rapport 5360. Naturvårdsverket.



Engagera sig i vattenfrågor

– varför, hur och vem?

ANNA JONSSON OCH LENNART J. LUNDQVIST

Två saker är av största vikt för att nå framgång i vattenarbetet. Dels måste man se till att det blir effektivt, dels måste det uppfattas som legitimt av alla berörda.

För att kunna nå målet om god vattenkvalitet krävs stora omställningar för att vattenarbetet skall kunna organiseras i enlighet med principerna i vattendirektivet och, för svensk del, nu i vattenförvaltningsförordningen. Den nya organisationen i Sverige, med fem vattendistrikt som täcker fem huvudsakliga avrinningsområden, motiveras av effektivitetskravet. Den bryter däremot mot den gängse politisk-administrativa uppdelningen av landets territorium, vilket leder till frågan hur den nya vattenförvaltningen skall kunna legitimeras hos alla berörda på olika samhällsnivåer.

Deltagande och samverkan på alla nivåer har i skiftande ordalag getts en viktig roll i planeringen av det framtida vattenarbetet. Det man kan säga är att den nya vattenförvaltningen ger stora möjligheter att gemensamt arbeta för en bättre skötsel av gemensamma vattenresurser.

Här ges alltså en chans att förbättra både vårt sätt att förvalta naturresurser och funktionen av vårt demokratiska system. Men hur? Vilka frågor och/eller problem kan dyka upp under processens gång? Utifrån tidigare kunskap och egna erfarenheter från Rönneå diskuterar vi vilka problem och dilemman som kan komma att uppstå och möjliga sätt att hantera dem.

**Allas och ingens vatten –
allmänningens dilemma
och tragedi**

Det mest grundläggande problemet med vattensamverkan har att göra med vattnets karaktär som resurs. Avrinningsområden, sjöar och vattendrag är typiska exempel på det som kallas allmänningsresurser. Olika intressenter/brukare kan utnyttja och påverka resursen som flöden av olika nyttigheter, t.ex. fiske, bad och friluftsliv, bevattning och avvattning av markområden, eller exploatering av vattenkraft. Samtidigt har ingen enskild intressent eller brukare full kontroll över eller fullt ansvar för vat-

tenresursen som helhet. Varje gång en enskild brukare tar enheter från vattenresursen och påverkar det aktuella vattnet för att tillgodose just sitt anspråk på vattentjänster påverkas andras möjligheter att nyttja vattnet, eftersom vattnet som helhet sprider effekterna av denna påverkan till alla andra intressenter. Det betyder i sin tur att om en enskild brukare aktivt vårdar en del av vattendraget, t.ex. genom att bygga en våtmark för att motverka eutrofiering, kan den brukaren inte utestänga andra intressenter från att dra nytta av den kvalitetshöjning av vattendraget i sin helhet som åtgärden leder till.

När flera intressenter söker tillgodose olika anspråk på en allmänning-resurs finns alltså vissa hinder för samarbete och samverkan. Detta brukar betecknas som allmänningens dilemma. På kort sikt ter det sig lönsamt för en enskild brukare att försöka öka sin nytta genom att öka sitt bruk av allmänningen. Samtidigt är det inte lockande för en enskild intressent att förbättra resursen, eftersom andra då drar nytta av sådana åtgärder utan att själva behöva bidra.

Sett i ett längre perspektiv skulle de flesta brukare tjäna på att samarbeta på en nivå som den gemensamma resursen långsiktigt tål, men de kortsiktiga vinsterna av ett ökat eget bruk av nyttighetsflödet innebär att ingen självmant satsar på åtgärder för att nå långsiktig uthållighet för resursen som helhet. Om alla intressenter kring allmänningen fortsätter att handla på det sättet, slår till slut den sociala fällan igen: Alla blir på lång sikt förlorare i det som med en ödesmättad term kommit att kallas allmänningens tragedi [1].

På teoretiska grunder har främst ekonomer hävdad att allmänningens dilemma inte har någon hållbar lösning. Enskilda vattenbrukare söker kollektiva lösningar bara om de anser att de egna fördelarna av samverkan överväger de ökade kostnader och besvär som det innebär att försöka enas kring och genomföra ett kollektivt åtagande. Rationellt tänkande brukare finner det annars mest fördelaktigt att åka snålskjuts på de övrigas ansträngningar och bekostnad, särskilt om den berörda aktörgruppen är stor ("När min andel är liten, märks det ju ändå inte!"). Omvänt innebär det att ju mindre brukargruppen är, desto mer synligt blir den enskilde brukarens agerande. Då ökar också de sociala kostnaderna för snålskjutsen så att de kan överväga den rent ekonomiska vinsten av att söka komma undan medansvaret för allmänningens skötsel.

Även om en grupp av vattenbrukare skulle komma fram till att man måste samarbeta kring allmänningen som helhet för att de olika gruppmedlemmarnas bruk av olika nyttighetsflöden skall kunna fortsätta på längre sikt, krävs en process av kunskapsinhämtning och bearbetning, diskussion och förhandlingar för att nå gemensamt godtagbara lösningar. Den processen kostar (transaktionskostnader), eftersom den kräver såväl tid som andra resurser och även leder till uteblivna intäkter från annan användning av aktörens resurser.



© RICHARD NILSSON

Åtta regler för stabil samverkan

För att överhuvudtaget nå fram till ett gemensamt åtagande måste aktörerna uppfatta att vinsterna från samordningen är klart större än transaktionskostnaderna för en gemensam lösning på allmänningens dilemma. Ju mindre gruppen av brukare är, och desto mer lika deras intressen av nyttighetsflödena är, desto lägre blir dessa transaktionskostnader för att nå samordning. Och omvänt – ju större brukargrupp, och ju mer olika de enskilda brukarnas resursanspråk och utnyttjande är, desto större blir kostnaderna för att överhuvudtaget komma fram till kollektiva lösningar på allmänningens sociala dilemma. Det betyder också att samverkan och samarbetslösningar blir svårare att skapa, legitimera och få effektiva ju större allmänningen är, d.v.s. ju högre upp i vattenarbetets organiseringsnivåer vi befinner oss.

Den ekonomiska teorin kan tyckas obönhörlig i sina slutsatser. Det kan ju verka som om strikt rationalistiskt handlande enskilda brukare i en allmänningssituation inte skulle kunna bli överens om någon långsiktigt fungerande samverkanslösning för att vårda resursen så att den blir hållbar.

Allmänningens tragedi behöver emellertid inte innebära en självklar slutpunkt. Sannolikheten att rationellt handlande individuella brukare skall finna det fördelaktigt att organisera sig för att i samverkan utnyttja en gemensam vattenresurs påverkas av

- hur många som vill bruka den gemensamma resursen,
- hur synligt och för andra uppenbart den enskilde brukaren använder den gemensamma resursen,
- hur starka anspråk på eller stort beroende brukaren har av den gemensamma resursen
- om det finns tydliga ömsesidiga beroenden mellan olika brukare som gör det fruktlöst för en enskild att själv verka för att bibehålla produktiviteten hos den gemensamma resursen
- hur stora transaktionskostnaderna blir för att komma fram till beslut som innebär en för alla godtagbar lösning.

Trots alla teoretiska förutsägelser om motsatsen finns många exempel från verkligheten på att man har hittat sätt som fungerat stabilt över lång tid att organisera samordnad skötsel och nyttjande av allmänningsresurser – framför allt när de sociala snålshetskostnaderna överstiger samarbetskostnaderna. Enskilda brukare blir också mer villiga att samverka för att upprätthålla en gemensam resurs om de uppfattar andras samarbetsvilja som trovärdig. För att bli trovärdiga måste brukarna vara beredda att underkasta sig övervakning och kontroll, vilket underlättas om det från början finns en social tillit mellan olika brukare av samma resurs.

Statsvetaren Elinor Ostrom har fascinerats av att det utifrån teorier om rationellt handlande förefaller omöjligt att finna lösningar på sociala

dilemman med utgångspunkt från brukarna. På grundval av studier av en mängd framgångsrika exempel på stabila samverkanslösningar på allmänningens dilemma har hon formulerat åtta villkor för att lyckas [2, 3].

- **Klart definierade gränser:** Det skall vara klart var gränserna går både för allmänningsresursen och för de aktörer som har ”rätt” att nyttja resursen och nyttighetsflödena i den.
- **Överensstämmelse mellan regelsystem och lokala förhållanden:** Reglerna för uttag ur resursen (när, var, hur mycket) skall vara knutna till lokala egenskaper hos allmänningen och till regler för hur resursen skall skötas (insats av arbete, pengar och andra resurser till det gemensamma).
- **Allomfattande beslutsprocesser:** De brukare som påverkas av reglerna för resursuttag och skötsel skall ha rätt att delta i besluten om ändringar av dessa regler.
- **Ömsesidig övervakning:** De som övervakar och kontrollerar dels beteendet hos dem som brukar resursen, dels tillståndet i den gemensamma resursen, skall själva vara brukare och/eller ha sitt uppdrag från alla brukare.
- **Anpassade sanktioner:** Brott mot de gemensamma reglerna skall bestraffas med utgångspunkt från hur allvarligt brottet är och vilka omständigheterna är kring regelkränkningen. Övriga brukare eller någon som fått uppdraget och är ansvarig inför övriga brukare skall se till att bestraffningen verkställs.
- **Mekanismer för konfliktlösning:** Alla brukare och av dem utsedda förtroendemän skall enkelt ha tillgång till lokala beslutsarenor för att sinsemellan gemensamt lösa problem och konflikter.
- **Förenings- och beslutsrätt:** Politiska instanser på central, regional och lokal nivå skall tillåta brukarna att formulera egna regelsystem och brukarna själva skall se till att reglerna efterlevs.
- **Sammanvävda strukturer:** Resursuttag, insatser för resursskötsel och förbättring, övervakning av beteenden, konfliktlösning samt beslut om stadgar och mål är organisatoriskt inlemmade i flera av varandra beroende beslutsnivåer, från den lokala till den nationella.

De flesta av Ostroms exempel på lyckade lösningar gäller små, huvudsakligen ”enbruksallmänningar”, t.ex. gemensamma fisken och bevattningssystem. Brukarna konkurrerar visserligen om resursen, men är också bundna med långsiktiga och likartade intressen och har dessutom små möjlighet att lämna den kollektiva resursen för att skaffa sig alternativ utkomst. En sådan småskalig och socialt tämligen speciell omgivning ska-

par förutsättningar för den ömsesidiga förståelse och tillit som minskar transaktionskostnaderna och därmed gör samverkan lättare. Det betyder att det går att hitta samverkanslösningar på den allra lägsta, superlokala nivån – t.ex. kring smärre sjöar och vattendrag – om man arbetar med rätt sorts deltagandeprocesser eller styrmedel.

... men sätter dagens regler och maktstrukturer stopp?

Samtidigt visar Ostroms villkor för självreglerande organisatoriska lösningar, initierade av brukarna själva, också var svårigheterna ligger. De åtta villkoren måste därför ses i ljuset av de ytterligare krav som ställs på fungerande, helst interna självreglerande lösningar för att brukare och intressenter med olika och rivaliserande anspråk på en gemensam resurs i en större allmänning skall vilja och kunna samverka.

Både små och större vattenområden är exempel på resurser som är föremål för mångsidig och ofta rivaliserande användning. Brukarna är ingen homogen grupp, vare sig i sitt kortsiktiga bruk av nyttighetsflödena och långsiktiga beroende av den gemensamma vattenresursen eller i individuella makt- och beslutsresurser.

I vattenarbetet kommer därför särskilt villkoret om sammanvävda strukturer in. Samverkan och samarbete på olika nivåer för att legitimera vattenvårdsinsatser måste vara ömsesidigt tillpassade varandra för att vattenarbetet ska bli effektivt.

Låt oss börja i huvudavrinningsområdet, nyckelnivån i den nya svenska vattenorganisationen,. På den nivån finns erfarenheter av vattenarbete sedan 1950-talet, när man började bilda vattenvårdsförbund och vattenvårdskommittéer för att komma till rätta med de alltmer akuta föroreningsproblemen i sjöar och vattendrag (se nedan). Kommuner, länsstyrelser, industrier, jordbruksorganisationer m.fl. insåg tidigt behovet av samordning tvärs över kommunala gränser för att skapa effektiva lösningar. Men trots viljan att aktivt arbeta med vattenvård och trots att kvaliteten på vattenresurserna försämrats är det få av förbunden och kommittéerna som har förmått vidga sina uppgifter från övervakande mätningar av olika parametrar till direkta åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten [4].

Varför har man på avrinningsområdesnivå inte nått längre i arbetet med gemensamma åtaganden? Svaret är viktigt med tanke på den roll sådan samverkan nu tillmäts i den svenska vattenförvaltningen. Av undersökningar från 1990-talet framgår att det i bakgrunden funnits en brist på politisk vilja, men främst tycks svårigheterna ha att göra med vad som ligger i villkoret om ”sammanvävda strukturer” för att kunna bredda omfattningen och verkningsgraden på sådan samverkan.

Kommunerna har t.ex. inte ansett sig ha råd att ge mer resurser till samarbetsorganen. Genom sitt i praktiken monopol över den fysiska resursplaneringen inom sitt territorium har kommunerna knappast heller varit politiskt intresserade av att lämna över något av denna makt till sam-

verkansorgan för vattenvård. Industrierna har genom sina utsläppstillstånd, beslutade av miljödomstolar eller motsvarande, ålagts att mäta och dokumentera utsläpp och effekter på vattnets kvalitet, men därutöver inte haft några skyldigheter i gemensamma vattenvårdsfrågor.

Sammanflätningen i denna institutionaliserade maktstruktur har alltså i praktiken fungerat som ett hinder. Den har inte gett aktörerna i ett avrinningsområdet så mycket beslutsrätt som skulle ha behövts för att få tillstånd ett utvidgat vattenvårdssamarbete.

Därtill kommer själva skalan för samarbetet och vad som utmärker de grupper som skulle behöva dras in för att göra vattenarbetet effektivt. Här spelar transaktionskostnaderna en viktig roll. När så olika vattenintressenter som kommuner, industrier, jordbruksrepresentanter och miljöorganisationer, ofta långt ifrån och med liten kännedom om varandra, skall komma överens om regler för ambitionsnivå, kostnadsfördelning och beslutsfattande i en samarbetsorganisation, krävs långa och ofta kostsamma förhandlingar.

Möjligheterna att genom sådana förhandlingar komma fram till en för alla godtagbar ambitionsnivå i vattenarbetet blir klart beroende av vilka som skall samverka. Aktörer som förorenar mycket i relation till de möjliga fördelar de kan vinna genom en förbättring av vattenkvaliteten kan förväntas vilja hålla ambitionsnivån i samverkan (och därmed sina kost-



nader) nere. Så resonerar också uppströms liggande intressen. Det motsatta kan förväntas gälla för intressen som inte förorenar mycket, men som skulle få stora fördelar av bättre vattenkvalitet, liksom intressen nedströms.

Det finns alltså en uppenbar intressekonflikt kring ambitionsnivån, även om parterna genom sin bundenhet till avrinningsområdets vattenresurser finner sig ha ett gemensamt intresse av att nå en uppgörelse. Därtill har de förhandlande parterna sällan fullständig information om vad övriga intressenter vill och hur mycket andra är beredda att offra för att uppnå sina mål. Ju fler legitima intressenter det finns, och ju mer åtskilda och/eller rivaliserande deras anspråk är, desto svårare blir detta problem att lösa.

Även om man kan enas om ambitionsnivån så återstår frågan om kostnadsfördelningen mellan parterna. En del kanske vill fördela lika, andra efter hur mycket aktörerna belastar den gemensamma vattenresursen, andra åter efter den nytta olika aktörer får genom gemensamma åtgärder. Risken är då stor att det blir en kompromiss, där ambitionsnivån är för låg för ett långsiktigt effektivt vattenarbete. En frivillig samverkan, som bekostas av de inblandade parterna själva och där besluten måste fattas enhälligt, ger mindre ambitiösa vattenintressenter en maktposition. De kan förväntas främja mindre långtgående samverkan eller i värsta fall ingen samverkan alls.

Det hänger emellertid inte bara på aktörernas vilja, utan också i hög grad på vad vattenintressenter kan göra inom ramen för de institutioner och regler som styr vattenvårdsarbetet på den kommunala, regionala, nationella och numera också internationella nivån. Genom sina tillståndsvillkor har t.ex. industrierna individuellt redan avsevärda kostnader för rening, vilket kommer även andra intressenter till nytta. Det är därför naturligt om industrier som deltagare i frivilliga organ för vattenvårdssamverkan inte anser sig kunna höja den för deras del redan beslutade ambitionsnivån.

Vattenresurskonflikter mellan individuella intressenter med olika anspråk på allmänningen utspelas alltså i ett redan existerande system av spelregler. Detta system, som definierar hur rivaliserande vattenanspråk skall behandlas och avgränsar aktörernas rättigheter och skyldigheter i beslutsprocessen, bestämmer i hög grad villkoren för det deltagande och de samverkanslösningar som nu efterfrågas i den nya vattenförvaltningen.

Effektivt och legitimt vattenarbete: hinder och möjligheter

Ramen kring bruket av vattenresurser har organisatoriskt hittills dominerats av att politiska/administrativa gränserna för nationer, regioner och kommuner har styckat upp det organisatoriska ansvaret för vattenresurserna. Detta har givetvis påverkat möjligheterna att åstadkomma heltäckande program för nyttjande och skötsel av vattenresurser. Den natur-

geografiska princip som nu gäller – att nyttjande och skötsel skall följa vattnets lokalisering och väg, naturens egna vattengränser – har tidigare främst använts för gemensamma vattenkvalitetsmätningar, men ytterst sällan för vattenplanering eller för direkta vattenvårdsåtgärder.

Sannolikheten för stabilt fungerande samverkanslösningar ökar om vattenintressenter på olika nivåer faktiskt kan omsätta denna vilja i praktisk handling. Det måste också finnas ett formellt erkänt utrymme för regionala och lokala vattenintressenter att organisera och sedan genomföra gemensamma vattenvårdsinitiativ i anslutning till det regelverk och de organ på olika politiska och administrativa nivåer som styr och omger vattenarbetet.

Rättigheter och skyldigheter – den institutionella kärnan

Fördelningen av rättigheter och skyldigheter mellan olika anspråk och brukare av vattentjänster är den avgörande institutionella kärnan.

Viktigast är äganderätten och/eller nyttjanderätten till vatten, alltså vem som har tillträde till en vattenresurs, och vad en sådan aktör kan göra med resursen. Äganderätten innebär ett besittningsskydd och en förfogandefrihet: Den som äger något skall inte utan lagstöd bli fråntagen det ägda. Han eller hon kan också fritt sälja eller överlåta hela eller delar av sin egendom. Ägaren kan upplåta brukandet av det ägda till andra genom någon form av kontrakt som anger nyttjarens rättigheter.

Nyttjanderätten är särskilt intressant när det gäller en allmänningsresurs som vatten, eftersom den kan innebära att någon ges exklusiv rätt att nyttja hela eller delar av en allmänningsresurs. I rinnande vatten råder enligt lag vardera sidans ägare över lika stor andel i vattnet, även om en större del av vattnet rinner fram på den enes fastighet är på den andres.

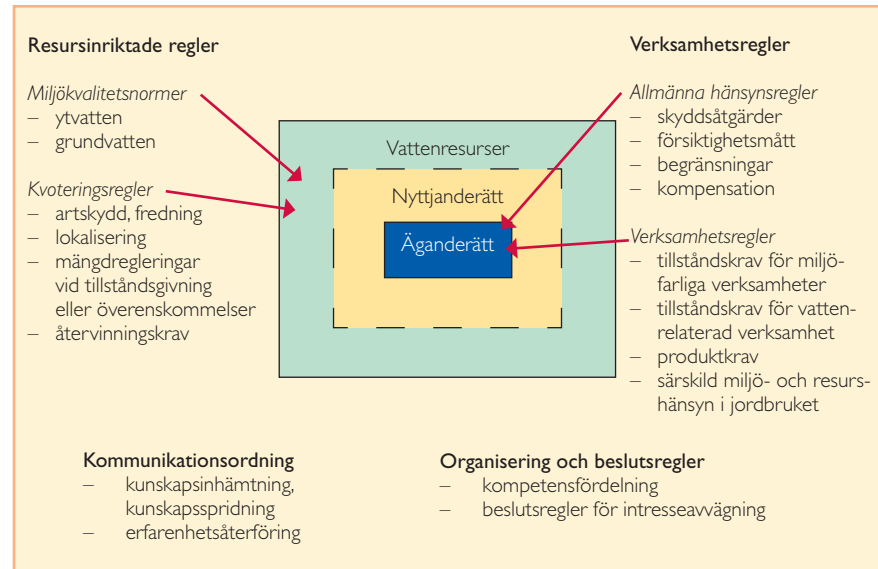
Även om ägaren därmed råder över det vatten som finns inom eller gränsar mot den ägda fastigheten, och alltså kan använda vattnet för t.ex. reglering, avvattning, bevattning eller som vattentäkt, har vattenresursen emellertid som helhet karaktär av allmänningsresurs. När enskilda vattenrättsägare vidtar åtgärder innebär det nästan alltid att andras bruk av resursen påverkas. Därför finns sedan länge en rad regler för hur vattenintressenter med olika slags rättigheter eller krav kan organisera gemensamma angelägenheter. Den som äger vattenrättigheter och vill göra någon typ av ingrepp i vattenresursen som berör andra rättsägare är skyldig att tillsammans med de andra ägarna bilda en samfällighet för att gemensamt göra ingreppet. Organ på andra nivåer – stat, kommun och s.k. vattenförbund – har också rätt att vidta åtgärder som behövs från allmän miljö- eller hälsoskyddssynpunkt eller som främjar fisket.

Regler och normer – det institutionella höljet

Runt den institutionella kärnan finns ett hölje i form av en lång rad politiska och administrativa regler och normer (*bild 5.1*). De gäller dels

resursen som sådan (kvantitet och kvalitet), dels vad olika verksamheter kan göra med resursen. De som genom ägandet har ”rådighet över” vatten måste tåla att förfogandefriheten inskränks genom politiska beslut om vad som bedöms ligga i ett vidare, allmänt intresse.

Bild 5.1. Vattenresurskonflikters institutionella omgivning.



Miljö kvalitetsnormer tillhör de resursinriktade reglerna och har rättsverkan. Att Sverige senast år 2015 skall ha uppnått god status för samtliga vattenresurser innebär i praktiken att varje vattendistrikt till dess skall ha uppnått de inom distriktet fastställda miljö kvalitetsnormerna för vattnen inom distriktet. [MER I KAPITEL 2](#) ►

I sin mest allmänna form innebär kvoteringsbestämmelser regler och gränser för hur mycket av en resurs som får utnyttjas eller som måste skyddas eller fredas. Sådana kvoter förekommer i praktiken på en rad nivåer och områden i det regelsystem som omgärdar naturresursen vatten. Fredning och fridlysning av hotade arter innebär en nollkvot. Lokaliseringsregler avgör var resurser får och inte får utnyttjas. Plan- och bygglagen (PBL) ger kommunerna möjlighet att genom politiska beslut om översikts- och detaljplaner styra och begränsa olika intressens möjligheter att utnyttja en vattenresurs.

1960- och 1970-talens fysiska riksplanering kvoterade användningen av landets vattenområden genom att exklusivt utpeka områden för tung industri och kärnkraft, liksom områden för rörligt friluftsliv. Sådana områden av riksintresse är utpekade i miljöbalken, upptar mer än en fjärdedel av Sveriges yta och omgärdas av särskilda villkor för resursutnyttjandet. Detta binder kommunerna i deras arbete med översiktsplaner och band länsstyrelserna i deras arbete inom STRAM (Strategi för regional miljö

[5]). Administrativa tillståndsbeslut som anger hur mycket som får utnyttjas av en vattenresurs, eller hur stora utsläpp som får göras i vatten, innebär i praktiken också en form av kvotering, oavsett om det gäller avvattnings-, bevattning-, eller utsläpp av förorenande ämnen.

Vattenintressenter påverkas också av hur kunskap inhämtas och till vem denna kunskap skall spridas. Detta påverkar synen på tillståndet i den gemensamma resursen, på hur konflikter ser ut och på möjligheterna att genomföra olika lösningsalternativ. Hur ansvaret för övervakning, tillsyn och kontroll av vattenresurserna fördelas påverkar de direkta brukarnas möjligheter att själva delta i och ta ansvar för vattenvården.

I en vattenregim finns också beslutsregler. Den traditionella avvägningen mellan olika vattenrelaterade verksamheter är den mellan kostnader och nytta. När nyttan överstiger kostnaderna borde den tilltänkta vattenverksamheten tillåtas. Enligt miljöbalkens regler kan en verksamhet stoppas även vid en övervikt för ”nyttan” om konsekvenserna av verksamheten innebär brott mot en miljökvalitetsnorm. Eftersom en miljökvalitetsnorm skall utarbetas på vetenskapliga grunder och endast utgå från kunskap om vad människan och naturen tål (lägsta godtagbara miljökvalitet) får man inte ta hänsyn till om det är ekonomiskt eller tekniskt möjligt att uppnå. Ekonomiska och tekniska faktorer får bara spela en roll när det handlar om beslut om åtgärder och tidsramar för att klara normen.

Att den befintliga svenska ordningen sätter en ram för vattenarbetet innebär dock inte att former och innehåll i möjliga lösningar på konflikter om vatten faktiskt är givna. Det innebär inte heller att utrymmet är litet för att organisera vattenvården enligt naturgeografiska principer eller som gemensam självförvaltning.

Nytt mönster av sammanvävda strukturer

Det skapas nu ett nytt mönster i Sverige av sammanvävda strukturer med utgångspunkt från fem stora avrinningsområden – vattendistrikt. Varje distrikt har en vattenmyndighet med ansvar för vattenarbetet. Den grundläggande uppgiften är att besluta om och se till att miljökvalitetsnormerna för vatten uppnås i det egna distriktet. Myndigheten har att utarbeta åtgärdsprogram (ett medel för att uppnå normerna) och förvaltningsplaner (rullande verksamhetsberättelse om tillståndet, vad man uppnått och vad man planerar att göra) för distriktet. Myndigheter och kommuner skall inom sina verksamhetsområden vidta de åtgärder som fastslås i programmet. Åtgärdsprogrammen är däremot inte tänkta att vara bindande för enskilda, men enligt den utredning som nyligen arbetat med frågan om programmens status bör åtgärdskrav också kunna riktas mot enskilda. I vilken fall som helst kommer enskilda individer att påverkas, direkt eller indirekt, av beslutade åtgärder. Enligt miljöbalken skall därför åtgärdsprogram innehålla en konsekvensanalys av tänkbara följder, allmänt och för den enskilde, av att programmet genomförs. [MER I KAPITEL 2](#) ►

För varje vattenmyndighet finns det en särskild vattendelegation med uppgift att fatta beslut inom vattenmyndighetens ansvarsområde. Delegationen innehåller representanter för stat, kommuner och privata vattenintressen. Det är bara vattendelegationen som får fatta beslut om miljökvalitetsnormer, åtgärdsprogram och förvaltningsplaner för distriktet.



Avtal eller samfällighet?

Hela processen fram till vattenmyndighetens beslut förutsätter medverkan och samråd mellan vattenintressenter, kommunala organ och regionala/nationella myndigheter.

Utredningen Svensk vattenadministration skissade på två tänkbara samarbetsmodeller för den mest lokala skalan (den s.k. superlokala nivån), d.v.s. delavrinningsområden som smärre sjöar och vattendrag [6].

Avtalsmodellen var att förhandla fram miljööverenskommelser (avtal) mellan lokala brukare och vattenmyndigheten. Tanken var att om en större krets av brukare kunde komma överens om att gemensamt utföra åtgärder för att uppnå god vattenstatus skulle ett sådant avtal kunna bli lagligt bindande genom ett godkännande från distriktets vattenmyndighet. De avtalande medlemmarna skulle sedan själva kunna göra upp om vem som ska göra vilka av de avtalade insatserna för god vattenstatus i området.

Samfällighetsmodellen skulle innebära att en tredje part kallades in för att genom en i lag reglerad förrättning skapa en lokal vattenorganisation, som skulle fördela rättigheter och skyldigheter mellan de brukare som ingick i samfälligheten. Vattensamfälligheter skulle gälla för berörda ägare till fast egendom som gränsar till vattendraget. Efter utredning, värdering, samråd och hindersprövning skulle lantmäterimyndigheten meddela ett vattenvårdsbeslut, som skulle ange hur samverkan skulle bedrivas för att uppnå satta mål.

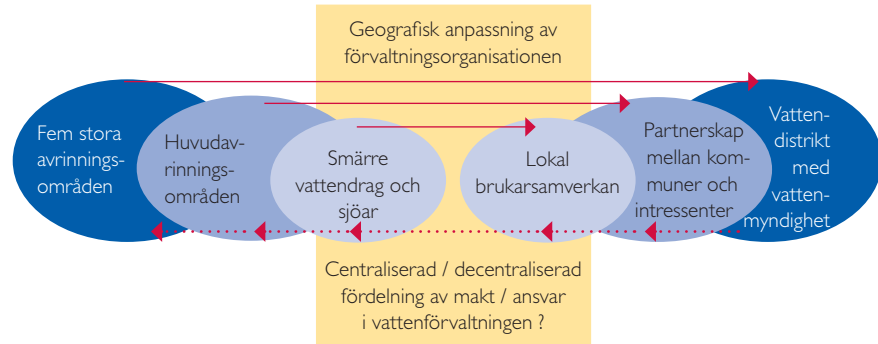
Sådana samarbetslösningar på den allra lägsta lokala nivån skulle ha varit inriktade på att skapa incitament för aktörerna att genom gemensamma åtgärder mer kostnadseffektivt nå målen än genom enskilda åtgärder pålagda uppifrån. Brukarna skulle ta på sig att sköta vissa delar av vattenvården mot att myndigheten gav dispenser eller på annat sätt gav brukarna möjlighet att själva genomföra åtgärderna.

I de propositioner som låg till grund för de förordningar som nu reglerar vattenförvaltningen (vattenförvaltningsförordningen och länsstyrelseförordningen) tonades den lokala nivån ned. Dock finns möjligheterna till lokala och "superlokala" ordningar kvar genom de krav som finns på möjlighet till deltagande och samverkan/samråd i utarbetandet av framför allt åtgärdsprogrammen. Riksdagsbeslutet 2004 om ny vattenadministration innebar inget klart politiskt ställningstagande till organiserad samverkan på delavrinningsområdesnivå, men möjligheterna finns kvar till både avtalsmodellen och samfällighetsmodellen. Partnerskap på avrinningsområdesnivå innebär goda samverkansmöjligheter i tidiga skeden av vattenarbetet. Men det har i den politiska processen om vattenförvaltningen inte diskuterats konkret hur samarbetet mellan kommuner och andra vattenintressenter i ett huvudavrinningsområde skall organiseras så att förvaltningsplaner och åtgärdsprogram kan genomföras på ett både kostnadseffektivt och socialt och politiskt legitimt sätt.

Partnerskap som redan finns

Ett villkor för stabilt fungerande samverkanslösningar är att det måste finnas ett faktiskt utrymme för lokala vattenintressenter att både utforma och sedan genomföra gemensamma initiativ (bild 5.2). Det bör också finnas en förankring eller tydlig anknytning av lokalt organiserade lösningar på avrinningsområdes- och lägre nivå till regler och organ på högre, mer omfattande politiska och administrativa nivåer (de sammanvävda strukturerna).

Bild 5.2. Vattenregimen i Vattenförvaltningsverige.



Tanken i vattendirektivet är att koppla samman organen på alla nivåer genom att dra in myndigheter, vattenintressenter och allmänhet i stort i arbetet med åtgärdsprogram och förvaltningsplaner. Partnerskap förutsätts här ha viktiga roller i processen att utarbeta underlag till och lokalt anpassa program och planer.

Det finns redan alternativ i Sverige för en organiserad vattensamverkan som följer vattnets väg och anger former för samverkan mellan direkta vattenintressenter.

För närvarande finns ett knappt 60-tal vattenvårdsförbund, vattenvårdskommittéer, vattenvårdsföreningar, vattenförbund och kustvatten (vårds)förbund. Vattenförbund regleras i en särskild lag om samarbetsorgan för skötsel och underhåll av vattendrag och som medlem kan den ingå som enligt miljöbalken (tidigare enligt vattenlagen) har lagligt erkänd rätt att inverka på vattenresursens beskaffenhet. Förutom kommuner inom avrinningsområdet, som alltid har rätt att vara medlemmar, kan t.ex. industrier, regleringsföretag och fiskeriföreningar vara medlemmar. Lagen ger också kriterier för kostnadsfördelningen mellan intressenterna.

Huvuddelen av verksamheten är att bidra till den samordnade recipientkontrollen, som innebär att man i sitt område fortlöpande sköter provtagning och mätning av tillståndet i vattenresursen. Det finns alltså en omfattande samverkan på avrinningsområdesnivå med kommunerna som nyckelaktörer. Samverkan i vattenvårdsförbund och liknande sker i hälften av alla fall mellan 3-5 kommuner. Eftersom gränserna för avrin-

ningsområden och kommuner inte sammanfaller kan en kommun både vara med i flera samarbetsformer och vara medlem i flera organ inom samma form. Kommunalt flermedlemskap är särskilt vanligt i de avrinningsområden som börjar på Sydsvenska höglandet, liksom i Skåne som är uppdelat i ett stort antal kommuner. I stor utsträckning innebär det kommunala vattenvårdssamarbetet också en samverkan över länens administrativa gränser.

Organiseringen på avrinningsområdesnivå (partnerskap) skulle kunna bygga på redan befintliga samarbetsformer, där kommuner, vattenvårdsförbund, företag, jordbruk och organisationer ingår. Någon av kommunerna i distriktet skulle kunna härbärgera samverkansorganets sekretariat. Ett sådant samverkansorgan skulle kunna ha ansvar för att inhämta kunskap om vattenresurserna, förmedla information och samordna genomförandet av anpassade åtgärder, övervaka och rapportera om hur tillståndet i vattenresurserna utvecklas, samt ge förslag till vattenmyndigheten om hur vattenarbetet bör drivas för att nå målen om god vattenstatus.

På detta stadium i processen verkar det främst från effektivitetssynpunkt viktigt att koppla denna roll till redan befintliga samverkansorgan, d.v.s. vattenvårdsförbund och liknande, som redan har sådan kunskap och erfarenhet. Om tanken är att göra dem till politiskt fullt ut legitima samverkansaktörer också i senare stadier av vattenarbetet måste emellertid samverkan på avrinningsområdesnivå formellt stärkas. För att åtgärdsprogrammen skall få full verkan krävs ju medverkan från alla berörda vattenintressenter, vilket förutsätter att organen på vattendistriktetsnivå har legitimitet (rätt att utfärda tillstånd, förelägga viten, etc. för att genomföra åtgärdsprogrammen).

Den närmast till hands liggande formella alternativet är att bilda särskilda kommunalförbund för vattenarbetet, men den historiska erfarenheten av kommunalförbund är tyvärr inte så god. Förbundsformen har visat sig tungrodd och har låg legitimitet, åtminstone delvis därför att kommunerna är föga attraherade av att lämna ifrån sig de resurser som skulle behövas för att göra samarbetet effektivt.

En möjlighet att komma vidare mot en både effektiv och legitim vattensamverkan skulle kunna vara att sluta formella avtal mellan kommuner och andra intressenter i ett avrinningsområde om samverkan i genomförandet av åtgärdsprogrammen, och att sedan få dessa bindande genom beslut av vattenmyndigheten.

Just legitimiteten är viktig – många brukare och intressenter som är direkt beroende av en vattenresurs har ju redan lagligt bindande rättigheter i förhållande till resursen. Lagstiftningen om jord, skog och vatten och däri ingående resursflöden används för att definiera vilka aktörer som har olika slag av sådana lagliga rättigheter. Därmed blir några sakägare och får formellt sett makt över hur resursens används, medan andra blir utan. Man bör komma ihåg att maktrelationen mellan direkta brukare också

handlar om fördelningen av faktiska maktresurser. Både den formella och den faktiska fördelningen kan tänkas variera. De många studier som gjorts av hur aktörer löser sociala dilemman pekar på att med ökad ojämlikhet i makt minskar både incitamenten och möjligheterna att nå stabilt fungerande lösningar.

I lokalt väl avgränsade områden med ett begränsat antal och någorlunda jämbördiga intressenter som är lika i beroendet av resursen är det lättare att nå överenskommelser om samverkan. Med ojämlikhet i faktiska maktresurser mellan vattenintressenterna följer olikhet i förmågan att skaffa information och kunskap kring det gemensamma problemet. Ojämlikhet i faktiska resurser betyder också olikheter i intressenternas förmåga att aktivt delta i och kunna fullgöra "sin" del av överenskomna åtgärder. Just för att nå legitimitet i vattenarbetet blir det viktigt hur vattenmyndigheten definierar relevanta parter i processen och organiserar deltagandet i olika steg av processen.

Hellre samfälligheter i Rönneå

I Rönneådialogerna var det entydigt att samfälligheter var klart populärare än avtal. Intressenterna angav just sådana skäl som man på teoretiska grunder och utifrån tidigare forskning kunnat peka ut som viktiga för enskilda intressenters vilja och förmåga att medverka i samverkanslösningar.

Samfällighetsformen ansågs bättre när det gäller att peka ut vem som bör vara deltagare i en vattensamverkan, medan avtalsformen inte ger någon klar gräns för vem som bör vara med. I en vattensamfällighet som om-



fattar fastigheter som gränsar till ett lokalt vattendrag blir antalet medlemmar inte så stort, vilket gör det lättare att avgränsa vad som ska göras för att nå ett visst vattenkvalitetsmål. I Rönneådialogerna tolkade deltagare avtalsformen som att den kan omfatta fler skiftande intressen. Deltagarna var därför tveksamma om avtal överhuvudtaget skulle kunna leda fram till en klar avgränsning av vad samverkan skall omfatta.

Oavsett formen för organiserad vattensamverkan påverkas aktörernas vilja och förmåga att delta också mycket tydligt både av tillgången på information och av vilka källor den kommer ifrån. Vetenskapligt grundad kunskap om tillståndet i vattenresursen och de transportmodeller som byggs på sådan kunskap kan bli kraftigt ifrågasatta utifrån lokal praktisk kunskap. Deltagarna i dialogerna formulerade gärna detta som att det är ”andra” faktorer och ”andras” bidrag snarare än den egna brukargruppens verksamhet som påverkar vattensituationen.

Detta har en direkt koppling till hur mycket som skall göras i samverkan. Många känner till samfällighetsformen sedan tidigare. Man vet att förrättningsförfarandet ger klara grunder och regler för storleken på de insatser som krävs av var och en som ingår i samverkan. Samfällighetsformen uppfattas genomgående som mera stabil och långsiktigt betryggande mot nya överraskande myndighetskrav. Eftersom avtalsformen av deltagarna i dialogen främst tolkades så att den omfattar en vidare och mer skiftande krets av lokala vattenbrukare, satte man frågetecken för möjligheter att genom ett avtal kunna få nödvändiga åtgärder genomförda. Om man med möda lappat ihop ett lokalt avtal med många olika viljor inblandade, kan man då vara säker på att man tillgodoser vattenmyndighetens krav på åtgärder? Och kan man överhuvudtaget nå en uppgörelse om vem som skall göra hur mycket av vad, om man har en stor och heterogen grupp som skall samverka?

Deltagarna tvivlade på att man trots de vattenrättsliga möjligheterna att initiera lokala samverkansavtal och få dem erkända av vattenmyndigheten verkligen skulle kunna få denna form att fungera över tid. Man talade om avtal i termer av ”många stridiga viljor”, ”krångligt” med fler inblandade o.s.v. Det kan tolkas som att med fler deltagare och utan klara kriterier för deras legitima deltagande får man en så heterogen grupp att samverkan aldrig kan bli effektiv, om den överhuvudtaget kommer igång.

Alldeles oavsett antalet parter i ett lokalt avtal om vattenvårdssamverkan verkade deltagarna tvivla på att avtalsformen på samma sätt som samfälligheten ger ett långsiktigt stabilt samarbete, även om det godkänns av vattenmyndigheten. Avtalet kanske följer personer snarare än fastigheter och näste ägare kanske inte vill fullfölja tidigare ägares åtagande. Finns det inte eldsjälar och pådrivare i avtalet sjunker intressenternas vilja att fortsätta. När viljan att arbeta i samverkan sjunker, innebär avtalsformen att det är svårare att kontrollera att var och en gör sin del. Här ansågs därför samfälligheten bättre.

Reaktionerna bland deltagarna var mycket starka när det gällde fördelningen av bördor och nyttor av en vattenvårdssamverkan. Samfälligheten producerar nytta, säger ägarna till fast egendom, men tänk om andra får del av den? Avtalsformen kan ge nyttor till många utan att alla berörda tar sin del av de avtalade bördorna. För båda formerna vädrades alltså de tvivel som kunde förutses på rent teoretiska grunder. En risk är att även aktörer som driver verksamhet som objektivt sett påverkar den gemensamma resursens status, och som skulle kunna delta effektivt i samverkan, tycks vilja delta i samverkanslösningar ”så länge man bara kan snacka, men drar när det börjar lukta kostnader”.

Samfällighetslösningen tycks enligt deltagarna bättre motsvara dessa krav än avtalsformen. Den inkluderar och binder samtliga som bör vara med enligt en klar princip om ägande, men samtidigt är den utestängande. Alla som vill eller borde delta kan inte göra det. Avtalsformen slår åt andra hållet – alla som vill kan delta i samarbetet, men vill de inte kan de låta bli även om de borde medverka.

Slutsatsen av det som kom fram i Rönneådialogerna är att intressenter i samverkan skall visa uthållig vilja att delta, liksom att vattensamverkan måste vara utformad så att den ömsesidigt avgränsade kretsen av deltagare kan komma överens om fördelningen av skyldigheter och uppoffringar respektive nyttor och vinster på ett sätt som alla inblandade godtar som rättvist och socialt godtagbart. För att nå därhän måste samverkan bygga på ett för alla intressenter godtagbart kunskapsunderlag. Det förefaller också som om en förutsättning för att ett sådant underlag skall kunna godtas är att parterna har goda möjligheter till ett meningsfullt deltagande genom hela genomförandeprocessen.

Deltagande i vattenförvaltningen: Varför?

Det representativa demokratiska system som vi har i Sverige i dag ifrågasätts ibland, t.ex. när det gäller möjligheterna att hantera och lösa miljöproblem. Kritikerna pekar på risken att den politiska centralstyrningen och inflytandet för experter kan bli alltför stort, att medborgarna riskerar att bli åskådare snarare än deltagare i den politiska processen.

Sverige har en ganska lång historia av allmänhetens deltagande när det gäller beslut om markanvändning i tätorter och tillståndsgivning för miljöfarliga verksamheter. Enligt plan- och bygglagen från 1987 och miljöbalken från 1999 krävs i flera olika situationer att man har samrådsprocesser, där medborgare och framför allt sakägare skall ha möjlighet att få information om ett visst projekt och att lämna sina synpunkter på förslagen. Allt sedan miljöfrågorna tog plats på dagordningen under 1960-talet har emellertid tekniska och vetenskapliga experter spelat en viktig roll i beslutsfattandet. Detta har försvårat för medborgarna att få gehör för sina synpunkter.

Sedan arbetet med Agenda 21 startade har alla svenska kommuner er-

Fördelar med deltagande

Några exempel på fördelar med deltagande:

Demokratisering: Det demokratiska systemet förbättras om allmänheten i ökad utsträckning får delta i offentligt beslutsfattande.

Information och utbildning: Medvetenheten och kunskapsnivån kring vattenfrågor blir bättre, vilket kan stimulera individuell handling för en hållbar utveckling.

Införlivande: Om man införlivar allmänhetens kunskaper, värderingar, synpunkter, åsikter och beteenden i myndighetsbeslut får man en bättre bild av problemen och hur de kan lösas.

Legitimering: Fattade beslut får högre legitimitet om allmänheten har deltagit i utformningen av visioner, mål, beslutskriterier och beslutsfattande. Det gör att beslut blir bättre förankrade bland intressentgrupperna.

Genomförande: Det går smidigare att genomföra beslut när intressenter och allmänhet varit med och utövat inflytande över dessa beslut.

Färre konflikter: Det blir färre konflikter om man visat bättre förståelse för olika parter synpunkter och fått en större samsyn på problemen.

farenhet av medborgardeltagande i miljöfrågor. De senaste årens initiativ för ökat deltagande i svenskt miljöarbete har utgått från syftena att öka allmänhetens medvetenhet och stimulera till individuellt handlande, införliva allmänhetens kunskaper och synpunkter i beslutsfattandet, legitimera och effektivisera genomförandet av beslut samt vitalisera beslutsfattandet kring miljö- och naturresursfrågor.

Förutom Agenda 21 har deltagandet i den svenska miljöpolitikens genomförande alltså varit ganska begränsat. Detta kan dock komma att ändras i och med den nya vattenförvaltningen.

Deltagande, medborgarinflytande, brukaransvar, intressentdialog, samverkan, partnerskap, demokratisering och lokal demokrati är exempel på termer med ungefär samma innebörd som ofta används. Men man skulle kunna definiera deltagande som en ”involvering av individer och grupper utanför den formella statliga och kommunala beslutsapparaten i offentlig politik” [7, 8].

Vilka problem hoppas man då kunna lösa med hjälp av ökat deltagande i vattenförvaltningen? Räcker det inte med allmänna val vart fjärde år, kombinerat med en och annan folkomröstning? Är syftet med deltagande att lyssna på svaga grupper i samhället som kanske annars skulle ha svårt att göra sig hörda? Eller är syftet att öka deltagandet så mycket som möjligt? Eller handlar det snarare om att deltagandet genomförs på ett effektivt sätt som resulterar i ”bättre” beslut?

Allmänt kan man säga att medborgardeltagande kan bidra till att skapa en gemensam problemuppfattning att utgå från vid beslut och åtgärder för ett hållbart samhälle. Med dagens centraliserade myndighetsstrukturer och rutiner kan det vara svårt att uppnå de nationella miljömålen. En svår balansakt här är hur mycket inflytande som olika grupper och organisationer direkt ska ges i besluten utan att starka särintressen vinner fördelar på svagare gruppers bekostnad. Allmänintresset får ju inte i alltför hög grad falla offer för särintressen.

De fördelar som oftast lyfts fram är att man med ökat deltagande får fram fler alternativa lösningar på ett visst problem och att för- och nackdelar av de olika alternativen också blir mera mångfacetterade när allmänheten är med i processen. När allmänheten bara får ta ställning till två eller tre färdiga alternativ presenterade av en myndighet blir ofta bilden av både problemet och lösningarna alltför förenklad. Dessutom kan en höjd medvetenhet och kunskapsnivå kring miljö- och naturfrågor göra att människor tänker efter en extra gång och kanske också ändrar vissa saker i sitt sätt att leva så att det gynnar en hållbar utveckling. Ökat deltagande främjar också en bättre och mera detaljerad beskrivning av verkliga problem och behov. Genom att besluten om hur problemen skall åtgärdas fattas lokalt och med god kännedom om hur lokala ekosystem fungerar så ökar också effektiviteten av beslutade åtgärder. Utsikterna till ett smidigare genomförande av besluten ökar också, eftersom lokala intressenter



och allmänhet har varit med och bestämt hur man ska göra. Dessutom kan ökat deltagande också hjälpa till att skapa en samsyn mellan myndigheter och medborgare samt mellan olika intressentgrupper på problemen.

Deltagande i vattenförvaltningen: Vem?

Vem vill man främst få med i ett ökat deltagande i vattenarbetet? Ofta innebär det helt enkelt allmänheten i stort (dels enskilda medborgare, dels olika grupper av medborgare). Grupperna kan vara ganska löst kategoriserade, t.ex. ensamboende i hyreshus eller ägare med fastigheter med enskilt avlopp. Det kan också röra sig om mera organiserade intressegrupper som miljöorganisationer, hobbyorganisationer eller näringslivsorganisationer.

Resultaten från å-dialogerna visar att det är önskvärt att en relativt vid målgrupp deltar i vattenarbetet. Deltagarna ansåg att välorganiserade intresseorganisationer, myndigheter, experter och "allmänheten" både bör och skall engageras i arbetet på något sätt. Förslagen var många för Rönneåområdet:

- "Alla som nyttjar vattnet"
- Fackföreningsrepresentanter
- Företrädare för fiske och jakt: Fiskevårdsmyndigheter, fiskevårdsområden, sportfiskeorganisationer, jaktorganisationer.
- Företrädare för ideella föreningar och organisationer (miljöorganisationer, friluftorganisationer)
- Företrädare för företag och industrier
- Företrädare för statliga myndigheter: Forsvarsmakten, länsstyrelser, Vägverket
- Företrädare för sport- och idrottsintressen (rodd, kanot, golf, sportfiske) samt turism
- Kommunrepresentanter (tjänstemän, tillsynsmyndigheter, politiker)
- Företrädare för jord- och skogsbruket: LRF, Hushållningssällskapet, jordbrukare, Södra Skogsägarna, skogsägare
- Politikerrepresentanter: Kommunala, politiska partier, Region Skåne
- Företrädare för Miljödomstolen
- Företrädare för naturvårdsintressen
- Företrädare för recipientkontrollen
- Företrädare för vattenverk och reningsverk
- Enskilda sommarstugeägare
- Företrädare för kyrkan (stiftet)
- Företrädare för universitet och högskolor

Att engagera en så stor och heterogen målgrupp i en planeringsprocess kring vatten kan dock vara alltför trubbigt, oavsett vilken hydrologisk eller administrativ nivå man befinner sig på. Med utgångspunkt för vad man vill uppnå med ökat deltagande går det lättare om man mera konkret

definierar de viktigaste målgrupperna för deltagande. Tre synsätt är då klart urskiljbara: att utgå från idéerna om medborgarskapet, lokalsamhället och intressenterna.

Medborgarna och medborgarskapet

Idén om medborgarskapet handlar om möjligheten för varje enskild människa att även mellan de allmänna valen öka sin kunskap om och sitt inflytande över beslutsprocesser i samhället.

Allmänheten är en brokig samling människor. Erfarenheter från Agenda 21-arbetet visar att det, precis som i många andra samhällsfrågor, framför allt har varit de redan välutbildade och välorganiserade som lyckats bäst med att föra fram sina synpunkter. Såväl klass- som generationskillnader och urbaniseringsgrad har haft ett inflytande över vilka grupper som kunnat komma till tals. Dessutom verkar initiativen för ökat deltagande också riktas mot grupper med starkare resurser och organisation. Minst vanligt har varit att rikta deltagandeaktiviteter mot kvinnor, invandrargrupper och fackföreningar, trots att vikten av att kvinnor och ungdomar dras in i arbetet betonas särskilt i Agenda 21. Vi har en stor grupp medborgare med icke-svenska efternamn som har mycket att bidra med. Kvinnorna utgör halva av befolkningen och syns allt tydligare i formella politiska sammanhang, men förvånande sällan i det lokala vattenarbetet. Att få med många olika sorters människor i framtidens vattenarbete borde nog vara ett grundläggande mål för ett ökat deltagande.

I Rönneådialogerna framkom ytterligare tankar som kan kopplas till ett medborgarbaserat synsätt på deltagande. ”Den unga generationen” (barn och ungdomar) nämndes gång på gång som en central grupp att nå och kunna engagera i politik och samhällsliv. Deltagarna resonerade mycket optimistiskt kring möjligheter och fördelar med att sprida kunskap kring vattenfrågor och miljöfrågor i största allmänhet mellan generationerna. Barn skulle få information i skolan och i sin tur kunna prata med föräldrar och far- och morföräldrar, som därmed i sin tur skulle bli mera medvetna om vad enskilda handlingar betyder för vattenkvaliteten. Äldre personers erfarenheter och kunskap om lokalsamhällets utveckling skulle kunna överföras till yngre generationer och bidra till en stärkt lokal identitet. Dessutom skulle en ökad kunskap och medvetenhet bland de unga vara en investering för att få upplysta beslutsfattare i framtiden.

Det medborgarbaserade synsättet är relevant på flera olika hydrologiska/administrativa nivåer. Som mera formella företrädare för medborgarna föreslogs representanter från politiska partier och fackförbund.

Intressenterna

Idén om intressenter (”stakeholders”) syftar på sammanslutningar av människor med samma uppfattningar och synsätt och ibland samma ekonomiska intressen, till exempel branschorganisationer eller miljöorgani-

sationer. Det kan också handla om grupper som trots liknande intressen inte har format någon egen organisation eller sammanslutning, t.ex. innehavare av icke godkända enskilda avlopp.

Att bestämma det geografiska område inom vilket de relevanta intressenterna finns är knivigt nog redan med dagens kommun- och länsstyrelsegränser och det blir inte lättare med principen om ”hydrologik”. Ett vattendrag motsvaras t.ex. av sitt avrinningsområde (områdets markyta och sjöyta), medan en sjö, en havsvik eller en grundvattenresurs motsvaras av sitt tillrinningsområde (bara markytan). Ibland kan det emellertid vara mer komplicerat. Stora och viktiga intressentgrupper kan mycket väl finnas utanför dessa områden. Dricksvattenkonsumenter i en kommun kan t.ex. vara ”importörer” av dricksvatten från ett annat område, där en annan kommun har planeringsmakten. Så är fallet i Rönneåns avrinningsområde, där dricksvatten ”importeras” från Småland, som tillhör ett annat vattendistrikt.

För att identifiera intressenter inom ett avrinningsområde kan man t.ex. ställa följande frågor:

- Vem skulle vara vinnare, d.v.s. gynnas av hållbar vattenförvaltning?
- Vem skulle vara förlorare, d.v.s. påverkas negativt av hållbar vattenförvaltning?
- Vem representerar de grupper som på något sätt påverkas av hållbar vattenförvaltning?
- Vilka svaga grupper finns i området, grupper för vilka speciella åtgärder kan behöva vidtas?
- Vem har ansvar för att man inom området uppnår hållbar vattenförvaltning?
- Vem kan tänkas mobilisera opinion för eller emot hållbar vattenförvaltning?
- Vem kan genom att delta i processen göra det enklare att genomföra hållbar vattenförvaltning?
- Vem kan om de inte får delta i processen göra det svårare att genomföra hållbar vattenförvaltning?
- Vem kan bidra med resurser (pengar, kunskap, teknik) till hållbar vattenförvaltning?
- Vems beteende skulle behöva påverkas och ändras för att det skall bli möjligt att uppnå hållbar vattenförvaltning?

Intressentbegreppet används oftast om de aktörer som på något sätt har positiva eller negativa intressen av ett visst projekt eller har synpunkter på hur det genomförs. Intressenter kan också genom lagstiftningen ha ställning av sakägare i förhållande till exempel vattenresursen i en sjö eller inom ett delavrinningsområde. Även myndigheter på olika nivåer, som har ansvar för lagstiftning, tillsyn och genomförande av åtgärds-/skydds-

planer kan alltså definieras som intressenter. Organiserade grupper är betydligt enklare att nå och engagera än icke organiserade grupper.

För vatten kan man dela in de viktigaste intressenterna i kategorierna förorenare, experter, myndigheter och brukare. Samtliga dessa kategorier finns med bland dem som pekades ut som viktiga deltagare i vattenarbetet i Rönneåområdet. Deltagarna i dialogerna tyckte att alla dessa intressenter borde vara representerade i ett eventuellt samverkansorgan för huvudavrinningsområdet för Rönneå. Detta liknar alltså avtalsformen för samverkan, här tillämpad på avrinningsområdesnivå: alla som vill vara med får vara med. Problemet som kan uppstå är då om de som bör vara med inte vill; här nämndes främst svårigheterna med att få sämre organiserade intressentgrupper att engagera sig i arbetet.

Under Rönneådialogerna diskuterade man även möjliga varianter av den interna organisationen av ett framtida samverkansorgan för avrinningsområdet. Deltagarna fick i uppdrag att utse en styrelse och därmed identifiera de intressegrupper som ansågs helt avgörande för ett framgångsrikt arbete. Resultatet blev följande:

- Kategorin förorenare:
1 representant för LRF, 1 representant för skogsägarna, 1-2 representanter för punktkällor, 1 representant för Vägverket
- Kategorin experter/myndigheter: 1 länsstyrelserepresentant
- Kategorin myndigheter: 1-2 kommunrepresentanter
- Kategorin brukare: 1 representant för fritid- och eller naturintressen

Deltagarna identifierat således en sammansättning av intressenter som är relativt heterogen med avseende på representanternas förhållande till vattenresursen. Därmed verkar alltså avtalsformen vara mer relevant än samfällighetsformen för samverkan på avrinningsområdesskalan i Rönneåområdet.

Ett ständigt återkommande tema under diskussionerna var hur man skulle kunna gå till väga för att de nödvändiga förhandlingarna inom samverkansorganet kring målnivå och resurser skulle bli så effektiva och konstruktiva som möjligt. Trots höga transaktionskostnader i samband med dessa förhandlingar hyste deltagarna goda förhoppningar om att det skulle gå att nå resultat. Två alternativa principer för organisation fördes fram. Den ena innebar att olika ämnesområden skulle styra uppdelningen i arbetsgrupper. Det skulle finnas grupper med ansvar inom hela avrinningsområdet för bland annat recipientkontroll, externa relationer, areella näringar, punktkällor och levande landsbygd. Den andra principen byggde på geografisk uppdelning enligt "hydrologiken" i delavrinningsområden och delar av dessa. Inom dessa superlokala områden skulle arbetet ske integrerat med samtliga teman. Oavsett vilken princip som fördes fram så betonades betydelsen av flervägskommunikation mellan olika intressentgrupper som ett medel för att skapa en gemensam problem- och målbild.

Ytterligare en intressant iakttagelse är att den föreslagna styrelsen för samverkansorganet till sin sammansättning är ganska olik dagens vattenvårdsförbund, där man främst har representanter för punktkällor och myndigheter.

Lokalsamhället

Idén om lokalsamhället handlar om möjligheterna för en by, en församling eller ett annat lokalt område till självbestämmande och att påverka beslut som fattas av omgivande regionala, nationella och kanske t.o.m. internationella organ.

Man vet av erfarenheter att det ofta är lättare att engagera människor i det som ligger dem närmast. Det är ju också på den lokala nivån som det finns störst kunskap om hur det ser ut och hur man skulle vilja förändra. Betydelsen av de lokala perspektivet avspeglas också i förslaget att samverkansorganets praktiska arbete skulle kunna organiseras enligt en geografisk princip.

Därför kan lokala intressenter också spela en viktig roll i strävan att nå önskade mål – något som också betonades gång på gång av deltagarna i dialogerna: ”Det är inte förrän det händer på min egen trappa, förrän det händer mig, i mitt lilla hus, som jag verkligen bryr mig. Men om det finns planer på att bygga en motorväg genom min by, då kommer folk att engagera sig!”

Dialogdeltagarna ombads att välja en fråga som speciellt väl lämpade sig för ett deltagandeinitiativ samt att identifiera de viktigaste intressenterna. Samtliga fem grupper valde frågor av lokal karaktär.

En fråga rörde möjligheterna till deltagande och samverkan vid konstruktion av en laxtrappa för att uppväga effekten av en fördämning i vattenfåran. De konflikter mellan olika vattenanvändare på lokal nivå som en sådan åtgärd skulle kunna orsaka sågs som det största hindret för att bygga trappan. Som tänkbara intressenter i frågan såg deltagarna representanter för kraftbolag, markägare, experter, sportfisket, turistindustrin samt ”utbor”.

En annan fråga gällde hur man på bästa sätt skulle kunna förbättra reningen av utsläppen från enskilda avlopp i ett visst område. Här blev problemen med ”gratisåkande” tydliga. Hur ska man kunna övertyga ägarna till husen med de enskilda avloppen om nödvändigheten av bättre rening, när ägarna själva inte ser de samlade negativa effekterna av de utsläpp de gör till det gemensamma vattnet? Här såg dialogdeltagarna myndighetsutövning som en absolut nödvändig åtgärd. Som intressenter i frågan identifierades husägare, miljöinspektörer, entreprenörer och mäklare.

En nackdel med ansträngningar som görs på lokal nivå är att de kan bli alltför splittrade mot bakgrund av behovet av översikt och helhetslösningar. Problemen med konflikter mellan uppströms och nedströms är givetvis centrala, eftersom lokalsamhällen uppströms troligen i mindre utsträck-

ning än lokalsamhällen nedströms upplever att vattenresursen påverkas negativt. Därmed kan uppströmssamhällena tendera att ha en lägre ambitionsnivå för sina ansträngningar för att uppnå god vattenstatus än vad nedströmssamhällena tycker är nödvändigt. Samtidigt är det ofta på lokal nivå som engagemang och kunskap enklast kan uppbådas och kanaliseras i konstruktiva lösningar. En kombination av synsätten om medborgarskap, lokalsamhälle och intressenter är troligen det som bäst kan balansera mellan dessa överväganden.

Vill man bidra till en demokratisering av samhället och öka medvetenhet och kunskap kring vattenfrågor blir målgruppen ganska vid och sammanfaller ofta med ett medborgarbaserat synsätt. Om syftet är att skapa legitimitet för åtgärdsprogram och förvaltningsplaner och att så smidigt och effektivt som möjligt genomföra åtgärder kan ett intressentbaserat synsätt vara lämpligt. Dessa syften är ofta sammankopplade om ökat deltagande är specifikt riktat mot lokalsamhället eller en viss region.

Redan när man börjar planera för ökat deltagande är det därför viktigt att tydligt reda ut vilket eller vilka syften man har med deltagandet samt vilken eller vilka målgrupper man därför riktar sig till. Detta är också viktigt från utvärderingssynpunkt.

Beroende på vad man vill uppnå med deltagandet och vem som bör engageras har man ofta också olika ambitionsnivå för deltagandet. Man kan tala om olika grader av deltagande, alltifrån att informera om ett visst projekt till att helt lämna över ansvaret för genomförande av en uppgift eller drift av en anläggning till olika grupper ur allmänheten.

Här kan de tre synsätten åter komma till användning. När man vill nå medborgarna i ett samhälle handlar det ofta om att försöka informera, höja kunskapsnivån och göra människor medvetna. När man vänder sig till intressenter är det ofta fråga om att aktivt engagera dem i planeringsarbete på regional nivå och i genomförandet av lokala åtgärder. När man riktar sig till lokalsamhället handlar det oftast om att satsa på både information och aktivt engagemang.

Deltagande i vattenförvaltningen: Hur?

Nästa fråga är hur man ska gå till väga för att öka graden av deltagande. Varje situation är unik och olika metoder passar i olika sammanhang beroende på syfte, målgrupper och önskad grad av deltagande. Man måste ta med i beräkningen att olika metoder har olika egenskaper och kan ge resultat på olika sätt.

En viktig egenskap att tänka på är vilken typ av informationsflöden som uppstår. Informationsmaterial skapar ett ensidigt informationsflöde från myndighet till allmänhet, enkätundersökningar skapar ett motsvarande ensidigt flöde från allmänhet till myndighet. Seminarier och möten ger förutsättningar för tvåvägskommunikation mellan myndighet och allmänhet liksom mellan olika grupper av intressenter i området.

Metoder för deltagande

Långlördagsevenemang:

En mötesplats som arrangeras på allmän plats, gärna i samband med någon annan speciell händelse (långlördag, Handla Miljövänligt-veckan, julslytning, FN-dagen, lokal högtid). Kan vara i stor eller liten skala och inbegripa informationsbord, utställningar, tal, gatuteater, musik m.m.

Fokusgrupper eller intressentdialoger:

En eller flera grupper diskuterar ganska fritt kring ett givet ämne under ledning av en diskussionsledare/moderator. Ett möjligt sätt att kombinera de två metoderna är att flera intressentgrupper deltar och diskuterar omväxlande i stor grupp, smågrupper och blandade smågrupper.

E-demokrati: Ett samlingsnamn för en hel rad metoder. Med hjälp av e-post och webbplatser kan man öka möjligheterna till informations-spridning, informationsinhämtning och diskussion mellan myndigheter, organisationer och medborgare, liksom mellan medborgare.

Seminarier för kunskapsspridning: Öppna seminarier med speciellt inbjudna föreläsare kring status, mål och åtgärder i Rönneåområdet.

Utställning av förslag på åtgärdsplan: Det förslag på åtgärdsplan som samverkansorganet presenterar för vattenmyndigheten kommer att göras offentligt och finnas ute för samråd.

Medborgarjury/Medborgarpanel:

Ett antal personer som valts ut som ett tvärsnitt av befolkningen och som träffas för att diskutera och eventuellt fatta ett beslut om en specifik miljöpåverkande åtgärd.

Informationsmaterial till hushåll drunknar ofta i all annan samhällsinformation och reklam. Broschyrer ger inte heller så stor effekt i att verkligen få människor att ändra sitt beteende. Erfarenheterna av mera utåtriktade arrangemang som mässor, festivaler och temadagar är ofta goda; här har man ofta lyckats engagera och sprida information till ett stort antal människor. Studiecirklar och miljöteam kan resultera i ökat deltagande men behöver inte göra det. Det verkar fungera bättre i små landsortssamhällen och orter/områden där det finns starkare sociala nätverk än i större städer.

Olika metoder bygger också på olika typer av representation. Enskilda personer kan delta i t.ex. en medborgarjury eller ett långlördagsevenemang. Andra former av deltagande, t.ex. i en intressentdialog, förutsätter att en person representerar en större grupp av människor, t.ex. genom en förening eller organisation.

Vilka resurser som måste till, i termer av kostnader och kompetens, är ytterligare en aspekt. Vissa deltagandemetoder är ”dyrare” än andra.

Inom Agenda 21-arbetet har man i flera fall genom bl.a. samrådsgrupper, referensgrupper, idélappar och visionsverkstäder försökt engagera fler människor i besluten kring miljö- och naturfrågor. En del kommuner har också försökt integrera Agenda 21-arbetet med den kommunala översiktsplaneringen enligt PBL och har då arbetat med olika former för medborgardialog eller tvåvägskommunikation.

De planeringsprocesser som då har genomförts har dock ofta varit betydligt mera resurs- och tidskrävande än traditionell expertstyrd planering. Aktiviteter och metoder som syftar till tvåvägskommunikation mellan medborgare och kommuner har på senare år fått minskad användning. Detta beror troligtvis på att många kommuner valt att minska de ekonomiska resurserna för Agenda 21-arbetet, trots att många hävdar just dialog som det bästa sättet att initiera förändringar i attityder och beteenden hos medborgarna.

Vi bad deltagarna i å-dialogerna att utarbeta en deltagandeplan för frågorna om laxtrappan och de enskilda avloppen. Varje grupp identifierade ett antal lämpliga metoder för aktiv informations-spridning respektive aktivt engagemang (deltagande i problemlösning). För aktiv informations-spridning förespråkade deltagarna aktiviteter i skolan. Informationsbroschyrer, e-demokrati, långlördagsevenemang, samråd och informations-spridning genom media. För att få folk att aktivt engagera sig i problemlösning föreslog man riktade inbjudningar, fokusgrupper och seminarier, studiecirklar, e-demokrati samt kopplingar till lokala nätverk och initiativ. Här nämndes också att man behöver bygga på känslorna av att lokala frågor känns viktigare och att få människor mer entusiastiska när det handlar om det som sker ”på min egen trappa”.

Välplanerade och väl genomförda kan alla dessa metoder bidra till att deltagandet i vattenförvaltningen ökar. Dock är det alltid viktigt att så

långt som möjligt försöka undvika att metoderna tillämpas så att effekten blir manipulation eller att metoderna uppfattas som sysselsättningsterapi för deltagarna. Då är resurser bortslösade och förtroendet inför framtida beslut och deltagaraktiviteter ofta allvarligt skadat.

Några förutsättningar för att lyckas

Det är ofta svårt att skapa praktiskt engagemang kring miljö- och naturfrågor. Människor har inte tid att delta eller ser ingen anledning till det. Så länge det utan avbrott eller ökade krav på den enskilde kommer vatten ur kranen och vi kan spola i toaletten är det svårt att få folk att engagera sig. Därför är det viktigt att formulera frågor som människor verkligen ser som viktiga och att man gör det tydligt hur de kan vara en del av lösningen på ett problem.

Koppla till människors egen verklighet

Drivkrafterna för människor att engagera sig i frågor kring natur och naturresurser kommer ofta ur en vilja att utveckla den egna närmiljön. Det verkar vara lättare att skapa engagemang i samband med lokala utvecklingsåtgärder, speciellt i områden där bygdekänslan är stark. Utanför tätorterna finns ofta större vana vid att självständigt lösa gemensamma problem och en större sammanhållning mellan invånarna. Därför är det ofta svårare att få till stånd aktiviteter i städer än på landsbygden.

Att inspirera människor att hjälpa till att ”uppnå god vattenstatus till år 2015” kommer att bli svårt. ”God vattenstatus” är ett abstrakt begrepp, det ligger långt bort från de flesta människor såväl i tid och rum som i tanke. Därför är det viktigt att finna vägar och frågor med lokal förankring, som ytterst bidrar till att fler hjälper till att nå det stora och övergripande målet.

Undvika den farliga mötessjukan

Den faktiska möjligheten att bestämma om både mål och metoder för deltagandet är en viktig faktor för hur starkt engagerade människor blir. Om man gärna vill delta måste ju denna villighet också få tillräckligt utrymme och goda möjligheter, annars kommer engagemanget snabbt att försvinna.

Det räcker dock inte med bra metoder för att skapa ett ökat deltagande. Metoderna kan lätt reduceras till tekniska ritualer, eftersom de ibland inte ger något utrymme för en grundläggande diskussion om målen med projektet eller alternativa projektförslag. Sådana risker är uppenbara också i arbetet med miljöfrågor.

Erfarenheter från Agenda 21- arbetet visar att det i många fall har varit mycket svårt att hålla intresset vid liv hos medborgarna. En förklaring till detta kan vara att man har skapat grupper som varken har resurser eller makt att påverka eller fatta några som helst beslut. Att engagerade män-

niskor möts av oförståelse, oklara ansvarsgränser och bristande information från myndigheternas sida kan självfallet inte i längden främja viljan att delta. Detta kan bli ännu värre om myndigheter och kommuner arrangerar samrådsmöten för sent i planeringsprocessen, vilket bara ger utrymme för envägskommunikation från myndigheter till medborgare. Därmed kommer mötena att användas som ett medel för att utbilda, eller ”uppfostra” medborgarna snarare än att möjliggöra dialog och utbyte av idéer.

Det gäller alltså att försöka vaccinera sig mot den farliga och smittsamma mötessjukan. Människor har annat att ägna sin tid åt än att delta i möten utan egentlig funktion. Det är också mycket viktigt att tydligt klargöra villkoren för deltagandet samt att berätta hur medborgarnas åsikter och engagemang kommer att tas tillvara i beslutsprocessen.

Tillräckliga resurser – och en realistisk ambitionsnivå

Vilka resurser som finns för att starta och stödja deltagandeprocesser är en annan mycket viktig faktor. För det framtida vattenarbetet kommer det att bli avgörande vilka resurser som vattenmyndigheterna, länsstyrelserna och kommunerna kommer att kunna (och vilja) uppstå för att få till stånd ett ökat deltagande i arbetet.

Att skapa ökat deltagande är inte alltid gratis, samtidigt som kostnaderna beror på både ambitionsnivå och vilka metoder man väljer. För den part som initierar deltagandet är det viktigt att titta igenom vilka resurser som står till förfogande för administration, att hyra in expertkunskap (t.ex. för kommunikation, pedagogik, processledning, organisation) och att engagera frivilliga i arbetet. Det behövs också pengar för resor, förtäring under ett möte samt för att kopiera, göra utskick etc.

Det är tidskrävande, tålmodsprövande och påfrestande att dra lasset för att organisera deltagande. Man bör därför vara mycket noga med att utforma en realistisk plan för varje deltagandeprocess. Stressad och slutkörd personal borgar inte för någon förtroendegivande och fruktbar deltagandeprocess!

Spännande utmaning med framtida svar

Hur visionerna om ökat deltagande och skapandet av det som EU-kommissionen har benämnt ”en ny vattensolidaritet” i medlemsländerna kommer att omsättas i praktisk handling är fortfarande (våren 2006) en öppen fråga. Att framgångsrikt föga in olika initiativ för deltagande i vattenplaneringscykeln är därför en spännande utmaning – inte minst därför att ansvaret för deltagande, som mål och som medel i den nya vattenförvaltningen, i hög grad kommer att ligga på vattenmyndigheterna. Mycket kommer att vara avhängigt av den politiska viljan, resurstilldelning till vattenmyndigheterna och öppenheten för ett ökat deltagande inom den svenska miljöadministrationen.

År 2015 kommer vi att veta hur det gick, om och i så fall hur deltagandenaspekten säkrades i det svenska genomförandet av vattendirektivet.

Referenser

- [1] Hardin, G.R. (1968): The Tragedy of the Commons. *Science* 162:1243-1248.
- [2] Ostrom, E. (1990): *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press.
- [3] Ostrom, E., Gardner, R. och Walker, J. (1994): *Rules, Games and Common-Pool Resources*. Michigan University Press.
- [4] Emåförbundet är ett undantag. Förbundet skall bl.a. vara samverkansorgan i enlighet med den nya vattenförvaltningen och hur behovet av samverkan uttrycks i vattendirektivet. www.emans-vattenforbund.com/index.asp
- [5] STRAM (Strategi för regional miljö) var ett viktigt inslag i länsstyrelsernas arbete med att beskriva tillstånd och identifiera miljöproblem (hot) tillsammans med kommuner (och även grannlän) samt förankra en gemensam åtgärdsinriktad policy.
- [6] Klart som vatten. Betänkande av Utredningen Svensk vattenadministration. SOU 2002:105
- [7] Eckerberg, K. och Brundin, P. (2000): *Lokal agenda 21 – En studie av 10 svenska kommuner*. Kommentus Förlag.
- [8] Edström, C. och Eckerberg, K. (2002): *Inför Johannesburg: Svenska kommuners arbete med Agenda 21 en jämförelse över tid*. Nationalkommittén för Agenda 21 och Habitat. Statsvetenskapliga institutionen, Umeå Universitet.

Se även t.ex. följande:

- Dawes, R.M. (1980): Social Dilemmas. *Annual Review of Psychology* 31:169-193.
- de Laval, S. (1999): *Samråd & Dialog. En handbok för den som ska arrangera någon form av dialog*. Vägverket, FOL:1999:0089
- Gustafsson, J.-E. (1996). Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer. Svenska Vatten- och Avloppverksföreningen, VAV: 64.
- Jonsson, A. (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitlen 8-10.
- Jonsson, A., Danielsson, J. och Jöborn, A. (2005): Designing a Multipurpose Methodology for Strategic Environmental Research: The Rönneå Catchment Dialogue. *Ambio* 34(7): 489-494.
- Jonsson, A. (2005): Public Participation in Water Resources Management: Stakeholder Voices on Degree, Scale, Potential and Methods in Future Water Management. *Ambio* 34(7): 495-500.
- Jöborn, A., Danielsson, J., Arheimer, B., Jonsson, A., Larsson, M. H., Lundqvist, L. J., Löwgren, M. och Tonderski, K. (2005): Integrated Water Management for Eutrophication Control: Public Participation, Pricing Policy and Catchment Modeling. *Ambio* 34(7): 482-488.
- Komorita, S.S. och Parks, C.D. (1994): *Social Dilemmas. Brown & Benchmark*.
- Larsson, J. (2001): *Förrättning, konsensus och demokrati*. Centrum för stadsmiljöforsknings skriftserie nr 51. Örebro universitet.
- Lundqvist, L. J., (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitlen 1-7.
- Lundqvist, L. J., Jonsson, A, Galaz, V., Löwgren, M. och Alkan Olsson, J. (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitel 22.
- Morrissey, R. och Olander, N-A. (2003): *Verktysboken. 50 verktyg för grupper som vill lösa problem och föda nya idéer*. Arbetsmiljöforum.
- Olson, M. (1965): *The Logic of Collective Action*. Harvard University Press.
- Ranger, A. och Westerberg, K. (2004): *Metoder för möten. Förökad deltagande i lokalt förändringsarbete*. Miljöförvaltningen, Malmö Stad/ Region Skåne.
- Rosén, T. (2001): *Så fungerar E-demokrati. Erfarenheter av politikens nya verktyg*. Svenska Kommunförbundet och Landstingsförbundet.
- Schulman, M. (red.) (2002): *10 år med Agenda 21 i Sverige vad har vi lärt oss och vart är vi på väg?* Nationalkommittén för Agenda 21 och Habitat.
- Vattenresurs AB (2001): *Aktörssamverkan i vattenvården – en utvärdering*. Vattenresurs AB/SwedEnviro.
- Wide, J., Gustafsson, G. och Lundström, L. (red.) (2001): *Lokaldemokrati i förändring Medborgerliga och kommunala initiativ under nya villkor: Åjour - kunskapsöversikter; kapitel 6*, Svenska Kommunförbundet.
- Åström, J. och Goldkuhl, G. (1998): *IT och kommunerna – en översikt*. Åjour Nr 1. Svenska kommunförbundet.



Vattenråd för samverkan i vattendistrikt

REDAKTIONEN

EU-kommissionen har i olika sammanhang uttryckt vikten av att engagera medborgarna i vattenförvaltningen. Om man får vara med och bestämma så bryr man sig. Eller omvänt, om man bryr sig skall man också få chansen att vara med och bestämma eller åtminstone märkbart påverka. Kommissionen har påpekat att ju mer öppenhet det finns när mål sätts upp, åtgärder bestäms och rapportering skall göras, desto mer kommer vattendirektivet att genomföras ”med god vilja” och desto större möjligheter får medborgarna att påverka inriktningen på skyddet av vattenresurser. Likaså sägs i olika ordalag att ju öppnare beslutsprocessen är, desto mindre är också risken för tvister och missförstånd, förseningar och hinder för en effektiv vattenförvaltning. En bra process för allmänhetens deltagande bör därför planeras redan på ett tidigt stadium så att idéer, kommentarer och bidrag från intressenter kan integreras under processens gång [1].

123

**Obligatoriskt,
möjligt eller önskvärt?**

I direktivet understryks betydelsen av ”nära samarbete och samverkan” på alla nivåer och stadier i vattenarbetet och att medlemsstaterna skall ”uppmuntra aktiv medverkan från samtliga berörda parter”. Medlemsstaterna måste säkerställa ”allmänhetens, inbegripet vattenanvändarnas deltagande” i arbetet med förvaltningsplanerna, både på berednings- och genomförandestadiet. Alla bör ha tillgång till ”riktig information om planerade åtgärder” så att de kan ”delta innan slutliga beslut om nödvändiga åtgärder fattas” [2].

Det kan emellertid råda en viss begreppsförvirring om vad myndigheterna nu, enligt lag, måste göra gentemot intressenter och andra medborgare och vad som visserligen är lämpligt, bra och önskvärt i mån av resurser men inget absolut krav.

Allmänhetens deltagande ...

Begreppet ”allmänhetens deltagande” används inte i direktivet, men däremot i de EU-gemensamma vägledningarna om planeringsprocessen respektive allmänhetens deltagande i vattenförvaltningen [3]. Där används ”allmänhetens deltagande” som ett samlingsbegrepp för alla typer av

medverkan i beslutsfattande och för alla steg där allmänheten ges möjlighet att påverka resultatet av planer och arbetsprocesser.

Deltagande av allmänhet och intressenter kan ”bidra till att få fram olika åsikter och synsätt på tänkbara åtgärder och därmed även föra fram alternativa tillvägagångssätt innan man fattar beslut” [4, 5]. Likaså ”framhålls av alla som har tittat närmare på vad processen kan komma att innebära hur viktigt det är att alla berörda parter – särskilt på lokal nivå – får (och vill) vara med i arbetet att utforma och genomföra åtgärdsprogrammen. Den kunskap som finns lokalt om de speciella förhållandena i ett område, kring en vattenförekomst, får inte tappas bort”.

Deltagande, enligt resonemanget i vägledningsdokumenten, behöver dock inte nödvändigtvis betyda ”att alla skall delta i allting och vid alla tillfällen. Vad beträffar åtgärdsprogrammet är de viktigaste intressenterna de som är direkt berörda genom att ha verktyg och möjligheter att åstadkomma förbättringar eller vars verksamheter står för den största påverkan på vatten i distriktet. Till dessa aktörer hör t.ex. andra myndigheter och företag/operatörer som ansvarar för vattenförsörjning och avloppshantering, de som har särskild teknisk kunskap, de som fungerar som representanter för en speciell intressegrupp och de som betalar för åtgärderna”.

Resonemanget gäller också för processen att utarbeta en förvaltningsplan. Naturvårdsverket poängterar att ”en öppen dialog med berörd allmänhet om vattenfrågor och att göra arbetet med förvaltningsplanen till ett forum för kommunikation, samråd och aktivt medverkan också blir en del av åtagandet att genomföra Århuskonventionen. I konventionen läggs tyngd vid samspelet i ett demokratiskt sammanhang mellan medborgarna och offentliga organ och där lyfts behovet av en ny process för allmänhetens deltagande fram”.

... rätt till information ...

Om man inte får tillgång till information kan man knappast vara med i vare sig planerings- eller beslutsprocesser om vatten eller någon annan fråga. Enligt direktivet har allmänheten endast rätt till bakgrundsinformation i vattenfrågor. Det ställs inga krav på myndigheterna att de aktivt skall sprida information. Inte heller i vattenförvaltningsförordningen nämns något krav på information från myndigheterna till medborgarna [6].

Att göra information tillgänglig och lätt att förstå är emellertid en grundläggande förutsättning för att få såväl samråd som aktiv samverkan att fungera. Intressenter och allmänhet behöver därför garanteras tillräcklig information om t.ex. planeringsprocessen, resultat av analyser, föreslagna åtgärder och planer samt argument för beslutsfattande.

... samverkan ...

I förordningen framhålls kravet på samverkan. Kravet gäller för vattenmyndigheterna, som alltså åläggs uppgiften att sörja för samverkan och att

finna lämpliga former för samverkan inom sina distrikt. Ibland kan samverkan röra t.ex. myndigheter och organisationer på regional nivå. Dessa kan sedan i sin tur föra en dialog med sina organisationer.

Begreppet ”samverkan” kan omfatta olika saker: att ta del av information, att delta i ett formellt samråd, att delta vid konsultation, att delta i aktiv medverkan.

Samverkan kan ske genom att representanter från organisationer utanför vattenmyndigheterna finns med i t.ex. arbetsgrupper, referensgrupper eller styrgrupper. Befintliga samarbetsformer, t.ex. vattenvårdsförbund, bör vara med i samverkan kring vattenfrågor.

Samverkan innebär emellertid inte att alla har anledning eller rätt att vara med eller att man alltid blir överens. Det är en del i planeringsprocessen och skall pågå under hela den processen, när man utarbetar planer och program. Samverkan är således en del i arbetet att fastställa åtgärdsprogram, men ytterst blir det vattenmyndigheternas vattendelegationer som har att fatta besluten om åtgärdsprogrammen och förvaltningsplanerna för respektive vattendistrikt.

... samråd ...

I arbetet med att utarbeta ett åtgärdsprogram finns både ett reglerat samrådsförfarande och en mindre styrd process för att samverka med alla berörda. Enligt förordningen (4§) skall vattenmyndigheten ”planera sitt arbete [...] så att det möjliggör och uppmuntrar till deltagande av alla som berörs av förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön”. Man skall samråda och samverka med andra myndigheter, kommuner, organisationer, verksamhetsutövare och enskilda som berörs av myndighetens beslut om förvaltningen av vatten inom distriktet.

Samråd innebär att alla berörda ges möjlighet att reagera på planer och förslag som har utarbetats av myndigheter. Det handlar då om att myndigheterna rådfrågar individer och intressenter för att lära från deras kunnande, insikter, erfarenheter och idéer. Samråd används för att samla information eller åsikter från dem som medverkar i arbetet med att få fram lösningar som bygger på sådant kunnande. I samråd presenterar man rapporter, scenarier eller planer och ber människor att ta ställning till och kommentera dessa. Att lyssna på svaren och förslagen är emellertid inte detsamma som lova att den som bidragit med kommentarerna eller förslagen får delta i beslutsfattandet. Experter och myndighetsutövare har inte någon formell skyldighet att ta hänsyn till allmänhetens åsikter.

Redan i dag ingår samråd i PBL-systemet, när man bildar vattenskyddsområden och naturreservat enligt miljöbalken. Samråd hålls också formellt när miljökonsekvensbeskrivningar utarbetas. Det är den första nivån för verkligt deltagande.

För arbetet med förvaltningsplanen för ett vattendistrikt skall det genomföras tre formella samråd vid angivna tidpunkter i processen. För

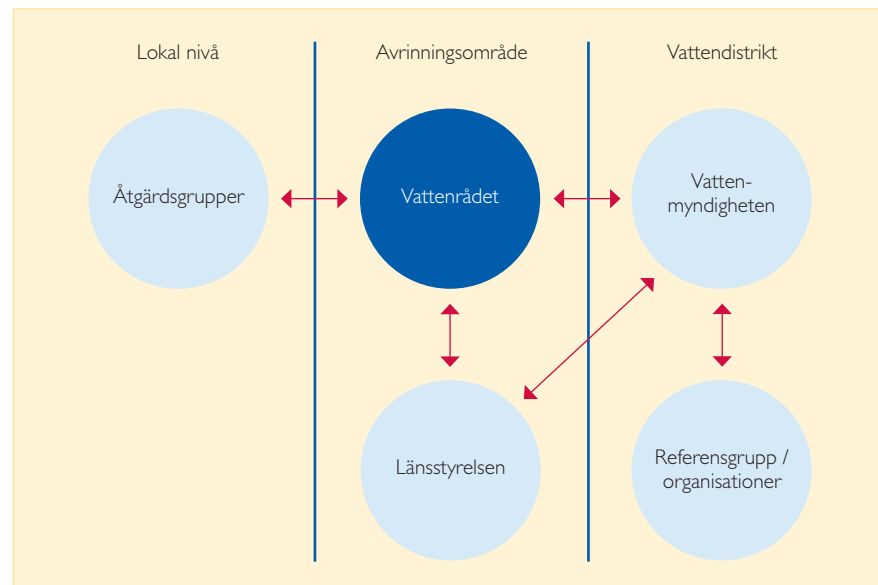
åtgärdsprogrammet skall det ske ett sådant samråd före beslut. Även andra viktigare frågor skall omfattas av formella samråd. Vattenmyndigheterna skall även samråda innan de beslutar i andra frågor av större betydelse, t.ex. fastställande av kvalitetskrav, övervakningsprogram, karakterisering samt beslut om undantag och om kraftigt modifierade vatten.

I förordningen ställs det också krav på skriftliga samråd. Myndigheter, kommuner, organisationer, verksamhetsutövare, allmänhet och övriga berörda kan lämna synpunkter på tidtabell och arbetsprogram, preliminär översikt över väsentliga frågor, förslag på förvaltningsplan eller åtgärdsprogram.

... aktiv medverkan ...

Aktiv medverkan innebär, till skillnad från samråd, att aktivt delta i planeringsprocessen genom att diskutera frågor och medverka till lösningar. För att det skall klassas som aktiv medverkan skall deltagarna ha faktiska möjligheter att påverka planeringen, vilket dock inte automatiskt gör dem ansvariga för vattenförvaltningen.

När det gäller aktiv medverkan måste åtminstone uppenbara intressenter få vara delaktiga, eftersom de antingen är påverkade av eller har inflytande över en fråga. Bakgrundsinformation skall alla ha tillgång till, när som helst. Av praktiska skäl är det emellertid omöjligt att aktivt engagera alla eventuella intressenter i alla frågor. Man får då utgå från vem som är mest berörd, i vilken grad och i vilket sammanhang de vanligtvis verkar och vem de representerar, deras medverkan och möjlighet till engagemang samt det politiska, sociala och miljömässiga sammanhanget.



Vissa intressenter kan bidra främst med sina idéer och den information de besitter, medan andra kan ha mer direkta intressen, t.ex. att beslut om vattenförvaltning direkt kommer att påverka deras mark, egendom eller verksamhet i annan mening.

... och Vattenråd för att organisera samverkan

Vattenmyndigheterna kan uppmuntra till deltagande för samråd genom att engagera aktörer i arbetsgrupper, workshops och fokusgrupper för att utarbeta beslutsunderlag. Man kan också samla information och synpunkter från aktörerna genom referensgrupper, intervjuer, enkäter och dialogmöten.

Den rent formella delen av samverkan, som vattenmyndigheterna är skyldiga att ombesörja, regleras alltså i förordningen. Det finns möjlighet att föra samman de formella samråden till ett i tiden gemensamt samråd. Grundreglerna för och erfarenheterna av samråd finns redan i de regler som tillämpas i Sverige för planer och program t.ex. enligt PBL-systemet, vid bildande av vattenskyddsområde och naturreservat enligt miljöbalken eller i samband med MKB-processen.

Vattenmyndigheterna har gemensamt funderat på hur samverkansprocessen skulle kunna gå till och föreslår att de tillsammans med länsstyrelserna samordnar och organiserar samverkansgrupper – vattenråd – inom respektive avrinnings- och delavrinningsområden.

Vattenrådet skall verka för att genom lokal delaktighet uppnå bättre beslut, öka tillgången på lokal kunskap, öka medvetenheten kring miljöfrågor och i synnerhet vattenfrågor, främja lokala initiativ och skapa ett lokalt engagemang för tillänkta planer. Vattenrådet skall också vara ett forum för diskussioner och en kanal för informationsflöde mellan myndigheter och de som berörs av besluten. De beslut som fattas i ett vattenråd måste också vara politiskt förankrade.

För att fungera optimalt i vattenmyndigheternas arbete skall de tänkta vattenråden utarbeta tillståndsbeskrivningar, göra ekonomiska analyser, utarbeta miljöövervakningsprogram, definiera miljökvalitetsnormer och undantag, fastställa referenstillstånd, göra bedömningar av riskerna att inte kunna uppnå god vattenstatus, samt utarbeta åtgärdsprogram och förvaltningsplan för sitt speciella avrinningsområde.

För närvarande (sommaren 2006) finns inga extra resurser för att organisera att vattenråd gör allt detta. Mycket av det praktiska arbetet kommer därför sannolikt att utföras av länsstyrelserna, men det kommer regelbundet att ske avstämningar mellan vattenråd och länsstyrelser. Vattenråden skall stå bakom de förslag till miljöövervakning, miljökvalitetsnormer, åtgärdsprogram m.m. som vattenmyndigheterna sedan har att besluta om.

Det är viktigt att de berörda inom ett område bildar ett vattenråd när man anser tiden vara mogen – inga vattenråd skall tvingas fram. Hittills har främst vattenvårdsförbund visat intresse för att fungera som vatten-

råd. Som nämnts organiserar landets vattenvårdsförbund och kustvattenförbund recipientkontroll inom sina respektive avrinningsområden (vattendrag, kustområden). Förbunden kan med fördel vara grundstommen i avrinnings- eller delavrinningsområdets vattenråd. Ett råd kan också byggas runt en kommun eller ett kommunförbund. Vissa stora avrinningsområden kan behöva delas upp i mindre delavrinningsområden för att uppnå syftet med delaktighet och samtidigt få effektivitet i arbetet. Vattenrådets sammansättning skall spegla vattenområdets karaktär och rådet kan bestå av företrädare för kommuner, jord- och skogsbruk, industrin, kraftintressen m.fl. För att kunna verka som vattenråd kan ett vattenvårds- eller kustvattenförbund behöva vidga kretsen av medlemmar för att bättre kunna representera de berörda inom avrinningsområdet.



De lokala aktörerna bestämmer hur man vill organisera och administrera arbetet med vattenrådet. Rådet är ingen myndighet och bör inte ha myndighetskaraktär. Därför är det viktigt att det inte blir någon myndighet som leder arbetet med den administrativa kanslifunktionen även om denna fysiskt kan vara placerad inom en myndighet.

Från vilket håll som initiativet till bildandet av vattenråd än kommer ligger ansvaret för vattenförvaltningen kvar på vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. Det är också vattenmyndigheterna och länsstyrelserna som bär ansvaret för att kvaliteten på slutresultaten är den som krävs.

Alla berörda kan inte delta i ett vattenråd om rådets arbetet skall bli effektivt. De intressenter vars verksamhet påverkar vattenkvaliteten i området eller som på annat sätt är beroende av tillståndet i vattnets måste vara med i vattenrådet, men det finns också många andra aktörer i ett område. Den stora gruppen "allmänheten" måste få möjlighet att uttrycka åsikter, t.ex. genom information (skriftlig, på nätet) och/eller genom att man anordnar möten med bred inbjudan. Man kan också arbeta med referensgrupper och tvärspektoriella grupper (motsvarande distriktsnivån); behov av sådana grupper får bedömas från fall till fall. Hur kontakten med allmänheten skall ske får avgöras av storleken på avrinningsområdet och/eller antal viktiga verksamheter och intressenter i området. Länsstyrelserna och vattenmyndigheterna kommer i möjligaste mån att försöka stödja vattenråden praktiskt för att informationsinsatserna skall underlättas.

För att öka delaktigheten på den lokala nivån är det viktigt att vattenråden på olika sätt försöker uppmuntra till bildning av lokala åtgärdsgrupper. Det kan vara grupper kring en viss fråga eller tema, som t.ex. fisk/fiske, eller att man tillsammans med grannar visar intresse för att förbättra tillståndet i vattnet längs en kortare sträcka. Vattenmyndigheterna tror att åtgärdsarbete på så lokal nivå inte bara ökar delaktigheten och förståelsen för kommande åtgärder, utan också gör att vattenförvaltningen får möjlighet att tillgodogöra sig värdefull lokal kunskap.

Referenser

- [1] Informationsbroschyrer från EU-kommissionen (DG Miljö): Rent vatten i EU (2000). Ramdirektivet för vatten: Slå upp det! (2002). Vatten är liv (2002).
- [2] Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (Ramdirektivet för vatten).
- [3] Naturvårdsverket (2003):Handledning gällande allmänhetens deltagande i förhållande till ramdirektivet för vatten. Aktiv medverkan, samråd och allmän tillgång till information. www.vattenportalen.se/docs/ramhandl.pdf
- [4] Naturvårdsverket (2005): En bok om svensk vattenförvaltning. Rapport 5489.
- [5] Naturvårdsverket (2003): En basbok om Ramdirektivet för vatten. Rapport 5307.
- [6] Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. SFS 2004:660



Modellerad vattenverklighet

– behov, möjligheter och hinder

JOHANNA ALKAN OLSSON OCH LOTTA ANDERSSON

Vi lever på en dynamisk planet med dynamiska ekosystem och dynamiska politiska samhällen. Modeller kombinerade med olika framtidsscenarier kan hjälpa oss att hantera denna komplexitet. Modellerna kan inte tala om för oss vilka åtgärder vi skall vidta, men de kan hjälpa oss att bedöma hur effektiv en lösning på ett problem kan bli utifrån olika perspektiv. Att använda modeller ger oss därmed möjligheter att tydliggöra troliga effekter av olika val, vilket ger underlag till beslutsprocesserna kring komplexa miljö- och planeringsproblem, inklusive vattenförvaltning och vattenplanering.

Information som kommit fram med hjälp av modeller används allt oftare i miljöarbetet och därför är det angeläget att fundera över hur sådan information används i beslutsprocesser. Vad krävs för en god och konstruktiv användning av modellbaserad information i vattenförvaltningen? För vad är modeller användbara verktyg och för vad är de det inte?

Grunden för att modellbaserad information skall kunna användas som ett verktyg är att mottagarna tycker att den information som kommer fram är relevant och att de litar på resultaten. Detta kräver förståelse både av modellernas starka och svaga sidor.

Erfarenheterna har visat hur viktigt det är att så tidigt som möjligt engagera de grupper i samhället som orsakar eller berörs av ett miljöproblem så att de kan delta i diskussioner om hur problemet kan lösas. Ju tidigare de berörda är med i dialogen, desto bättre kan eventuella beslut bli förankrade. Acceptansen för modellresultat har visat sig öka om lokala intressenter får möjlighet att påverka uppsättningen av modellerna så att dessa verkligen avspeglar människors kunskap om lokala förhållanden.

Till vad kan modeller användas?

Det finns många olika typer av modeller, som skapats för många olika användningsområden. Vissa typer av modeller för miljödata kan användas för att göra korttidsprognoser, t.ex. för att för några dagar framåt beräkna luftföroreningshalten i större städer eller göra väderprognoser.

För vattenplanering är det dock ofta förhållanden i ett längre tidsperspektiv som är intressanta. Med hjälp av modeller kan man exempelvis kvantifiera bidragen från olika föroreningskällor inom olika delar av ett avrinningsområde. Modeller kan också användas för att beskriva hur olika åtgärder kommer att påverka framtida vattentillgång eller föroreningsbelastning och hur sådana förändringar påverkas av var i avrinningsområdet man vidtar en viss åtgärd. Modellbaserade analyser kan därmed ligga till grund för diskussioner om val av strategier.

Man kan således använda resultaten av modellbaserade analyser i diskussioner om miljöproblem som vi kan påverka lokalt (t.ex. övergödning). Resultaten kan också användas i diskussioner om hur en anpassning skall göras till förändrad vattentillgång eller förändrad vattenkvalitet på grund av faktorer som vi inte kan styra över lokalt (t.ex. klimatförändringar).

Styrkan med modeller ligger i att man med hjälp av dem kan hantera stora mängder data och därigenom få en hanterbar beskrivning av effekterna av många komplexa och samverkande kortsiktiga och långsiktiga processer i natur och samhälle. Tillgången på data är dock alltid en begränsande faktor. En förutsättning för att en modell skall vara användbar i vattenplanering är därför att den kan användas med utgångspunkt från tillgängliga databaser. För lokala tillämpningar kan det dock ibland vara nödvändigt att lägga ner tid på att samlas in den typ av data som i allmänt tillgängliga databaser kan bli alltför generella för det egna området. Man kanske t.ex. behöver inventera hur många hushåll i området som har olika typer av enskilda avlopp. Dessutom bör modelleringen kombineras med mätningar i t.ex. vattendrag, sjöar och kustzoner för att säkerställa att modellen producerar resultat som har en acceptabel överensstämmelse med verkligheten.

Flera studier har visat att tillgång till modellbaserad information, trots generaliseringar, underlättar en dialog mellan olika aktörer inom vattenplanering. Det blir lättare att komma fram till en gemensam syn på dagens miljöförhållanden och på orsakerna till eventuella problem, liksom att få en gemensam bild av de troliga för- och nackdelarna från miljösynpunkt med olika åtgärder. En sådan samsyn är en viktig utgångspunkt för att få förankring för en lokal åtgärdsplan. Genom att modeller kan hjälpa till att göra komplexa problem greppbara kan de användas till att öka både experters och allmänhetens förståelse av miljöproblem och möjliga lösningar på problemen. Modellstödda diskussioner mellan olika intressenter har också visat sig leda till ökad förståelse för hur olika grupper agerar och tänker. Detta har inte minst visat sig vara viktigt vid samarbete och engagemang i vattenplaneringen på det lokala planet, där det inför genomförande av åtgärder är viktigt att definiera lokala miljömål och förslag på hur de skall uppnås så att det uppfattas som trovärdigt och acceptabelt att genomföra.

Modellbaserade analyser – ett verktyg i vattenplaneringen

Det ökade intresset för att använda modellbaserade analyser i vattenplaneringen har flera orsaker.

- **Ökade behov av att kunna kvantifiera orsaker till miljöproblem och beräkna vilka åtgärder som kan bli mest effektiva för att lösa problemen:** I bl.a. miljöbalken med dess miljökvalitetsnormer, liksom i vattenförvaltningsförordningen och arbetet med att uppnå de nationella miljökvalitetsmålen finns det krav på att kunna kvantifiera bidra-

gen från olika källor till miljöproblem så att det tydligare framgår vilket ansvar enskilda grupper av förorenare har. I den nya vattenförvaltningen ställs t.ex. krav på att EU:s medlemsländer, inklusive Sverige, skall kunna uppnå god vattenstatus vid definierade tidpunkter. Det krävs också tydliga prioriteringar av de åtgärder som mest effektivt förväntas bidra till att man kan uppnå miljö kvalitetsnormerna. Modellbaserade analyser kommer med stor sannolikhet att vara ett viktigt del av detta arbete.

- **Ökade behov av pedagogiska verktyg för att underlätta en dialog med olika intressegrupper om miljöproblem och åtgärder:** Det finns ett ökat krav på att olika grupper av intressenter – både förorenare och andra vattenanvändare – skall ha möjlighet att delta i miljö- och planeringsdiskussioner och den miljöpolitiska beslutsprocessen. I praktiken har detta medinflytande konkretiserats genom lagfästa krav på samrådsförfarande i bl.a. översiktsplaneringen, ärenden enligt plan- och bygglagen, vid genomförandet av miljökonsekvensbeskrivningar samt i den nya vattenförvaltningen. Detta ökar efterfrågan på pedagogiska verktyg och metoder för att på både lokal och regional nivå underlätta diskussionerna mellan experter, myndigheter och lokala intressenter kring vad som orsakar föroreningar och vad som krävs för att lösa miljöproblemen.
- **Den snabba teknikutvecklingen som gjort modellbaserade analyser mer lättillgängliga och efterfrågade:** Den ökande datorvanan bland beslutsfattare, administratörer och olika intressegrupper innebär att modeller inte längre behöver ses som främmande för dem som inte är modellexperter. Dessutom ökar tillgången på digitala databaser ständigt, men här kan fortfarande kostnaden vara ett hinder. Teknikutveckling har möjliggjort att komplexa modellbeskrivningar av processer i landskapet kunnat kopplas till pedagogiska presentationsverktyg, ofta kopplade till digitala kartpresentationer och olika former av beslutstödssystem. Sammanfattningsvis innebär detta att modellbaserad information har fått ökad relevans för praktiskt miljöarbete.

Modeller som kommunikationsverktyg

Styrkan med modeller är att de gör det möjligt att integrera processbeskrivningar och bearbeta stora mängder data och därmed få ett grepp om helheter. Baksidan av myntet är att det kan vara svårt för den som inte är expert på en modell att tolka orsakssamband och att få insikt i osäkerheter i producerade resultat.

En modell är alltid en förenkling av verkligheten. Vi kan aldrig få tillgång till landskapsinformation med den rumsliga upplösning som skulle krävas för en perfekt beskrivning av hur olika processer varierar i tid och

rum. Det är därför inte bara kunskap om processer utan även tillgång till data som är avgörande för hur komplexa modeller kan göras, samt för vilka tids och rumsskalor de är tillämpbara. Modellresultat kan således aldrig bli exakta speglingar av verkligheten. Detta dilemma är dock inte unikt för modeller, utan delas av analyser baserade på mätprogram, som begränsas av att de är stickprov i tid och rum av verkligheten. Mätprogram och modeller är således inte konkurrerande beskrivningar av verkligheten utan går hand i hand. Mätningarna kan säkerställa att modellen efterliknar verkligheten och att modellen kan utöka kunskapen om vad som sker i tid och rum där vi inte har möjlighet att mäta.

Valet av modell styr vilken information som produceras

Skillnaden mellan olika modeller beror bl.a. på att de har skapats för olika syften. Detta innebär att de har olika styrkor och svagheter. Valet av modell bör därför göras utifrån det problem som man behöver lösa samt med utgångspunkt från vad som är realistiskt i förhållande till de data man har och storleken på den egna budgeten.

Vissa modeller har primärt skapats för praktiska tillämpningar, t.ex. för att uppskatta flöden i vattendrag men inte för att beskriva hur vattnet har tagit sig till bäcken. Vid tillämpning av dessa modeller kan man oftast klara kravet på tillgänglighet till lanskapsinformation och tidsserier av t.ex. klimatdata, men brister i beskrivningarna av processer kan vara ett hinder för att använda denna typ av modeller till uppskattning av effekter av olika scenarier. Andra modeller har primärt utvecklats med utgångspunkt från inomvetenskapliga kriterier och syften, t.ex. för att testa en teori om hur naturen uppför sig. Modellerna har då skapats av forskare som kan vara mer inriktade på att uppnå högsta vetenskapliga relevans i processbeskrivningar än på att säkerställa att resultaten överensstämmer med lokala observationer. Modeller med naturvetenskapligt korrekta processbeskrivningar är väl anpassade för att användas till uppskattning av effekten av olika scenarier. De begränsas dock ibland av stora krav på ingående data och bristfällig hantering av osäkerheter, speciellt när de används på andra landskapsskalor än de som de ingående ekvationerna är härledda för. Under senare år har det dock blivit vanligare att man eftersträvar en kombination av det bästa från dessa två världar – d.v.s. modeller som innehåller tillräckligt bra processbeskrivningar för att möjliggöra scenarioberäkningar, men som anpassats för att kunna användas med indata som är generellt tillgängliga.

I de flesta fall väljer man inte bara modell utan även modellerare, eftersom det ofta krävs erfarenhet och expertkunskap för att kunna använda en specifik modell. Valet av modell är alltså inte objektivt, utan görs på grundval av de erfarenheter och den vetenskapliga skolning som den anlitate modelleraren representerar. Även vid användning av samma modell kan olika modellerare komma fram till delvis olika resultat samt välja att

presentera osäkerheter på olika sätt. Ytterst kan alltså valet av modell och modellerare påverka beslutsprocessen genom att de modellresultat som presenteras kan leda till olika slutsatser om det aktuella miljöläget och om effekterna av olika åtgärder.

Hantering av osäkerheter

Genom att använda stora mängder data och samtidigt hantera många olika processer får man ett integrerat svar, men skapar också osäkerheter. Ju mer komplexa modeller, desto fler osäkra faktorer. Den perfekta modellen, om den fanns, skulle kräva så mycket information om variationsmöjligheter i landskapet att en tillämpning av den skulle bli ohanterlig. Även om vi matematiskt kunde beskriva alla förlopp i naturen skulle en modell aldrig kunna ge resultat som perfekt överstämmer med verkligheten.

Hantering av osäkerheter blir problematisk när information som



kommit fram med hjälp av modeller skall användas som underlag för politiska beslut och praktiska åtgärder. Osäkerheterna går inte att eliminera men det går att hitta strategier för att hantera dem. Ett grundläggande krav är att man kan visa god överensstämmelse mellan uppmätta och modellerade värden för t.ex. vattenflöde eller koncentration av näringsämnen i en sjö eller ett vattendrag. Detta räcker dock inte, eftersom det inte är en garanti för att modellen ger ”rätt svar” vid de oftast både i tid och rum begränsade mättillfällena av ”rätt anledning”. Vi måste därför även sträva efter att utveckla och använda modeller som har relevanta, vetenskapligt accepterade processbeskrivningar, en väl formulerad hantering av rumslig variabilitet i förhållande till de data som finns tillgängliga samt där test och anpassning mot flera typer av mätdata och andra observationer garanterar kvalitet i de resultat som modellen producerar. Eftersom vi alltid kommer att få leva med osäkerheter kan det ibland dessutom vara en fördel att i en beslutsprocess inte bara använda ”exakta” resultat, utan även ta hänsyn till sannolikheter och osäkerhetsintervall.

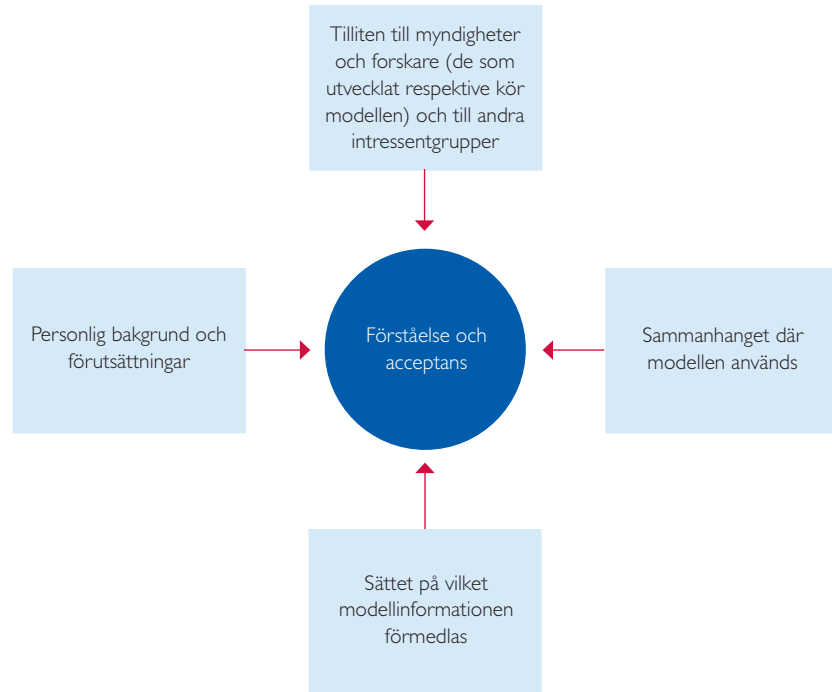
Orsaken till att olika modellerare med tillgång till identiska databaser kan sätta upp en modell så att den ger olika resultat beror bland annat på att de kan ha valt olika värden på modellens parametrar (t.ex. markens genomsläpplighet) och hastigheter på processer (t.ex. denitrifikation). Även om modellerarna lyckas lika bra med att anpassa modellen till att efterlikna uppmätta mätserier i vattendraget kan deras resultat baseras på olika beskrivningar av t.ex. de flödesvägar och retentionsprocesser som har lett till den sammantagna transporten, vilken i sin tur kan leda till olika förslag på åtgärdsstrategier.

Faktorer som påverkar acceptans av modellbaserad information

Experter, politiker och tjänstemän har ofta en förhoppning om att man genom att diskutera information som kommit fram med hjälp av modeller skall kunna få till stånd handlingar som förbättrar miljön. Tanken är att man i en dialog som byggs på modellresultat lättare skall komma fram till en gemensam syn på ett problem, vilket i sin tur är en förutsättning för att kunna fatta gemensamma beslut. Politikerna hoppas därigenom kunna övervinna oenigheter och lösa politiska kontroverser som har sitt ursprung i subjektiva, ovetenskapliga bedömningar. Denna tankegång vilar på idén att ökad kunskap ökar människors vilja att genomföra åtgärder och förändra sitt beteende till nytta för miljön.

Idén att modeller är bra eller kanske till och med det perfekta verktyget för att binda samman kunskap om processer i landskapet med val av strategier för vattenhantering är tilltalande – men i praktiken inte helt oproblematisk. Acceptans och tillit uppnås inte enbart genom att producerad information är av god kvalitet och kommunicerad på ett pedagogiskt sätt. Tillit till modellbaserade resultat eller annan vetenskaplig information styrs dessutom av en mängd andra faktorer (*bild 6.1*).

Bild 6.1. Faktorer som påverkar acceptans av modellbaserad information.



Tillit till myndigheter, forskare och andra intressentgrupper

Olika institutioner som t.ex. universitet, statliga verk, konsultbyråer, vattenmyndigheter och länsstyrelser utvecklar respektive använder modeller för att beskriva miljötillstånd. Tilliten till dessa institutioner är en viktig faktor för acceptansen av modellresultat. Sådan tillit är något som formas över tiden. Tidigare dåliga eller bra erfarenheter av hur myndigheter eller experter har agerat kan låsa senare försök till en god dialog som byggs på modellresultat.

Flera deltagare i dialogerna i Rönneåområdet hade från tidigare möten med experter fått uppfattningen att "de håller på med sitt, kommer hit och mäter och sedan försvinner de igen". Kommentaren tyder på att experterna inte hade efterlämnat något som man från lokalt perspektiv hade uppfattat som viktigt eller intressant.

Det kan också råda brist på tillit till hur myndigheter arbetar. En av deltagarna påpekade bristen på långsiktighet i myndigheternas miljöarbete: "Det som händer inom en mandatperiod för dem som har makt i ett land eller inom EU är alldeles för kort tid. Då har man nästa val att tänka på...[...] Men nu pratar vi om processer där det tar minst 20 år innan man ens kan bedöma effekterna av en åtgärd. Under en 20-årsperiod kanske man har ändrat inriktning tre gånger."

Hur människor tolkar information som tagits fram med hjälp av modeller beror även på hur man tror att experterna eller myndigheterna har

för avsikt att använda modellresultaten. Om syftet med modellarbetet är att driva igenom åtgärder som är dyra eller som radikalt kan komma att påverka intressenternas sätt att leva är det troligt att acceptansen för resultatet blir låg. Utifrån ett lokalt intressentperspektiv är det viktigt att inte bara miljöeffekter utan även andra faktorer som ekonomi också tas hänsyn till i modellarbetet; då uppfattas resultaten som mer användbara och relevanta för beslutsfattande.

Relationen mellan dem som bidrar till utsläpp är också viktig för hur modellresultat tolkas av olika intressentgrupper. Rättvisa är ett centralt begrepp. Detta framkom tydligt i å-dialogerna, där även rättvisa gentemot icke deltagande grupper, t.ex. konsumenter av den mat som produceras av jordbruket, lyftes fram. Spänningarna mellan stad och landsbygd i fråga om rättvisa i fördelningen av kostnader för åtgärder för reducering av när-saltstransport framgick bl.a. genom att kraven på enskilda jordbrukare att vidta åtgärder ställdes mot behovet av motsvarande krav på sommarstugugäster i fastigheter med enskilda avlopp.

Personlig bakgrund och förutsättningar

Tolkningen av modellbaserad information styrs givetvis också av vem man är. Ålder, kön, utbildning, yrke, social bakgrund och ekonomisk situation påverkar hur van man är vid datorbaserad information, hur insatt man är i miljöfrågor, samt hur erfaren man är av att ifrågasätta vetenskaplig information. En jordbrukare kan ofta på grundval av sin egen praktiska kunskap om processer i jorden och egna observationer av lokala miljöeffekter ha både insikt och motivation som gör att han eller hon kan göra en både mer insatt och också mer kritisk bedömning av lokala modellresultat än vad en ej insatt stadsbo kan göra. Yngre och äldre lantbrukare kan också ha olika syn på övergödningen eftersom de vuxit upp och skolats under perioder med olika inställning till miljöfrågor. För egenföretagare med ansträngd ekonomi är det troligt att ekonomiska överväganden väger tyngre än miljömässiga. En dialog som inte innefattar ekonomiska hänsyn är i sådana fall troligen inte konstruktiv.

Personlig erfarenhet och kunskap om ett problem, kopplat till lokala förhållanden i det område som studeras, är också viktiga för bedömningen av information som tagits fram med hjälp av modeller. När lokala förhållanden diskuteras är det mer troligt att modellinformationen möts av mer skepsis än när man diskuterar nationella förhållanden. Detta har givetvis sin grund i att deltagarna i en sådan diskussion kan använda egna erfarenheter som t.ex. observationer av processer i landskapet (t.ex. erosion av flodbankar eller ytavrinning från åkermark), förekomst av källor till föroreningar, eller redan genomförda åtgärder, som modellerarna inte har känt till. Ofta ifrågasätts även huruvida miljömålen är realistiska i ett lokalt perspektiv. En jordbrukare uttryckte det så att ”vi har ju märkt att även om det inte är intensiv produktion så läcker marken ändå. Det finns ju

gamla synder och vi har ju även exemplet att skogsmark som inte brukas läcker kväve. Så det är ju liksom frågan var det är realistiskt att vi lägger oss?”

Sammanhangen där modellresultatet används

Sammanhanget där modellen används är också viktigt. Flera av jordbrukarna i Rönneåområdet var negativa till de regionala typvärden för läckage från åkermark som använts för att beräkna avrinningen från jordbruksmark. I en annan liknande studie i Svartån tyckte områdets jordbrukare att typvärden kunde användas, eftersom det gav dem en möjlighet att sätta förhållandena på den egna gården i relation till det regionala genomsnittet samtidigt som de hade förtroende för att typvärdena gav en rimlig uppskattning av läckaget i avrinningsområdet som helhet. Skillnaden i reaktion kan kopplas till det sätt på vilket modellerna har använts. I Svartåstudien var det jordbrukarna själva, tillsammans med en rådgivare som de hade stort förtroende för, som definierade de typiska förhållandena inom sitt avrinningsområde. I Rönneåområdet användes regionala läckagekoefficienter, som hade definierats utanför studien och för betydligt större geografiska områden än dem som berördes inom ramen för de modellbaserade dialogerna. Läckage från åkermark hade således beräknats i förväg och utan dialog med de intressenter som sedan skulle använda informationen.

Båda studierna omfattade fler grupper än jordbrukare och i båda studierna användes lokal och detaljerad information om bidragen från olika punktkällor. Det är inte förvånande att jordbrukarna i Rönneåområdet såg det som orättvist och oprecist att bidraget från deras näring till övergödningen beräknades med standardvärden, medan uppskattningar av utsläpp från punktkällor (reningsverk och fastigheter med enskilda avlopp) baserades på lokalt insamlad information.

Kravet av redovisning av studier som stödjer modellresultaten ökar desto mer personligt berörd man är. Intressegrupper som utpekade som särskilt skyldiga till förorening av miljön har givetvis större orsak att vara kritiska till modellresultat, speciellt om de åtgärder som föreslås får ekonomiska konsekvenser för dem eller ökar deras arbetsbelastning. Det var tydligt att lantbrukarna kände sig utpekade som avrinningsområdets syndare men att de uppfattade att de inte fått tillgång till studier som visade att så var fallet: ”Hade jag fått svart på vitt att ekologiskt jordbruk inte läcker och att vanligt konventionellt jordbruk läcker så in i hundan, då hade det inte varit något att diskutera, utan vi fick ändra detta.”

Det faktum att det från statligt håll inte hade gjorts klart vem som förväntas betala för nödvändiga vattenförvaltningsåtgärder gav upphov till en rad frågor. Osäkerheter om ekonomiska och praktiska konsekvenser kan givetvis leda till en negativ inställning till åtgärder, trots att modellresultat pekar på en signifikant miljöförbättring.

Sättet på vilket informationen förmedlas

Naturligtvis påverkas tolkningen och acceptansen också av hur modellinformationen förmedlas. Om deltagarna i en dialog inte nås av eller förstår modellresultaten kan modellerna omöjligen bli en plattform för dialogen. De som förmedlar resultatet måste därför göra det på ett begripligt, tydligt och intresseväckande sätt. Vad som är tydligt och uppfattas som intressant av lokala vattenintressenter överensstämmer inte alltid med vad t.ex. modellerare uppfattar som intressant, och vice versa. Experter kan ibland ha uppfattningen att de måste använda en inomvetenskaplig terminologi för att uppfattas som seriösa. Alternativt kan experterna utgå från att deltagarna inte förstår resultaten och därför väljer att undanhålla tekniska aspekter som, om de hade framförts, hade uppfattats som värdefulla för mottagaren.

Förutsättningar för att använda modeller som kommunikationsverktyg

Det krävs både gedigen erfarenhet och kompetens för att använda modeller på ett ansvarsfullt sätt i en beslutsprocess. Denna kompetens är dock en kombination av att ha kunskap om modellerna i sig och att förstå de lokala sammanhang där modellen skall användas samt att ha tillgång till lokal information som är av betydelse för modellresultaten. En förutsättning för att använda modeller som kommunikationsverktyg är därför ett väl fungerande informationsutbyte mellan dem som arbetar med modellen, dem som skall bidra med information till modellen samt dem som använder de resultat som modellen producerar.

Hittills har modellbaserade analyser främst använts som ett hjälpmedel för tjänstemän och beslutsfattare på olika myndigheter i deras interna miljöarbete. Under senare år man dock i några pilotstudier använt modeller som ett kommunikationsverktyg mellan myndigheter och en bredare allmänhet, liksom för att underlätta förståelsen av miljöproblem hos olika grupper i samhället.

De modellverktyg som har använts i flera pilotstudier, inklusive den i Rönneåområdet, är främst sådana som bara kan hanteras av modellexperter. I ett nationellt perspektiv, t.ex. inom vattenförvaltningen, skulle det bli mycket dyrt att anlita modellexperter i alla faser av en lokal dialog. Som en motvikt till kostnaderna måste man dock väga in vinsterna dels av att använda modeller för att hitta kostnadseffektiva kombinationer av åtgärder, dels av att skapa ett samförstånd om behov av och val av åtgärder där människor känner sig delaktiga.

I realiteten måste modeller kunna användas på ett mer kostnadseffektivt sätt i lokala dialoger än vad som gjorts inom nämnda pilotprojekt. Därför utvecklas nu beslutstödssystem som kan användas även av icke-modellexperter. Dessa användarvänliga modellverktyg levereras ofta kopplade till regionalt tillgängliga databaser och med en uppsättning av scenarier. För att kunna använda modellerna i dialoger mellan lokala intressenter är det dock nödvändigt att användaren har möjlighet att successivt komplet-

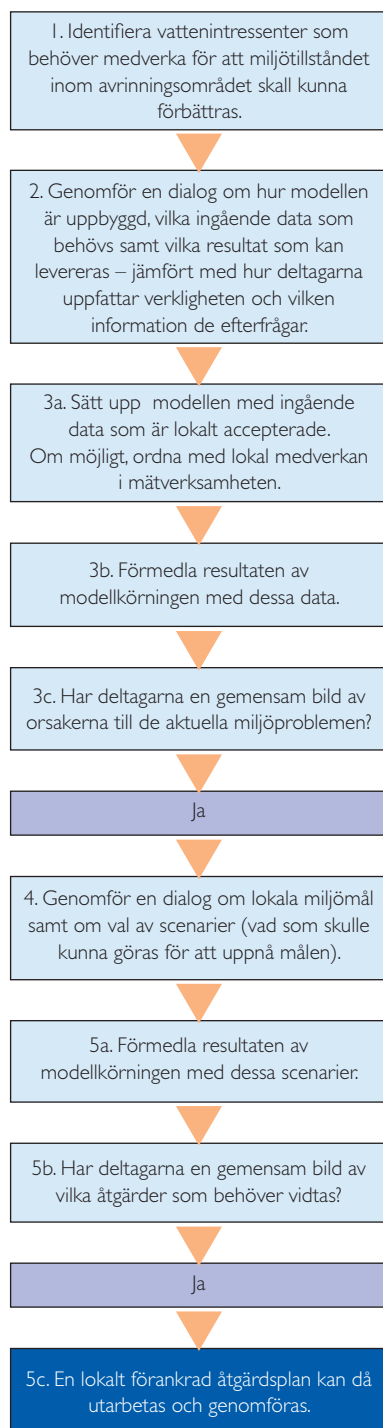


Bild 6.2. Stegen i en dialog byggd på deltagande modellering.

tera med lokalt tillgängliga databaser och att det går att utöka beslutstöds-systemet med nya, lokalt formulerade åtgärdsscenarioer. Eftersom många modell användare har tillgång till GIS-system är det ofta ett önskemål att användaren själv skall kunna lägga upp databaser av ingående data. Användare vill även gärna kunna presentera resultat med hjälp av det GIS-system de använder även i andra sammanhang. Det krävs både tekniskt flexibla system, som möjliggör en snabb uppdatering och generering av nya resultat, samt en kontinuerlig och väl fungerande dialog mellan utvecklare och användare av beslutstödssystemet för att kunna tillgodose dessa önskemål. Experter måste förmodligen fortfarande sätta upp modellen för olika regioner och även ansvara för en del modellarbete på vägen. Mycket av arbetet, inklusive uppdatering av databaser samt användning av beslutstödmodellerna i situationer för samverkan, kan dock utföras utan medverkan av modellexperter.

För att modeller skall kunna bli en plattform för dialog krävs en arbetsgång som garanterar att lokala intressenter aktivt deltar i och godtar den process som leder fram till resultat, inklusive förslag på åtgärdsscenarioer. Vi kallar denna process för deltagande modellering (*bild 6.2*). Syftet med deltagande modelleringen är att man genom en dialog mellan exempelvis beslutsfattare och lokala vattenintressenter utarbetar och förankrar information som kan användas till beslut om hanteringen av t.ex. vattenresurser. Modellerare bidrar i dialogen med sin kunskap om modellens förutsättningar och begränsningar. Lokala intressenter bidrar med sin lokala kunskap och de preferenser och möjligheter till lösningar som finns. En dialog baserad på deltagande modellering kan initieras både uppifrån (t.ex. från vattenmyndigheten) eller underifrån av lokala vattenintressenter som vill ligga steget före myndigheterna i arbetet med att förbättra miljön i det egna området.

Steg 1: Identifiera grupper av vattenintressenter vars medverkan krävs för att förbättra miljösituationen i det aktuella avrinningsområdet.

Steg 2: Se till att det genom en dialog mellan modellerare och lokala aktörer blir en förankring av de modeller och beslutstödssystem som används lokalt. Med förankring menas att jämföra modellens sätt att beskriva verkligheten med hur lokala intressenter uppfattar problemet i fråga. Ett viktigt led är att lokala deltagare utifrån sina egna observationer och annan lokal kunskap godkänner de data som används för att kör modellen. Lokala intressenter kan också bidra med data, t.ex. för att definiera modellrelevanta förhållanden på typiska djur- och växtgårdar inom olika delavrinningsområden samt genom att medverka i mätprogram.

Steg 3: Ge lokala intressenter möjlighet att utifrån sina egna erfarenheter ifrågasätta preliminära modellresultat.

Steg 4: De lokala intressenterna kommer överens om vilka åtgärdsscenarioer som skall testas för att beräkna tänkbara miljöeffekter av olika åtgärder. Detta måste ske i dialog med modellerare, eftersom den använda modellens struktur sätter gränserna för vilka scenarier som kan testas. Detta steg bör kombineras med information från t.ex. lantbruksrådgivare eller experter på olika avloppslösningar. Sådan kunskap bör förutom miljöeffekter av olika åtgärder inkludera kostnader och juridiska begränsningar.

Steg 5: Förmedla och utvärdera resultaten från scenariomodelleringen. Om de lokala intressenterna tycker att information saknas upprepar man något av de tidigare stegen. Om intressenterna är nöjda med resultaten av modelleringen är förutsättningarna goda för att man utifrån dessa gemensamt skapade framtidsbilder kan komma överens om en åtgärdsplan. Ett önskemål som kommit fram i pilotstudierna är att deltagande modellering också skall kunna användas för att testa rimligheten i och på så sätt förankra lokala miljömål.

Deltagande modellering kan uppfattas som långt ifrån den praktiska och ekonomiska verkligheten på lokal nivå. Redan nu används dock olika typer av datorbaserade beslutstödssystem för att förmedla åtgärdsförslag mellan experter och lokala intressenter. Greppa Näringen är ett kunskaps- och rådgivningsprojekt som syftar till att stötta jordbrukarna med kunskap och verktyg för deras arbete med att minska kväve- och fosforförluster på ett kostnadseffektivt sätt. Det viktigaste arbetssättet är att rådgivare återkommer till jordbrukaren under flera år och följer upp de åtgärder som provas. Med hjälp av datorbaserade växtnäringsbalanser får jordbrukaren en bra uppfattning om hur olika åtgärder kan leda till ökat utnyttjande av gårdens resurser och därmed bidra till sänkta kostnader, ökad lönsamhet och mindre förluster av växtnäringsämnen.

Många av de goda erfarenheterna från Greppa Näringen bör gå att överföra till deltagande modellering för att hantera vattenanknutna miljöproblem, men det finns vissa skillnader som man måste ta hänsyn till. Med Greppa Näringen vänder man sig till en enskild intressegrupp och har gårdsnivån som geografisk skala.

Deltagande modellering som den beskrivs här sker på avrinningsområdesskalan (den relevanta skalan för vattenförvaltning). På den nivån är det nödvändigt att engagera flera intressentgrupper både vad det gäller insamling och godkännande av använda databaser samt av val av åtgärdsscenarioer. En annan skillnad är att Greppa Näringen främst är ett informationsprojekt, medan deltagande modellering är avsett för dialogprojekt, där deltagare ges möjlighet att påverka strategier för att nå lokala miljömål.

Att tänka på när modellinformation används i dialoger om vatten

Syftet med att använda modellbaserad information är inte att presentera en optimal vetenskapligt objektiv problemlösning av ett problem. Det handlar snarare om att öppna för en diskussion där olika åsikter och infallsvinklar kan belysas så att man tillsammans kan komma fram till och genomföra en acceptabel handlingsplan för att åtgärda ett miljöproblem.

För att säkerställa att modellinformation uppfattas som attraktiv och kostnadseffektiv är det viktigt att säkerställa att modellbaserade beslutsstödsystem verkligen bidrar till att skapa goda förutsättningar för en dialog. Vi vill därför peka på några faktorer som kan vara viktiga att ta hänsyn till när olika typer av information, inklusive den som kommit fram med hjälp av modeller, används i en vattendialog. Exempelen bygger på erfarenheter inom VASTRA och HELP¹.

Transparens

Det är viktigt att presentationen av informationen är transparent. Transparens kan handla om att tydligt redovisa vilka antaganden en modell bygger på och vilka osäkerheter man måste hantera. Tekniska manualer och vetenskapliga artiklar fyller sällan detta behov, eftersom det som där menas med transparens handlar om de gängse vetenskapliga kraven, där det centrala är att redovisa ekvationer och antagandena bakom dem.

I en modellbaserad dialog handlar det snarare om att på ett pedagogiskt sätt redovisa vilka processer i naturen som har inkluderats, vilka källor till växtnäringssämnen som man har tagit hänsyn till och vilka generaliseringar som gjorts för ingående data och processer i modellen så att deltagarna kan se hur modellresultaten speglar lokala förhållanden.

I å-dialogerna var flera intressenter tveksamma till att åtgärder som optimerad gödning, vårplöjning och bevarade kantzoner hade fått förväntad effekt: ”Som jag ser det har jordbruket förändrat allt det där som ni säger, så det borde egentligen varit bättre. Och då är det ju något annat som belastar, och som vi missar då”.

Transparens kan i detta sammanhang handla om att skapa en medvetenhet om hur modellerna hanterar det faktum att det kan ta tid innan en åtgärd ger effekt. Att det finns förråd av näringsämnen i markzonen eller lagrat i sediment i sjöar och vattendrag är en faktor som förändras långsamt. Dessutom kan väderleksvariationer från år till år göra att effekter av förändringar inte alltid snabbt går att avläsa i vattensystem nedströms. Det är också viktigt att kunna förklara att åtgärder på enstaka åkrar har en begränsad genomslagskraft i ett avrinningsområdesperspektiv, d.v.s. att det krävs många insatser för att få till stånd ett mätbart resultat i avrinningsområdesskalan.

¹ HELP står för Hydrology, Environment, Life and Policy. Det är ett internationellt nätverk av avrinningsområden och ingår i UNESCO:s Internationella Hydrologiska Program (IHP). Syftet med HELP är att skapa och upprätthålla en dialog mellan experter, beslutsfattare och vattenintressenter.

I begreppet transparens ligger också att det är viktigt att vara tydlig om varför man använder modellinformation. Är det för att driva igenom åtgärder som är dyra eller som radikalt kan komma att påverka någon eller några intressentgrupperns sätt att leva? Eller är det för att öka människors lokala miljöengagemang, t.ex. genom lokalt deltagande i mätningar för att på så sätt öka förståelsen för miljötillståndet i området? Farhågor om dolda motiv bakom valet av modeller, databaser och åtgärdsförslag kan bara undanröjas om det skapas ett förtroende mellan dem som deltar i en modellstödd dialog.

En dialog mellan beslutsfattare, tjänstemän och vattenintressenter kan inte heller enbart bygga på naturvetenskaplig modellinformation, eftersom rationella beslut kräver att andra faktorer vägs in. Olika typer av information och hänsynstaganden av praktisk, ekonomisk, social eller politisk natur måste presenteras öppet och förmedlas till samtliga berörda.

Det är viktigt att deltagande experter och den som leder dialogen förstår att deras roll är att bidra med information som kan underlätta en dialog, inte att utbilda intressenterna så att de fattar ”rätt” beslut. Sakkunniga skall assistera dialogen, inte dominera den.

Användarvänlighet

Användarvänlighet handlar framför allt om att ta hänsyn till och anpassa producerad information till dem som skall använda den och genomdriva åtgärder. I övergödningssammanhang handlar detta framförallt om lokala intressenter som jordbrukare och ägare till fastigheter som inte är anslutna till kommunala avlopp. En jordbrukare kan vara intresserad av rådgivning om hur olika åtgärder lokalt påverkar läckage på gårdsnivå. Samtidigt kan både jordbrukaren och andra intressenter ha behov av att se hur näringsämnen från olika källor i olika delar av landskapet integreras och omvandlas på sin väg genom grundvatten, vattendrag, sjöar och våtmarker. Det är viktigt att resultat från modeller på olika skalor lätt kan kombineras så att det blir tydligt vilken effekt åtgärder på t.ex. gårdsnivå ger på avrinningsområdesnivå.

Frågan om osäkerheter är oundviklig men hur osäkerheter bör presenteras och användas kan diskuteras. En traditionellt vetenskaplig redovisning av osäkerheter är inte alltid det bästa sättet, men ibland kan det vara bättre att ange ett intervall än en exakt siffra för t.ex. var vi tror oss hamna om en viss åtgärd eller kombination av åtgärder genomförs. Jordbrukare, som har stor vana att hantera och förstå effekten av att klimat och landskapsfaktorer varierar, generaliserar när de fattar beslut, eftersom det är omöjligt att fullt ut ta hänsyn till alla variationer. Denna erfarenhet kan och bör användas som en resurs i dialoger.



Kunskap om den politiska verkligheten

Dialoger mellan vattenintressenter kan bli uppmärksammade händelser, som kan leda till både förväntade och oväntade reaktioner. I vissa fall kan användningen av modeller öka deltagarnas intresse för att få till stånd en lösning på ett miljöproblem. I andra fall, om man som intressent känner sig orättvist utpekad, kan reaktionen bli negativ. Det är därför viktigt att genom god kunskap om rådande politiska beslut ta hänsyn till intressenternas möjlighet att genomföra nödvändiga förändringar. Jordbruksmarken läcker visserligen näringsämnen, men för det är alla som konsumerar produkter från jordbruket medansvariga. Det är bara en liten del av läckaget från jordbruksmark som kan minskas med olika åtgärder. Ur lokal synvinkel kan det vara viktigt att de åtgärder som intressenter förväntas utföra är optimala från ett samlat miljöperspektiv och inte bara från en enskilda miljöaspekt som kanske inte ens är den som de själva uppfattar som mest angelägen. Det är också viktigt att som expert och diskussionsledare ta hänsyn till att olika grupper har olika perspektiv och önskemål om hur snabbt man ska gå fram. Människor kan också, även om de delar ett miljöintresse, göra olika prioriteringar.

Potentialen hos modellbaserad aktörssamverkan beror på möjligheten att fånga upp lokalt förankrade rekommendationer i den formella beslutsprocessen. Det måste finnas en arbetsgång, ett institutionellt nätverk som säkerställer att faktiska beslut grundas på de lokalt förankrade rekommendationer som dialogen kan leda till. Utan sådana institutionella nätverk kan modellbaserade dialoger bli en kostsam tillställning som i bästa fall är ett trevligt avbrott i de lokala vattenintressenternas dagliga liv men som på sikt snarare bidrar till minskat förtroende för beslutsfattare.

Även om användning av modeller i en dialog mellan olika grupper inte alltid leder till direkta beslut om hur en miljöfråga skall hanteras lokalt eller regionalt är dock ofta vägen mödan värd. Diskussioner mellan olika intressenter kan bidra till ett ökat engagemang för problemet i fråga samt, inte minst, till en ökad förståelse för hur andra intressegrupper handlar och tänker, vilket ökar möjligheten för framtida samarbete. Detta kan även gälla möjligheterna till ökat förtroende mellan experter och olika intressegrupper. Eller som en av deltagarna i å-dialogerna uttryckte det: ”I fortsättningen är det väldigt viktigt att forskningen och näringen har sådana här träffpunkter för att utbyta erfarenheter. För vi har ju ibland lite förutfattade meningar om forskare och forskare har kanske lite förutfattade meningar om oss”.

Tid

Kommunikation kring miljöproblem måste också få ta tid. Om processen kortas ner till enskilda ”informationstillfällen” blir det inte tid nog för att skapa något ömsesidigt förtroende vare sig mellan olika intressegrupper eller mellan intressenter och experter. För att skapa en gemensam accep-

tans av modellresultaten krävs det återkommande träffar med tid för uppföljning, grundad på vad som kom fram vid tidigare möten. Om modellerna inte tar sig tid att kommunicera med beslutsfattare och intressenter kommer modellresultaten kanske att ha ett värde som bidrag till forskarsamhället, medan de blir mer eller mindre betydelselösa för det praktiska arbetet att genomföra åtgärder som kan bidra till att man når miljömålen.

Referenser

- Andersson, L. och Moody, D. M. (red)(2004): Hydrology for the environment, life and policy (HELP) programme. *International Journal of Water Resources Development*. Vol 20. No. 3. Special thematic issue.
- Andersson, L. (2004): Riverine Nutrient Models in Stakeholder Dialogues, *International Journal of Water Resources Development* 20: 399-425.
- Andersson, L., Roseberg, K., Pers, B.C., Olsson, J. Och Arheimer, B. (2005): Estimating Catchment Nutrient Flow with the HBV-NP Model: Sensitivity to Input Data. *Ambio* 34(7): 521-520
- Dahinden, U., Querol, C., Jäger, J., och Nilsson, M. (2003): Citizen interaction with computer models. I: Kasemir B., Jäger J., Jaeger C. C. och Gardner M.T. (red.): *Public Participation in Sustainability Science A Handbook*, Cambridge University Press.
- Darier, E., Shackely, S., och Wynne, B. (1999): Towards a 'Folk Integrated Assessment' of Climate Change? *International Journal of Environmental Pollution* 11: 351-372.
- Kasemir B., Jäger J., Jaeger C. C. och Gardner, M.T. (2003): *Public Participation in Sustainability Science: A Handbook*, Cambridge University Press.
- Lam, D. och Swayne D. (2001): Issues of EIS software design: Some lessons learned in the past decade. *Environmental Modelling and Software*, 419-425.
- Lundqvist, L. J., Jonsson, A., Galaz, V., Löwgren, M. och Alkan Olsson, J. (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitel 22.
- Alkan Olsson, J. (2004): Hållbar vattenförvaltning. Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi. VASTRA Rapport 5. Kapitlen 16-21.
- Alkan Olsson, J. och Berg, K. (2005): Local stakeholders acceptance of model generated information as a communication tool in water management – the Rönneå Study, *Ambio* 34(7): 507-512.
- Oreskes, N. (2000): Why believe a computer? Models, measures and meaning in the natural world. I: Scheiderman, J.S. (red.): *The earth around us: Maintaining a livable planet*. W.H. Freeman.
- Sarewitz, D., Pielke, R. A. och Byerly, R. (red.)(2000): *Prediction Science and the Future of Nature*. Island Press.
- Yearley, S. (2000): Making systematic sense of public discontents with expert knowledge: two analytical approaches and a case study, *Public Understanding of Science* 9:105-122.



VASTRA-modeller i vattenplaneringscykeln

LOTTA ANDERSSON, BERIT ARHEIMER, SOFIA KALLNER BASTVIKEN, HOLGER JOHNSON, KATARINA KYLLMAR, MARTIN LARSSON, CHARLOTTA PERS, JÖRGEN ROSBERG, ANNIKA STÅHL-DELBANCO OCH KARIN TONDERSKI

Åtgärdsprogrammen kommer att bli ett av vattenmyndigheternas viktigaste redskap. I den första vattenplaneringscykeln, med målet god vattenstatus senast år 2015, skall vattenmyndigheterna se till så att ett åtgärdsprogram upprättas senast till år 2009. Redan under 2006 bör det finnas underlag för att påbörja programarbetet. [MER I KAPITEL 2](#) ►

Övergödningen är ett av våra mest svårhanterliga vattenproblem och kommer därför tveklöst att vara ett prioriterat område i flertalet svenska åtgärdsprogram. Många av de nödvändiga åtgärderna kan bli mycket kostsamma både för enskilda medborgare och för samhället i stort. För att i möjligaste mån undvika slöseri med resurser är det därför viktigt att noga planera både i tid och rum hur åtgärderna skall genomföras. Tillgången på resurser, tid och kompetens för det förberedande planeringsarbetet kommer att vara avgörande för hur väl man lyckas.

149

Goda kunskaper, bättre beslut

Strategisk vattenplanering och uppföljning av åtgärdsprogram för avrinningsområden kommer att vara en stor arbetsuppgift för dem som arbetar med vattenförvaltningen.

Att den första generationen åtgärdsprogram skall vara klara och genomförda till 2015 betyder inte att jobbet därmed är klart. I begreppet cyklisk vattenplanering ligger att man återkommer till ett arbetsmoment, utvärderar det, förfinar och fortsätter vidare för att nå mål och bibehålla goda resultat. Nya beräkningar och bedömningar kommer fortlöpande att behöva göras, nya beslut kommer att behöva fattas och behovet av kunskap för att underbygga bedömningar och beslut kommer att kvarstå.

Det har blivit allt vanligare att använda olika s.k. beslutsstödverktyg vid strategisk miljöplanering. Sådana verktyg bygger oftast på beräkningsmodeller med vars hjälp man kan hantera stora mängder information och komplexa samband. Med modellernas hjälp kan effekterna av att göra på det ena eller andra sättet beräknas, vilket underlättar beslut om hur ett visst miljöproblem bäst skall hanteras.



© KATARINA KYLLMAR

Modellbaserade framtidsprognoser används allt oftare i miljöarbetet för att diskutera och utreda möjliga effekter av olika åtgärder. Miljömål handlar ofta om ett tillstånd som förväntas uppnås inom loppet av ett visst antal år. För de svenska nationella miljökvalitetsmålen är siktet inställt på år 2010; i många EU-direktiv är år 2020 motsvarande borte tidsgräns (för vattendirektivet dock 2015, när god vattenstatus skall vara uppnådd).

Tanken med framtidsprognoser är att ge större handlingsberedskap och att få fram klokare och mer avvägda handlingsplaner och beslut. Det är viktigt att ständigt ompröva och uppdatera dessa handlingsplaner.

Förväntningarna är stora på att den nya vattenförvaltningen skall innebära ett mer övergripande arbetssätt och att åtgärder skall genomföras där de har störst effekt till lägsta kostnad inom ett avrinningsområde. Beslutsstödverktyg kan då fylla en viktig funktion för att sammanställa den kunskap som kommer att behövas i olika faser av arbetet både med att utarbeta och senare följa upp resultaten av åtgärdsprogram. För åtgärdsprogram på vattendistriktetsnivå, liksom för regionala och lokala avrinningsområden, kommer det att krävas en förhållandevis hög detaljeringsgrad och kvalitet på sådana beskrivningar.

Ett resultat av VASTRA-programmet är modeller som kan användas för att beräkna källfördelning samt vara stöd för arbetet med åtgärder mot övergödning. Förutom att beskriva modellerna och hur de kan användas vill vi i det följande, med utgångspunkt från våra studier i Rönneåns avrinningsområde, också förmedla kunskap och förhoppningsvis också ge inspiration till dem som är engagerade i strategisk vattenplanering och arbete med åtgärdsprogram i vattendistriktet.

Ärvt, vidareutvecklat och nyskat

VASTRA-programmets verktygslåda innehåller HBV-NP och SOILNDB, två ”bättre ärvda” beräkningsmodeller (resultat av många års utvecklingsarbete hos de förvaltande institutionerna), samt ICECREAM (byggd på amerikanska modellkoncept som anpassats till skandinaviska förhållanden). Inom VASTRA-programmet har modellerna vidareutvecklats så att de tillsammans blivit användbara för att beräkna kväve- och fosforflöden. De har även kompletteras med möjligheter att beräkna hur kostnads-effektiva olika åtgärder är. Därtill kommer sjömodellen BIOLA som har nyskapat inom programmets ram.

HBV-NP	<ul style="list-style-type: none">• Används för att beräkna retention och transport av kväve och fosfor i avrinningsområden. Kan i kombination med beräkningar av kostnadseffektivitet användas för strategisk åtgärdsplanering och uppföljning av miljömål. Kan också användas för att beräkna referenstillstånd.• Modellen har utvecklats vid och förvaltas av SMHI.
SOILNDB	<ul style="list-style-type: none">• Används för att beräkna läckage av kväve från åkermark. Kan i kombination med beräkningar av kostnadseffektivitet användas för strategisk åtgärdsplanering och uppföljning av miljömål.• Modellen har utvecklats vid och förvaltas av SLU.
ICECREAM	<ul style="list-style-type: none">• Används för att beräkna fosforförluster från åkermark. Vidareutveckling av modellen pågår.• Modellen har sitt ursprung i USA och Finland. VASTRA-versionen av modellen förvaltas av SLU.
BIOLA	<ul style="list-style-type: none">• Används för att beskriva hur biogeokemin i sjöar påverkas av minskad belastning av växtnäringsämnen och andra åtgärder. Modellen är under utveckling.• Modellen har utvecklats vid och förvaltas av SMHI.

151

VASTRA-modellerna i vattenplaneringscykeln

Hur kan man i olika moment i vattenarbetet använda modellerna för att få fram underlag för bedömningar och beslut om åtgärder?

Kartläggning och analys: Med hjälp av HBV-NP, SOILNDB och ICECREAM kan man modellera nuvarande flöden av växtnäringsämnen för avrinningsområden, och fördelningen av källor för dessa ämnen, från lokal till nationell skala. Det går att simulera ett referenstillstånd (naturlig bakgrundsbelastning) genom att alla punktutsläpp tas bort, luftnedfallet (depositionen) minskas till förindustriella nivåer och all åkermark görs om till vall eller skogsmark.

Åtgärdsprogram: För att göra detaljerade statusbeskrivningar i avrinningsområdet beräknar man förluster av kväve och fosfor från åkermark med hjälp av SOILNDB och ICECREAM och källfördelningen för hela området med hjälp av HBV-NP. Olika åtgärdsalternativ utarbetas i dia-

log med berörda intressenter. För att kunna föreslå kostnadseffektiva åtgärdsprogram gör man scenarioräkningar för åkermark med hjälp av SOILNDB och ICECREAM och för hela avrinningsområdet med hjälp av HBV-NP. För att specifikt följa upp kemisk och ekologisk status i en sjö i avrinningsområdet används BIOLA.

Övervakning: SOILNDB, ICECREAM och HBV-NP kan användas i övervakningsarbetet för att i områden där man saknar mätningar kunna simulera miljötillståndet vad gäller halter av näringsämnen. Genom att använda modellerna kan man göra åtskillnad mellan observerade förändringar över tiden som beror på klimatfaktorer och förändringar som beror på mänsklig påverkan, inklusive att man vidtagit åtgärder. Modeller ger även möjlighet att interpolera övervakningsprogram i tid och rum.

Förvaltningsplan och rapportering: Som framgår av tillämpningarna i avrinningsområdet för Rönneå kan resultaten från modelleringarna presenteras på många olika sätt. De kan därmed anpassas till de behov som vattenmyndigheterna kommer att ha vid framtida rapportering och när förvaltningsplaner skall utarbetas.

Vattenkvalitet i ett framtida klimat

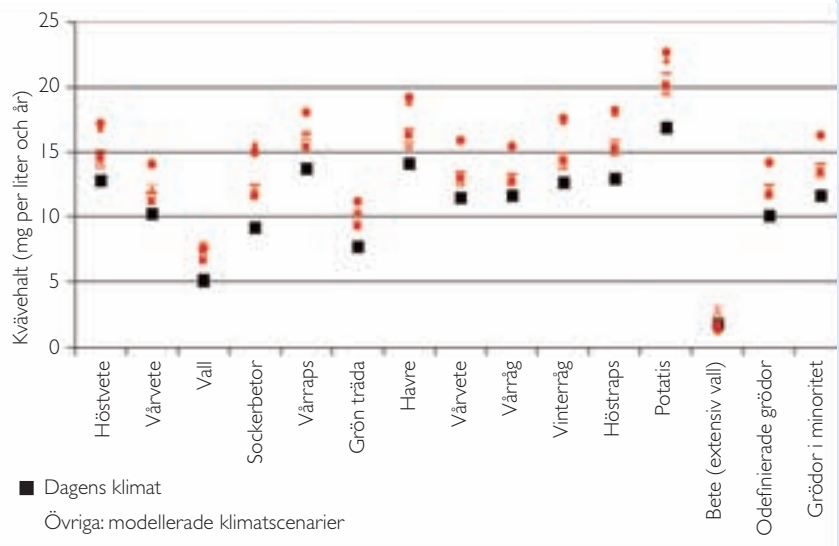
Viktiga faktorer som påverkar tillförseln av växtnäringsämnen till våra vatten varierar med vädret och kommer att påverkas av en framtida klimatförändring kopplad till växthuseffekten. Exempel på sådana faktorer är läckage av näringsämnen ur mark, nedfall av luftburna ämnen och retention.

För att utröna hur stor en sådan påverkan på vattenkvaliteten kan tänkas bli har forskare inom VASTRA studerat kvävetransporter med utgångspunkt från klimatscenarioer utarbetade inom forskningsprogrammet SWECLIM [1, 2]. I beräkningarna användes resultat från sex olika klimatscenarioer från SMHI:s RCA-modell (Rossby Centre Regional Atmosphere Model). Bedömningen av ett framtida klimat (år 2071–2100) varierar mycket beroende på vilka antaganden som görs i klimatmodellen. De klimatscenarioer som användes för Rönneåns avrinningsområde visade en beräknad temperaturökning på 2,5–4,5°C och olika nederbördsförhållanden för Sverige i framtiden. Att använda sex olika klimatscenarioer ger ett mått på osäkerheten i analysen av klimatförändringens påverkan.

Ändrat markläckage

Läckage av kväve från åkermark simulerades med hjälp av SOILNDB för kombinationer av 15 olika grödor och fyra jordarter i de tre olika produktionsområdena som skär genom Rönneåns avrinningsområde. En växtföljdsgenerator användes för att få ett medelvärde på läckaget för den 20-årsperiod som beräknades för varje klimatscenario. Resultatet av modelleringen blev att utlakningskoefficienterna av kväve kommer att bli högre i framtida klimat för alla grödor och samtliga scenarier.

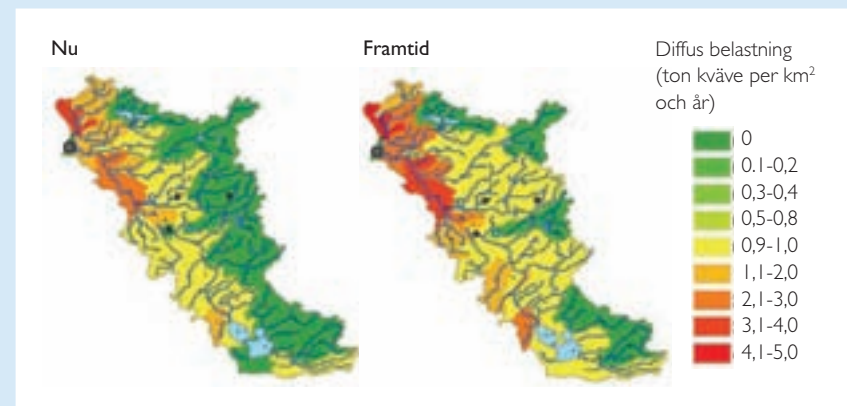
I medeltal beräknades kväveläckaget från åkermark öka med 15-40 procent beroende på vilket klimatscenario som användes. Ökningen berodde främst på den ökade avrinningen och ökad mineralisering under vintern när kväve inte tas upp av grödor. Även om växtsäsongen förlängdes och tidpunkten för till exempel jordbearbetning, skörd och skötsel anpassades till det nya klimatet, så kompenserade detta inte för det ökade läckaget.



Ändrad transport i vattendrag

Vattenföring och kvävehalt i vattendrag simulerades med HBV-N-modellen. Dagliga värden för en 20-årsperiod beräknades för varje klimatscenario baserat på resultaten från beräkningarna med SOILNDB och RCA. Samtliga klimatscenarier resulterade i förhöjda kvävekoncentrationer i vattendraget. I genomsnitt ökade halterna med 7–20 procent, beroende på scenario. Årstransporten från land till hav ökade i alla scenarier utom ett. Vad gäller vattenföring gav hälften av scenarierna mer avrinning och hälften mindre. Den generella trenden i samtliga scenarier var att dagens hydrologiska dynamik förstärks i ett framtida klimat – somrarna blir ännu torrare och vintrarna ännu blötare.

I alla scenarier blev det en högre belastning från jordbruksområden. Ökningen varierar mellan 1 000 och 2 000 ton kväve per år, vilket motsvarar 20–50 procent ökning av transporten, beroende på scenario. Även naturlig avskiljning i vattendrag (retention) bedömdes öka i ett framtida klimat, vilket medför att nettobelastningen från åkermark till havet, i det här fallet Skälderviken, blir något lägre (mindre än 1 000 ton kväve per år).



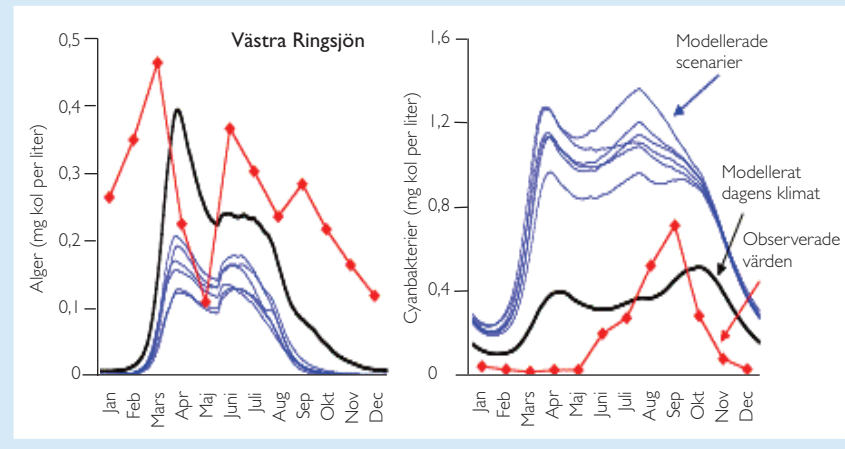
Vid analys av den rumsliga variationen framkom det att områden som redan idag bidrar mycket till nettobelastningen på havet kommer att bidra mest även i ett framtida klimat. Dessutom kommer transporten från områden som inte bidrar i dag att stiga så att fler områden blir bidragande. Denna kunskap om framtiden är något som man bör ta hänsyn till i åtgärdsprogram och förvaltningsplaner för att undvika en kraftig ökning av kväve-transporten till havet på grund av ändrat klimat.

Ändrad biologi i sjöar

För att bedöma effekterna av en klimatförändring på biogeokemin i sjöar användes BIOLA-modellen. I scenarierna användes de beräknade tillflödena av framtida vatten och kväve från HBV-N-modellen medan övriga indata hämtades från RCA-modellen.

I samtliga klimatscenarier visades på högre halter för alla variabler, utom för alger (växtplankton), som minskade med 20–50 procent. Cyanobakterierna (blågrönalgerna) konkurrerar ut algerna, eftersom förhållandena blir mer gynnsamma för cyanobakterier. Dessa ökade dramatiskt med 150–350 procent på årsbasis i de olika scenarierna och de olika sjöbassängerna. Denna effekt kan få allvarliga konsekvenser i framtiden, eftersom cyanobakterierna är otrevliga för badande och kan vara direkt giftiga.

Koncentrationen av totalfosfor ökade med 50 procent på årsbasis i olika scenarier. Detta var troligen en effekt av ökad närsaltsomsättning och högre mineralisering och läckage från sediment. Även denna effekt kan ge negativa effekter för vattenanvändningen och medföra problem nedströms i vattendraget, i kustzonen och i havet. Genomgående förstärks dagens dynamik av en klimatförändring, d.v.s. variablerna som nämns ovan kommer att variera kraftigare under året.



Test av modellerna i fält

I Rönneåns avrinningsområde har man sedan länge försökt minska flödet av växtnäringsämnen och övergödningen av vatten. Frågan många har ställt sig är om det överhuvudtaget går att minska halterna så mycket att det ger resultat i Ringsjön (färre algblomningar) och Skälderviken (högre syrehalt i bottenvattnet). Vi valde området som pilotområde just för att undersöka om det går att uppnå dessa resultat genom att kombinera olika åtgärder. Eftersom området är ett av Sveriges geomorfologiskt mest mångfacetterade och tillgången på data kompliceras av att området ligger mitt

emellan olika statistikregioner, visade det sig vara en verklig utmaning för programmets modellerare. [MER I KAPITEL 3](#) ▶

Utgångspunkten för tillämpningarna i pilotområdet var att testa möjligheterna att uppnå det nationella miljömålet *Ingen övergödning* (30-procentig minskning av kvävetillförseln, 20-procentig minskning av fosfortillförseln). Vi gjorde också kostnadsjämförelser mellan olika åtgärdsstrategier – framtidens åtgärdsprogram förväntas ju vara kostnads-effektiva och om denna princip tillämpas fullt ut kan stora besparingar troligen göras till gagn för samhället som helhet.

Modellerade åtgärdsscenarioer var ett viktigt underlag för den första omgången av diskussioner med intressenter i pilotområdet. Preliminära resultat från en första modelleringsomgång med HBV-NP användes som underlag för dialogerna, men därefter vidareutvecklades modelleringen.

[MER I KAPITEL 3](#) ▶

Vi vill på grundval av våra erfarenheter från arbetet i pilotområdet understryka att det finns stor potential att införa arbetssättet med deltagande modellering i det framtida svenska vattenarbetet. [MER I KAPITEL 6](#) ▶

Allt handlar inte om övergödning – det är också viktigt att alltid göra en noggrann inventering av olika behov av åtgärder i ett område. För det kan man använda ett enkelt diskussionsunderlag, t.ex. modellen CATCH.

[MER I KAPITEL 3](#) ▶

Vilka blev då resultaten (se beskrivningar på följande sidor) när vi inom VASTRA-programmet tillämpade modellerna i vårt pilotområde?

Syftet med studierna för hela Rönneåns avrinningsområde var att beräkna den nuvarande storleken på och källorna till läckaget av näringsämnen och att uppskatta effekt och kostnad för olika typer av åtgärder som kan tänkas minska transporten av näringsämnen till havet. I studierna av effekter av åtgärder tog vi enbart hänsyn till sådana flöden som är resultatet av mänsklig påverkan. Det är denna del av transporten som går att minska och som avses i förutsättningarna för att uppnå miljömål om minskad övergödning.

Åtgärdsprogram för pilotområdet – ett helhetsgrepp: I en studie demonstrerade vi tillvägagångssättet för strategisk åtgärdsplanering som omfattade alla källor till växtnäringsämnen i hela avrinningsområdet. Modellen som användes var HBV-NP, kompletterad med beräkningar av kostnadseffektivitet. Resultaten visar att det, med en kombination av åtgärder, finns potential att uppnå det nationella miljömålet för övergödning. Det går att spara avsevärda resurser på att planera strategiskt inom avrinningsområdet, d.v.s. att vidta åtgärder där de ger störst effekt till lägsta kostnad.

Åtgärdsprogram för pilotområdet – med fokus på åkermark: I en studie demonstrerade vi hur man, med olika kombinationer av grödor och jordar, kan göra en detaljerad plan för att minska läckaget av näringsämnen från åkermark. Modellen som användes var SOILNDB, i kombination med beräkningar av kostnadseffektivitet. Resultaten visar att det är svårt

att uppnå det nationella miljömålet för övergödning enbart med åtgärder inriktade på läckaget från åkermark. Åtgärder på åkermark är dock, jämfört med andra åtgärder, relativt kostnadseffektiva för samhället.

Åtgärder för Ringsjön: I studien för Ringsjön gjorde vi ett första försök att använda sjömodellen BIOLA för att jämföra olika åtgärdsscenarioer. Modellen är ännu inte fullt operativ och studien omfattar inte kostnadsberäkningar. Resultaten från denna preliminära studie visar att minskad extern belastning och utfiskning (färre djurplanktonätande fisk, fler djurplankton som betar alger) var de åtgärder som gav störst förbättring av tillståndet i Ringsjön.

Åtgärdsprogram för pilotområdet – ett helhetsgrepp

Vår studie [3] är ett exempel på tillvägagångssätt för att utvärdera åtgärdsscenarioer i avrinningsområden. Arbetssättet kan tillämpas i andra svenska vattendrag. I en verklig planeringsituation bör dock berörda intressenter samverka för att skaffa fram underlag till scenarierna (information, data). Detsamma gäller för utformning av strategiska åtgärdsscenarioer.

I studien använde vi en simuleringsmodell för att beräkna transporten av växtnäringsämnen i landskapet och effekten av olika åtgärder för att minska utsläppen från såväl punktkällor som diffusa föroreningskällor inom avrinningsområdet. Modellen, som bygger på den hydrologiska avrinningsmodellen HBV, arbetar med näringsämnena kväve (N) och fosfor (P), och benämns därför HBV-NP. Modellen kan användas för att beräkna källfördelning samt beräkna effekter av olika kombinationer av åtgärder med hänsyn tagen till att retentionen av näringsämnen varierar i tid och rum.

Modellering av kväve och fosfor med HBV-NP

HBV-NP-modellen [4, 5] kan användas för att karaktärisera och bedöma status i vattendrag, identifiera dominerande föroreningsområden och göra källfördelningar. Dessutom lämpar sig modellen väl för utvärdering av olika åtgärdsscenarioer: Den förvaltas av SMHI och används både i forskningssyfte och operationellt. För att använda den krävs att man har expertstöd från erfarna modellerare.

I modellen görs en uppdelning mellan oorganiskt och organiskt kväve, samt mellan partikulärt och lösligt, reaktivt fosfor. Genom indelning i delavrinningsområden kan man med modellens hjälp ta hänsyn till rumslig variation. Ett delavrinningsområde tar emot bidrag från de områden som ligger uppströms och bidrar dessutom självt till den transport av växtnäringsämnen som rinner vidare till områden längre ner i systemet.

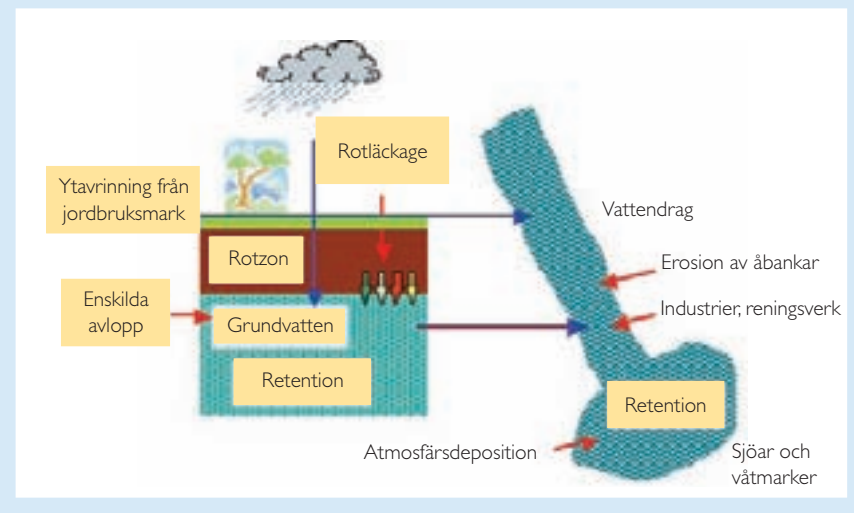
Varje delavrinningsområde får en tabell med dygnsvärden av nederbörd och lufttemperatur från den tidsperiod som skall modelleras. Det behövs också information om hur den potentiella avdunstningen varierar över året. Information behövs om landskapets topografi, jordmån, bebyggelse, punktkällor, enskilda avlopp, storleken på sjöar och vattendrag, markanvändning, grödofördelning och andel stallgödsblad areal. Det mesta finns tillgängligt i nationella databaser men bör förfinas med mer detaljerad lokal information om sådan finns tillgänglig.

Förlusterna av kväve och fosfor till grundvattnet från rotzonen beräknas utifrån den aktuella markanvändningen. För åkermark importeras data om storleken på läckaget (halterna) från modellerna SOILNDB och ICECREAM. I markläckaget är kvävednedfallet från luften inräknat. Även bidrag från enskilda avlopp till grundvattnet beaktas. Vidare beräknas bidrag direkt till vattendraget i form av ytvavrinning från jordbruksmark, erosion av flodbankar, luftnedfall och punktutsläpp från industrier och reningsverk.

Summan av alla bidrag till vattendraget benämns bruttotransport. Nettotransporten är den mängd näringsämnen som lämnar ett avrinningsområde. Skillnaden dem emellan kallas för retention och är en effekt av sedimentation, näringsupptag i växter samt kväveavgång till atmosfären. Avskiljningen sker i grundvattenzonen samt i sjöar och vattendrag nedströms källan. Retentionen kan vara stor, särskilt i områden uppströms större sjöar och våtmarker. Det är därför viktigt att skilja mellan bruttotransporten och nettotransporten. Den rumsliga variationen av retentionen inom ett avrinningsområde leder till att det inte bara spelar roll vilka åtgärder man vidtar inom ett avrinningsområde, utan även var man gör det.

Tillgång på data om vattenflöden och uppmätta halter av kväve och fosfor i det aktuella vattendraget ökar möjligheten att, genom kalibrering mot uppmätta data, få en god överensstämmelse mellan verkligheten och vad modellen visar. Modellen brukar dessutom utvärderas mot extra mätserier för att resultaten skall bedömas som trovärdiga. Möjligheterna att modellera kvävetransport har testats i skalor från 1 km² upp till omfattningen av hela Östersjöns avrinningsområde. De delar av modellen som används för att modellera fosfor är relativt nya och har ännu enbart testats på skalor från ca 10 km² till 15 000 km².

Modellberäkningarna görs för ett nytt jämviktsläge; man tar alltså inte hänsyn till en eventuell tidsfördröjning från det att en åtgärd införs tills man kan se effekter i vattendraget.



Med hjälp av HBV-NP kan man få fram beskrivningar av vilken betydelse det har för transporten av kväve och fosfor till en viss punkt – ett vattendrag, en sjö, en vattendragsmynning vid havet – om man vidtar åtgärder i olika delar av ett avrinningsområde (geografisk lokalisering). Beräkningar görs utifrån en noggrann analys av storleken på bidragande källor, utformningen av flödesvägarna och den naturliga omvandlingen av näringsämnena i sjöar och vattendrag.

Modellen har också kompletterats med en möjlighet att göra enklare ekonomiska beräkningar. Därmed kan den användas för att utvärdera den långsiktiga effekten av olika åtgärdsstrategier på transporter av näringsämnen i ett område. Det går också att undersöka kostnadseffektiviteten för olika åtgärds kombinationer, liksom potentialen att nå ett visst miljömål.

Förberedelser inför modelleringen

För att tillämpa modellen krävs en mängd bakgrundsinformation om området. I studien i pilotområdet användes mycket information från det nationella TRK-projektet (Transport Retention Källfördelning; [6]). Som nämnts bör insamling av data i en riktig modelleringssituation företrädesvis göras i samverkan med de berörda aktörerna. Inom VASTRA kunde vi göra så till viss del genom att använda lokala data om främst bidrag av näringsämnen från industrier och enskilda avlopp. Vi vill dock rekommendera att man i en verklig situation lägger ner mycket tid på att samla in just lokala data och förankra användningen av sådana data hos de berörda intressenterna. Dels blir modellresultaten bättre, dels uppfattas modelleringen som mer trovärdig av de lokala aktörerna som är väl förtrogna med sin egen omgivning. [MER I KAPITEL 6](#) ►

I pilotområdet bidrog de 12 berörda kommunerna, den lokala konsulten Ekologgruppen, två vattenvårdsförbund och länsstyrelsen med mer detaljerade uppgifter om lokala förhållanden. Den allra senaste och mest detaljerade, för oss tillgängliga, informationen för området användes som indata till modellen. Det gällde bl.a. uppgifter om var det fanns enskilda avlopp och vilken reningsgrad de hade, utsläpp från kommunala reningsverk och industrier, djurtäthet (antal djur per ytenhet), samt var det fanns anlagda buffertzoner och våtmarker.

Faktorer som den rumsliga upplösningen av jordarterna i åkermarken respektive spridningen av stallgödsel i området beaktades mer noggrant än inom TRK. Avrinningsområdet delades upp i 64 delavrinningsområden som länkades samman enligt vattnets flödesvägar så att flödet av näringsämnen genom området kunde beskrivas med god rumslig upplösning. Uppgifter om grödofördelning för varje delområde kom från den blockdatabas som Jordbruksverket använder för att besluta om EU-stöd. Beräkningar från SMHI och IVL användes för att uppskatta nedfallet av luftföroreningar (atmosfärsdeposition). Halterna i vattnet som läcker från rotzonen i åkermark beräknades med hjälp av modellerna SOILNDB (se nedan) och ICECREAM (se faktaruta).

Vädret är det som allra mest avgör variationen i tiden av transport av växtnäringsämnen. För att med hjälp av HBV-NP-modellen kunna beräkna dagliga värden för vattenföring, kvävehalt och fosforhalt användes dagliga beräkningar av nederbörd och temperatur i rutor om vardera 4x4 kilometer. Modellen kontrollerades mot långa mätserier i ett antal punkter i området (6 stationer för vattenföring och 13 stationer för näringsämneshalter).

Modellering av fosforflöden i åkermark med ICECREAM

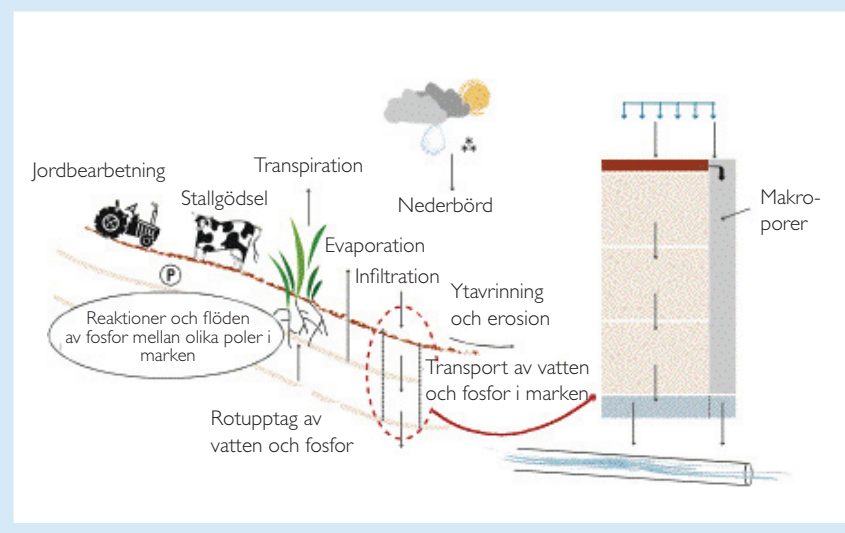
ICECREAM är en simuleringsmodell för att beräkna fosforförluster från åkermark. Underlaget till modellen är CREAMS. Detta är ett amerikanskt modellkoncept som i Finland anpassades till skandinaviska förhållanden, under namnet ICECREAM. VASTRA-versionen av ICECREAM-modellen förvaltas av SLU.

Simuleringsmodeller som SOILNDB och ICECREAM är tvärvetenskapliga och komplicerade. Användaren behöver därför vara kunnig inom flera discipliner för kunna använda dem, men framför allt för att kunna värdera rimligheten i resultaten.

Fram till nyligen har förluster av fosfor i huvudsak ansetts ske via ytavrinning. CREAMS utvecklades för att göra det möjligt att beräkna effekter av olika odlingsåtgärder för att minska erosion och förluster av fosfor via ytavrinning. På senare tid har man emellertid börjat uppmärksamma utlakning av fosfor genom markprofilen via dräneringsledningar vidare ut i vattendrag, speciellt i områden på lerjordar med liten lutning där de största fosforförlusterna sker genom sprickor i marken (till exempel maskgångar, torksprickor, gamla rotkanaler). Inom ramen för VASTRA har ICECREAM därför kompletterats med beskrivningar av detta så kallade makroporflöde och kan därmed på ett realistiskt sätt beskriva förluster via läckage från alla typer av jordar.

Fosfor binder starkt till markpartiklar. Kunskaperna om vilka faktorer som styr omvandlingen av fosfor mellan olika former, bindningen till markpartiklar och transporten är inte fullständiga. Man kan därför inte kvantifiera förlusterna av fosfor med samma tillförlitlighet som för kväve. Ett antal lovande tester mot fältförsök har dock utförts med den nya ICECREAM-modellen med makroporflöden, parallellt med fortsatt utvecklingsarbete.

I arbetet i pilotområdet användes ICECREAM för att ge utlakningsvärden för löst och partikulärt bunden fosfor inom området. Specifika utlakningsvärden beräknades för olika grödor och jordar och för handelsgödslade fält och fält där både stall- och handelsgödsel spridits. De beräknade förlusterna jämfördes med uppmätta förluster av fosfor från två små avrinningsområden som ligger inom avrinningsområdet och som ingår i miljöövervakningsprogrammet för åkermark. Genom viss justering i modellen av värdena för markens fosforhalt fick man fram genomsnittliga utlakningsvärden som motsvarade de värden som har uppmätts inom de två små områdena. Utlakningsvärdena från åkermark användes sedan i HBV-NP-modellen.



HBV-NP-modellen klarade att i Rönneåns avrinningsområde beskriva variationen i tiden och rummet för dagliga värden de senaste femton åren på ett trovärdigt sätt. Det är viktigt att kontrollera att modellen ger rimliga resultat för dagens förhållande innan den används för scenarieberäkningar. Ett medelvärde av dessa beräkningar för hela tidsperioden kan betraktas som ett flödesnormaliserat värde, det vill säga det är inte särskilt påverkat av vädret under enstaka år. Om man vill särskilja den beräknade effekten av mänsklig påverkan från effekter av variationer i vädret är det viktigt att man tillämpar någon typ av flödesnormalisering.

I beräkningarna ingår både den naturliga bakgrundsbelastningen av näringsämnen i området och tillförsel av näringsämnen från mänskliga verksamheter. I framtidsscenarioer om hur man skall uppnå miljömålet om övergödning är det tillförseln av näringsämnen från mänskliga verksamheter som man kan göra något åt. Den beräknades som skillnaden mellan nuvarande halter av näringsämnen och halterna som beror på bakgrundsbelastningen. Genom att med modellen göra en simulering av området som det bedömdes ha sett ut innan det påverkades av mänskliga verksamheter – alltså utan punktkällor och hyggen och med ett reducerat luftnedfall samt ett läckage från åkermark som antas motsvara icke gödslad vall – uppskattades storleken på bakgrundsbelastningen.

Genomsnittlig årlig tillförsel till havet från Rönneåns avrinningsområde beräknades, baserat på klimatdata från 1983–2000 och med information från 2003 om mänskliga verksamheter, till 1 890 ton kväve och drygt 30 ton fosfor. Av denna transport kom 70 procent av kvävet och 60 procent av fosfor från mänskliga verksamheter (*bild 7.1*). Modellberäkningarna gav en källfördelning där 75 procent av kvävetillförseln och 30 procent av fosfortillförseln från mänsklig verksamhet visade sig komma från jordbruk (åkermarken). Avlopp från enskilda fastigheter (villor, sommarstugor som inte är anslutna till kommunala reningsverk) var den största enskilda källan till fosfortillförsel från mänsklig verksamhet, men utlakning från sjöbotten (lagrad fosfor i sediment) stod för så mycket som 9 procent av fosfor.

Inom vart och ett av de 64 delavrinningsområdena gjorde vi en bedömning av möjligheterna att för varje enskild punktkälla och för områdets diffusa källor genomföra åtgärder för att minska tillförseln av näringsämnen.

I bedömningen tog vi hänsyn till tänkbara åtgärder inom jordbruket för att motverka kväveläckage (odling av fånggrödor, inklusive vårplöjning, samt tidpunkt för vallbrott och trädesbrott och tidpunkt för spridning av stallgödsel, se avsnitt Åtgärdsprogram för pilotområdet – med fokus på åkermark) samt möjligheter att anlägga kantzoner och våtmarker i anslutning till åkermarken. För punktkällor bedömde vi möjligheterna att införa bättre reningsteknik för enskilda avlopp, kommunala reningsverk och industrier.

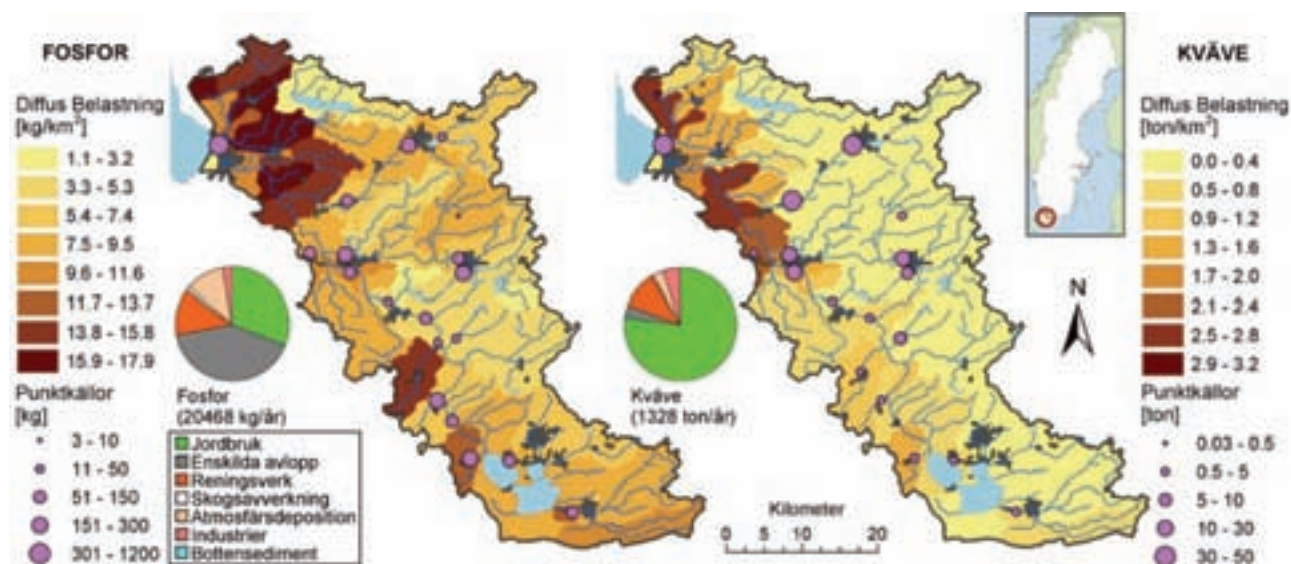


Bild 7.1. Beräknad genomsnittlig årlig tillförsel av kväve och fosfor till havet från mänskliga verksamheter (år 2003) i Rönneåns avrinningsområde, baserat på klimatdata från 1983–2000. Kartorna visar de områden som bidrar mest (läckage av näringsämnen från mark, respektive punktkällor). Av diagrammen framgår den relativa fördelningen mellan olika källor.

För denna bedömning krävdes en noggrann inventering av den rådande situationen vad gällde jordbruksmetoder och grödofördelning, kartering av kantzoner och vilka reningstekniker som tillämpades i respektive reningverk och för enskilda hushåll (t.ex. visade det sig att drygt 40 procent av de enskilda hushållen inom Rönneåns avrinningsområde inte hade godkänd avloppsrening). Kommunerna och lokala konsulter bidrog med mycket av denna information.

Beräkningarna av kostnader för att införa åtgärder gjordes utifrån ett samhällsperspektiv och på grundval av schabloner från Naturvårdsverket, utredningar och tidigare forskningsprojekt. Vi använde ofta genomsnittliga kostnadsuppskattningar även då intervallet mellan den lägsta och högsta kostnaden var stort, vilket kan medföra stora osäkerheter på den lokala skalan. För att få en uppfattning om kostnadseffektivitet på avrinningsområdesnivå bedömde vi dock detta som tillräckligt. I en verklig planeringssituation är det emellertid viktigt att få en lokal förankring av de antaganden man gör av kostnaderna.

Strategisk åtgärdsplanering

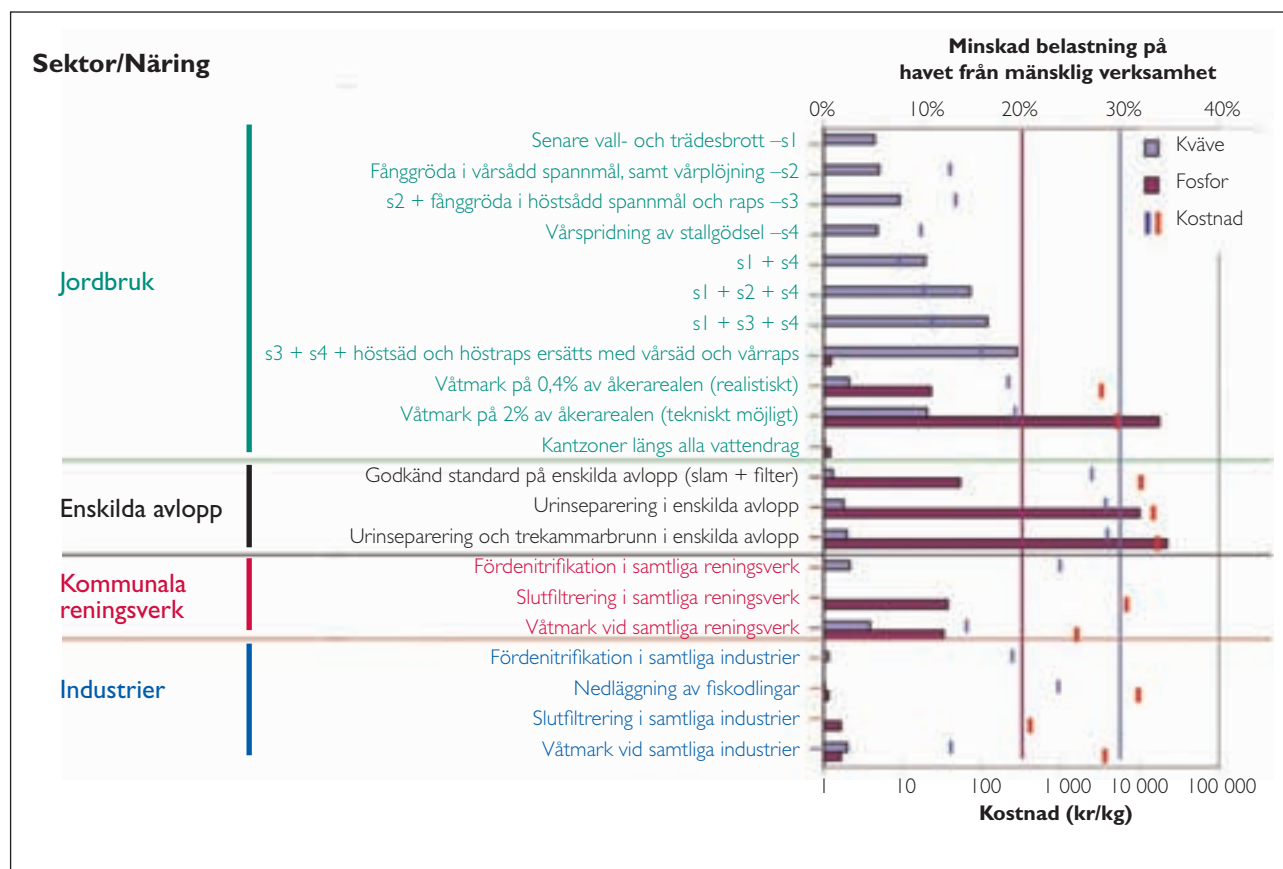
Nästa steg var att utarbeta underlag för åtgärdsplanering. Först gjorde vi scenarier för varje enskild åtgärd och utgick från att åtgärden i fråga skulle införas fullt ut till den maximala potential som uppskattats i varje delområde. Från dessa beräkningar bedömde vi kostnadseffektivitet och effekt för varje åtgärd (bild 7.2). Det är emellertid viktigt att inse att graden av genomförande av åtgärder kan vara mycket lägre i en verklig situation där

inte alla som bidrar med föroreningar deltar i åtgärdsarbetet och att det också tar tid innan en åtgärd får fullt genomslag.

Av våra beräkningar framgick att det i avrinningsområdet skulle kosta mindre att genomföra enskilda åtgärder för att minska tillförseln av kväve från Rönneå till havet än att minska tillförseln av fosfor. Ingen enskild åtgärd var tillräckligt verksam för att göra det möjligt att nå det nationella miljömålet för kväve (30 procents minskning), för detta skulle krävas en kombination av flera åtgärder för att minska tillförseln.

För att minska tillförseln av fosfor med 20 procent (miljömålet) skulle det däremot räcka med enskilda åtgärder, t.ex. att införa urinseparering i avloppen från samtliga enskilda fastigheter (en åtgärd som dock var relativt kostsam). Fosformålet visade sig även kunna nå genom att omvandla två procent av åkermarken till våtmark, vilket är en billigare åtgärd och en som bedömdes vara tekniskt genomförbar för området. En mer realistisk omvandlingsgrad av åkermark till våtmark ligger kring 0,4 procent men då nås inte miljömålet för fosfor. Det bästa sättet att införa åtgärder i praktiken bör dock vara att kombinera åtgärder till en rimlig nivå av genomförande.

Bild 7.2. Potential att nå miljömålen och kostnadseffektivitet för ett antal åtgärder inom Rönneåns avrinningsområde, baserat på beräkningar med HBV-NP-modellen. De liggande staplarna visar maximal potential hos olika åtgärder för att minska den totala belastningen (övre skalan). Miljömålen är markerade med lodräta streck. Åtgärdernas kostnadseffektivitet är markerad med blå småstreck för kväve och med röda småstreck för fosfor (nedre skalan).



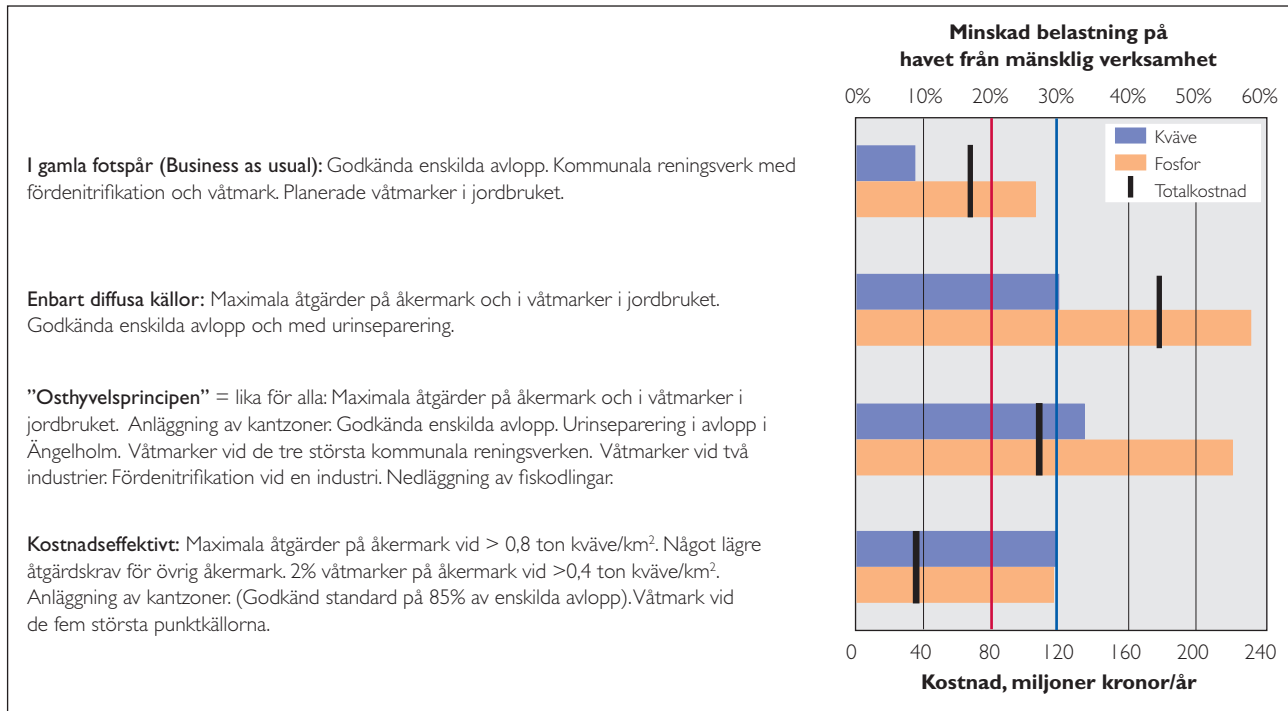
Det råder emellertid ganska stor osäkerhet om hur effektiva våtmarker kan vara för att minska transporten av fosfor med vattendrag. Våra resultat är därför att betrakta som en första uppskattning på grundval av de data som stod till buds. Det bör även påpekas att det är få åtgärder för att minska förlusterna av fosfor från åkermark där man i dag med någon större tillförlitlighet kan beräkna effektiviteten (se nedan om kantzoner och förändrad gödselhantering). Åtgärder mot fosforförluster inom jordbruket har därmed inte kunnat tas med i åtgärdsscenerierna. även om det troligen finns en stor potential här. [MER I KAPITEL 3](#) ►

Efter utvärderingen av hur enskilda åtgärder skulle bidra till minskad tillförsel av kväve eller fosfor gjorde vi beräkningar för ett antal scenarier där åtgärder kombinerades enligt olika strategier. Dessa strategier hade programmets tvärvetenskapliga forskargrupp diskuterat sig fram till inför dialogerna med intressenter i Rönneåns avrinningsområde (å-dialogerna). I en verklig situation är det däremot mer funktionellt att beställaren (intressenter, myndigheter, arbetsgrupper) aktivt ger förslag till och deltar i utformningen av olika åtgärdspaket.

I Rönneåområdet testade vi fyra kombinerade åtgärdsstrategier:

- Åtgärdsstrategin *I gamla fotspår (Business as usual)* skulle innebära att fortsätta enligt den strategi som hittills använts, det vill säga främst att ytterligare förbättra reningen av avloppsvatten i kommunala reningsverk, att förbättra reningen av avlopp från enskilda fastigheter till godkänd standard, samt att anlägga eller bibehålla ett fåtal våtmarker (för närvarande planeras våtmarker på 62 ha, vilket motsvarar 0.03 procent av hela ytan på avrinningsområdet).
- Åtgärdsstrategin *Minska läckaget från diffusa källor* skulle innebära att förbättra reningen av avlopp från enskilda fastigheter till godkänd standard, att man använder alla de åtgärder som vi beräknade för att minska kväveläckage från åkermark fullt ut, att man anlägger buffertzoner där sådana inte redan finns samt att man anlägger eller bibehåller våtmarker på två procent av åkerarealen. Åtgärderna mot kväveläckage var att odla fånggröda i både vår- och höstsådd spannmål samt vårplöjning, att sprida stallgödsel bara på våren, att ha sent vall- respektive trädesbrott samt att utöka arealen för odling av fånggrödor genom att ersätta höstsäd och höstraps med vårsäd och vårraps.
- Åtgärdsstrategin *Osthyvelsprincipen* skulle innebära att alla sektorer/näringar skulle bära sin del av bördan och minska läckaget lika mycket i förhållande till sina utsläpp och därmed bidra till tillförseln. De billigaste åtgärderna inom varje sektor skulle väljas först, därefter allt dyrare åtgärder till målet var nått.

- Åtgärdsstrategin *Kostnadseffektivitet* skulle innebära att ett stort antal kombinationer av åtgärder testades tills man kom fram till ett billigt alternativ, enligt principen att införa de billigaste åtgärderna med störst reningspotential där de har mest effekt. Åtgärderna skulle vidtas i de områden som bidrog mest till den samlade transporten av näringsämnen till havet och skulle därmed få stor effekt på den totala transporten.



164

Bild 7.3. Effekt samt anläggnings- och servicekostnader ("sammhällskostnader"), i miljoner kronor per år, för kombinationer av åtgärder enligt olika strategier, beräknade med HBV-NP-modellen. Miljömålen är markerade med lodräta färgade linjer för kväve respektive fosfor. De liggande staplarna anger uppnådd effekt med en viss strategi. De anslutande svarta markeringarna anger kostnaden, som avläses på den nedre axeln. Den övre axeln på diagrammet anger procentuell minskning av mängden näringsämnen.

Modelleringen visade att det (med reservation för genomförandegraden) skulle gå att nå miljömålen med samtliga åtgärdsstrategier utom *I gamla fotspar* (bild 7.3). Dock skulle olika samhällssektorer drabbas olika mycket. Anläggnings- och servicekostnaderna (sammhällskostnaderna) varierade också kraftigt. För att nå miljömålen var åtgärder enligt det mest kostnadseffektiva åtgärds-kombinationen bara en fjärdedel så dyra att genomföra som de övriga alternativen. Slutsatsen är alltså att det finns möjlighet att på lång sikt spara pengar på integrerad åtgärdsplanering inom ett avrinningsområde.

Enligt åtgärdsstrategin *Kostnadseffektivitet* gör man något åt enbart de källor och geografiska områden som bidrar mest till den samlade belastningen av näringsämnen på havet. För jordbruket skulle då kraftigare åtgärder behöva vidtas för de åkrar som läcker mest kväve (som transpor-

teras vidare till havet), medan man skulle kunna ha en något lägre åtgärdsambition för övrig åkermark. Kantzoner skulle införas längs alla större vattendrag, medan jordbruksvåtmarker skulle koncentreras till områden nedströms sjöar i anslutning till områdena med störst läckage. Våtmarker skulle dessutom anläggas i anslutning till utsläppen från de fem största punktkällorna. Kostnaden skulle öka från 40 till 70 miljoner kronor per år om man dessutom ställde krav på att 85 procent av de enskilda avloppen skulle renas i enlighet med godkänd standard. Denna åtgärd var inte nödvändig för att nå målen, men eftersom beräkningarna av effekten av våtmarker för att binda fosfor var tämligen osäkra bedömdes det som lämpligt att komplettera åtgärds paketet med utökad avloppsrening. På sikt måste givetvis målet vara att alla enskilda avlopp har godkänd rening.

För att kunna göra en rättvis bedömning av resultatet måste man beakta de osäkerheter och antaganden som ligger i våra beräkningar. Model lerarens insats vid beräkningen är minst lika viktig som de ekvationer som ligger i själva modellen. Om ett åtgärdsprogram skall få nödvändig legitimitet bland dem som ska genomföra åtgärderna är det också viktigt att användarna/intressenterna själva är med i processen att samla in de data som används för att beskriva läget och miljötillståndet samt att utforma framtidsscenarioer och olika antaganden. [MER I KAPITEL 5 OCH 6 ►](#)

Vi gick i våra studier i Rönneåns avrinningsområde inte närmare in på vilken ekologisk effekt åtgärderna skulle få enligt de olika framtidsscenarioerna. I framtiden kan det emellertid vara intressant att vidareutveckla och kombinera avrinningsmodeller med enklare verktyg som sjömodellen BIOLA (se nedan) för att också få med den ekologiska dimensionen i diskussionen om åtgärder.

Åtgärdsprogram för pilotområdet – med fokus på åkermark

I avrinningsområdet för Rönneå är jordbruket en viktig näringssektor; ca 30 procent av området består av åkermark och fem procent av betesmark. Enligt våra beräkningar utgjorde kväve 75 procent av den totala mängden näringsämnen från mänskliga verksamheter som hamnade i Rönneå och fördes vidare ut i havet vid Skälderviken. Det är därför mycket intressant att ta en närmare titt på vad som kan göras för att minska kväveläckaget specifikt från åkermark och vad det kostar.

Vid normala gödselgivor läcker endast några få procent av kvävet från handelsgödsel direkt ut [7]. Problemet med läckage av kväve härrör istället till stor del från förrådet av organiskt material i marken (döda växtrester och rötter, markens humus). Ur det materialet frigörs lätttrörligt kväve och om kvävet inte tas upp av växande grödor så transporteras det vidare. Även tillförsel av stallgödsel och andra organiska gödselmedel, liksom nedplöjning av kväverika växter, medför risker för kväveläckage. Läckaget från åkermark minskas därför främst med åtgärder som

- minskar frigörelsen av lättroligt nitrat från markens organiska kväve
- leder till att man har ett kväveupptag under den period då det mesta av markens nitratkväve bildas
- anpassar mängden och tidpunkten av tillförd kväve, speciellt med stallgödsel, andra organiska gödselmedel och från grüngödsling, så att tillförseln överensstämmer med växternas behov och upptagsperiod.

Vilka åtgärder som är effektiva och möjliga att införa i ett specifikt område beror exempelvis på vilka grödor som odlas i området, om det finns djur där (d.v.s. om det sprids mycket stallgödsel), vilka jordar som är dominerande, samt de ekonomiska förutsättningarna.

Flödesmodellering och åtgärdsscenarioer

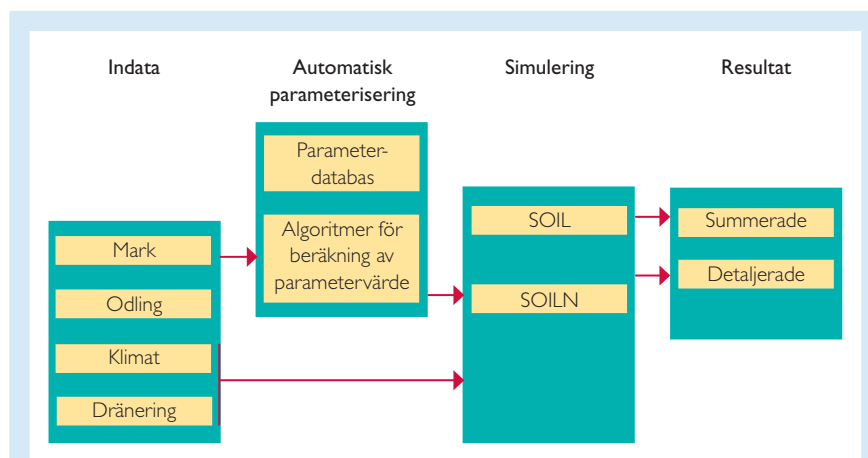
Vi använde simuleringsmodellen SOILNDB för att beräkna utlakningskoefficienter för kväve [8]. Utlakningskoefficienter representerar genomsnittsvärden för läckaget för en specificerad kombination av grödor och jordar. Dessa beräknas för 22 regioner i Sverige och för varje region används bl.a. ett klimat, en genomsnittlig skördenivå och gödsling för varje gröda enligt SCB statistik. Koefficienterna är normaliserade för variationer i klimat och skördar för enskilda år, för att undvika att detta överskuggar de förändringar i läckaget som beror på påverkbara faktorer.

Modellering av kväveflöden i åkermark med SOILNDB

SOILNDB är en simuleringsmodell för att beräkna kväveläckage från åkermark [9]. Den kan också användas för att beräkna koncentrationen av nitrat i grundvatten. Modellen förvaltas av SLU och har använts bl.a. inom det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark samt TRK-projektet. För att använda modellen krävs att man har expertstöd från erfarna modellerare.

SOILNDB bygger på de fysikaliskt baserade forskningsmodellerna SOIL och SOILN. Med SOIL-modellen beräknas temperatur och vattenflöden i marken samt utflöden av vatten via ytavrinning och dränering till grundvattnet. Med SOILN-modellen beräknar man omvandlingen mellan olika former av kväve i marken och förluster av nitrat som utlakning till yt- och grundvatten och som gasförluster. Kvävet delas upp i organiskt bundet kväve i stallgödsel, humus och en fraktion som består av nedbrukade skörderester, döda rötter samt mikrober; och i mineralkväve i form av ammonium och nitrat. Tillförsel av kväve beräknas som nedfall från luften och med nederbörden, gödsling med handelsgödsel och organiska gödselmedel. Förluster beräknas som denitrifikation till luften och utlakning till yt- och grundvatten.

För att kunna särskilja vad i kväveflödena som beror på odling från variationer som orsakas av väderfaktorer normaliserar man för vädret. Medelförluster beräknas genom att till modellerna använda klimatdata för en 20-årsperiod. Genom att dra ifrån uppskattad naturlig bakgrundsbelastning från de totala förlusterna kan man beräkna den del av läckaget som beror på mänsklig verksamhet.



Modeller som SOIL/SOILN har använts i begränsad omfattning för att det krävs sakkunskap för att tilldela modellernas alla konstanter rätt värden. Denna typ av simuleringmodeller har emellertid många fördelar jämfört med empiriska modeller, men har ändå betraktats som alltför tungarbetade för att användas för mer omfattande belastningsberäkningar. SOILNDB har därför skapats som ett skal runt modellerna med databaser och ekvationer, vilket väsentligt förenklar arbetet. I stället för att behöva ange mer än 150 olika konstanter värden kan man nu använda ett betydligt mindre antal relativt lättillgängliga data.

För modellering med SOILNDB krävs indata om markens textur, meteorologiska dygnsvärden, uppgifter om odling (bl.a. gröda, gödslingsstrategi, brukningstider; skörd) samt hur dräneringen är utformad. Tillgången på indata varierar för olika skalor. För att göra beräkningar för enskilda fält går det att använda de registrerade skördarna och gödslingarna, tidpunkterna för sådd, skörd, plöjning med mera. För mindre avrinningsområden kan man genom intervjuer samla in uppgifter för att få underlag för en acceptabel beräkning av utlakningen, medan man för större områden får använda genomsnittliga värden baserade på regional statistik från till exempel SCB och Jordbruksverket.

För större områden kan man underlätta hanteringen av indata genom att beräkna specifika utlakningsvärden för ett begränsat antal kombinationer av grödor och jordar. Dessa specifika utlakningsvärden kan sedan kombineras för att beräkna det genomsnittliga kväveläckaget från ett område.

Ett problem med tillämpningen av SOILNDB på nationell skala har varit bristande tillgång eller kvalitet på vissa indata. Statistik över jordbearbetningstidpunkter har saknats eller varit bristfällig (exempelvis saknas uppgifter om brytningstidpunkten för trädor och vallar), vilken har stor inverkan på kväveläckaget. Ett problem för tillämpningar på alla skalor är även osäkerheten i storleken på skördarna av vall och kväveinnehållet i det skördade materialet.

Utlakningskoefficienterna visar effekter som skulle kunna antas bli resultatet av några åtgärder för att minska kväveläckaget och hur verksamma dessa åtgärder skulle vara i förhållande till det nationella 30-procentsmålet för kväve.

Kriterierna för valet av åtgärder och kombinationer av åtgärder var att

de skulle ha liten eller ingen effekt på produktionen (inte leda till minskade skördar) och att de skulle vara dokumenterat effektiva för att minska kväveläckage. Följande åtgärder togs med i vår studie:

- Sent vall- respektive trädesbrott.
- Fånggröda i vårsådd spannmål och oljeväxter, samt vårplöjning.
- Fånggröda i både vår- och höstsådd spannmål och oljeväxter, samt vårplöjning.
- Spridning av stallgödsel på våren i stället för på hösten.
- Kombinationer av ovanstående åtgärder.
- Kombination av alla åtgärder samt en utökning av arealen fånggröda genom att höstsådda grödor ersätts med vårsådda. Eftersom skördarna för vårsådda grödor är något lägre än för höstsådda motsvarigheter har arealen vårsådda grödor ökat en aning och arealen träda minskats i motsvarande grad för att bibehålla den totala produktionen.

Fånggrödor

Man odlar fånggrödor för att ha växtlighet som tar upp kväve under perioder på året då åkern normalt inte är bevuxen och då det är störst risk för utlakning av kväve. Genom att så in ett gräs (t.ex. rajgräs) samtidigt som man sår spannmål på våren har man etablerat två växter på åkern. Spannmålen växer betydligt snabbare än fånggrödan och utsätts därmed inte för konkurrens från fånggrödan. När spannmålen tröskas i augusti eller september får fånggrödan ljus och börjar växa ordentligt. Den fortsätter sedan att växa och ta upp kväve i flera månader innan den plöjs ner i jorden. På hösten efter skörd är marken varm och mycket nitrat kan bildas genom nedbrytning av markens organiska material. När fånggrödan plöjs ner är marktemperaturen betydligt lägre och frigörelsen av kväve kommer inte att skjuta fart igen förrän efterföljande vår när en ny gröda är etablerad. På detta sätt fångas en stor del av nitraten av växterna under hösten istället för att lakas ut.



Bild 7.4. Läckage av kväve från åkermark, före retention, från åkermarken i Rönneåns avrinningsområde, simulerat med SOILNDB-modellen. Kartan till vänster: Läckaget före åtgärder. Kartan till höger: Läckaget efter att alla simulerade åtgärder för åkermark vidtagits (sen brytning av vall och träda, fånggröda och vårplöjning, vårspridning av stallgödsel och ersättning av höstsådd med vårsådd för att utöka arealen fånggröda).

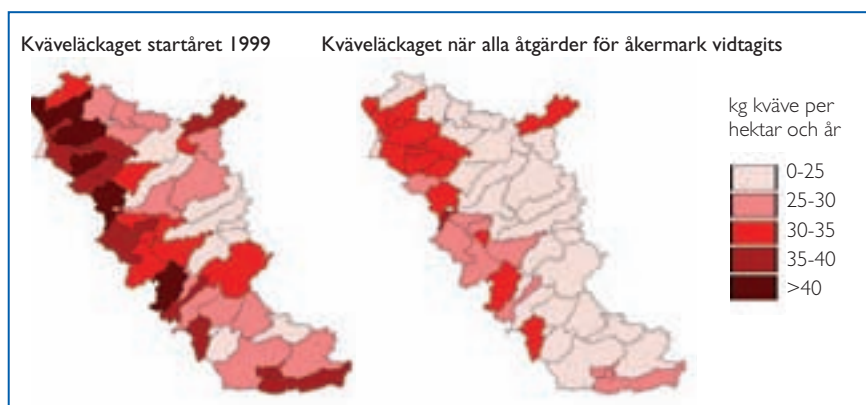


Bild 7.4 visar den beräknade minskningen av kväveläckage för kombinationen av alla åtgärder för åkermark jämfört med utgångsåret 1999. Antalet delavrinningsområden med ett kväveläckage över 40 kg per ha minskade från nio till noll och antalet områden med ett läckage mindre än 25 kg per ha ökade samtidigt från 13 till 33.

Tabell 7.1. Beräknad minskning, före reduktion i vattendrag och sjöar, av läckage från åkermark inom hela Rönneåns avrinningsområde för olika åtgärder och kombinationer av åtgärder.

Åtgärder och kombinationer av åtgärder	Kvävekonzentrationer (mg per liter)	Kväveutlakning (kg per hektar)**	Reduktion (%)
Startår 1999	8,4	28	-
Sen brytning av vall och träda (SB)	7,9	26	7
Fånggröda i vårsådd spannmål och oljeväxter (FG1)	7,9	26	7
Fånggröda i höst- och vårsådd spannmål och oljeväxter (FG2)	7,7	25	10
Vårspridning av stallgödsel (VS)	7,9	26	7
SB +VS	7,5	24	13
SB + FG1 +VS	7,1	23	19
SB + FG2+ VS	6,9	22	21
SB + FG1 + VS + utökad areal fånggröda	6,7	21	25
Sänkt handelsgödselgiva till spannmål med 10 %	8,1*	27*	4*

* Uppskattning baserad på beräkningar från [11].

** Bakgrundsutlakningen i Rönneåns avrinningsområde är beräknad till 6 kg ha⁻¹. Den beräknade utlakningen är s.k. rotzonsläckage, d.v.s. före retention i vattendrag och sjöar.

Som framgår av *tabell 7.1* var läckageminskningen 7–10 procent för enskilda åtgärder. Den mest långtgående kombinationen av åtgärder gav en minskning på upp till 25 procent. Att det inte gav större effekt att odla fånggröda berodde på att man inte kan så sådan gröda på mer än 24 procent av åkerarealen, huvudsakligen därför att 40 procent av åkerarealen är vall och 15 procent höstsäd.

Eftersom brytningen av fånggröda sker betydligt senare (slutet av oktober) än sådd av höstgrödor kan höstsådda grödor inte föregås av fånggröda. När vi i simuleringen ersatte alla höstsådda grödor med vårsådda grödor kunde fånggröda odlas på 38 procent av åkerarealen.

Vårspridning av stallgödsel var redan relativt vanlig i området; i vårsådd spannmål, raps och i potatis spreds 92 procent av stallgödseln på våren. Utrymmet för mer av denna åtgärd var därmed bara ytterligare 9 procent av den totala åkerarealen och effekten i området blev därför bara ytterligare 7 procents minskning av utlakningen.

Trots att det odlas mycket vall i området, med en genomsnittlig utlakning på låga 12 kg kväve per hektar, och trots att det redan sker så mycket vårspridning av stallgödsel, skulle det ändå med en kombination av åtgärder gå att minska läckaget med ca 25 procent från 1999 års nivå, från 28 till 21 kg kväve per hektar.

På uppdrag av Jordbruksverket har det nyligen gjorts en beräkning av kväveläckaget för hela Sverige, med utgångspunkt från 2003 års odlingsstatistik [10]. Vi har inte gjort någon ny detaljerad beräkning för pilotområdet utifrån dessa nya uppgifter, men en ungefärlig skattning ger 17 procents minskat kväveläckage. Av minskningen beror sex procentenheter på effekter av åtgärderna att odla fånggröda, vårplöjning och vårspridning av stallgödsel, ytterligare sex procentenheter på att man förändrat sammansättningen av grödor och att en mindre del av åkerarealen utnyttjas, samt fem procentenheter på ökad effektivitet i kväveutnyttjandet, d.v.s. enligt statistiken har skörden ökat samtidigt som gödselgivan varit densamma.

Nyligen gjordes också en beräkning med SOILNDB av effekten av sänkt gödselgiva (totala mineralkvävetillförseln inklusive ammoniumdelen av stallgödseln) [11]. Om man överför dessa resultat på Rönneåns avrinningsområde och gör en grov skattning blir resultatet att det totala läckaget från åkermark minskar med ungefär fyra procent vid en tioprocentig sänkning av mängden tillförd gödsel till spannmål. Samtidigt medför detta en femprocentig minskning av skörden för t.ex. höstvetete och en tvåprocentig skördeminskning för korn.

Att nå det nationella 30-procentsmålet bara med åtgärder som inte minskar produktionen inom jordbruket verkar vara svårt i ett område som Rönneåns avrinningsområde. Likafullt är det relativt långtgående åtgärder som skulle behövas, eftersom jordbruket i området står för den största delen av kvävebelastningen på havet.

Om man tar i beaktande ovanstående beräkningar, som gjorts efter vårt projekt, kan det dock handla om en relativt stor minskning av kväveläckaget, inte bara till följd av aktivt genomförda åtgärder utan också som en konsekvens av andra förändringar. I vår studie räknade vi inte med effekterna av att helt ta åkermark ur produktion, men det är naturligtvis en möjlig åtgärd för att minska kväveläckage från jordbruket. När vi gjorde våra beräkningar var emellertid inte reformen av EU:s gemensamma jordbrukspolitik införd, d.v.s. övergången från produktionsstöd till nya, frikopplade gårdsstöd som ges till jordbrukaren oberoende av om åkermarken odlas eller ej. Reformen har emellertid lett till att spannmålsarealen minskat med drygt 5 procent i Skåne och vallarealen har ökat något [12]. För Rönneåns avrinningsområde skulle det kunna innebära att läckaget av kväve har minskat ytterligare sedan 2003.

Ibland framhålls ekologisk odling som en åtgärd för att minska kväveläckaget från åkermark. Det förloras emellertid minst lika mycket kväve i ekologisk som i konventionell odling – men skördarna i ekologisk odling är ungefär hälften så stora som i konventionell [13, 14, 15]. Med bibehållen produktionsnivå skulle ekologisk odling därför leda till kraftigt ökat läckage.

Det antas ofta vara en lång tidsfördröjning mellan det att man genomför olika åtgärder för att minska kväveläcke från åkermark och det att man kan se eventuella effekter i vattendragen i området. Mer än 90 procent av effekten på ytvattnet dit åkern dränerar går emellertid normalt sett att avläsa inom ett år efter att åtgärden genomförts. Beroende på den lokala geologin kan det i vissa fall bli en fördröjning i effekterna i grundvatten (nitrathalter). Effekten nedströms en sjö beror naturligtvis på hur lång omsättningstiden för kväve är i sjön.

I områden där en stor andel av ytvattnet har sitt ursprung i gammalt grundvatten med höga kvävehalter kan därför effekten av åtgärder bli väsentligt fördröjd. Eftersom den största delen av åkermarken i Sverige är dränerad och det mesta av vattnet rinner ut via dräneringsledningarna kan det ifrågasättas om fördröjningseffekter verkligen är ett fenomen att räkna med.

Kostnader för att minska kväveförluster från åkermark

Vi delade upp kostnadsberäkningarna av olika möjliga åtgärder för att minska utlakningen av kväve från åkermark i tre alternativ (*bild 7.5*).

Alternativet *Gården på kort sikt* står för direkta kostnader genom att beräkna förändringar i utgifter och intäkter för den enskilde lantbrukaren. Tillgängligheten och därmed också kostnaderna för arbetskraft, mark, byggnader och maskiner antas här vara oförändrade, medan de har anpassats till nya förhållanden i alternativet *Gården på lång sikt*, som står för kostnaderna i ett 10-års perspektiv. Kostnaderna i alternativet *Sambället*

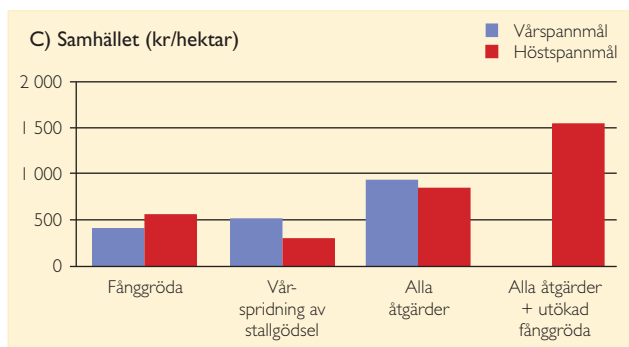
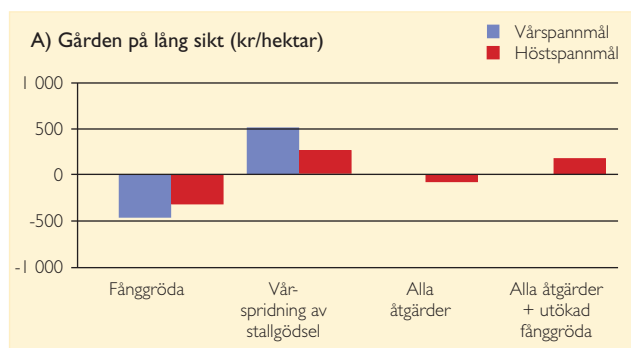
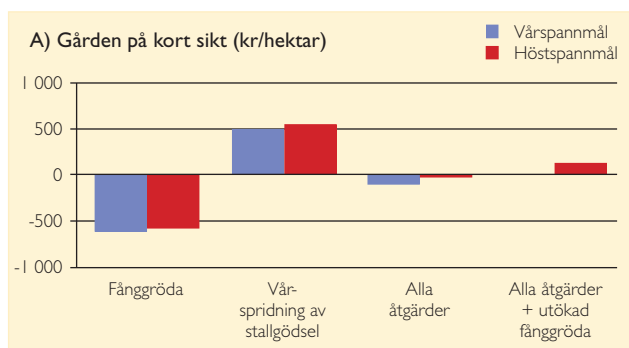


Bild 7.5. Kostnader för åtgärder för att minska utlakningen av kväve från åkermark. Utökad areal fånggröda omfattar en omställning från höstsådd till vårsådd.

är desamma som för *Gården på lång sikt* men utan stöd till lantbruket och utan skatt på handelsgödsel inräknade.

I alternativet *Gården på kort sikt* varierade effekten av åtgärderna mellan en kostnad på 540 kronor per hektar för vårspridning av stallgödsel i höstspannmål till en vinst på 610 kronor per hektar för fånggröda i vårspannmål. Att göra en sen brytning av vall och träda orsakade ingen kostnad alls, eftersom det fanns plats i växtföljden att byta ut den efterföljande höstgrödan mot en vårgröda. Den beräknade kostnaden för samhället per kg minskad utlakad kväve var alltså 0 kronor för sen brytning av vall och träda och 16–44 kronor för de övriga enskilda åtgärderna.

De beräknade kostnaderna för enskilda åtgärder för att minska utlakning av kväve inom jordbruket i Rönneåns avrinningsområde skulle alltså, enligt våra beräkningar, vara lägre eller betydligt lägre än kostnaderna för åtgärder inom andra samhällssektorer i området. Det är bara en sådan åtgärd som att anlägga våtmarker för avloppsvatten från punktkällor som industrier och reningsverk som medför en kostnad lägre än 100 kr per kg minskat kväve.

För en enskild lantbrukare kan den omedelbara kostnaden på kort sikt för att genomföra en åtgärd vara avgörande för hur man gör sitt val. Samhällskostnaden är framförallt intressant för den (t.ex. en vattenmyndighet)

som har att utarbeta åtgärder inom ett helt avrinningsområde och då kostnaderna för åtgärder inom jordbruket skall jämföras med kostnaderna för andra åtgärder.

Uppgifterna i bild 7.5 om kostnaderna inom alternativen *Gården på kort sikt* respektive *Gården på lång sikt* för att odla fånggröda bygger på de kostnadsberäkningar som framgår av *tabell 7.2*. Det är alltså företagsekonomiskt lönsamt för den enskilde jordbrukaren att odla fånggröda. Detta avspeglas också i att många söker och får miljöstöd för detta. Samhällsekonomiskt uppkommer dock en kostnad, eftersom miljöstödet är större än kostnaderna för att odla fånggröda.

Beräkningarna för Rönneåns avrinningsområde är baserade på lokala uppgifter om skördenivåer och jordarter. Därför går det inte att direkt överföra uppgifterna om kostnader eller relationen mellan kostnader till andra förhållanden – varje avrinningsområde måste analyseras för sig. Eftersom den faktiska minskningen av kväveutlakningen vid odling av fånggröda är betydligt större på en moränlättna i Skåne än på en styv lerjord i Mälardalen, medan kostnaden är likartad, blir kostnaden per kg minskat kväve mycket högre om åtgärden vidtas på lerjorden i Mälardalen.

Tabell 7.2. Beräknade kostnader (kr per hektar) i alternativen *Gården på kort sikt* respektive *Gården på lång sikt* för att odla fånggröda i Skånes slättbygd [16]. Kostnaderna täcks på gårdsnivå av miljöstödet på 900 kr per hektar.

Kostnadsslag	Höstvete	Vårkorn	Vårrips
Utsäde	120	75	75
Sänkt skörd		211	
Minskad gödsling PK*		-15	
Drivmedel, traktor	68		
Drivmedel, tröska	19	19	24
Traktor, underhåll	24		
Tröska, underhåll	29	29	38
Transport		-10	
Torkning och analys	44	-4	15
Ränta rörelsekapital	26	19	20
Summa på kort sikt	330	324	172
Arbetskraft	162	52	59
Tröska, avskrivning och ränta	79	79	101
Summa på lång sikt	571	455	332

* PK = handelsgödsel, fosfor och kalium

Höstvete och vårkorn valdes ut eftersom de omfattade störst areal i området. De kortsiktiga kostnaderna för att odla fånggröda består av utsäde, drivmedel och underhåll för en timmes sådd i höstsäd, 5 procent sänkt skörd i vårsäd (åtföljt av minskade kostnader för gödsling, torkning och transport), ökade kostnader för tröskning och torkning till följd av ökad

mängd biomassa och högre vattenhalt samt ökat behov av rörelsekapital på grund av ökade kostnader.

Kostnaderna för att odla fånggröda är baserade på SLU:s områdeskal-kyler (här alltså området ”Skånes slättbygd”) för år 2003. De har emeller-tid justerats till de skördar och gödslingsnivåer som använts för läckagebe-räkningarna i våra studier, nivåer som i sin tur bygger på statistikuppgifter från SCB. Eftersom skördenivåer och dominerande jordarter kan skilja sig mellan olika områden kan också kostnaden för olika åtgärder bli något olika beroende på dessa och andra faktorer.

Åtgärder för Ringsjön

I Rönneåns avrinningsområde använde vi sjömodellen BIOLA för att si-mulera åtgärder mot övergödning i Ringsjön [17]. Vi valde tre åtgärder som presenterats i en tidigare studie om möjliga åtgärder för Ringsjön [18]:

- minskad belastning av näringsämnen utifrån (extern belastning),
- oxidation och kemisk utfällning av fosfat,
- biomanipulation (utfiskning)

Därtill simulerade vi ytterligare en åtgärd, nämligen att använda herbici-der (växtgifter) mot alger i sjön.

Vi valde dessa åtgärder för att de var möjliga att simulera i modellen. Antagandena bakom de ändringar som gjorts i modellen för scenarierna har olika grad av trovärdighet och scenarierna användes främst för att se om modellen reagerar på ett rimligt sätt.

Sammanfattningsvis förbättrades tillståndet i Ringsjön mest av de åt-gärder som ligger i scenariot med minskad belastning av fosfor och kväve samt scenariot med biomanipulering. Kostnaderna för att genomföra de modellerade åtgärderna uppskattas för de flesta scenarier till miljontals kronor.

Modellering av kväve, fosfor och alg-tillväxt med sjömodellen BIOLA

BIOLA är en simuleringsmodell för att beräkna effekten på vattenkvaliteten av olika åt-gärder i en näringsrik sjö [19, 20]. Normalt gäller simuleringar för dagens klimat med de variationer det innebär, men det går också att studera effekter av ett förändrat klimat eller en förändrad flödesregim.

BIOLA, som är en processbaserad modell baserad på den hydrodynamiska modellen PROBE, förvaltas av SMHI. Modellen befinner sig fortfarande på forskningsstadiet och det krävs samarbete med utvecklaren för att få använda modellen. BIOLA har hittills används för att modellera Ringsjön i Skåne, Erken i Uppland, Glan i Östergötland och Vänern i syd-västra Sverige [21].

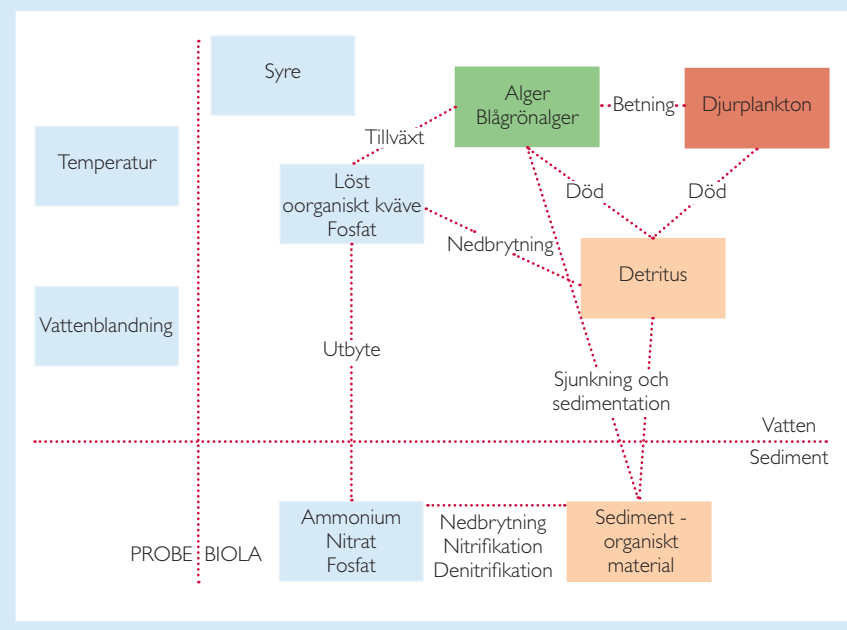
Med BIOLA kan man simulera hur näringsämnen och biologiska variabler varierar över tiden och hur koncentrationerna förändras med sjöns djup. De främsta variablerna är löst oorganiskt kväve, fosfat, cyanobakterier (kallas också blågrönalger) och alger. Totalt modellerar BIOLA 11 variabler. Därutöver kan flera variabler beräknas utifrån dessa, till exempel totalkväve och totalfosfor.

I modellen beräknas alg tillväxt i en sjö med utgångspunkt från mängden alger, temperaturen, ljusstillgången och tillgången på växtnäringsämnen i sjön. Ett antagande i modellen är att alger kräver 7,2 g kväve per g fosfor. Trots att det finns mer kväve än fosfor i sjön kan alltså kväve vara begränsande för alg tillväxten, även om det i sjöar är vanligast med brist på fosfor. Den starkt temperaturberoende denitrifikationsprocessen i sedimenten är en annan viktig del av modelleringen. Denitrifikation står för en viktig förlust av kväve i näringsrika sjösystem, då när nitrat omvandlas till kvävgas som återgår till luften.

För modellering med BIOLA krävs en hel del information om den aktuella sjön. Modellen lämpar sig därför bäst för detaljerade studier av hur en sjö fungerar än för snabba simuleringar av åtgärdsscenarioer. Det behövs data som noggrant beskriver sjöns egenskaper, meteorologiska förhållanden, vattnets omsättningstid samt närsaltsbelastning.

BIOLA måste kalibreras till situationen i en specifik sjö. De parametrar som ingår i de modellerade processerna behöver därför justeras så att de beräknade koncentrationerna för variablerna i modellen överensstämmer med observationer som gjorts i sjön. För sådan kalibrering behöver man ha uppgifter om åtminstone koncentrationerna av näringsämnen och växtplankton i sjön, men ju fler variabler som finns observerade desto bättre kan modellen kalibreras. Tidsaspekten för sjöscenarioer har hittills inte kunnat studeras med BIOLA, utan måste skattas på annat vis, t.ex. genom expertbedömning.

Det finns gott om forskningsmodeller för sjöar som är mer eller mindre avancerade. BIOLA, som modellerar både kväve och fosfor, utmärker sig för de realistiska simuleringar man kan göra av hur temperaturen förändras med djupet (sjöar i tempererat klimat delas ofta på sommaren i ett varmt ytskikt och ett kallare bottensskikt) och att man i modellen lägger stor vikt vid vad som händer i sjöns sediment.



Minskad belastning av näringsämnen utifrån

Vi simulerade flera scenarier med olika stor minskad daglig belastning av näringsämnen – från fem till 50 procents minskning. Belastningen till sjömodellen antogs bestå av fosfat, löst oorganiskt kväve och organiskt material som innehåller både kväve och fosfor. Den totala fosforbelastningen var därigenom summan av fosfat och fosfor i det organiska materialet, medan den totala kvävebelastningen var summan av löst oorganiskt kväve och kvävet i det organiska materialet.

Totalfosfor och löst oorganiskt kväve minskades var för sig och tillsammans i olika scenarier. Scenarier med enbart minskning av fosfat var ointressanta, eftersom fosfat står för en liten del av den totala fosforbelastningen. Att minska belastningen av totalkväve var inte heller något intressant scenario, eftersom det av samma skäl skulle innebära en nästan lika stor minskning av totalfosfor som av totalkväve. Resultatet skulle bli väldigt likt scenariot med reduktion av både totalkväve och totalfosfor.

Bild 7.6 visar hur mycket blågrönalger, alger, totalfosfor och totalkväve skulle kunna minska i Östra Ringsjön enligt några åtgärdsscenarioer.

Bild 7.6. Förändringen i halter och förekomster av (årsgenomsnitt) blågrönalger, alger, totalfosfor och totalkväve vid olika åtgärder i Östra Ringsjön. Jämförelse har gjorts med nuvarande halter som enligt simuleringar var 0,17 mg C/l för blågrönalger, 0,14 mg C/l för alger, 0,07 mg P/l för totalfosfor och 1,12 mg N/l för totalkväve (årsgenomsnitt i Östra Ringsjön). Det blev i modellen liknande resultat i de andra delarna av sjön, men de simulerade värdena för rådande tillstånd stämde bäst överens med observerade halter av näringsämnen och växtplankton i Östra Ringsjön.

P50 = Halvering av belastningen av totalfosfor.

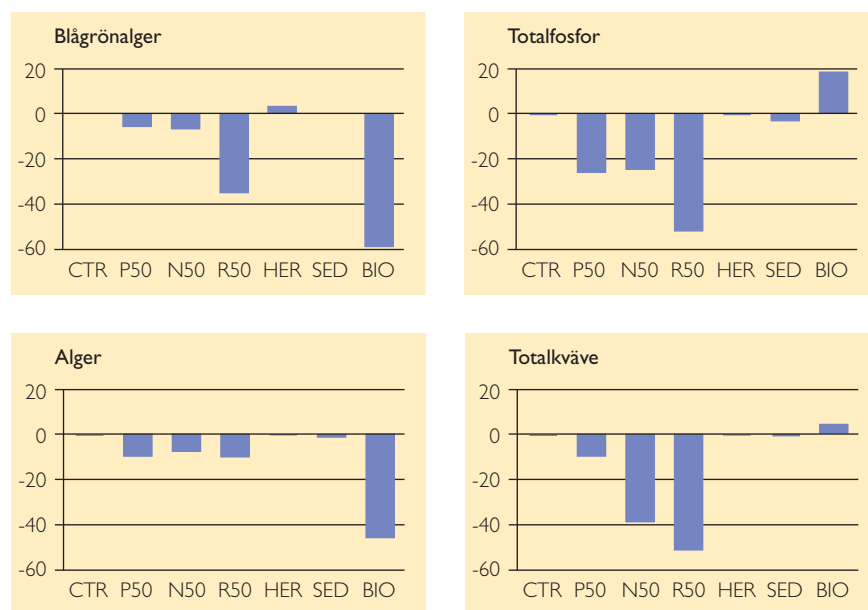
N50 = Halvering av belastningen av löst oorganiskt kväve.

NP50 = Halvering av belastningen av totalkväve och totalfosfor.

HER = Tillförsel av herbicid.

SED = Oxidation.

BIO = Biomanipulation.



I modellen ledde den minskade belastningen av totalfosfor främst till en minskning av dött organiskt material och lägre halter av fosfat. Dessa scenarier gav också en liten minskning av kvävehalten, eftersom både kväve och fosfor är bundet i det organiska material som kommer till sjön. Mineraliseringen (omvandlingen från organiskt bunden fosfor till fosfat) i sjön minskade till följd av den minskade tillförseln av organiskt material, vilket gav lägre fosfathalter. Det faktum att tillgången på näringsämnen

för växtplankton (alger och blågrönalger) minskade fick också växtplanktonhalterna att minska.

Den minskade belastningen av löst oorganiskt kväve ledde, i simuleringen, främst till en minskning av löst oorganiskt kväve och totalkväve, men även till att det blev mindre kväve i sedimenten. Lägre halter av löst oorganiskt kväve minskade denitrifikationen (omvandlingen av nitrat till kvävgas) i sedimenten, eftersom det går åt nitrat i denna nedbrytnings- och omvandlingsprocess. Minskad denitrifikation ger även lägre fosfathalter.

Att samtidigt minska belastningen av kväve och fosfor ger bättre effekt än att bara minska belastningen av ett av ämnena. Framförallt har den kombinerade minskningen större effekt på förekomsten av blågrönalger och halterna av totalfosfor, eftersom minskad mineralisering och minskad denitrifikation förstärker varandra i minskningen av fosfathalten. Detta överensstämmer dessutom väl med vad man kan vänta sig i naturen. Blågrönalger har en benägenhet att trivas vid god tillgång på fosfor i förhållande till kväve, eftersom detta gynnar deras tillväxt. Dessutom kan blågrönalger som ligger vilande på botten vakna till liv och tillväxa om förhållandena ändras så att det inte längre är stark dominans av kväve i vattnet.

Oxidation och kemisk utfällning av fosfat

Oxidering är en metod för att förhindra internbelastning, d.v.s. omsättning inom systemet när det läcker från botten med höga halter av lagrade näringsämnen. Att kemiskt fälla ut näringsämnen gör att ämnena låses fast i botten.

I detta scenario antogs att de djupaste sedimenten i Ringsjön skulle täckas med sand och att fosfat skulle fällas ut med hjälp av kemikalier. Ämnena i sedimenten antogs inte längre interagera med vattnet och detta simulerades genom att vi i modellen satte halten av ämnena till noll. Bara 28 procent av sjöns bottenyta åtgärdades dock på detta sätt, eftersom resten av botten ansågs ligga i riskzonen för att vind och vågor skulle kunna riva upp sandtäcket. Åtgärden enligt detta scenario hade bara liten positiv effekt på övergödningen av sjön, troligen för att vi i modellen inte tog med någon nämnvärd internbelastning av fosfor och att så liten del av sedimenten berördes. Metoden att täcka sediment och kemiskt fälla ut fosfor är främst aktuell för sjöar med betydande internbelastning, vilket inte är fallet i Ringsjön.

Utfiskning (biomanipulation)

I övergödda sjöar, med grumligt vatten, får fiskar som med synen letar efter byten svårt att se. Det gör att rovfiskar som gädda, gös och abborre missgynnas, medan växtätare som t.ex. mört och braxen (karpfisk) gynnas. Sammansättningen av fisk förändras därmed. Stora bestånd av karpfisk ger dessutom ytterligare nackdelar, eftersom dessa fiskar också åter

mycket smådjur (djurplankton) som annars skulle hjälpa till att hålla efter algerna. Karpfiskar söker också föda på bottenarna och river därmed upp bottenmaterial, vilket ytterligare grumlar vattnet och också gör att undervattensväxter får svårt att etablera sig.

Scenariot med biomanipulation innebar i vår simulering att vi genom selektivt fiske minskade beståndet av växt- och djurplanktonätande fisk, men lät fiskätande rovfisk vara kvar. Fiskar modelleras inte i BIOLA-modellen för Ringsjön, men vi simulerade biomanipulationen genom att ange minskad dödlighet för djurplankton. Scenariot visade på positiva effekter i form av minskade mängder växtplankton (alger) och klarare vatten (bättre siktdjup). Däremot ökade halterna av de lösta växtnäringsämnen något, eftersom dessa blev kvar i vattnet istället för att först tas upp av alger och sedan bindas i döda alger (organiskt material) som föll ner på sjöbotten. Sälunda gav detta scenario inte några positiva effekter om man ser till transporten av näringsämnen i Rönneå och vidare ut i havet.

Resultatet av modelleringen liknar delvis vad som observerades efter utfiskningen i Ringsjön under åren 1989–1992. Då minskade halterna av näringsämnen och siktdjupet ökade när det blev mindre tillväxt av alger [22]. Emellertid var utfiskningen då inte så intensiv som den borde ha varit. En relativt stor mängd karpfisk fanns därför kvar och hann reproducera sig, vilket resulterade i stora mängder yngel. Dessa växte sedan till och karpfisk har åter blivit dominerande i sjön. En ny och mer omfattande utfiskning har därför satts igång för att fiska upp ca 80 procent av främst mört och braxen. För att ytterligare stabilisera sjön i ett läge där fiskfaunan domineras av rovfisk kan det även bli aktuellt att stimulera återetableringen av sådana undervattensväxter som tidigare funnits i sjön.

BIOLA-modelleringen kan inte sägas ha förutspått vad som skulle bli effekten av en ny biomanipulation i Ringsjön, eftersom det efter utfiskningen 1992 inte syntes någon sådan effekt (ökning av djurplankton) som vi hade som ett antagande i modellen. Det är möjligt att effekten på djurplankton överskattades i vårt i scenario och att det var därför modellen gav ökande halter av näringsämnen som resultat. Modellresultaten samt erfarenheter från biomanipulation i andra sjöar talar dock för att den nya omgången utfiskning i Ringsjön skulle kunna bidra till en bättre balans i sjön.

Användning av växtgifter

I modellen simulerade vi tillförsel av växtgifter (herbicider) till sjön under augusti genom att fördubbla dödligheten hos växtplankton, men det gav ingen större förändring i modellresultatet. Vi vet inte hur stor effekten skulle bli i verkligheten, eftersom det är en okänd koppling mellan den ökade dödlighet vi modellerade och tillförsel av herbicider till ett system. Scenariot visar att modellen inte påverkas så mycket av att man ändrar variabeln växtplanktondödlighet.



Att bibehålla, återställa eller nyanlägga våtmarker ses som en av flera effektiva åtgärder för att minska transporter av kväve och fosfor med vattendrag till sjöar och kustvatten. Enligt det nationella miljömålet *Myllrande våtmarker* skall minst 12 000 hektar våtmarker och småvatten anläggas eller återställas i odlingslandskapet fram till år 2010.

Ett av de viktiga syftena med att bibehålla, återställa eller nyanlägga våtmarker är att man därigenom skapar biotoper som gynnar hotade "våtmarksberoende" arter. Våtmarker nämns emellertid också i samband med miljömålet *Ingen övergödning*, som ett sätt att bidra till minskad övergödning. Bara under åren 2000–2003 gavs stöd för att återskapa ca 2 800 hektar våtmarker i Sverige, men detta motsvarar ändå bara en bråkdel av den våtmarksyta som torrlagts under tidigare sekel. Inom avrinningsområdet för Rönneå beviljades stöd för att återställa ca 125 våtmarker under perioden 1990–2001, men det motsvarar till ytan bara 0,1 procent av den arealen som brukas i området (0,03 procent av hela områdets area).

En stor del av de våtmarker som anlagts i Sverige finns på platser och är utformade så att de bara i mycket begränsad omfattning minskar kvävetransporten till havet. En "bra" våtmark kan binda 5–10 gånger mer kväve per hektar än en "mindre bra". För att försöka förbättra situationen och se till att våtmarker anläggs på så gynnsamma platser som möjligt publicerade Jordbruksverket under år 2004 kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet [23]. Där pekar man även ut områden i Sverige där våtmarker bedöms ha störst effekt för att minska näringstillförseln till havet.

VASTRA-programmet gav 2003 ut Våtmarksboken [24]. I den beskrivs hur man kvantitativt kan uppskatta hur många kg kväve per hektar och år som kan bindas (avskiljas) i en viss våtmark. Med sådana beräkningar kan man jämföra en viss våtmark med en våtmark i ett annat läge. Med hjälp av en beräkningsmodell för åtgärdsprogram i ett helt avrinningsområde kan effekten av att anlägga våtmarker jämföras med effekten av andra åtgärder för minskning av kväveförluster. Detsamma gäller för åtgärder för minskning av fosforförlusterna, även om osäkerheterna där är betydligt större.

Kostnaderna för att anlägga våtmark kan variera mycket beroende på lokala omständigheter, bl.a. hur mycket man behöver gräva. Detta bidrar ytterligare till att det är stor skillnad i kostnadseffektivitet (uttryckt i kronor per kg avskilt kväve) mellan olika våtmarker. Det understryker också vikten av att välja en bra placering och utformning med avseende på avskiljning av kväve och fosfor när man anlägger våtmarker. En viktig faktor för att åstadkomma detta är att våtmarkerna belastas med vatten som har höga halter av kväve respektive fosfor ("nära källan"). En våtmark tar bort mer kväve ut vattnet (kg kväve per hektar och år) ju större mängd kväve den får ta emot om kvävehalten i vattnet är hög. Man kan däremot inte förvänta sig att en våtmark som lokaliseras i ett vattendrag med låga kvä-

vehalter blir lika effektiv även om man låter en stor mängd vatten passera genom den så att belastningen räknad i kg blir hög. Det är också viktigt att våtmarken inte ligger alltför långt uppströms den sjö eller det kustvatten som man med hjälp av åtgärder vill förbättra tillståndet i.

För att i planeringssyfte kunna använda beräkningsmodellerna för att uppskatta kväve- eller fosforavskiljningen behöver man ha en uppfattning om vilken transport (näringsämnehalt och vattenflöde) som kan förväntas i en viss punkt längs ett vattendrag. Detta motsvarar belastningen till den tänkta våtmarken. Man kan göra grova uppskattningar om man har uppgifter om markanvändningen och avrinningsområdets storlek uppströms. Hur noggrann uppskattning man kan göra av effekten hos den planerade våtmarkens beror på hur mycket resurser som kan läggas ner på att skaffa fram dessa bakgrundsdata. Användbara data för denna typ av beräkningar är resultaten från övervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” samt avrinningskoefficienter för olika delar av Sverige. Osäkerheten i skattningen av våtmarkernas effekt blir större ju mindre noggrant man kan uppskatta transporterna i de vattendrag där man planerar att anlägga våtmarker.

Var är då våtmarker effektivast, och vilka våtmarker vill vi ha? Våtmarker ska lokaliseras i vattendrag med höga kvävehalter och i sådana vattendrag skall belastningen vara hög, d.v.s. ett stort vattenflöde kan ledas genom våtmarken. Det är sannolikt att en våtmark vid riktigt höga vattenflöden övergår till att vara en temporär kvävekälla snarare än en kvävefälla, men sett över hela år finns inget som pekar mot att en högbelastad våtmark inte skulle fungera som en nettofälla för kväve. Troligen finns det en övre gräns för hur hög vattenbelastning (i m³ per m² våtmark och dag) man bör leda igenom våtmarken, men därom råder fortfarande oenighet inom forskarvärlden.

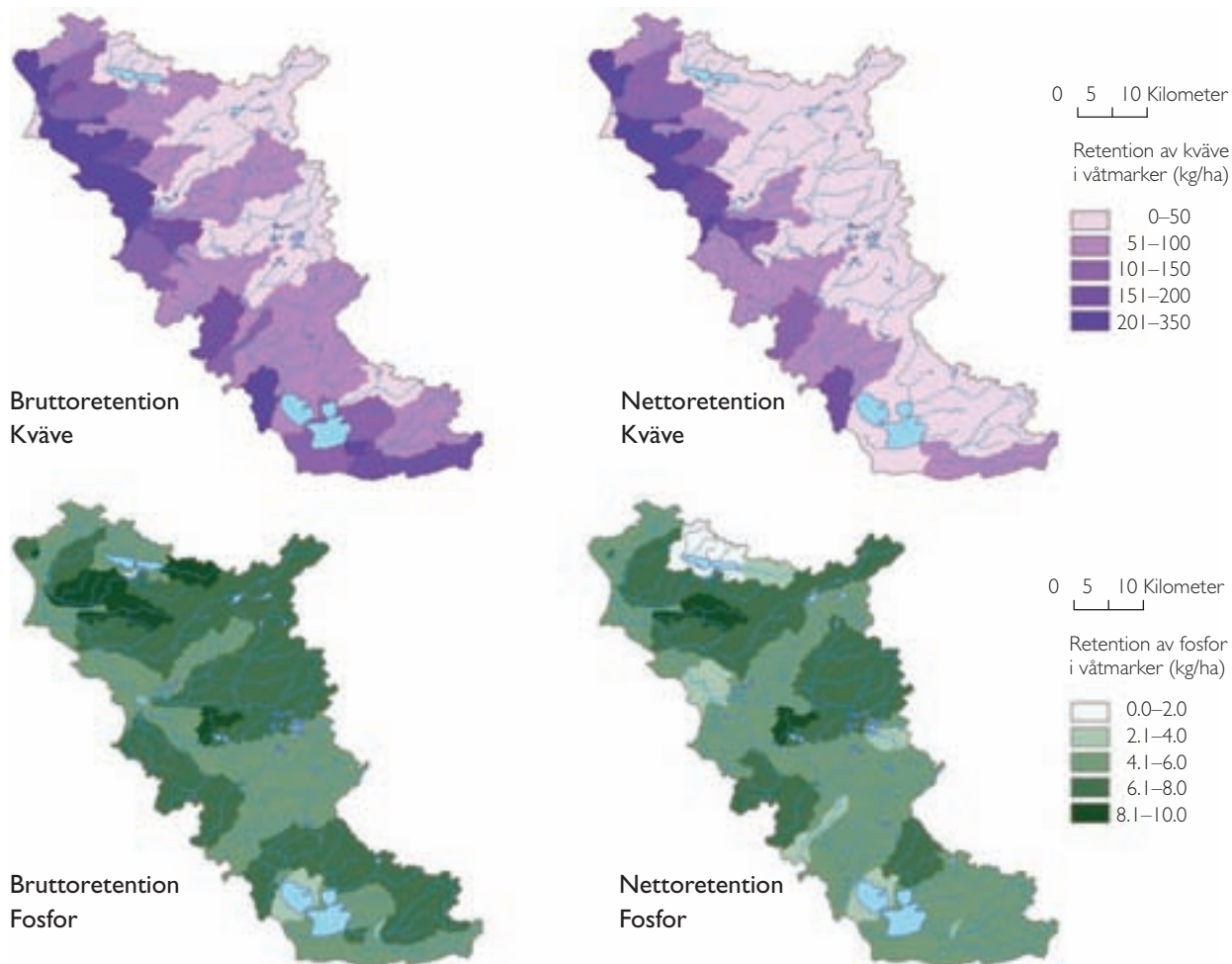
Sambanden är mer komplicerade när det gäller fosfor, som tycks kunna frigöras både vid riktigt höga vattenflöden (resuspension) och låga flöden (frigörelse från sediment och upptag i alger). Effekten av våtmarker kan förväntas variera avsevärt mellan olika avrinningsområden, eftersom det bl.a. handlar om olika jordarter och därmed om olika former i vilka fosfor kan förekomma i vattnet. Fosfor som är bunden till större markpartiklar kan lätt sedimentera (falla till botten) i en våtmark, medan löst fosfor avskiljs under helt andra förhållanden. Det har dessutom gjorts färre detaljstudier om detta på våra breddgrader, varför det allmänna kunskapsläget är sämre.

Våtmarker som skall användas för att binda kväve skall ha gott om övervattensväxter vilket ger goda förutsättningar för denitrifikation. Detta går dock inte helt hand i hand med önskemålen att skapa biotoper som gynnar hotade arter. Därför kan man rekommendera en varierad våtmarksmiljö med omväxlande öppet vatten och tät vegetation.

Bild 7.7. Effekter av våtmarker (i kg per hektar våtmarksyta) på den årliga transporten av kväve respektive fosfor i Rönneå. Med bruttoretention menas våtmarkernas effekt på transporten av näringsämnen vid utloppen från de olika delavrinningsområdena. Med nettoretention menas effekten på transporten till havet från hela avrinningsområdet, d.v.s. när hänsyn tagits till omvandlingar i vattendrag och sjöar nedströms de olika delavrinningsområdena.

En annan viktig aspekt när det gäller lokalisering av våtmarker är deras placering på en makroskala. Våtmarker som anläggs uppströms sjöar får en proportionellt lägre effekt på kvävetransporten till havet än våtmarker som anläggs nedströms sjöarna. Detta beror på att en påtaglig kväveavskiljning (upp till 30 procent av belastningen i sjöar) sker i såväl sjöar som åfåror under vattnets väg till havet. Minskar man inflödet av kväve till dessa ekosystem så minskar även avskiljningen där, vilket minskar nettoeffekten av våtmarker som anlagts högt uppströms.

I Rönneåns avrinningsområde beräknades avskiljningen vara upp till 350 kg kväve per hektar våtmark och år för våtmarker lokaliserade i jordbruksområdena nedströms Ringsjön [25]. För våtmarker uppströms Ringsjön beräknades en avskiljning på mindre än 100 kg kväve per hektar och år när man tagit hänsyn till den minskade avskiljningen i sjöar och åfåror nedströms våtmarkerna (bild 7.7). När det gällde våtmarkernas lokala be-



tydelse för kvävetransporten kunde emellertid våtmarker uppströms vara lika effektiva som de nedströms (se uppgifterna om bruttoretention). I kontrast till detta indikerades i modellberäkningarna att skillnaden är betydligt mindre när det gäller fosforavskiljning i våtmarker och att det för att minska transporten av fosfor därför kan vara motiverat att anlägga våtmarker även uppströms sjösystem.

Slutligen är det viktigt att påpeka att det kan vara kostnadseffektivt även att ha våtmarker i anslutning till reningsverk och mindre grupper av hus. Det gäller både för att avskilja kväve och för att ytterligare minska halterna av fosfor, organiskt material (BOD₇) och potentiellt sjukdomsframkallande bakterier och andra mikroorganismer.

Kantzoner och förändrad gödselhantering

Det är få åtgärder för att minska förlusterna av fosfor från åkermark där man med någon större tillförlitlighet kan beräkna effektiviteten. Forskningen har hittills varit mest inriktad på kväveläckage och kunskaperna om de processer som styr förlusterna av fosfor är därför betydligt sämre än för kväve.

De experimentella resultaten är inte heller alltid entydiga. Så är t.ex. fallet med beräkningarna av effekten av att ha gräsbevuxna skydds-zoner längs vattendrag för att förhindra ytavrinning av fosfor till vattnet. Förlusterna av partikulärt bunden fosfor minskar genom att partiklarna fångas upp och sedimenterar innan de kommer ut i vattendraget. Samtidigt kan gräset ta upp fosfor från marken och göra det tillgängligt (urlakning ur nedbrutet växtmaterial), vilket ökar förlusterna av löst fosfor. Vilken process som dominerar under olika förhållanden är inte klarlagt och nettoeffekten under olika förhållande är därför också osäker.

Fånggröda odlas för att minska kväveläckaget och är en effektiv åtgärd för detta. Effekten av en fånggröda för fosforförlusterna är däremot inte lika enhetlig. Den håller marken bevuxen under hösten och minskar därmed risken för erosion och förluster av partikulärt bunden fosfor. Även här kan emellertid växterna, som tagit upp relativt starkt bunden fosfor ur marken, bli en fosforkälla när växtmaterialet bryts ned. Teoretiskt sett skulle därmed fånggrödor kunna leda till ett ökat läckage av fosfor.

Det finns åtgärder som bör kunna användas för att minska fosforförlusterna, om inte generellt så i alla fall under vissa förhållanden (se nedan). Man skall dock ha klart för sig att det ännu inte finns metoder att kvantifiera hur effektiva dessa åtgärder är som fosforfångare (och det finns alltså även risk för motsatt effekt). För att få bättre kunskap om detta behövs mer modellutveckling och testning.

- Skydds-zoner av växter längs vattendrag. Vegetationsfilter (gräsrensor runt ytvattenbrunnar och inne i sluttande fält).
- Att vid gödsling anpassa mängden tillförd fosfor till grödans behov.

- Att inte tillföra fosfor (eller göra det i mycket liten omfattning) på marker med hög fosforhalt och på fosformättad mark.
- Inblandning av gödseln för att minska risken för förluster via ytavrinning och genom markporer.
- Att undvika spridning av stallgödsel på snötäckt eller vattenmättad mark och, om möjligt, strax före kraftig nederbörd.
- Anpassad jordbearbetning (val av tidpunkt och teknik).
- Odling av mark efter skörd, exempelvis odling med fånggröda, för att minska erosionsförlusterna (se reservationerna ovan).
- Strukturkalkning.
- Reducerad markpackning.
- Kontrollerad dränering.
- Installation av kalkfilter i dräneringssystemet.



Att tänka på vid planering av åtgärdsprogram

Övergödningen kommer sannolikt att förbli ett problem vi behöver tam-pas med även i framtiden. Målet för vattenförvaltningen är att vatten skall ha god status och att vatten som redan har bra kvalitet inte får försämrats. Det räcker inte med att betrakta övergödningens problem ur strikt tekniskt, naturvetenskapligt perspektiv, utan det handlar om att få verksamheter och människor att systematiskt använda teknik och metoder som begränsar onödigt läckage av näringsämnen till våra vatten.

Det ges råd i flera av kapitlen i den här boken om vad som är viktigt att tänka på i arbetet med att hitta åtgärder som leder till att övergödningen minskar och kvaliteten på våra vatten blir god. Följande punkter kanske också kan vara till viss hjälp för den som funderar på att använda modeller i vattenplaneringen.

Om modeller som verktyg i vattenplanering

- Se modeller som hjälpmedel för att skapa förutsättningar för en dialog om åtgärder och åtgärdsprogram.
- Modeller kan vara användbara verktyg för att få en bild av situationen under opåverkade förhållanden.
- Modeller är bra för att beräkna förluster av kväve och fosfor från åkermark och skogsmark, där det är svårt att mäta läckaget av dessa näringsämnen. Modeller kan också vara bra som pedagogiska verktyg för att visa på betydelsen av olika förlopp och samband som påverkar varandra på ett komplicerat sätt.
- Modellberäkningar kan aldrig överensstämja helt med verkliga förhållanden. Därför bör modellerna kompletteras med någon typ av bedömningar av osäkerheter. Exempel på osäkerheter kan vara brister i ingående data eller i beskrivningar av processer i naturen. Det kan också handla om osäkerhet om effekter av vissa åtgärder eller bristande kunskaper om fördröjningar innan åtgärder har effekt på vattenkvaliteten.
- Scenariomodellering kan bara fungera som ett av många beslutsunderlag och måste kompletteras med t.ex. kunskap om hur accepterade åtgärderna blir av dem som skall genomföra dem.

Om sådant att tänka på innan man börjar planera åtgärder

- Eftersom åtgärder vidtas lokalt måste man låta lokala miljömål styra planeringen av åtgärderna. Se t.ex. med hjälp av modeller till att de lokalt uppsatta miljömålen för vattenstatus är realistiska och att det är väl förankrat bland de berörda i ett område vad målen innebär och vad som krävs för att nå dem. Ta reda på vilka andra miljömål och samhällsmål som kan stå i konflikt med övergödningensmålet – gör en prioriteringslista.
- Engagera på ett tidigt stadium i processen de intressenter som troligen kommer att beröras av åtgärderna. Deras medverkan behövs i arbetet med att samla in data och information om området, att formulera

lokala miljömål samt att prioritera val av åtgärder och medverka när dessa åtgärder skall genomföras.

- Innan man inför åtgärder där effekten är tveksam eller svår att uppskatta bör man noga beakta de eventuella ekonomiska konsekvenserna. Att genomföra stora satsningar på en viss åtgärd som inte undersökts tillräckligt kan bli dyrt.

Om åtgärdsplanering för att få störst effekt till lägsta kostnad

- Utgå från förutsättningarna för kostnadseffektiva lösningar i just det aktuella avrinningsområdet. Ett förslag som är kostnadseffektivt i ett område behöver inte vara det i ett annat. Det går att minska tillförseln av näringsämnen och därmed närma sig övergödningsmålet med olika strategier, som berör olika samhällssektorer och till olika kostnad.
- Ta chansen att vidta åtgärder där de ger störst effekt till lägsta kostnad. Beräkningarna i Rönneåns avrinningsområde visar att det kan löna sig rejält att noggrant utvärdera åtgärdsprogram innan man börjar genomföra åtgärder.
- Om jordbruket är en av de största källorna för tillförsel av näringsämnen är en noggrann analys av effekterna av olika åtgärder inom jordbruket mycket värdefull. Denna information kan användas som ett värdefullt komplement i samband med rådgivning till enskilda jordbrukare, exempelvis inom ramen för initiativet Greppa näringen.
- Var medveten om att differentierade krav på åtgärder uppströms och nedströms, liksom att kostnaderna för olika individer och intressentgrupper blir olika för att genomföra åtgärder, kommer att påverka viljan att medverka. För att kostnadsfördelningen skall kunna accepteras krävs finansieringsmekanismer som stödjer en sådan till synes orättvis fördelning av kostnader mellan olika intressenter. Det finns ännu varken finansieringsmekanismer eller legala styrmedel som stödjer en differentiering av åtgärder i avrinningsområden – överenskommelser måste, enligt vattenförordningen, fortfarande bygga på frivillighet.

Om lärandeprocessen

- Det är viktigt att följa upp och dokumentera effekten av de åtgärder man vidtar och använda kunskapen för att successivt förbättra åtgärderna och modelleringen. Uppföljning och dokumentation är dels viktigt för att kunna bygga upp kunskaper och erfarenheter, dels ett krav i den nya vattenförvaltningen.

Referenser

- [1] Arheimer, B., Andréasson, J., Fogelberg, S., Johansson, H., Pers, C. och Persson, K. (2005): Climate Change Impact on Water Quality – Model Results from Southern Sweden. *Ambio* 34(7): 559-566.
- [2] SWECLIM/Rosby Centre: www.smhi.se/sweclim
- [3] Arheimer, B., Löwgren, M., Pers, B. C., och Rosberg, J. (2005): Integrated catchment modeling for nutrient reduction: Scenarios showing impacts, potential and cost of measures. *Ambio* 34(7): 513-520.
- [4] Andersson, L., Rosberg, J., Pers, B. C., Olsson, J. och B. Arheimer (2005): Estimating catchment nutrient flow with the HBV-NP model – sensitivity to input data, *Ambio* 34(7): 521-532.
- [5] Lindström, G., Rosberg, J. och Arheimer, B. (2005): Parameter Precision in the HBV-NP Model and Impacts on Nitrogen Scenario Simulations in the Rönneå River, Southern Sweden. *Ambio* 34(7): 533-537.
- [6] Brandt, M. och Ejhed, H. (2002): TRK Transport Retention Källfördelning. Belastning på havet. Rapport 5247. Naturvårdsverket.
- [7] Bergström, L.F. och Kirchmann, H. (1999): Leaching of total nitrogen from nitrogen-15-labeled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. *Journal of Environmental Quality* 28: 1283-1290.
- [8] Larsson, M. H., Kyllmar, K., Jonasson, L. och Johnsson, H. (2005): Estimating reduction of nitrogen leaching from arable land and the related costs. *Ambio* 34(7): 538-543.
- [9] Kyllmar, K., Larsson, M. H. och Johnsson, H. (2005): Simulation of N leaching from a small agricultural catchment with the field scale model SOILNDB. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 37-49.
- [10] Johnsson, H. och Mårtensson, K. (2006): Beräkning av förändringen av kväveutlakning mellan 1995 och 2003 och den förväntade effekten av åtgärder som föreslagits för minskade utlakningsförhållanden. Teknisk Rapport 104. Sveriges lantbruksuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära.
- [11] Johnsson, H., Mårtensson, K., Larsson, M. och Mattson, L. (2006): Beräkning av kväveutlakningen vid förändrad gödsling för höstvetete och korn. Teknisk Rapport 106. Sveriges lantbruksuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära.
- [12] Svensson, H. och Johnsson, B. (2006): Effekterna av jordbruksreformen. Lägesrapportering nr 6, 2006-05-04, Jordbruksverket. www.sjv.se/download/18.16e46f510aa88e8d3b80005286/Effekter_reformen_kortsikt_apr_2006.pdf
- [13] Johnsson, H. och Mårtensson, K. (2006): Beräkning av normalutlakning av kväve för den ekologiskt odlade arealen. Teknisk Rapport 105. Sveriges lantbruksuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära.
- [14] Torstensson, G., Aronsson, H. och Bergström, L. (2006): Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98: 603-615.
- [15] Johnsson, H. och Mårtensson, K. (2002): Kväveläckage från svensk åkermark. Beräkning av normalutlakning för 1995 och 1999. Rapport 5248. Naturvårdsverket.
- [16] Jonasson, L., Larsson, M., Kyllmar, K. och Johnsson, H. (2005): Kostnader för åtgärder för minskat kväveläckage från åkermark inom Rönne ås avrinningsområde. Teknisk Rapport 86. Sveriges lantbruksuniversitet, avdelningen för vattenvårdslära.
- [17] Pers, C. (2005): Modeling the response of eutrophication control measures in a Swedish lake, *Ambio* 34(7): 552-558.
- [18] Svensson, M. och Lindahl, J. (2002): Förslag till Åtgärdsprogram för Ringsjön. MS Naturfakta.
- [19] Pers, C. (2002): Model description of BIOLA – a biochemical lake model (including literature review of processes). SMHI Report Hydrology No. 16.
- [20] Pers, C. (2003): BIOLA Biogeochemical Lake Model Manual. SMHI Report Hydrology No. 91.
- [21] Pers, B. C., och Persson, I. (2003): Comparison of a biogeochemical model in different lakes. *Nordic Hydrology* 34(5): 543-558.
- [22] Hansson, L.-A. (1998): Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar. En kunskaps-sammanställning. Naturvårdsverket Rapport 4851.
- [23] Jordbruksverket (2004): Kvalitetskriterier för våtmarker i jordbrukslandskapet. Rapport 2004:2.
- [24] Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. och Oscarsson, H. (red.) (2002): Våtmarksboken – skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker.
- [25] Tonderski, K. S., Arheimer, B. och Pers, B. C. (2005): Modeling the impact of potential wetlands on phosphorus retention in a Swedish catchment. *Ambio* 34(7): 544-551.



Och så skriver vi år 2015...

REDAKTIONEN

Vi skriver år 2015, det är då god vattenstatus (enligt vattendirektivet) skall vara uppnådd i alla vatten i Sverige. Så är inte fallet riktig ännu, men vi har kommit en bra bit på väg och håller som bäst på att lägga upp arbetet för nästa sexårsperiod.

Tillståndsbeskrivningar, analyser, bedömningar, referenstillstånd, åtgärds- och verksamhetsplaner har utarbetats och övervakningsprogram har utformats för uppföljning av de åtgärder som har sjuöatts. Roller och ansvar i den nya vattenförvaltningen har klarnat i och med att det har retts ut vad som skall regleras genom vattenförvaltningsförordningen, plan- och bygglagen respektive miljöbalken. De mål eller miljö kvalitetsnormer som har satts upp har därmed fått större legitimitet, vilket i sin tur bidragit till att det blivit betydligt lättare att genomföra åtgärder för att nå målen.

Arbetet med åtgärder är i full gång och i många fall har man ute i vattendistriktet använt olika beräkningsmodeller som grund för att kunna bedöma tillstånd, framför allt i norra Sverige där det är glest mellan mät-punkterna. Vi har också en tydlig bild av hur åtgärderna skall prioriteras och hur de skall betalas. Finansieringssystemet där förorenaren betalar har genomförts, vilket medfört att det äntligen (sent omsider) kommit in resurser för att kunna planera och genomföra åtgärder. En mer omfattande utredning av alternativ till prispolitik har gjorts för att även titta på möjligheterna med system som t.ex. utsläppsrätter.

Miljöbalken ger numera också möjligheter att driva åtgärder på ett sätt som inte varit möjligt tidigare. I allmänhet drivs dock åtgärderna genom frivilliga överenskommelser och när det gäller jordbruket är olika former av miljöersättningar fortfarande den starkaste drivkraften.

Stora framsteg har gjorts på övergödningssområdet – nedfallet av kväve har minskat, men framför allt har läckaget från jordbruksmark minskat påtagligt. Det går att se resultat i form av att det är mindre problem med algblomningar i sjöar och kustvatten. Vi har även fått större kunskap om möjligheten att restaurera sjöar och Östersjön genom exempelvis utfiskning.

Vattendirektivet gäller för stora delar av Europa och genom direktivet ställs samma krav på att minska läckage från åkermark över hela Europa. Det svenska jordbruket, där förutsättningarna är mer fördelaktiga inom vissa områden, har kunnat hävda sig väl. Likaså har de numera mycket

höga transportkostnaderna gynnat det svenska jordbruket på bekostnad av långväga import. Stor miljömedvetenhet och satsningar på att minska läckage av näringsämnen och bekämpningsmedel har också gett konkurrensfördelar. Detta har blivit möjligt genom att de stora pengar som finns i EU:s stödpaket till jordbruket äntligen har använts på ett för miljön effektivt sätt! De åtgärder som i dag visat sig effektiva – som t.ex. odling av fånggrödor, vårplöjning och optimerad gödsling – har förfinats ytterligare. Därmed har dessa brukningsätt blivit vardag och dessutom blivit till ekonomisk fördel för den enskilde lantbrukaren.

Det har också forskats mer om effekter av att anlägga kantzoner. Forskningen har gällt både växtlighetens förmåga att hindra att fosfor transporteras ut i vattendragen och den roll som kantzonsväxtlighet spelar när det gäller den biologiska mångfalden. Med detta som grund har risken minskat att stora resurser används till kostsamma åtgärder utan effekt. Där det verkligen finns stöd för goda effekter har det blivit obligatoriskt med skyddszoner kring alla vattendrag. Lantbrukarna har också fått kompensation för den mark som tas i anspråk.

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna har tillsammans med vattenråden utarbetat ett underlag – väl förankrat i översiktsplaneringen för alla kommuner i Sverige – som används för prioriteringar av åtgärderna. Man har koncentrerat stöden till de jordbruksarealer och verksamheter som betyder mest då det gäller läckage av kväve och fosfor. När det gäller t.ex. våtmarker har vi en mer genomtänkt strategi, med strategisk placering av våtmarker i landskapet för att få optimal effekt (och även råd för hur våtmarker kan anläggas för att minska flödet av fosfor). Det bedrivs uppsökande verksamhet genom att projektet Greppa näringen har utvecklats. De jordbruk som är viktiga att nå för att komma till rätta med läckage av näringsämnen får besök av en jordbruksexpert, som föreslår de åtgärder som är mest effektiva på denna speciella gård. Det finns också möjligheter till ett differentierat stöd så att attraktiva områden med högt markpris kan få högre ersättning än andra områden.

Vattenråden har varit med och haft inflytande på hela processen fram till och med förvaltningsplanerna. Därför är mål och åtgärder inte bara väl förankrade bland dem som närmast berörs, utan aktörerna har även bidragit med sin lokala kunskap så att åtgärderna blir bättre avvägda och billigare. I södra Sverige är det framför allt vattenvårdsförbund eller liknande organisationer som tagit initiativ till att bilda vattenråd, medan det i norra Sverige är kommunalförbund eller enstaka kommuner som gått i bräschen. På det hela taget har man inom kommunerna fått ett dramatiskt ökat intresse för samverkan när man sett vilket värdefullt underlag för vattenplanering och åtgärder som produceras inom den nya vattenförvaltningen för att genomföra vattendirektivet.

Regeringen har insett att arbetet med vattenråd inom avrinningsområden inte bara är ett exempel på medborgarinflytande i frågor om vatten,

utan att det är ett fantastiskt demokratiprojekt. Därför har extra resurser avsatts till de fem vattenmyndigheterna för att genomföra arbetet med vattenråden. Kommunerna, som har fått mer resurser för att verkligen genomföra åtgärder, spelar en viktig roll för att driva arbetet framåt. Intressenter och medborgare har inte engagerats förgäves, utan med bästa möjliga kunskapsunderlag som grund vidtar man nu åtgärder mer systematiskt och effektivt.

Genom den mer systematiska uppföljningen av åtgärder har alla berörda också fått ökad möjlighet till lärande. Lyckade exempel används som inspiration för andra. Forskare och experter hjälper i stor utsträckning till med att utarbeta kunskapsunderlag av hög kvalitet och med att utvärdera resultaten av åtgärder.

Det har skapats allt fler mötespunkter för alla som arbetar med vattenfrågor, både nationellt och internationellt. Det har blivit allt vanligare med gränsöverskridande samverkan länder och regioner emellan i avrinningsområdena till våra gemensamma havsområden.

Så även om vi nu, år 2015, fortfarande har en bra bit kvar att gå för att kunna uppnå slutmålet för alla vatten har vi i alla fall kommit ett ordentligt stycke på väg. Och kanske ännu viktigare: vi går alla åt samma håll!

Tack!

Vi i VASTRA vill framföra ett stort och varmt tack till alla som på olika sätt bidragit till och hjälpt oss med att färdigställa denna bok. Det har varit en lång process som omfattat allt från insamling av data från Rönneåområdet till formgivningen av boken.

Tack till alla de VASTRA-forskare som bidragit till programmet under kortare eller längre tid, men som inte varit medförfattare till just denna bok.

Vi vill också alldeles speciellt tacka alla deltagarna i å-dialogerna i Rönneå för er värdefulla medverkan.

Vi vill även rikta ett tack till Eva Alm, Daniel Andersson, Karin Berg, Anders Biel, Patricia Blaker, Lisa Blix, Maja Brandt, Magnus Bång, Rune Brandt, Lars Collvin, Anna-Karin Edstam, Anna Eklund, Ekologgruppen, Peter Esaiasson, Eslövs kommun, Sofia Fogelberg, Victor Galaz, Gun Grahn, Anders Gyllander, Jörgen Hanak, Lars-Anders Hansson, Markus Hoffman, Karl Holmström, Jan Hällgren, IDE-sektionen vid högskolan i Halmstad, Birgitta Johansson Sternerup, Conny Jansson, Ola Jodal, Lars Jonasson, Camilla Jönsson, Birgitta Karlsson, Therese Karlsson, Bodil Liedberg Jönsson, Håkan Marklund, Richard Nilsson, Hörby kommun, Höörs kommun, Klippans kommun, Länsstyrelsen i Skåne, Wiveka Odebjer, Ann Persson, Irina Persson, Perstorps kommun, Anna Pettersson, Ringsjökommittén, Helen Rosengren, Rönneåkommittén, Pepa Sarafova, Pege Schelander, Harald Sterner, Anders Stureson, Peter Svensson, Maria Tilja, Barbro Uhlén, Torsten Werner, Amelie Wintzell, Malin Åberg, Ängelholms kommun och Örkelljunga kommun.

Författare

Lotta Andersson är forskare på Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), Avdelningen för forskning och utveckling: Hydrologi. Hon har sedan 1980-talet arbetat med avrinningsområdesmodeller och under senare år specialiserat sig på användandet av modeller som en plattform i dialoger mellan olika intressenter. Inom VASTRA ansvarade hon för delprogrammet om integrerad modellering av närsalttransport i avrinningsområden.

Lotta.Andersson@smhi.se

www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/staff.htm

Berit Arheimer är enhetschef för den hydrologiska forskningen vid SMHI (Avdelningen för forskning och utveckling: Hydrologi) och har sedan 1990 arbetat i tvärvetenskapliga projekt, bl.a. med att producera modellresultat för samhällsplanering. Hennes forskning rör hydrologisk modellutveckling, närsalttransport och klimateffektstudier. Inom VASTRA ingick hon i programmets ledningsgrupp och var, tillsammans med Martin Larsson, ansvarig för programmet om flöden av närsalter i olika landskapsdelar och avrinningsområden. Hon arbetade även med scenariomodellering och databaser för Rönneå.

Berit.Arheimer@smhi.se

www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/staff.htm

Sofia Kallner Bastviken är doktorand vid Biologiavdelningen, Linköpings universitet. Hon undersöker faktorer som reglerar kväveavskiljning i anlagda våtmarker. Hennes avhandling är inriktad på vegetationens betydelse för denitrifikation.

sofka@ifm.liu.se

www.ifm.liu.se/biology

Ingela Danielsson är kommunbiolog i Marks kommun och har tidigare forskat inom ekologisk zoologi vid Göteborgs universitet. Hon var koordinator för VASTRA, ingick i programmets ledningsgrupp och arbetade främst med programmets gemensamma syntes och fokusgruppsdiskussionerna i Rönneå. Hon hade även delansvar för delprogrammet om integration och syntes av kunskap för övergödningskontroll.

Ingela.Danielsson@mark.se

www.mark.se

Holger Johnsson är forskningsledare vid Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Han arbetar huvudsakligen med frågor om förluster av växt-näringsämnen i jordbruket och metoder för att beräkna sådana förluster i större områden. Inom VASTRA arbetade han med utvecklingen av modeller för kväveläckage från åkermark i avrinningsområden.

holgerjohnsson@mv.slu.se

v.mv.slu.se

Anna Jonsson är forskare och lektor på Miljövetarprogrammet, Linköpings universitet. Hon har sedan tidigt 1990-tal arbetat med institutionella frågor kring vattenresurshantering i Sverige och i tredje världen, med lokalt kollektivt handlande och kommunikations- och deltagandefrågor som speciella intresseområden. Inom VASTRA ingick hon i programmets ledningsgrupp och ansvarade för koordinationen av å-dialogerna.

anna.jonsson@tema.liu.se

www.liu.se/tema/miljo/

Anna Jöborn är forskningsledare vid IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Hon var programchef för VASTRA 2002–2006 (fas 2) och hade huvudansvaret för delprogram 1. Hon har tidigare forskat vid Göteborgs universitet, varit ansvarig för ett antal EU- och Sidaprojekt och arbetat vid länsstyrelsen i Västra Götalands län. Hon arbetar med frågor om hållbar förvaltning av naturresurser.

anna.joborn@ivl.se

www.ivl.se

Katarina Kyllmar är forskningsingenjör vid Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Hon arbetar med övervakning av jordbrukets inverkan på ytvatten och grundvatten i små jordbruksdominerade avrinningsområden. Inom VASTRA utvecklade hon metoder för att beräkna kväveutlakning från jordbruksfält i små avrinningsområden.

Katarina.Kyllmar@mv.slu.se

v.mv.slu.se

Martin Larsson är forskare vid Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Han arbetar med utveckling, testning och tillämpning av simuleringsmodeller för att beräkna förluster av kväve och fosfor från åkermark på olika skalor. Inom VASTRA ingick han i programmets ledningsgrupp och var, tillsammans med Berit Arheimer, ansvarig för delprogrammet om flöden av närsalter i olika landskapsdelar och avrinningsområden.

Martin.Larsson@mv.slu.se

www.mv.slu.se

Lennart J. Lundqvist är professor emeritus i statsvetenskap, särskilt miljöpolitik och förvaltning, vid Göteborgs universitet. Inom VASTRA ingick han i programmets ledningsgrupp och var ansvarig för delprogrammet om styrmedel, institutioner och samverkan kring hållbar vattenförvaltning.

lennart.lundqvist@pol.gu.se

www.pol.gu.se

Marianne Löwgren är lektor vid Tema vatten i natur och samhälle, Linköpings universitet. Hon har, förutom inom VASTRA, även arbetat inom Mistra-programmet om uthålliga urbana vattensystem (Urban Water). Inom VASTRA ingick hon i programmets ledningsgrupp och arbetade med ekonomiska perspektiv på vattenfrågor. Hon har värderingen av naturresurser, särskilt vatten, miljöpolicy och styrmedel, som speciella intresseområden.

marlo@tema.liu.se

www.tema.liu.se/tema-v

Johanna Alkan Olsson är forskare på Lund University Centre for Sustainability Studies. Hon har arbetat med kommunikation av naturvetenskaplig information, med särskilt inriktning på kommunikation mellan experter och intressenter i deltagandeprocesser om övergödning, främst där modeller används som underlag. Inom VASTRA arbetade hon med ekonomiska styrmedel samt formerna för deltagande kommunikation.

johanna.alkan_olsson@lucsus.lu.se

www.lucsus.lu.se

Hans Oscarsson är Biträdande vattenvårdsdirektör på vattenmyndigheten för Västerhavet på Länsstyrelsen i Västra Götalands län och har tidigare forskat inom sötvattensekologi (Göteborgs universitet). Han ingick i styrelsen för VASTRA och arbetade inom programmet med anpassning av forskningsresultaten till avnämarnas behov.

Hans.Oscarsson@o.lst.se

www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/amnen/Vasterhavet

Charlotta Pers är forskare på SMHI, Avdelningen för forskning och utveckling: Hydrologi, och arbetar med övergödningsmodellering. Inom VASTRA utvecklade hon BIOLA-modellen för sjöar och var ansvarig för delprogrammet om modellering av näringsflöden i sjöar.

Charlotta.Pers@smhi.se

www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/staff.htm

Jörgen Rosberg är forskare på SMHI, Avdelningen för forskning och utveckling: Hydrologi. Han arbetar främst med vidareutveckling av HBV-NP-modellen och har tidigare forskat inom jordbruksvetenskap och olika aspekter av geofysik.

Jorgen.Rosberg@smhi.se

www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/staff.htm

Annika Ståhl-Delbanco arbetar som limnolog vid Miljöstrategiska avdelningen, Miljökontoret i Helsingborgs kommun, med främst övergödningsfrågor i Långeberga Försöksdammar samt inom INTERREG-projektet RENT-VATTEN. Inom VASTRA forskade hon kring blågrönalger och algblomningar samt samordnade VASTRA-doktorandernas gemensamma projekt om CATCH-modellen.

jonas.delbanco@telia.com

<http://hserver08.helsingborg.se/raan/html/forskningsanlaggning.html>

Karin Sundblad Tonderski är docent vid Biologiavdelningen, Linköpings universitet. Hennes forskning är inriktad mot våtmarksekologi, särskilt omsättning av kväve och fosfor i anlagda våtmarker i tempererade och tropiska områden. Inom VASTRA samordnade hon forskningen kring multifunktionella våtmarker och ansvarade för projektet om näringsomsättning i våtmarker och kantzoner.

karsu@ifm.liu.se

www.ifm.liu.se/biology

Kort om VASTRA

Vattenstrategiska forskningsprogrammet – VASTRA – var ett tvärvetenskapligt program om strategier för en långsiktigt hållbar vattenförvaltning. Målet var att bidra till ökad kunskap och utveckling av metoder och verktyg, som väsentligt bidrar till att finna effektiva och socialt accepterade lösningar av problemen med övergödning av vatten.

VASTRA pågick från 1997 till och med 2005. Den andra och avslutande fasen av programmet påbörjades år 2002. Programmet finansierades av Stiftelsen för miljöstrategisk forskning (Mistra). Ca 25 forskare och doktorander från universitet och högskolor i Uppsala, Linköping, Göteborg och Lund, samt från SMHI, medverkade i programmets andra fas. Göteborgs universitet var programvärd under den andra fasen.

Styrelsen

Olle Åslander (ordförande)
Hans Oscarsson (vice ordförande)
Åsa Boholm
Rune Brandt
Per-Olof Davidsson
Gunilla Öberg

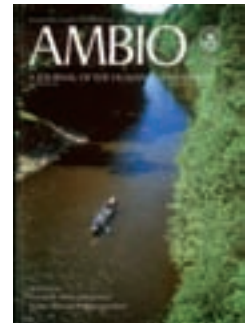
Programsekretariatet

Anna Jöborn (programchef)
Monica Börjesson (vikarierande programchef)
Ingela Danielsson (programkoordinator)
Kerstin Thonfors-Olsson (ekonomiansvarig)

Läs mer

En fullständig lista över alla VASTRA-publikationer finns på sektionen om VASTRA på Mistras webbplats: www.mistra.org

Delar av programmets forskningsresultat presenterades 2005 i ett specialnummer av tidskriften *Ambio*: Towards More Integrated Water Resource Management.
Ambio 34(7): 481-580.



Rapportserien

Rapport 1

Wittgren, H. B., Westerlund, S. och Castensson, R. (red.) (2000): Genevadsåstudien – Ett aktörsspel om genomförande av miljökvalitetsnormer för kväve i ett avrinningsområde.
ISBN 91-7219-688-2

Rapporten kan laddas ner som PDF-fil från sektionen om VASTRA på Mistras webbplats: www.mistra.org



Rapport 2

Löwgren, M. (2001): Emåns nyttjande och hävd – En studie av monetära värden.
ISBN 91-7219-994-6

Rapporten kan laddas ner som PDF-fil från sektionen om VASTRA på Mistras webbplats: www.mistra.org



Rapport 3

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. och Oscarsson, H. (red.) (2002): Våtmarksboken – Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker.
ISBN 91-631-2737-7

Boken kan beställas från Bokakademin, Linköpings universitet, 581 83 Linköping. E-post: karallen@bokakademin.se



Rapport 4

Blomqvist, A. (2003): Can watercours groups reduce nutrient losses? – An explanatory study with reference to the River Emå Catchment, Sweden

Rapporten kan laddas ner som PDF-fil från sektionen om VASTRA på Mistras webbplats: www.mistra.org



Rapport 5

Lundqvist L. J., Jonsson A., Galaz V., Löwgren M. och Alkan Olsson J. (2004): Hållbar vattenförvaltning – Organisering, deltagande, inflytande, ekonomi.

ISBN 91-631-2738-5

*Boken kan beställas från Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.
E-post: sven.toresson@miljo.gu.se*



Rapport 6

På tal om vatten. Om vägen mot en hållbar vattenförvaltning. (2006)

ISBN 91-631-8915-1

ISBN 978-91-631-8915-9

Boken kan laddas ner som PDF-fil från sektionen om VASTRA på Mistras webbplats: www.mistra.org



Den tryckta versionen av boken kan beställas från vattenvårdsenheten på Länsstyrelsen i Västra Götaland. Kontaktperson: Birgitta Hasselberg, 031- 60 50 76.

199

VASTRA:s årsrapporter 2001-2003



