

Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem

– en litteratursammanställning



Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem

– en litteratursammanställning

Ingemar Näslund, Länsstyrelsen i Jämtlands län

Johan Kling, Havs- och vattenmyndigheten

Jakob Bergengren, Länsstyrelsen i Jönköpings län

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2013-09-04

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
ISBN 978-9187025-35-8

Omslagsbild: Grunddamm i Faxälven nedströms Ramsele kraftverk. Foto: Ingemar Näslund.

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Förord

Havs- och vattenmyndigheten har ett ansvar att arbeta för levande hav, sjöar och vattendrag. Myndigheten ska verka för att de direktiv som svenska staten ratificerat och som rör biologisk mångfald i våra vatten implementeras i svensk havs- och vattenförvaltning. EU:s ramdirektiv för vatten är en viktig pusselbit i Sveriges arbete med bevarande och utveckla den ekologiska statusen i våra vatten. Även Art- och habitatdirektivet är viktigt för att bevara och skydda hotade arter och livsmiljöer. Direktiven är båda införlivade i lagstiftningen och i de nya etappmålen tillhörande de nationella miljökvalitetsmålen.

I Sveriges arbete med att uppnå de fastställda miljökvalitetsnormerna, antingen i form av god ekologisk status eller god ekologisk potential i de fall vattenförekomsten har pekats ut som kraftigt modifierad, kommer det behövas åtgärder som kan påverka verksamheter. Inom vattenförvaltningen har det konstaterats att vattenkraften är en av de största påverkanskällorna på den ekologiska statusen. Det kommer därför behövas en ekologisk anpassning av vattenkraften. Samtidigt är vattenkraften en av våra viktigaste energikällor med oöverträffade egenskaper i energisystemet. Framförallt är dess stora förmåga att reglera på korta tidsintervall en unik egenskap bland energikällorna.

För att kunna koppla rätt påverkanstryck till rätt verksamhet och fastställa kostnadseffektiva åtgärder, behövs kunskap om olika verksamheters påverkan på vattenmiljöerna. Denna rapport är en litteratursammanställning av vattenkraftens påverkan på hydromorfologin och ekologin i framförallt vattenmiljöerna. Sammanställningen ska ses som en generell bild av påverkan. I enskilda fall varierar påverkan betydligt beroende teknisk utformning, de hydromorfologiska förutsättningarna, andra påverkanskällor i samma system och inte minst den vatten- och landlevande faunan och florans sammansättning. Utgångspunkten för litteratursammanställningen har varit vetenskapligt granskad och publicerad litteratur.

Rapporten är i huvudsak framtagen inom vattenmyndigheternas gemensamma projekt, Vattenkraften i vattenförvaltningen, som också finansierades av dessa myndigheter. Slutlig utformning och publicering har genomfört gemensamt mellan Havs- och vattenmyndigheten och de fem vattenmyndigheterna.

Havs- och vattenmyndigheten har inte tagit ställning till innehållet i rapporten utan författarna ansvarar för det som framförs i rapporten.

Göteborg 4 september 2013

Ingemar Berglund

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	5
BAKGRUND	7
VATTENKRAFT – PRINCIPER FÖR VERKSAMHETEN	9
Vattenkraftanläggningar.....	11
VATTENKRAFTENS INVERKAN PÅ DEN AKVATISKA MILJÖN.....	21
Barriäreffekter	25
Hydrologi.....	25
Sedimenttransport.....	35
Vattentemperatur och isförhållanden	39
Vattenkvalitet	41
Morfologi	42
Primärproduktion samt fördelning av alloktont organiskt material.....	44
Bottenfauna	46
Fisk	50
Fåglar, däggdjur, grodor.....	55
Interaktion med landmiljöer	57
Systemeffekter	59
UNDERSÖKNING AV VATTENKRAFTENS MILJÖKONSEKVENSER.....	61
Begränsningar.....	61
Checklista för analys av miljöpåverkan	62
FORTSATT KUNSKAPSUTVECKLING.....	66
REFERENSER	68

Sammanfattning

Arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten har visat att fysisk påverkan är det vanligaste vattenmiljöproblemet (European Environment Agency 2012). Inom detta område är vattenkraften en av de största påverkanskällorna. Mot bakgrund av detta har Vattenmyndigheterna tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten genomfört ett gemensamt projekt i syfte att ta fram information och vägledning för hur vattenkraften och dess miljöpåverkan skall hanteras i arbetet med vattenförvaltningen. Inom ramen för detta projekt har föreliggande litteratursammanställning genomförts. Syftet är att utöka kunskapsunderlaget inom området vattenkraftens påverkan på den akvatiska miljön. Detta för att utveckla arbetet med karaktärisering och statusklassning av vattenförekomster samt förbättra bedömningsunderlaget inför de statushöjande åtgärder som skall genomföras.

Den viktigaste fysiska förändringen som en följd av vattenkraftutbyggnad är tillkomsten av dammar. De innebär att barriäreffekter uppstår, det vill säga att förutsättningar för uppströms förflyttning samt nedströms transport av sediment och dött och levande organiskt material i systemet, begränsas eller hindras. Även i övrigt förändras den fysiska miljön, bland annat genom de morfologiska förändringar som blir resultatet av rensning, kanalisering och torrläggning. Andra följdverkningar av vattenkraftutbyggnad är förändringar i erosion, vattentemperatur, isförhållanden och vattenkvalitet.

Vattenkraft har också en omfattande inverkan på hydrologin i vattensystemet. Regleringen av nivåer och flöden i dammar och kraftverk innebär förändringar i det totala flödesmönstret (säsongvariationen), men även kortsiktiga fluktuationer i vattenföring samt förändringar när det gäller extremt höga och låga flöden. Energiproduktionens årscykel innebär vanligen omvänd vattenföring i de reglerade älvarna där huvuddelen av årets flöde passerar under vinterhalvåret, medan vårfloden reduceras eller uteblir och flödena under sommar och höst är lägre än under oreglerade förhållanden. Korttidsreglering innebär att flödet kan ändras flera gånger på kort tid, inom dygnet eller till och med inom en timme. Nolltappning innebär att flödet genom och förbi kraftverket helt kan stängas av vilket torrlägger vattendraget eller skapar perioder med sjöliknande förhållanden nedströms. I reglerade sjöar är fluktuationerna större och vattennivåerna, sett över en årscykel, generellt sett väsentligt annorlunda jämfört med under oreglerade förhållanden.

De hydrologiska och morfologiska förändringarna omsätts i påverkan på de akvatiska ekosystemen. Förutom de direkta effekterna av dammar (barriärer) omvandlas vattensystemen från att vara mångformiga till mer homogena miljöer. Strömsatta partier med heterogena habitat däms över eller torrläggs vilket gör att strömvattenkrävande arter försvinner eller reduceras i antal. Primär- och sekundärproduktion samt omsättning av organiskt material påverkas negativt vilket innebär att systemets biologiska produktionspotential sänks. Bottenfauna- och fisksamhällen förändras. Riktning och omfattning beror av lokala förhållanden, regleringsintensitet m.m. Över huvud taget är förändringarna av florin och faunan omfattande när det gäller

artsammansättning, tätheter av organismer och produktionsförutsättningar. Därmed förändras också den biologiska mångfalden.

De slutgiltiga effekterna på ekosystemet varierar stort mellan olika vattenkraftanläggningar. Det beror på skillnader i anläggningarnas tekniska utformning, de geologiska och hydrologiska förutsättningarna i avrinningsområdet, klimat, regleringspåverkan uppströms och nedströms, den akvatiska faunans och florans artsammansättning, effekter av annan mänsklig aktivitet m.m. Vissa effekter uppstår alltid oavsett om det är ett strömkraftverk eller ett reglerkraftverk, medan andra är mer kopplade till regleringen.

Även interaktionen mellan vatten- och landmiljön påverkas. Översvämning/störning av landmiljön, deposition av sediment och organiskt material samt utbytet mellan yt- och grundvatten är exempel på processer som har långtgående inverkan på ekosystemens struktur och funktion i strandnära landmiljöer. Dessa processer förändras eller uteblir i samband med reglering/kraftutbyggnad.

Förutom de lokala effekterna av vattenkraftanläggningar, uppstår förändringar i vattensystemet som helhet. Dessa förändringar är i många fall kumulativa. Vattenkemin förändras på sätt som gör att effekterna kan spåras ute i Östersjön, bland annat som en följd av minskad uttransport av kisel. Transporten av material reduceras eller förändras i hela systemet, temperaturregimen blir annorlunda som en följd av höga vinterflöden, överdämning ändrar närsaltbalansen nedströms samt ökar emissionen av växthusgaser.

Bakgrund

Inom ramen för arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten har en omfattande kartläggning och analys av tillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag genomförts. Utifrån denna är det uppenbart att fysisk påverkan är vårt vanligaste miljöproblem i ytvatten. En av de största påverkanskällorna inom detta problemområde är vattenkraften med dess dammar och vattenreglering. I ramdirektivet betonas vikten av vattens ekologiska status, dvs. struktur och funktion hos de akvatiska ekosystemen ges högsta prioritet. Införandet av direktivet innebär att vattens ekologiska status, eller i förekommande fall, ekologiska potential skall uppnå en viss nivå. Avsikten med direktivsarbetet är att med olika typer av insatser åstadkomma förbättringar av den akvatiska miljön. Detta gäller inte minst de vatten som påverkas av vattenkraft och då även hårt reglerade vattensystem. Vissa typer av miljöförbättringar kommer i någon utsträckning att inverka negativt på kraftproduktionen. Det blir därför av största vikt att kunna fastställa kostnadseffektiva åtgärder och göra noggranna avvägningar mot energisystemet. Ytterst handlar det om att balansera vattenmiljöns status och kraftproduktionen. Mot bakgrund av detta är det därför väsentligt att det kunskapsunderlag som ligger till grund för påverkansanalysen är så komplett som möjligt och ger en rättvisande bild av vattenkraftens effekter på det akvatiska ekosystemet.



Figur 1 och 2. Forsmo i Ångermanälven, före utbyggnad (1936) och idag (2011). Foto: Ingemar Näslund.

Frågan om vattenkraftens inverkan på den akvatiska miljön och biologisk mångfald har diskuterats under lång tid och från olika utgångspunkter. I debatten har viss enighet rått om att konsekvenserna för fiskbestånd och fiske är långtgående, men när det gäller ekosystemet i övrigt samt behov och genomförande av miljöförbättrande åtgärder är bilden mer splittrad. Under de senaste åren har frågan om vattenkraft och biologisk mångfald uppmärksamats på politisk nivå i och med Miljö- och jordbruksutskottets uppföljning (Miljö- och jordbruksutskottet 2011) och den utredning om vattenkraft och miljö som i april 2012 tillsattes av Regeringen. Havs- och Vattenmyndigheten har också under året genomfört en dialogprocess med de aktörer som är berörda. Detta illustrerar det faktum att behovet av kunskap om miljökonsekvenser av vattenkraft och väl underbyggda åtgärder har

accentuerats. Under 2011 startade Vattenmyndigheterna ett gemensamt projekt för att ta fram information och vägledning för hur vattenkraften ska hanteras inom vattenförvaltningen. Avsikten är att i ett brett perspektiv utveckla arbetet med kartläggning av och åtgärder inom vattenkraftrelaterad miljöpåverkan. Den övergripande målsättningen med föreliggande delrapport är att sammanställa och utöka kunskapsunderlaget inom ämnesområdet vattenkraftens effekter på den akvatiska miljön. Rapporten täcker in huvuddelen av de hydromorfologiska aspekter som är viktiga ur miljösynvinkel och de konsekvenser de har för ekosystemen i vattnet. Rapporten avslutas med en enkel methodsammanställning vars syfte är att beskriva hur man undersöker och bedömer miljöpåverkan hos enskilda anläggningar.

För en stor del av de vattenförekomster som är påverkade av vattenkraft finns idag ett begränsat underlag vad gäller de biologiska data som krävs för statusklassning i enlighet med EU:s vattendirektiv. Den miljöövervakning och den undersökningsverksamhet i övrigt som bedrivs i vattenkraftpåverkade vatten har helt enkelt för liten omfattning, framför allt när det gäller biologiska parametrar. Vidare är dagens bedömningsgrunder inte tillräckliga utan behöver revideras (Lücke 2010, Olsson 2011a, b). Detta har sammantaget lett till svårigheter att värdera miljöpåverkan och att statusklassningen inom vattenförvaltningen när det gäller vattenkraftens miljöpåverkan ofta baseras på modellering och expertbedömningar. Det kan i vissa avseenden vara tillräckligt (t.ex. för vandringshinder) men bedömningsunderlaget vad gäller enskilda anläggningars påverkan, liksom för vattensystemet som helhet, behöver utökas. Avsikten är att det framtagna materialet ska kunna användas för att förtydliga de expertbedömningar som görs, ge vägledning för hur miljöpåverkan kan mätas och bedömas samt kanske tillföra underlag inför den kommande revisionen av klassningen av kraftigt modifierade vatten.

Arbetet med att genomföra statushöjande åtgärder skall inledas under innevarande cykel inom vattenförvaltningen. En hel del återstår vad gäller prioritering, val av åtgärder, arbetssätt med mera. Klart är att en tydligare bild av miljöpåverkan kan förbättra förutsättningarna att välja rätt åtgärder för respektive anläggning. För närvarande utarbetas också strategier för utökad tillsyn och egenkontroll av vattenkraftanläggningar (Länsstyrelserna genom Miljösamverkan Sverige). Även här kan materialet vara användbart för att identifiera miljöpåverkan samt bedöma vilka tillsynsinsatser som är rimliga eller vilken typ av egenkontroll som är lämplig.

Arbets sättet har i första skedet bestått av en beskrivning av vattenkraftrelaterade hydromorfologiska förändringar. Utifrån dessa har sedan deras effekter på ekosystemen sammanställts med utgångspunkt från vetenskaplig litteratur. Avslutningsvis har en sammanhållen manual för undersökning av enskilda anläggningars miljöpåverkan tagits fram. Projektet har genomförts i form av ett uppdrag från Vattenmyndigheterna, och sedermera även från Havs- och vattenmyndigheten, till Länsstyrelsen i Jämtlands län och genomförts under perioden oktober 2011 – oktober 2012.

Vattenkraft – principer för verksamheten

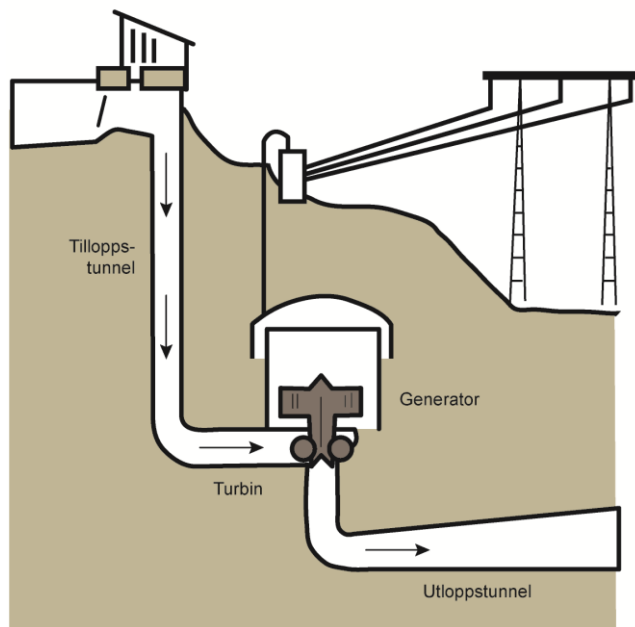
Tidigt upptäcktes att man genom att utnyttja och omvandla vattnets lägesenergi kunde utvinna kraft. Byggandet av kvarnar var det första mer omfattande sättet att använda vattenkraft i vårt land. Att mala säd till mjöl var en nödvändighet för det framväxande jordbruket. Anläggningarna var små men många och fanns sprida över hela landet där det fanns jordbruk. Även i gruvnäringen utnyttjades vattenkraft, för att driva pumpar, frakta brännved och virke m.m. När sedan metallförädlingen kom igång på allvar lokaliserades stångjärnshammare och annan bearbetningsutrustning, och därmed bruksorterna, i anslutning till strömmande vatten med möjlighet till vattendrivna anläggningar. Den fortsatta industriella utvecklingen ledde sedan till att allt fler verksamheter utnyttjade vattenkraften. Dit hörde sågverk, smedjor, pappersbruk och en rad andra industrier beroende av direktverkande kraftförsörjning.



Figur 3. Det numera raserade sågverket i Sörviksån (Gimåns vattensystem) minner om forna tiders kraftutvinning i vattendraget. Foto: Micke Sundberg.

Så småningom kom också de tekniska framsteg som gjorde att man kunde använda vattenkraft för produktion av elektricitet. Vattenkraften utnyttjar den fallhöjd som finns i våra vattendrag. Man använder vattnets lägesenergi, det vill säga när vattnet rör sig från högre till lägre nivåer, kan energin omvandlas. Först blir den till rörelseenergi när vattnet passerar en turbin vars axel roterar. Turbinen driver sedan en generator där elektriciteten alstras. Anläggningarna kan se mycket olika ut vad gäller dammkonstruktion, turbinens placering, intag och utskov med mera, men principen för kraftutvinning är densamma (Figur

4). Fallhöjden avgör tillsammans med flödesmängden hur mycket elektricitet som kan alstras.



Figur 4. Principskiss för vattenkraftverk

Idag är vattenkraft för elproduktion helt dominerande. De första vattenkraftverken i vårt land byggdes under 1880-talet. Det var små anläggningar som avsåg att leverera elektricitet till industri och bostäder i den närmaste omgivningen. Dessa kraftverk placerades i första hand där man sedan tidigare bedrivit industriell verksamhet, det vill säga i anslutning till kvarnar, sågverk etc. Med tiden tillkom också anläggningar på helt nya platser för att elektrifiera byar och samhällen. Sammantaget byggdes många små vattenkraftverk (<1500 kW) och på 1920-talet var de uppe i ett antal av över 1000. Så småningom utvecklades också teknik för överföring av el över större avstånd (tre-fas, högspänning m.m). Ett nät av högspänningsledningar började byggas upp. Därmed öppnades möjligheter för mer storskalig utbyggnad av större vattendrag. Under 1910-talet byggdes stora kraftstationer i Göta älv (Trollhättan), Stora Lule älv (Porjus) samt i Dalälven (Älvkarleby). Utbyggnaden av storskalig vattenkraft gick sedan vidare i Norrland, kulminerade under perioden 1940–1960 och kom till slut att omfatta större delen av de stora älvarna. Idag finns storskalig vattenkraft i form av drygt 200 kraftstationer med en effekt på 10 MW eller mer. De står för ca 94 % av vattenkraftproduktionen i landet (totalt 69 TWh år 2008). De småskaliga vattenkraftverken, med effekt under 10 MW, fortsatte också att byggas ut och antalet nådde en topp under 1950-talet. Därefter lades många ned. Kärnkraften byggdes ut i stor skala vilket minskade dessa anläggningars konkurrenskraft. Idag finns ca 1900 vattenkraftverk med en effekt som understiger 10 MW. De står sammanlagt för drygt 6,5 % av landets vattenkraftproduktion. Huvuddelen av dessa anläggningar (ca 1700 st.) är småskaliga med en effekt

under 1500 kW och genererar sammantaget ca 1,4 TWh, vilket utgör knappt 2,1 % av vattenkraften i Sverige och tillgodoser ca 1 % av landets elkonsumtion.



Figur 5. Många gamla småskaliga kraftstationer drivs än idag. Här Uddby kraftverk (nedströms Albysjön, Tyresta) anlagt 1898. Foto: Ingemar Näslund.

Vattenkraftanläggningar

Till vattenkraftanläggningar kan, förutom själva dammen och kraftstationen, även föras intag, tunnlar för överledning, utloppskanaler, regleringsdammar, spegeldammar, fisktrappor, fiskspärrar m.m. Allmänt kan sägas att anläggningarna varierar mycket i utformning. Orsaken är att de byggts under olika tidsepoker och anpassats till skilda lokala förutsättningar. Det innebär, även om grundfunktionen är densamma, att varje anläggning är unik i något avseende.

Dammar i anslutning till kraftverk

Dammar byggs för att koncentrera fallhöjden, skapa förutsättningar för intag till kraftverket samt för att kunna reglera flödet. Den vanligaste dammtypen är fyllningsdammen. Den har gammalt ursprung och härstammar från de äldsta jorddammarna. Den byggs upp av packad jord och/eller sten, har flacka slänter, oftast en tät kärna av lågpermeabel jord och en dammkropp med förhållandevis stor volym. Allt för att säkra stabiliteten. Moderna dammar av denna typ har erosionsskydd av sten. Vissa är också terrasserade för att öka stabiliteten. Den ”mjuka” uppbyggnaden gör att dammen själv kan täta sprickor som uppkommer. Infällt i dammen finns normalt utskov av betong försedda med 2–3 luckor. Detta för att kunna avbörda vatten i samband med höga flöden eller reparationer.



Figur 6. Flåsjödammen i övre delen av Ljungan. Exempel på fyllningsdamm. Foto: Ingemar Näslund.

Även betongdammar är vanliga i anslutning till svenska kraftverk, i första hand i smalare sektioner av de stora älvarna och i mindre vattendrag.

Gravitationsdammar utgår från det enkla sambandet att en ”vägg” med hög egenvikt håller emot vattnet och hindrar dammen från att tippa över.



Figur 7. Krångede kraftverk (Indalsälven) med betongdamm. Anlagt 1936. Foto: Ingemar Näslund.

Dammar i anslutning till mindre kraftverk är som regel av äldre datum och många gånger avsedda för annan typ av verksamhet än kraftproduktion (t.ex. kvarn- eller annan industriverksamhet). Äldre konstruktioner bestående av

sten eller trä är inte ovanliga även om fyllningsdammar och dammar i betong dominerar. Med de äldre dammarna följer ofta att de har mer primitiva anordningar för tappningsförändring, vilket kan försvåra skötsel i samband med flödesförändringar.

Kraftstationens placering, intag och utloppskanal

I de större älvarna, och framför allt i kraftverk med lägre fallhöjd, placeras turbin och generator i direkt anslutning till kraftverksdammen. Vid mycket låga fallhöjder är rörturbiner vanliga. De placeras i direkt anslutning till dammen. Om fallhöjden är större placeras ofta kraftstationen under jord, insprängd i berget. Intaget kan då vara beläget på större avstånd från stationen och vattnet leds i en tunnel. På motsvarande sätt kan utloppet nedströms återfinnas långt från stationen vilket innebär att man spränger en lång utloppstunnel.



Figur 8. Kraftverket vid Järnforsen i Emån, byggt i direkt anslutning till dammen. Foto: Jakob Bergengren.

De mindre kraftverken är oftast byggda tillsammans med dammen. I vissa fall ligger dock stationen nedströms. Vattnet förs då i en tub av trä eller betong från dammen till turbinen. Dammen har som regel luckor eller sättar så att vattenståndet kan regleras. Vid höga flöden, större än kraftverkets slukförmåga, passerar vatten överfallsutskov eller i vissa fall i spillfåra vid sidan om kraftverket.



Figur 9. Trätuben till kraftverket i Busjöån, Ydre. Foto: Jakob Bergengren.

För att avbördningen av vattnet från kraftverket skall bli effektiv och fallhöjden maximeras, grävs/sprängs utloppskanalen (sänkingskanalen) så djup som möjligt. Det innebär oftast att den första delen närmast kraftverket muddras och förses med mycket grovt stenmaterial. Detta för att reducera fallförluster och erosion. Den fysiska miljön blir därmed mycket homogen i denna del av vattendraget. Kanalens längd varierar mellan anläggningar, men i de helt avtrappade norrlandsälvarna går den ofta ända in i nästa älvmagasin.



Figur 10. Stensatt och rensad kanal nedströms regleringsdammen i Landön (Lången, Indalsälven). Foto: Jens Fuchs.

Tunnlar för överledning

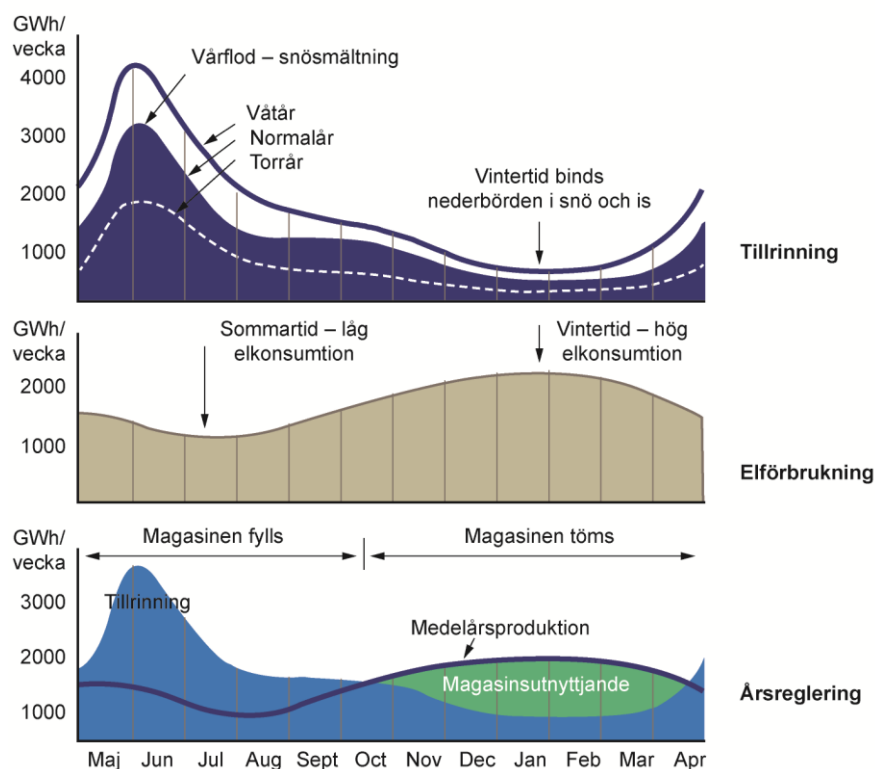
Framför allt i de stora norrlandsälvarnas övre delar finns exempel på att vatten leds från regleringsmagasin till kraftverk på större avstånd.

Överledningstunnlarna kan vara långa, upp till 10–15 km. Överföringen av vatten innebär att inget eller små mängder vatten blir kvar i den ursprungliga älvfåran. Det förekommer också att flödet i andra mindre vattendrag som tunneln passerar under, leds in i tunneln och därmed till kraftverket. Det innebär i sin tur torrläggning av det mindre vattendraget.

Regleringsdammar

För att effektivisera elproduktionen och anpassa den till efterfrågan regleras ett stort antal sjöar i Sverige. De största regleringsmagasinen med de största amplituderna återfinns i de stora norrländska älvarnas övre delar. Principen är att man samlar och håller inne vatten under vår, sommar och höst för att sedan tappa ut det under vintern när energibehovet är stort (Figur 11).

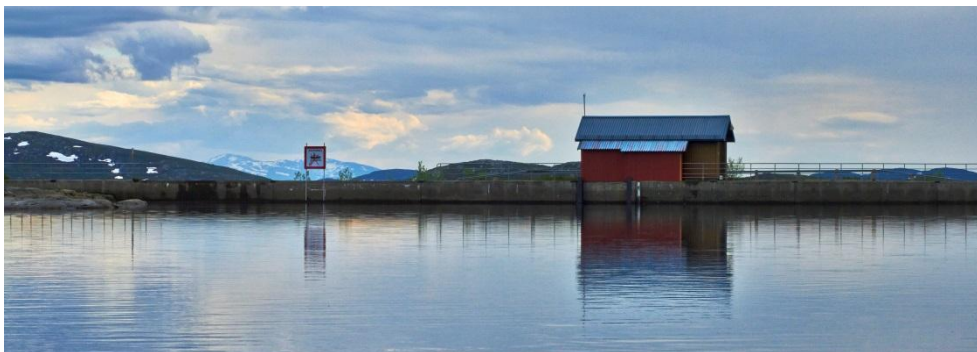
Regleringsmagasinens huvuduppgift är att stå för en väsentlig del av vattenhushållningen i hela systemet.



Figur 11. Principer för reglering av vattenkraftmagasin. (Vattenregleringsföretagen, Östersund).

Med regleringsgrad anges hur stor andel av älvens årliga vattenflöde som kan innehållas i regleringsmagasinen. Den ligger vid mynningen i havet för de stora älvsystemen i Norrland mellan 20 och dryga 70 %. Högst är den i Luleälven och Skellefteälven (72 respektive 66 %) medan regleringsgraden är lägre i de sydliga norrlandsälvarna (Ljungan 20 % och Ljusnan 22 %). I vattendragen i

södra Sverige är den än lägre, med ett undantag Göta älv (72 %) där Vänern utgör Sveriges största reglerade vattenkraftmagasin.



Figur 12. Korsvattnets regleringsdamm (Indalsälven). Foto: Micke Sundberg.

Den vattenreserv som magasineras tappas successivt ur och driver kraftverken längre nedströms i systemet. Det sker inom ramen för de tillstånd som gäller för vattenhushållningen och utifrån kraftbolagens produktionsplan. En stor del av regleringsdammarna är direkt knutna till ett kraftverk medan vissa enbart magasineras vatten och reglerar flöden för systemet som helhet. Att kraftverk saknas vid dessa dammar beror på att fallhöjden i direkt anslutning till magasinet varit alltför liten för att en kraftstation skall bli lönsam. Flödet från dessa dammar är alltså hårt reglerat men inte reducerat som en följd av avledning till ett kraftverk.



Figur 13. Regleringsdammen vid Bågede i Faxälven. Byggt 1955, ursprungligen enbart för reglering av sjöarna uppströms. Sedan 1974 finns också ett kraftverk i Bågede. Foto: Ingemar Näslund.

En annan typ av regleringsdammar är de som företrädesvis finns i sjöar i landets södra hälft. De rör sig vanligen om mindre sjöar med små och ofta enkelt konstruerade dammanläggningar. Många av dem var ursprungligen

avsedda för kvarnar, flottning eller för att reglera sjönivån av något annat skäl. Idag används de för att reglera sjön och flödet i relation till mindre kraftverk längre ned i systemet. Även här hålls nivån uppe under hösten för att sedan sänkas av under vintern. Oftast är det frågan om förhållandevis små regleringsamplituder. Pegel som gör det möjligt att avläsa vattennivån saknas ofta liksom möjligheter till fjärrstyrning. I stället övervakas och justeras flödet manuellt.



Figur 14. Damm i Busjöån, Ydre, Östergötland. Foto: Jakob Bergengren.

Älvmagasin är inte baserade på uppdamning av en sjö utan av en del av älven, normalt sett en selsträcka. Regleringskapaciteten är vanligen låg och amplituden förhållandevis liten. Ofta läggs dammarna så att den uppströms liggande dammens utflöde mynnar direkt i nästa damms dämningssområde (se Figur 54). På så sätt avtrappas älven helt och hållet och de snabbt strömmande eller forsande partierna försvinner.

Grunddammar/Spegeldammar

I anslutning till kraftverk och överledningar torrläggts vattendragens naturliga fåror eller ges en begränsad vattenföring (minimitappning) via någon av dammluckorna. För att i någon utsträckning förbättra landskapsbilden har grund- eller spegeldammar byggts i många vattendrag. De består oftast av en betong- eller stentröskel där dammkrönet ligger under vattennivån och överströmmas. På så sätt skapas en vattenspegel uppströms, trots att flödet är litet. Flera grunddammar kan ligga efter varandra så att vattendraget får en trappstegsliknande karaktär.



Figur 15. Grunddamm i Faxälven nedströms Ramsele kraftverk. Foto: Ingemar Näslund.

Faunapassager och fisktrappor

För att möjliggöra fiskvandring förbi kraftverk och dammar har på vissa håll fiskvägar installerats. De finns i olika utformning (kammartrappa, denilränna, slittrappa, etc.) och byggs ofta genom eller i direkt anslutning till dammen. Under senare tid har s.k. omlöp börjat inrättas vid dammar med lägre fallhöjd. De utformas som en naturlig bäckfåra vid sidan av dammen och fungerar som vandringsväg, men också som strömvattenmiljö för insekter och uppväxande fisk. På motsvarande sätt byggs ibland också s.k. inlöp vilka tillåter vandring genom dammen, ofta där fallhöjden är låg.



Figur 16. Fisktrappan vid Åhns kraftverk i Dammån, Indalsälven. Foto: Ingemar Näslund.



Figur 17. Inlöp genom sjön Hotagens regleringsdamm (Hårkan, Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

Fiskspärrar

I enstaka fall har sjöregleringar medfört att fiskarter efter utbyggnaden ges möjlighet att kolonisera nya områden uppströms. Oftast är det fråga om gädda, abborre och sik. Naturliga vandringshinder har gjort att dessa arter ditintills saknats i de oreglerade delarna av vattensystemen. Sådan ytterligare spridning är vanligen önskad varför man på vissa håll byggt effektiva vandringshinder i vattendragen. Nackdelen är att också de naturligt förekommande fiskarternas vandringar hindras.



Figur 18. Fiskspärr i Storån nedströms Ottsjön (Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

Vattenkraftens inverkan på den akvatiska miljön

Nyttjandet av vattenkraft för elproduktion medför direkta och indirekta effekter på miljön i de vattensystem som exploateras. Regleringen av vattnet och driften av kraftverken innebär ändrade flödesmönster och vattennivåer, sammantaget omfattande hydrologiska förändringar. Dammar, överdämning, torrläggning och kanalisering innebär fysiska förändringar av vattendrag och reglerade sjöar. Barriäreffekter innebär att djurs rörelser hindras såväl upp- som nedströms i systemet och att även nedströmstransport av andra organismer försvåras eller omöjliggörs. Totalt sett leder detta till konsekvenser lokalt i anslutning till anläggningarna, men också på vattensystemnivå, där mer storskaliga processer förändras.

Föreliggande rapport avser att övergripande sammanfatta nuvarande kunskapsläge och redovisa de viktigaste effekterna av vattenkraftens miljöpåverkan. Den internationella vetenskapliga litteraturen som berör vattenkraftens miljökonsekvenser är mycket omfattande. Grovmaskig sökning med sökord som "dammar och ekologi" i de litteraturdatabaser som finns tillgängliga idag, ger 13300 träffar, "vattendrag och fragmentering" 1700 etc. Alla är naturligtvis inte relevanta i sammanhanget, men det ger en bild av volymen inom ämnesområdet. Påpekas bör också att forskning fortgår på många håll och att ny kunskap tillkommer hela tiden.



Figur 19. Vattenkraftsutbyggnad och reglering medför att de snabbt strömmande, heterogena partierna av vattendragen försvinner. Bilden från Gimån, ett huvudsakligen oreglerat biflöde till Ljungan. Foto: Ingemar Näslund.

På en övergripande nivå kan konstateras att världens sötvattenekosystem har påverkats av miljöförändringar i mycket stor utsträckning (Malmqvist &

Rundle 2002). Populationsstorlekarna av arter knutna till floder, sjöar och våtmarker har minskat med 50 % mellan 1970 och 2000 (Millenium-Ecosystem-Assessment 2005). Vad gäller inverkan av vattenkraft finns en rad kunskapssammanställningar, såväl på skandinavisk som på internationell nivå (se t.ex. Petts 1984, McAllister et al. 1999, McCartney et al. 1999, Bergkamp et al. 2000, Pringle 2001, Bunn & Arthington 2002, Malmqvist & Rundle 2002, Kampa & Kranz 2005, CIS-report 2006, Saltveit 2006, Jansson 2008, Malm-Renöfält et al. 2010). Dessa har till stor del tjänat som underlag för föreliggande sammanställning, men rapporten baseras också på resultat och slutsatser från enskilda skandinaviska undersökningar publicerade i refereegranskade vetenskapliga tidskrifter. I viss utsträckning redovisas även erfarenheter från vetenskapliga undersökningar genomförda i övriga Europa och i Nordamerika samt resultat från skandinaviska rapporter publicerade av myndigheter, universitetsinstitutioner eller motsvarande. Det har dock inte varit möjligt att göra en fullständig genomgång av all litteratur inom ämnesområdet inom ramen för föreliggande projekt. Rapporten kan därmed ha brister när det gäller täckning av vissa delområden.

Vattenkraft har en omfattande inverkan på hydrologi och morfologi i vattensystemen (Figur 20). En rad fysiska faktorer förändras drastiskt, liksom flödesförhållanden och vattennivåer. Dessa förändringar omsätts också i påverkan på de akvatiska ekosystemen. Förutom de direkta effekterna av dammar (barriärer) omvandlas vattensystemen från att vara mångformiga till mer homogena miljöer. Ett exempel är att strömsatta partier med heterogena habitat däms över, kanaliseras eller torrläggs vilket gör att strömvattenkrävande arter försvinner eller reduceras i antal. Över huvud taget är förändringarna omfattande när det gäller artsammansättning, tätheter av organismer och produktionsförutsättningar, och därmed också av den biologiska mångfalden. Den består förenklat uttryckt av arter, strukturer och processer inom ramen för de akvatiska ekosystemen. För arten flodpärlmussla till exempel, krävs strukturer i form av strömsatta bottenar med lämpligt substrat och utan slam samt processer i form av årsungar av öring eller lax. Dessa fiskarter fungerar som värdfiskar för transport och tillväxt av musslans larver. Om något av detta försvinner, finns inte längre förutsättningar för livskraftiga bestånd av arten.



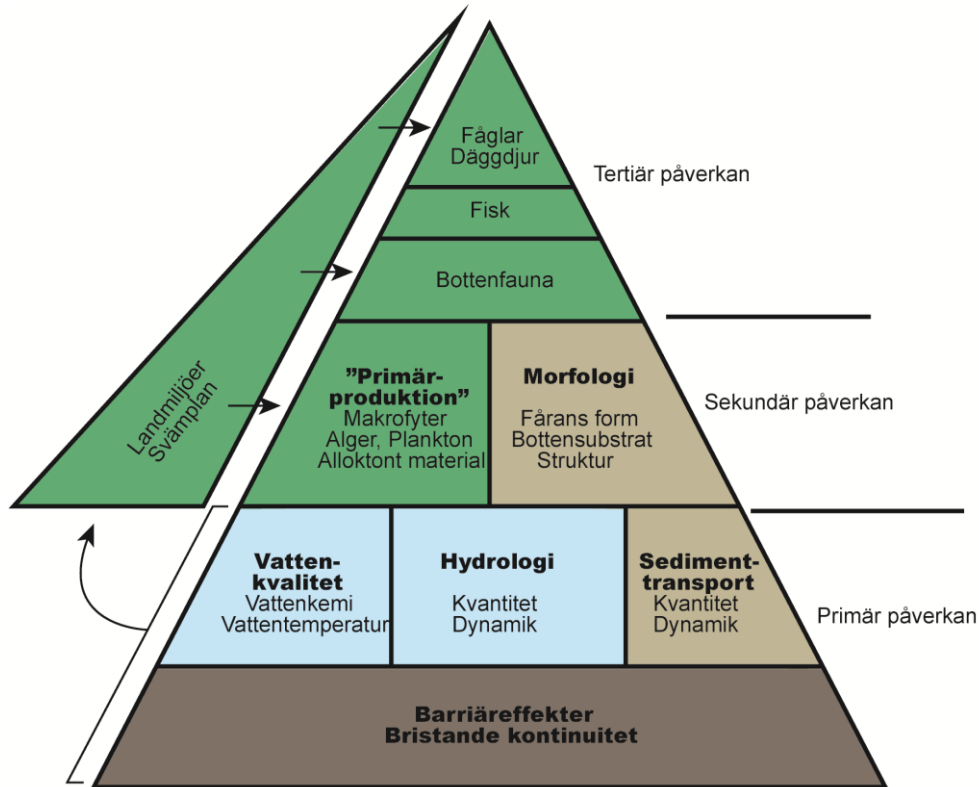
Figur 20. Sammanfattande beskrivning av vattenkraftens direkta effekter på vattenmiljön. Bilden hämtad från: CIS-report 2006. Hydromorphology drafting group: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive.

De slutgiltiga effekterna på ekosystemet varierar stort mellan olika vattenkraftsanläggningar. Det beror på skillnader i anläggningarnas tekniska utformning, de geologiska och hydrologiska förutsättningarna i avrinningsområdet, klimat, regleringspåverkan uppströms och nedströms, den akvatiska faunans och florans artsammansättning, effekter av annan mänsklig aktivitet m.m. Bortsett från grundläggande principiella förändringar, kan det vara svårt att generalisera när det gäller påverkan.

Detta eftersom enskilda vattenmiljöer ofta är komplexa med unika egenskaper. Grundläggande är dock att verksamhetsutövaren skall ha kunskap om och kunna redovisa vilken miljöpåverkan anläggningen medför. En anläggning och dess drift kan och ska alltid anpassas efter förutsättningarna i det enskilda vattnet. Detta är reglerat i de tillstånd verksamhetsutövaren innehar, men de är ofta baserade på gammal lagstiftning och har i vissa avseenden miljömässiga brister.

Nedan görs ett försök att övergripande sammanfatta nuvarande kunskapsläge och redovisa de viktigaste effekterna av vattenkraftens miljöpåverkan, i första hand sett ur ett svenskt perspektiv. Sammanfattningen följer det principiella mönster för vattenkraftpåverkan som etablerats av Petts (1984). Effekterna delas in i grundkomponenter på tre olika nivåer (Figur 21). På primärnivån påverkas vattensystemets grundläggande abiotiska faktorer som kontinuitet, hydrologi, vattenkvalitet och geomorfologiska processer. Påverkan är omedelbar och uppstår så snart dammar eller överledning etableras. På sekundärnivån inbegrips, förutom de fysiska förändringarna av vattendragsmiljön, även förutsättningarna för primärproduktion. De i sin tur är ett resultat av det som händer på primärnivån, tar längre tid innan de slår igenom (flera år) och kan gradvis fortgå under lång tid. I det tredje och sista steget beskrivs effekterna på faunan i och i anslutning till vattendragen. De är ett resultat av förändringarna på underliggande nivåer. Komplexa interaktioner

kan uppstå i ekosystemet innan (om) en ny jämvikt inträder, vilket även det kan ta många år. Kopplat till detta är sedan interaktionen mellan vatten- och landmiljön. Hit hör översvämning/störning av landmiljön, sambandet mellan yt- och grundvatten m.m.



Figur 21. Schematisk bild av vattenkraftens miljöpåverkan. Modifierad efter Petts (1984).

Viktigt att komma ihåg är att vattenkraftanläggningar inte bara har en lokal inverkan i det område där de byggs. Hela vattensystemet påverkas som en följd av förändrad hydrologi m.m. och effekterna är i många fall kumulativa. Det vill säga, man kan inte enbart mäta de lokala effekterna på t.ex. fisk och bottenfauna vid enskilda dammar/kraftverk. Miljökonsekvenser måste också bedömas utifrån anläggningens effekter såväl upp- som nedströms i systemet som helhet. Ett problem är att såväl dagens miljölagstiftning som äldre vattendomar, i mycket liten omfattning tar hänsyn till övergripande inverkan på vattensystemet. Det finns t.ex. färsk forskning som visar på omfattande följdverkningar för ekosystemet i Östersjön som ett resultat av regleringen av de stora norrlandsälvarna. Bland annat förändras flödet av kisel i vattensystemet, vilket i sin tur påverkar Östersjöns algsamhällen. En analys av en vattenkraftanläggnings miljöpåverkan börjar med de lokala konsekvenserna, men måste alltid kompletteras med en bedömning av effekterna på systemnivå.

Redovisningen följer den indelning av effekter och påverkan som redovisas i figur 21 och inleds nedifrån med Barriäreffekter för att sedan successivt åtföljas av övriga nivåer. Referenser till den litteratur som sammanställningen baseras på återfinns i längst bak i rapporten.

Barriäreffekter

Vattendrag är öppna och kontinuerliga system som, med det strömmande vattnet som drivkraft, för sediment samt dött och levande organiskt material av olika slag nedströms (Minshall et al. 1983, Malanson 1993).



Figur 22. Havsöring som försöker passera vandringshindret vid kraftverket i Ireån, Gotland. Foto: Lars Wallin.

Omfattning av erosion och deposition och med vilken hastighet processerna sker beror på energin i vattnet uttryckt som vattendragets lutning, geologiska förutsättningar och flödesförhållanden (Montgomery & Buffington 1998). Vattendrag tillåter också aktiv förflyttning av vattenorganismer uppströms. I första hand gäller detta fisk, men även andra organismer har uppströmsriktade rörelsemönster. Ett av de största miljöproblemen i strömvatten är barriäreffekter, dvs. att förflyttningar och transport i vattendraget hindras eller förändras av dammar. De medför att vattendraget fragmenteras, vilket innebär en uppdelning av vattendraget i mindre enheter utan eller med begränsad kontakt sinsemellan (Ward & Stanford 1995). Såväl rörelser uppströms som nedströms påverkas.

Hydrologi

Tyngdkraften gör att vattnet rör sig från högre till lägre nivå. Vattendragen "lutar" därmed nedströms. Lutningens storlek varierar beroende på topografin, vilken i sin tur till stor del formats av vattnets erosion. Generellt sett är lutningen större i övre delen av avrinningsområden och avtar kraftigt nedströms samtidigt som flödet ökar som en följd av tillrinning från biflöden. I ett lugnt meandrande vattendrag är fallhöjden kanske bara några cm per hundra meter medan den i brantare forssträckor är ett par decimeter eller mer. Om en damm byggs i vattendraget koncentreras fallhöjden på en längre sträcka i vattendraget till dammläget. Lutningen uppströms blir nära noll och ett

sjöliknande område bildas. Hur långt dämningen sträcker sig uppströms beror på vattendragets lutning, dämningshöjden och förekomst av bestämmande sektioner. Små vattenkraftverk och regleringsdammar i övre delen av avrinningsområden har ofta en dämmande effekt som når relativt kort sträcka uppströms, ibland bara ett par hundra meter. I meandrande vattendrag i finkorniga sediment kan det däremot röra sig om många kilometer uppströms (Kling 2007).

Vattendragets lutning tillsammans med flödet skapar energin i vattnet vilken är motorn för alla fysiska processer. De i sin tur formar morfologi och habitat, vilka utgör förutsättningen för olika ekosystem. Ett vattenkraftverk med en damm kommer därför alltid ge en fysisk påverkan oavsett storleken och typ av vattenkraftverk. Den morfologiska effekten kan dock variera avsevärt beroende på driften, kraftverkskonstruktion, vilket morfologisk typ vattendraget tillhör samt dess känslighet för fysisk påverkan. Även i tid kan påverkan variera betydligt. I vissa fall blir reaktionen snabb medan det i andra fall kan ta decennier innan en effekt är märkbar.

När områden däms över sjunker vattenhastigheten och den vattentäckta ytan ökar. Istället för att utgöra en strömsträcka med hög energi kan dämningssområdet i dessa fall mer liknas vid ett lugnflytande, flackt vattendrag. I de mer extrema dammarna övergår vattendraget till att helt fungera som en sjö. Förutom i själva älv- eller åfåran anläggs också dammar i sjöars utlopp. Ofta byggs de så att man kan hålla en vattennivå över ursprunglig högsta-nivå samt sänka sjön/magasinet så att nivån hamnar under lägsta lågvattennivån. Byggs många dammar och kraftverk i vattensystem uppnås en hög regleringsgrad. Det innebär att en stor andel av årsflödet kontrolleras via tappning från magasinen. Tillrinningen blir därmed periodvis av underordnad betydelse. I stället avgör kraftbehovet flödets storlek.



Figur 23. Inför regleringen av sjön Torrön (Indalsälven) på 1930-talet har man rest en stör som visar var sjöns nivå kommer att hamna efter dämning. (Länsstyrelsen i Jämtland, arkiv).

En viktig hydrologisk komponent är också interaktionen mellan grund- och ytvatten. Grundvattnet, och därmed markförhållandena, påverkas ju starkt av nivåer och flöden i närliggande sjöar och vattendrag. På motsvarande sätt har det vatten som tillförs vattendragen från omgivande landmiljö ett stort inflytande på temperatur, vattenkemi och flöden. Ett exempel är vattendragens svämplan, vars struktur, funktion och ekologi är helt beroende av de hydrologiska förhållandena i vattendraget.

Reglering av ett vattensystem

Regleringen av nivåer och flöden i dammar och kraftverk innebär att hydrologin kan styras i hela vattensystemet. Påverkan omfattar förändringar i totala flöden och/eller säsongsvariationen för flöden, men även kortsiktiga fluktuationer i flöden och förändringar i extremt höga och låga flöden. En vanlig situation är att man sänker nivån för lågvattenföring och reducerar de höga flödena. Ett annat utfall i reglerade vattendrag är att man får en stark koncentration av olika flöden kring medelvattenföringen, en avsaknad av medelhöga flöden medan de allra högsta flödena finns kvar. Det sistnämnda beror ofta på att slukförmågan i vattenkraftverket överstigs vid riktigt höga flöden så att man måste spilla vatten genom utskoven. Dessa förändringar leder till hydrauliska och morfologiska förändringar nedströms kraftverket vilket i sin tur ger förändringar av de akvatiska habitaterna.

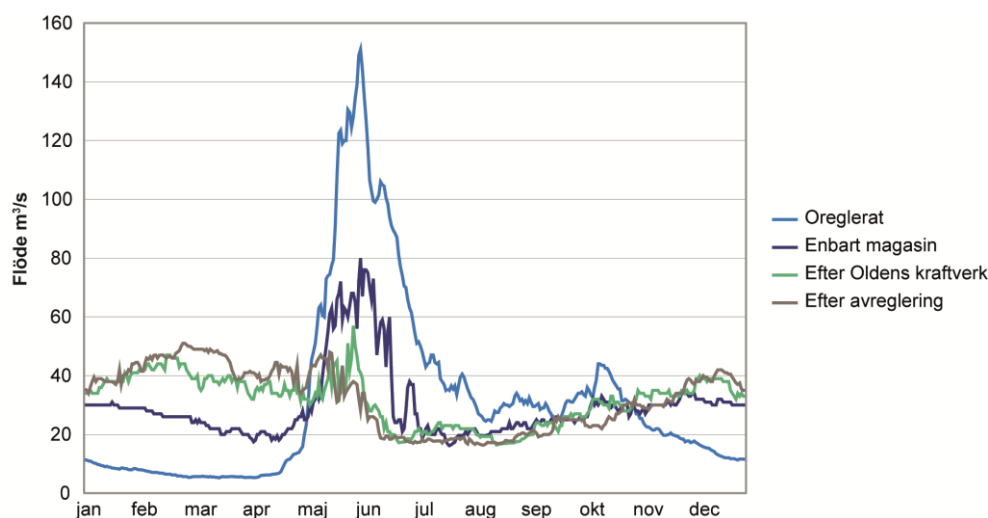
En omfattande utbyggnad, med många stora dammar där en stor del av årsflödet kan innehållas, innebär en hög regleringsgrad. Det medför att en stor andel av den vattenmängd som årligen passerar genom vattensystemet kan innehållas i regleringsmagasin. I grunden är tillrinningen avgörande för flödessituationen i vattendrag, men i hårt reglerade system styrs flödena i mycket stor utsträckning utifrån kraftproduktionens behov. Den korttidsreglering som tillämpas i många kraftverk, styrs direkt av kraftverksägaren i det enskilda fallet. Men i de älvar där kraftverken har olika ägare, krävs samordning och en övergripande styrning av flödet i vattensystemet. För huvuddelen av norrlandsälvarna, från och med Dalälven till och med Umeälven sköts detta av Vattenregleringsföretagen. De samägs av kraftbolagen och står som neutral part för årsreglering och jämkning mellan de önskemål om tappning som kraftbolagen lämnar. De sköter också övergripande övervakning av ytor och tappning så att villkoren för vattenkraftverksamheten följs. Vidare står de för prognoser om tillrinning i långa och korta perspektiv samt samordnar och bestämmer tappningen i högflödes- och lågflödessituationer. För vattensystemets regleringsmagasin upprättas årsvisa tappningsplaner, där magasinet successivt tappas ner under vintern med avsikten att hamna nära magasinets sänkningsgräns inför vårfloeden. I samband med återfyllningen finns ibland koppling mellan olika magasin, vilket kan innebära att ett magasin uppströms fylls långsammare eftersom vatten behövs i magasin nedströms för att en viss dämningshöjd skall nås vid en viss tidpunkt.

Flödesmönster och omvänd vattenföring

Flödets säsongsvariation är en av de viktigaste drivkrafterna för olika processer i ett oreglerat vattendrag (Junk et al. 1989, Poff et al. 1997). Bästa sättet att bevara vattensystemets biodiversitet och produktivitet är att i så stor

utsträckning som möjligt bibehålla den naturliga flödesvariationen, såväl sett över år och säsong som när det gäller specifika flödessituationer (Olden & Poff 2003). Variationen i flödesmönster mellan olika år och mellan vattendrag är dock stor. Detta leder till skillnader mellan olika vattendrag men också till att olika flödeskomponenter varierar i intensitet och betydelse mellan år. Krström et al. (2010) jämförde med hjälp av indikatorer för hydrologiska förändringar (IHA, Richter et al. 1996, 1997) oreglerade och reglerade vatten i södra respektive norra Sverige. För de nordliga vattnen, där de stora norrländsälvarna dominerar, var det utjämnade flödet över året den tydligaste skillnaden (jfr Figur 24). Det innebär att vårfloden är reducerad och vintervattenföringen högre i reglerade vatten. Överhuvudtaget varierar flödet i mindre utsträckning och flödestoppar är mer ovanliga. Däremot är minimiflöden mer frekventa och lägre i reglerade vatten än i oreglerade. Som en följd av korttidsregleringen ökar också antalet tillfällen när flödesförändringen ”vänder” dvs. går från stigande till sjunkande och vice versa.

Jämförelsen av reglerade och oreglerade vatten i södra Sverige visade att för de förstnämnda var variationen i flödet mindre och höglödenas magnitud lägre. Antalet ”vändningar” från stigande till sjunkande vattenföring, var betydligt större där flödet var reglerat. Totalt sett, med utgångspunkt från alla parametrarna sammantaget, var dock skillnaderna mellan reglerade och oreglerade vatten mindre jämfört med situationen i de norrländska vattnen.

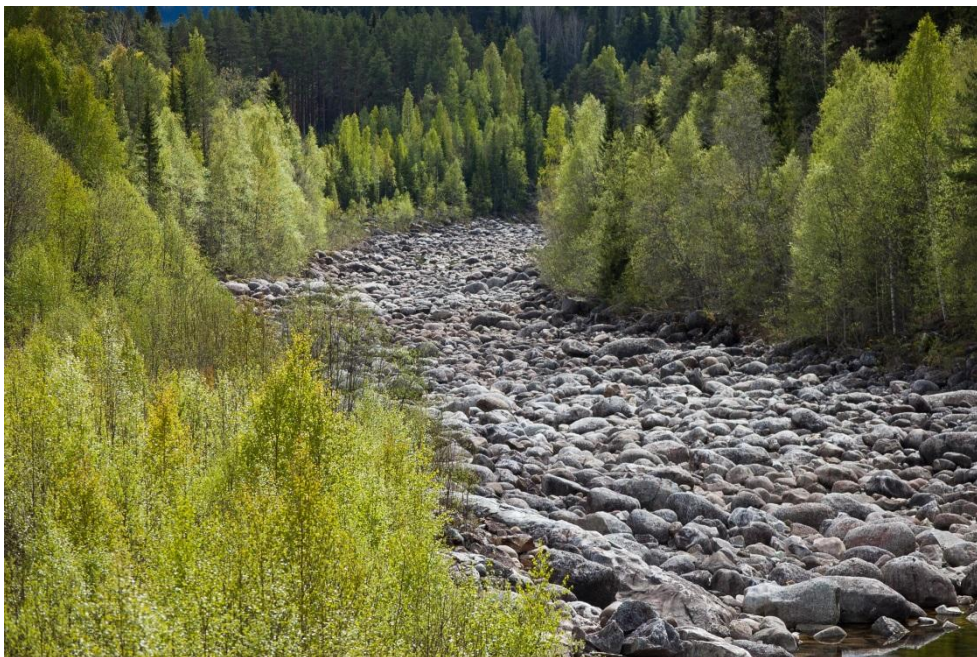


Figur 24. Flöden i Nedre Lången (biflöde till Indalsälven), under olika tidsperioder: oreglerade förhållanden 1909–49, efter regleringen av källsjöarna 1949–74, efter tillkomsten av Oldens kraftverk i övre delen av systemet 1974–95 samt efter avreglerad elmarknad 1996–2011. (Data från SMHI).

Reducerad vattenföring och torrfåror

I många fall leds vatten i tub, tunnel eller kanal till ett kraftverk placerat på kortare eller längre avstånd från damm eller intag. I och med att det mesta vattnet förs genom kraftverket reduceras flödet i den naturliga fåran i vattendraget. Ibland förs allt vatten via kraftverket. Då torrläggas vattendraget helt och hållet och en s.k. torrfåra bildas. I anslutning till vissa anläggningar är fåran permanent torrlagd medan den i andra har vatten delar av året, framför

allt i samband med vårfloden eller högflödesperioder då flödet överstiger turbinernas slukförmåga.



Figur 25. Torrfårans nedströms Forsmo kraftverk i Ångermanälven. I de större älvarna kan omfattande områden nedströms kraftverken vara torrlagda. Foto: Ingemar Näslund.

Torrfåror är vanliga såväl vid små som stora kraftverk. Den torrlagda fårans längd är beroende av avståndet mellan kraftverk och intag och/eller avståndet mellan kraftverk och utskovsvattnets sammanflöde med den gamla fåran. Oftast rör det sig om en kortare sträcka på upp till några hundra meter, men ibland är avståndet flera kilometer. I vissa fall leds vattnet till och med över till ett annat delavrinningsområde. Dessa större överledningsprojekt, som framför allt genomförts i de norrländska huvudälvarnas övre delar, har lett till torrläggning av milslånga sträckor. Men ju längre sträckan är, desto större sannolikhet finns för att vatten så småningom tillförs i form av lokal tillrinning. Små biflöden till den forna älven bidrar med vatten vilket innebär att fåran inte längre är helt torrlagd. På så sätt ökar flödet nedströms beroende på lokal tillrinning.



Figur 26. Även vid småskaliga kraftverk torrläggs vattendragssträckor. Här torrfåran nedströms Hunge kraftverk i Gimåns vattensystem. Foto: Ingemar Näslund.

I anslutning till vissa kraftverk och överledningar fastställs minimitappning i de villkor som finns för verksamheten. Det innebär att en minsta mängd vatten alltid skall släppas i den naturliga fåran eller genom kraftverket, vanligen något mer under sommarmånaderna och mindre under vintern. De flesta kraftverk har tillstånd i enlighet med 1918 års vattenlag. Den var i första hand fokuserad på att underlätta exploatering. En effekt av detta är att kraven på minimitappning ofta är begränsade. Minimiflöden, i den mån de finns fastställda, är vanligen blygsamma, mindre än 5 % av medelvattenföringen. Denna nivå kan jämföras med den naturliga medellågvattenföringen som brukar variera mellan 6–16 % med ett medelvärde ca 12 % av medelvattenföringen i naturliga vattendrag. Vad som sker är att man med så låga minimitappningar skapar en permanent lågflödessituation, långt under den naturligt förekommande lägsta vattenföringen. Trots detta ges dock möjlighet att upprätthålla någon form av akvatiskt ekosystem i vattendraget, om än med reducerad vattenföring och ytmässig utbredning. Omfattande ansträngningar görs på olika håll för att utveckla metodik för att kunna införa ”miljövänliga” eller ekologiska flöden i vattendrag med minimitappning (se t.ex. Richter et al. 1996, 1997, Bakken et al. 2012). Ett problem för skandinaviskt vidkommande är att generella kopplingar mellan flödesparametrar och specifik ekologisk respons ännu inte utvecklats till fullo (Bakken et al. 2012). Det blir därmed svårt att rekommendera en specifik metodik för att avgöra hur flödesregimen skall se ut. Inom detta område pågår dock intensiv kunskapsutveckling, vilket gör att förutsättningarna för att få fram rätt avvägda minimitappningar ökar.



Figur 27. Minimitappning i Vojmån (Ångermanälven). Foto: Ingemar Näslund.

Ett annat problem som uppstår i sträckor med reducerad vattenförling är de perioder med mycket höga flöden som ibland inträffar. Ofta medför det spilltappning eftersom kraftverket bara kan ta emot en mindre del av vattenförlingen. Det innebär i sin tur att det akvatiska ekosystem som etablerats, riskerar att spolas bort eller påverkas negativt i övrigt.

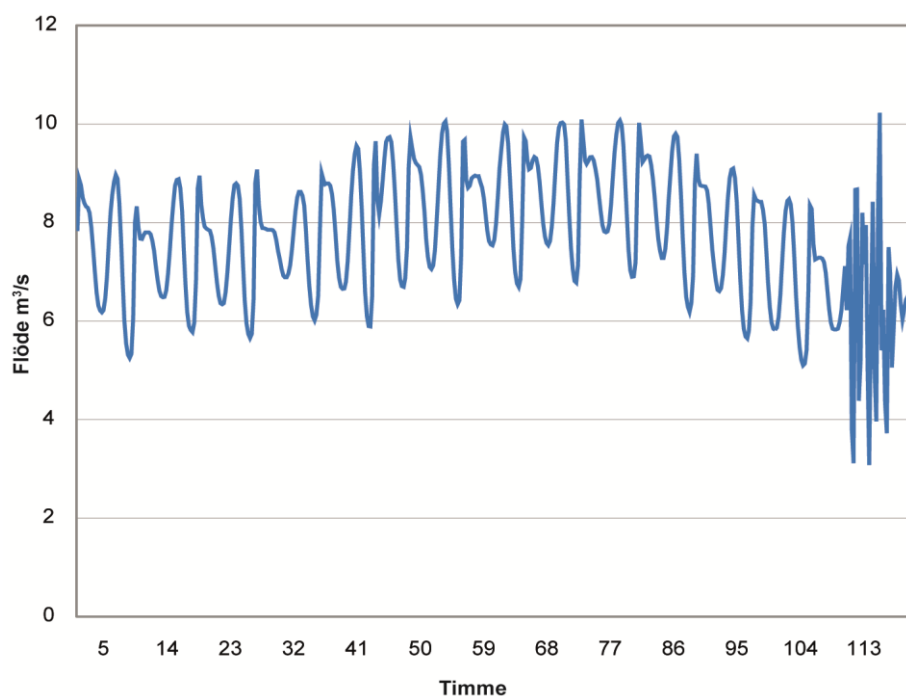


Figur 28. Tappning av överskottsvatten vid Forsmo kraftverk i Ångermanälven den nederbördsrika hösten 2011. Foto: Ingemar Näslund.

Korttidsreglering och nolltappning

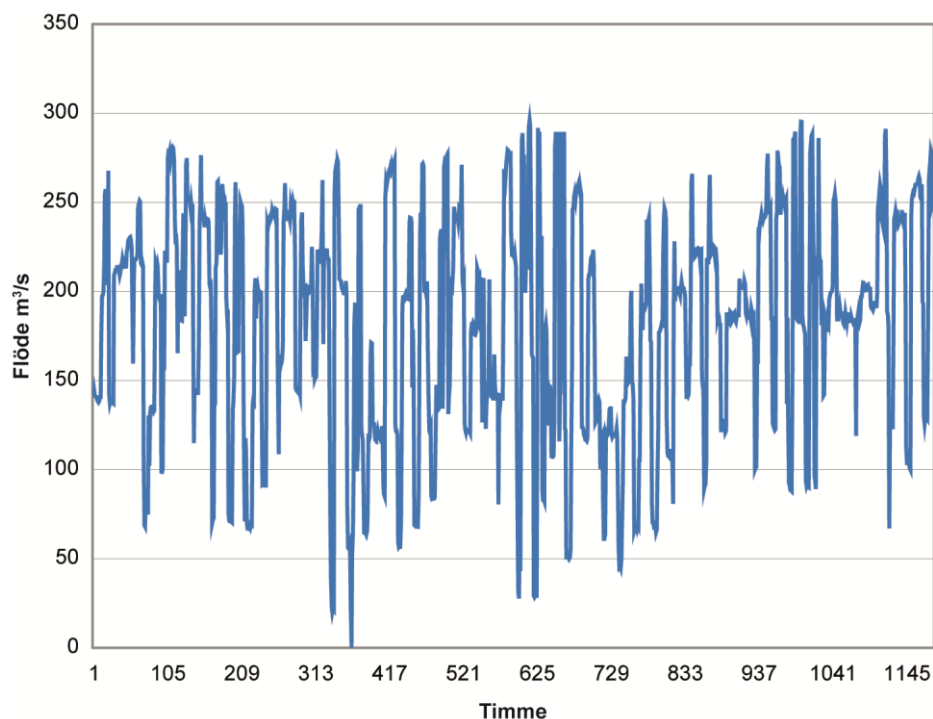
I många stora och medelstora kraftverk ges möjlighet till korttidsreglering. Det innebär att flödet genom kraftverket, och därmed elproduktionen, kan variera avsevärt inom kort tid (Moog 1993, Charmasson & Zinke 2011).

Korttidsregleringen leder till korta flödespulser, som är betydligt större än vad som är naturligt, samt onaturligt snabba flödesvariationer (Figur 29 och 30). Detta kan ske på dygnsbasis med ökning på morgonen, högre flöde över dagen och minskning på kvällen. En annan vanlig effekt är att vattenkraftverket släpper vatten genom turbinerna på morgonen och tidig kväll när vi har större behov av elenergi. Betydligt kortare tidsintervaller är också aktuella, ända ned till sekundschnabba förlopp när det gäller flödesförändringar. Skillnaderna i flöden/produktion styrs av tillgång och efterfrågan på elmarknaden samtidigt som frekvensen i elsystemet måste upprätthållas. Sammantaget medför detta att regleringsintensiteten i anslutning till vissa anläggningar är hög och skillnaderna i flöde mycket stora inom korta tidsintervaller (timmar, minuter). I vissa anläggningar ger också tillstånden rätt till nolltappning. Den innebär att kraftverket står helt stilla utan någon vattengenomströmning och att inget vatten släpps via dammen.



Figur 29. Korttidsreglering vid Assmebro kraftverk i Ätran under 5 dygn i början av mars 2009. När intensiteten i regleringen är som högst, ändras flödet flera gånger i timmen. (Data från SMHI).

En studie i Ångemanälven visar att regleringsintensiteten ökat drastiskt sedan 2007 (Ahonen 2013). Nolltappningar ökade i varaktighet och antal. Samband fanns också mellan torrår och hastigare och mer enkelriktade flödesförändringar sommartid. Detta skulle kunna bero på en ökad elexport sommartid samt på att avregleringen av elmarknaden lett till att elprisets variationer fått större betydelse för hur kraftverken körs.



Figur 30. Exempel på korttidsreglering vid ett större kraftverk i Indalsälven under 50 dygn januari – februari 2010. Flödet varierar som mest från under 50 till över 250 m³/s inom 5–6 timmar. (Data från SMHI).

Möjligheten till korttidsreglering och nolltappning är reglerad i de villkor som finns för anläggningen. Villkoren är som regel generösa vilket innebär att utrymmet för att variera flödet är stort. Magasinskapaciteten uppströms är sedan avgörande för hur länge och i vilken utsträckning korttidsreglering och nolltappning kan genomföras. Kraftverk direkt nedströms stora magasin i älvsystemens övre delar har störst möjlighet till längre perioder av nolltappning (upp till flera dagar och veckor). Mindre kraftverk drivs som regel med tillrinnande vatten (strömkraftverk) och har små magasin uppströms vilket medför begränsade möjligheter till korttidsreglering. Perioder med låga flöden sommartid kan dock utgöra undantag. Då behöver man ”samla” vatten för att uppnå tillräcklig vattenföring för att kunna driva kraftverket, vilket kan medföra stora flödesvariationer även vid mindre anläggningar.

Älvmagasin

I de stora älvarnas huvudfåror ligger magasinerna så tätt att de går i varandra (Malm-Renöfält et al. 2010). Uppströms dammarna har fors- och selsträckor dämats över och mer lugnflytande områden bildats. Omedelbart nedströms damm/kraftverk är strömhastigheten högre i den utloppskanal som grävts för att öka avbördningen och på så sätt minska fallförlusterna. I princip är älvens fallhöjd avtrappad och koncentrerad till dammlägen och kraftverk. Några forsande eller starkt strömmande miljöer finns inte kvar i älven. Enstaka undantag finns dock i vissa älvar, till exempel Gysinge i Dalälven, Mellan-Ljusnan och Linsellborren i Ljusnan, Haverö strömmar i Ljungan, och Kvitsle strömmar i Indalsälven.

Älvmagasinen i de avtrappade älvarna kan variera starkt till sin karaktär. Vissa har lite större lutning, högre vattenhastigheter och kan delvis likna de tidigare selpartierna i den oreglerade älven. Andra är mer indämda, har liten fallhöjd och är mer sjöliknande. Skillnaderna i vattennivå över året är dock små (ofta <1 m) jämfört med under oreglerade förhållanden då vattennivån kunde fluktuera flera meter. Nivåförändringarna i magasinet är begränsade jämfört med situationen i sjömagasin, men nivåerna ändras med hög frekvens vilket leder till erosion av stränder m.m. Även ändringarna i strömhastighet kan vara betydande och snabba.

I de mindre kraftverksanläggningar, som framför allt finns i södra Sverige, är effekterna av dammen i form av överdämning och reglering, oftast mindre omfattande än i storälvarna. Nivåskillnaderna uppströms dammen är som regel relativt sett små. Trots detta kan också dessa vattendrag ha en avtrappad karaktär som en följd av sina relativt sett flacka lopp (jfr Emån, Lagan, Helgeån, Gullspångsälven m.fl.). Brantare, mer forsande partier av vattendraget däms in och vattenhastigheten minskar. Nedströms dessa dammar görs också åtgärder i form av kanalisering och muddring för att öka avbördningen vilket i sin tur ger högre fallhöjd och elproduktion.

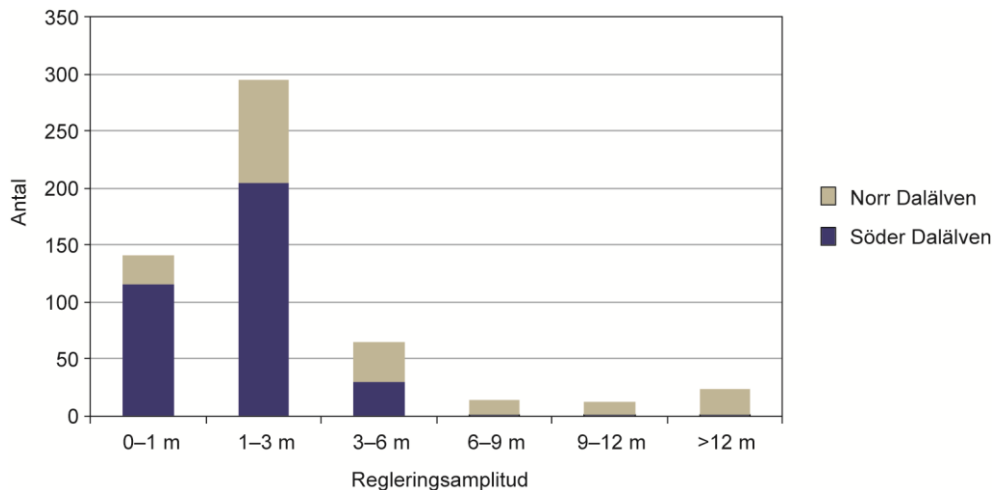
Reglerade sjöar

Ett stort antal sjöar har reglerats för kraftändamål. Det gäller de stora källsjöarna i de reglerade norrlandsälvarna, Vänern och Sommen, men också ett stort antal mindre sjöar. De sistnämnda ligger framför allt i landets mellersta och södra delar. I vissa fall har också sjöar skapats i älvavsnitt av selkaraktär där stora flacka områden dämats över (oftast myrmark). Exempel på sådana är Svegssjön i Ljusnan och Skinnmuddselet i Gideälven.

Grundprincipen för huvuddelen av de årsreglerade sjöarna är att vatten samlas och hålls inne under vår, sommar och höst för att sedan släppas ut under vinterperioden (se figur 11). Skillnaderna i vattennivå är därmed avsevärda jämfört med oreglerade förhållanden. Vårfloden uteblir och vattennivån under vinterns senare del och under våren blir lägre än normalt. Oftast följer vattennivåerna i magasinet detta säsongsmönster, men det finns också några s.k. flerårsmagasin. De har en reglering som sträcker sig över flera år och där vatten sparas på längre sikt, från våtår till torrår.

Störst regleringsamplitud och regleringsgrad har de stora magasinen i norrlandsälvarnas övre delar. Nivåskillnaderna i dessa magasin kan vara mycket stora och ofta ligger dämningssgränsen betydligt över den naturliga maximala nivån och sänkningsgränsen under miniminivån. Sådana magasin med stora regleringsamplituder (>6 m) återfinns i stort sett uteslutande i de norrländska älvarna (Figur 31).

Även många sjöar i landets mellersta och södra delar regleras på ett likartat sätt som i norr, men amplituden är betydligt lägre, vanligen under 3 m (Figur 31). Vidare kommer en stor del av vinternederbörden som regn i landets södra delar, vilket innebär ett annorlunda tillrinningsmönster och mer variabla vattennivåer under vintern.



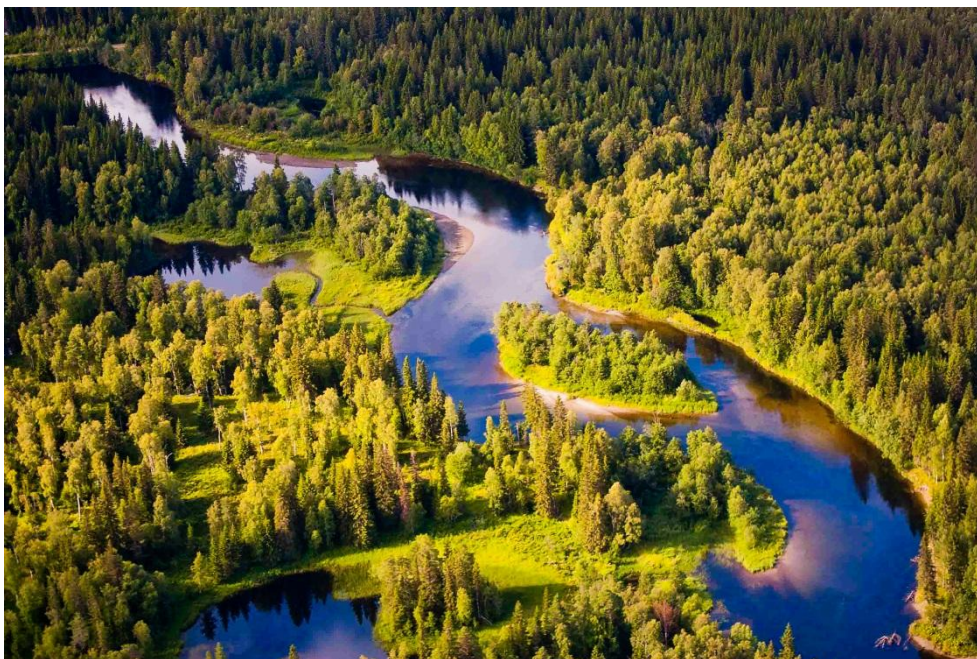
Figur 31. Regleringsmagasin (n=551) fördelade på 6 olika intervall med avseende på regleringsamplitud. (Data från SMHI).

Förhållandevis få sjömagasin kan sägas vara korttidsreglerade, dvs. där vattennivån ändras snabbt på kort tid. Oftast är det frågan om mindre sjöar belägna i de stora älvarnas huvudflöden.

Under det senaste decenniet har prishöjningen för elektricitet förändrats som en följd av elmarknadens avreglering. Flera faktorer bidrar visserligen, men ett jämförelsevis högre elpris tillsammans med förbättrade möjligheter till export av el, medför att det är relativt sett mer intressant att producera el under sommar och höst. Detta kan i sin tur innebära högre sommarflöden långsammare fyllning av magasinen, en något lägre fyllnadsgrad och tidigare avtappning under hösten.

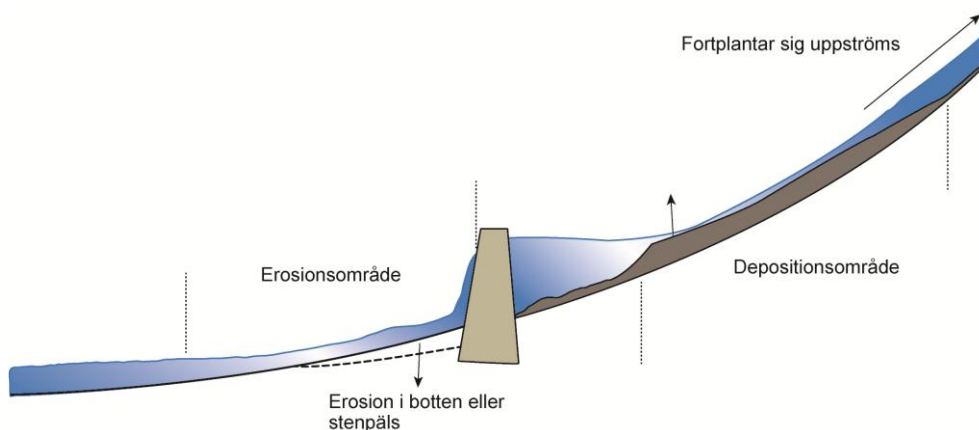
Sedimenttransport

Vattendrag utgör transportsystem för sediment. Sedimenttransportsystemet består av erosion, transport och sedimentation av partiklar, allt ifrån lerpartiklar till stora stenar. Älvfårans utformning och de fysiska förhållandena är anpassade till rådande sedimenttransport och vattenföring. Förändringar i vattendragets fysiska struktur över tid är ett resultat av dessa processer (Petts 1984). Sedimenttransporten delas in i suspensionstransport där materialet transporteras svävande i vattenmassan och bottenstransport där det förflyttas längs botten. Processen är diskontinuerlig där material rivs loss transporteras, avsätts och rivs loss igen. Generellt sett domineras övre delen av avrinningsområdet av erosion, mellansegmentet av växlande erosion och deposition samt nedre delen av deposition. Svämplan, som är ett resultat av deposition, uppstår därför en bit ned i avrinningsområden, inte ovanligt i de delar som domineras av storskaliga vattenkraftverk.



Figur 32. Sedimentation i den oreglerade Dammån (Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

Ändringar i vattenföring, och vattenhastighet eller tillförsel av material som en följd av reglering innebär förändringar i vattendragets fysiska miljö, vilka i sin tur påverkar det akvatiska ekosystemet. Effekterna är beroende av dammens storlek, utformning, placering m.m. Generellt kan man förvänta sig effekter såväl nedströms som uppströms (Knighton 1998). Förändringarna leder dock inte till någon omedelbar respons utan inträder successivt och fortgår över lång tid (Petts 1984). Anläggningsarbeten, överdämning, ökad erosion i magasin och vattendrag leder ofta initialt till ökad transport av sediment i vattendraget som helhet i samband med inrättandet av dammar och kraftverk. Denna effekt avtar sedan med tiden. Korttidsreglering ökar dock erosionen nedströms kraftverk (Harby & Bogen 2012).



Figur 33. Effekter på erosion och sedimentation uppströms och nedströms en dammkropp. Det är inte alltid fåran fördjupas nedströms en damm eftersom en stenpås ofta utbildas /tillförs kanalen nedströms och det mesta av det finkorniga materialet eroderas bort. (efter U.S. Army Corps of Engineers, 1994).

En konsekvens av att energin minskar i dämningsområdet är att vattendragets kompetens och kapacitet att bära sediment drastiskt reduceras (Graf 2006). Dammen som sådan innebär att man tillför vattensystemet en sedimentationsbassäng, vilket minskar transporten av sediment nedströms (Knighton 1998). Den största sedimentationen sker där vattendragets naturliga lutning övergår till en flackare vattenyta som en följd av dammen (se t.ex. Toniolo & Parker 2003). Med andra ord behöver inte sedimentationen ske omedelbart uppströms vattenkraftverket. Effekten blir störst för det grövre material som transporteras längs botten där dammen ofta utgör ett totalt hinder medan suspenderat material kan fortsätta genom kraftverket om inte dämningsområdet är för stort. Generellt sett är effektiviteten i sedimentfångsten i dammen relaterad till vattnets upphållstid.



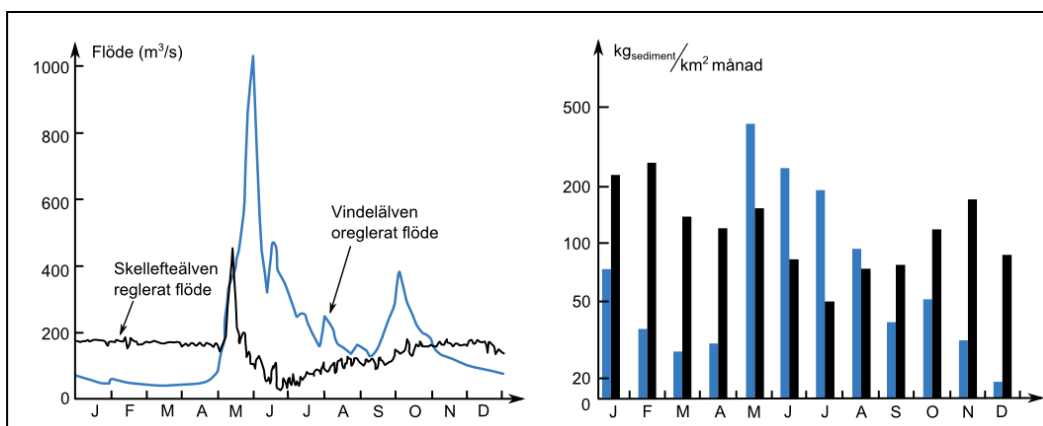
Figur 34. Sediment som deponerats som en följd av byggandet av Ljungå kraftverk (Gimån, Ljungan). Foto: Ingemar Näslund.

Det finns emellertid betydande skillnader mellan olika typer av sediment. Även suspenderat material kan sedimentera om flödes hastigheten bromsas upp framför dammen. Ju finkornigare partiklarna är, desto längre kan de hålla sig suspenderade i vattenmassan i dämningsområdet. Lerpartiklar kan ta veckor innan de sedimenterar vilket gör att magasin med stor omsättning fångar in relativt lite av de finkorniga sedimenten. I småskaliga vattenkraftverk, som ofta är strömkraftverk, är det framför allt botten transporten som fastnar i dammen. I vissa fall kan sedimentationen pågå en viss tid tills dammen är fylld med sediment upp till nivån för ett skibord. Därefter kommer botten transporten återgå till normalt tillstånd.

Stora älvmagasin har ofta för lång uppehållstid för vattnet för att tillåta botten transport genom magasinet. Dessutom påverkar de även den suspenderade halten så att den totala sediment transporten minskar drastiskt.

Störst risk för sedimentfångst uppstår i de vattenkraftverk som återfinns i vattendrag med sandiga sediment. Det finns i södra Sverige exempel på

kraftverksdammar som måste muddras med jämna mellanrum eftersom de fyllts med sediment.



Figur 35. Skillnader i hydrologi och sedimenttransport mellan den reglerade Skellefteälven och den oreglerade Vindelälven (efter Brandt 1990).

Det finns flera studier från de stora älvarna i norra Sverige som visar att mängden suspenderat material kraftigt har minskat efter det att kraftverken byggdes (Wennerberg & Brandt 1992). Skillnaderna i sedimenttransport mellan den oreglerade Vindelälven och den reglerade Skellefteälven var mycket stora och relaterade till skillnaderna i hydrologi (Figur 35). Det har också att göra med att lutningen, och därmed strömhastigheten har minskat, liksom vattendragets sedimentbärande förmåga.

Nedströms dammen förekommer ofta erosion genom att vattenytan ökar i lutning, vattendjupet minskar och flödes hastigheten ökar (Brandt 2000). Om det förekommer sedimentation uppströms dammen, leder detta också till att det finns ett underskott på sediment nedströms dammen jämfört med vattendragets ursprungliga potential att bära sediment (Kondolf 1997).

En vanlig konsekvens i reglerade vatten är att höglöden minskar i storlek och frekvens. Det reducerar vattnets transportkapacitet totalt sett, framför allt för det grövsta materialet. Pålagring av älvbotten med grovt material som annars skulle transportrats undan, kan bli följden (Petts 1984). I vattendrag eller vattendragssträckor där flödet reduceras permanent kan dessa effekter bli än mer framträdande. Även finare material sedimentarar, blir kvar och botten substratet blir som helhet mer stabilt (Osmundson et al. 2002). Det finare materialet fyller hålrum i botten och minskar flöde och flödes hastighet i det interstitiala skiktet (jfr Fergus & Bogen 2006).

Ett annat resultat av reducerade höglöden är att översvämningar minskar i omfattning eller uteblir, framför allt i samband med vårflo den (jfr Figur 24). Det innebär att den deposition av sediment och störning av svämplan som högvattnet medför, också uteblir (se Malm-Renöfält 2010 med referenser). En studie från USA med ett stort antal regleringsdammar, visade på en reduktion av aktiva svämplan längs vattendrag med 79 % (Graf 2006). Detta ger effekter på en rad olika ekosystem och ekosystemtjänster.

Vattentemperatur och isförhållanden

I ett oreglerat vatten bestäms vattentemperaturen av grundläggande fysiska förhållanden; lufttemperatur, in- och utstrålning samt vind. Vidare inverkar flödesvolym och vattenhastighet. Forspartier, där vattnet är turbulent, medför att kontaktytan med luften ökar liksom inblandningen av luft, vilket kan påskynda nedkylning eller uppvärmning av vattnet.

Dammar har som regel en utjämnande effekt på vattentemperaturen i och med att vattenhastigheten sjunker. I stora dammar kan temperaturskiktning etableras på samma sätt som i naturliga sjöar. Beroende på hur damm och kraftverk konstruerats (intagets läge m.m.) och från vilken nivå tappning sker, påverkas vattentemperaturen nedströms dammen (Bunn & Arthington 2002). Om intaget är djupt placerat blir vattnet varmare än normalt vintertid och kallare sommartid. Hög vattenföring under vintern i kombination med tappning av relativt sett varmare bottenvatten medför att många reglerade vattendrag förblir öppna i större utsträckning än vad de skulle varit under oreglerade förhållanden. De vanligen stora variationerna i vattenföring leder också till instabila isförhållanden.



Figur 36. Reglering medför att isförhållandena förändras (Storsjön, Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

I reglerade vattendrag med forssträckor uppstår specifika problem. Exempel på sådana är Nedre Lången (biflöde till Indalsälven) och Mellan-Ljusnan. Under vintern är vattenföringen som regel hög men varierar också avsevärt och det inom korta tidsintervall. Det medför att vattendraget förblir öppet vid höga flöden i de forsande eller starkt strömmande partierna men snabbt fryser om flödet sänks.



Figur 37. Tjocka lager av kravis täcker helt bottenstenarna i Långan (Indalsälven). Situationen uppstår som en följd av höga vinterflöden, vilket förhindrar isläggning i samband med köldperioder. Foto: Ingemar Näslund.

Men när flödet sedan ökar igen bryts isen upp och isdämmen bildas. Under perioder med kallt väder exponeras vattnet i forsarna för kall luft vilket leder till sänkt vattentemperatur. Om temperaturen går ner mot 0 grader och vattenhastigheten når över 0,6 m/s bildas kravis, små iskristaller som flyter med strömmen. De fäster vid botten och kan bygga upp tjocka mattor och isdämmen och leda till lokal översvämning (Tvede 2006). Kravisbildning är en naturlig företeelse i samband med hög utstrålning under förvintern, men omfattning och varaktighet är större i reglerade vatten.

I utbyggda vattendrag med förhållandevis kontinuerligt flöde, utan stora dammar och där strömkraftverk dominerar, blir effekterna på vattentemperaturen mindre omfattande. Den är tämligen homogen genom hela vattendraget. Så är fallet i huvuddelen av vattendragen i södra Sverige, även om kravisbildning någon gång kan förekomma och formeringen av istäcke blockeras.

I vattendrag med reducerade flöden innebär den minskade vattenvolymen att variationen i vattentemperatur ökar, både på dygns- och årsbasis (Kvambekk et al. 2006). Isläggning sker tidigare eftersom vattnet kyla av snabbare under hösten. Men reducerad vattenförling kan också innebära att grundvatten får relativt sett större inflytande på flöden och temperatur. Det ger omvända effekter i form av reducerad temperaturvariation. Ökad andel vatten som tillförs via lateral inströmning kan leda till högre vinter- och lägre sommartemperaturer samt att vattendraget förblir isfritt under vintern (Tvede 2006).



Figur 38. Isen smälter av från stränderna i utloppet av den reglerade Landösjön (Långan, Indalsälven) under våren. Foto: Ingemar Näslund.

I de reglerade sjömagasinen är vattennivåerna höga i samband med isläggning under november–januari. När sedan magasinet successivt töms, lägger isen sig mot de torrlagda bottenarna. Detta liknar till en del förhållandena i oreglerade sjöar och selområden, men omfattningen är väsentligt större. Mycket stora bottenområden torrläggs och täcks av is under vintern/våren om regleringsamplituden är stor och bottenprofilen flack.

Vattenkvalitet

De förändringar i vattnets kvalitet som blir en följd av reglering varierar i karaktär. Dels kan de vara relaterade till reducerad vattenförling, men också förändringar i sedimentation och retention inverkar liksom effekterna av överdämning av landområden.

I vattendrag med reducerad vattenförling minskar den totala vattenvolymen. Det innebär att känsligheten ökar för föroreningar av olika slag, t.ex. från industri, eutrofierande utsläpp från jordbruk, avlopp etc. Effekterna av reducerad vattenförling är i princip desamma som om utsläppen skulle ökat i omfattning. Minskad vattenförling kan också innebära ökad risk för förorening. Detta om huvudvattendraget minskar i volym och andelen av tillkommande vatten från sura biflöden ökar (Poléo 2006). Problemen uppstår i första hand i samband med snösmältning under våren. På motsvarande sätt kan reducerad vattenförling leda till att problemen med den mobilisering av kvicksilver som skogsbruket innebär (Bishop et al. 2009), ytterligare förstärks. Omvänt kan överledning av vatten, som ju innebär ökad vattenförling, medverka till större utspädning av föroreningar och därmed minskade vattenkvalitetsproblem. I

Sverige är detta dock av mindre betydelse då flesta överledningarna genomförts i glest befolkade områden utan större förorenande utsläpp.

Större variation i vattenföring (korttidsreglering) kan innebära att vattenkvaliteten varierar i ökad omfattning. Det som en följd av att förändrade proportioner mellan det vatten som tappas från damm uppströms och det yt- och grundvatten som tillförs vattendraget nedströms.

En annan effekt av reducerad vattenföring är att kontakten och utbytet mellan ytvatten och den hyporheiska zonen minskar i vattendrag. Det kan i sin tur leda till reducerade syrenivåer i bottenvattnet (Boulton 2007, Calles et al. 2007).

Överdämning av landområden innebär att mark av olika slag mer eller mindre permanent täcks av vatten. Utbytet av ämnen mellan marken och vattnet blir omfattande, framför allt under de första åren efter reglering. I första hand lakas närsalter i form av fosfor och kväve ut vilket leder till ökad akvatisk produktion i pelagialen (Runnström 1965, Welcomme 1995), men också förhöjda halter av närsalter nedströms. Denna effekt klingar dock av efter några år. Utsträckningen i tid är beroende av överdämningens omfattning. Överdämning av stora myrområden har visat sig ge högre halter av kvicksilver i vatten och biota (Friedl & Wuest 2002, Hultberg 2002).

Tillkomsten av dammar i ett vattensystem ökar sedimentation och retention. Det i sin tur påverkar också vattenkvaliteten. En jämförelse av transporten och koncentrationen av vanliga vattenkemiska komponenter som calcium, kalium, magnesium, natrium och kisel i en reglerad och en oreglerad älv visar att sedimentationen leder till omfattande reduktion i uttransport av dessa ämnen till havet (Humborg et al. 2006). I den oreglerade älven ökar koncentrationen av ämnena successivt nedströms medan den i den reglerade älven i princip förblir oförändrad från källorna till mynningen i havet. Sammantaget innebär detta att tillförseln av kisel, och sannolikt en rad ytterligare ämnen, till Östersjön avsevärt reducerats som en följd av regleringen av de stora älvarna (se även Siergieiev 2013). Konsekvenserna av detta är till stora delar okända men är sannolikt omfattande. Bland annat påverkas algsamhällellas artsammansättning och primärproduktion.

Ett ytterligare vattenkvalitetsproblem är gasövermättnad (se Politano et al. 2009 med referenser). Den kan inträffa i anslutning till kraftverk och dammar och uppstå när vattnet ”slås” mot hårt underlag. Gas trycks då in i vattnet och övermättnad kan uppstå. I första hand gäller detta syrgas. Det uppstår i samband med högflöden och spill men kan också uppstå som ett resultat av turbinpassagen. Övermättnad kan ge skador och dödlighet hos fisk (Politano et al. 2009).

Morfologi

Interaktionen mellan vattendragets flödesregim och den fysiska miljön i form av lokala geologiska förhållanden och landskapsformer, avgör storlek och utformning av strömfåror, fördelningen mellan lugnflytande och mer strömmande partier samt erosion och sedimentation. Ett naturligt vattendrag är normalt sett vid en dynamisk jämvikt. Det betyder att systemet är förhållandevis stabilt avseende bottenlutning samt fårans bredd, djup och bottenstrukt. Det innebär inte att vattendraget saknar eroderande processer i

till exempel ytterkurvor. Förflyttning av meanderslingor nedströms är till exempel en naturlig process även i ett stabilt vattendrag. I många fall behövs dock bara en liten störning för att vattendraget skall bli instabilt och sträva efter ett nytt jämviktsförhållande med omgivningen.

Förändrad hydrologi och hydrualik leder därmed till morfologiska förändringar. Exempel på sådana är torrlagda fåror, utveckling av stenarmerade sektioner närmast nedströms kraftverket, kraftig erosion och ras längs kanterna och överfördjupning av fåran. Till detta kommer aktiv fysisk påverkan som rensning och sprängning nedströms kraftverket för att öka fallhöjd/avbördning. En mer omfattande genomgång av de morfologiska effekterna av vattenkraftverk och dammar finns i en sammanställning av Brandt (2000). En tydlig konsekvens är också förlust av mindre bottenformer såsom dyner och revlar (Bradley & McCutcheon 1987). Dessa former skapar små mikrohabitat för en rad olika organismer.

Om det förekommer sedimentation uppströms dammen, leder detta också till att det finns ett underskott på sediment nedströms dammen jämfört med vattendragets potential att bära sediment. I länder såsom England, USA och Kanada pratar man om "clear water erosion" som en effekt nedströms kraftverk. En konsekvens av denna erosion är att vattendraget överfördjupas vilket i sin tur sänker grundvattennivån i omkringliggande flodplan, ökar risken för skred och ras samt frikopplar fåran från flodplanet. Överfördjupningen av fåran kan dock begränsas genom att det utvecklas ett erosionsresistent bottensubstrat såsom stenpäls (Chien 1985).



Figur 39. Sedimentation i ett dämningsområde till ett småskaligt vattenkraftverk i Smedjeån (Lagan). Foto: Johan Kling.

Överfördjupning av fåran har inte uppmärksamats i Sverige i någon större omfattning jämfört med situationen i många andra länder (jfr Williams and Wolman 1984). Förändringen blir störst i vattendrag med finkorniga sediment. Överfördjupning av fåran leder i sin tur till snabbare genomströmning av

vattnet genom vattendraget vilket har konsekvenser för bland annat översvämningssrisk, retentionsförmåga m.m. Resultatet blir också att fåran blir allt mer förenklad och utträtad (ex. Julien 2002).

I vattendrag med reducerad vattenföring finns risk för motsatta effekter, uppgrundning av fåran. Det eftersom material sedimenterar i fåran som en följd av lägre vattenhastigheter generellt samt uteblivna höglöden (Fergus & Bogen 2006). Detta sker framför allt i vattendrag där det tillförs sediment från biflöden nedströms avledningen. Om stora mängder finkornigt material sedimenterar riskerar bottenarna att sättas igen och genomströmningen minskar.

Primärproduktion samt fördelning och omsättning av alloktont organiskt material

Vattendrag

I naturliga vattendrag står påväxtalger för en stor del av primärproduktionen. De växer på minerogent material, kärlväxter och mossor, död ved etc. Algsamhällena växlar i sammansättning och utbredning över året och de olika arternas krav på strömhastighet, substrat, närsalttillgång och ljus varierar avsevärt (Allan 1995). Det innebär att habitatmässigt komplexa strömmiljöer hyser fler arter.

I reglerade vattendrag försvinner eller reduceras forsnade och starkt strömmande partier. Torrläggning, helt eller delvis, eller överdämning med minskad vattenhastighet och ökat djup, gör att förutsättningarna för påväxtalger förändras. Artsammansättningen ändras totalt sett och den biologiska mångfalden minskar som en följd av att utbudet av olika habitattyper reduceras (se Allan 1995 med referenser). Även sett ur produktionssynvinkel innebär förlusten av grunda strömmande områden en betydande minskning. Särskilt märkbart är detta i de helt avtrappade älvarna där sådana partier saknas.

De direkta effekterna av dammar på sammansättning och produktion av bentiska alger nedströms varierar avsevärt beroende på habitat, strömhastighet, temperaturförhållanden m.m. Direkt nedströms dammar eller kraftverk består vanligen vattendragsmiljön av ensartade utloppskanaler där djup, substrat och strömhastighet begränsar algproduktionen och antalet arter. Men om de fysiska habitatförutsättningarna är goda kan hög algproduktion förekomma som en följd av gynnsamma temperatur- och närsaltförhållanden (McCartney et al. 1999).

Även makrofyternas habitatförutsättningar förändras. Lägre strömhastighet, uteblivna höglöden och bottenar med större andel fint substrat ger bättre förutsättningar för etablering av fleråriga växter (Johansen 2006, Bergkamp 2000). Den totala mängden vattenväxter kan öka avsevärt som en följd av detta (Rörslett et al. 1989). Det gäller såväl älvmagasin i avtrappade älvar som vattendrag med reducerad vattenföring.

Basproduktionen i vattendrag är i mycket stor utsträckning beroende av omsättning av organiskt material som tillförs från landmiljön, i första hand löv och andra växtdelar (Minshall 1967, Vannote et al. 1980, Tank et al. 2010). Med förlusten av de grundare, snabbt strömmande partierna försvinner också de delar av vattendragen som står för den viktiga mekaniska bearbetningen av

detta material och den miljö där den huvudsakliga nedbrytningen av grövre organiskt material sker.

Regleringsmagasin

Huvuddelen av de stora regleringsmagasinen ligger i fjällnära områden. Naturliga sjöar i dessa områden karakteriseras av låga närsalthalter och klart vatten. Senare tids forskning har visat att basproduktionen i klara fjällsjöar nästan helt domineras av bentiska alger (Karlsson et al. 2009). De nyttjar dels närsalter lösta i det fria vattnet, men har också tillgång till porvattnet i sedimenten, där koncentrationen av närsalter är väsentligt högre. Via bottenfaunan omsätts sedan denna produktion och blir till födobas för fisk. Det finns också ett tydligt samband mellan ljusklimat och fiskproduktion (Karlsson et al 2009). Det vill säga ju större andel av sjöns bottenområden som nås av ljus i tillräcklig omfattning, och därmed kan fungera som produktionsområde för alger och bottendjur, desto högre fiskproduktion.



Figur 40. Flåsjöns regleringsmagasin (Ljungan) i väntan på vårflood. Foto: Micke Sundberg.

Vanligt är att reglerade fjällsjöar har stor amplitud och vattennivåförändringar över året som kraftigt avviker från det naturliga. En stor del av sjöns grunda områden täcks av is under vårvintern och torrläggs under vår och försommar, samtidigt som det mesta av det finkorniga materialet eroderas bort. Det gör att huvuddelen av området mellan sänkings- och dämningssgräns helt saknar vattenvegetation (Nilsson & Jansson 1995). Det leder också till att det i stort saknar bentisk algproduktion och bottendjur större delen av året. De flesta vattenväxter klarar inte heller is direkt på botten och långvarig torrläggning (Keto et al. 2006). Dessutom saknas finkorniga fraktioner i bottenmaterialet vilket missgynnar etablering av vattenväxternas rotsystem. Även bottenlevande alger (perifyton) påverkas negativt. Visserligen har perifytonsamhällen god förmåga att klara vattenståndsfluktuationer (Hawes & Smith 1993), men

infrysning och torrläggning av litoralen inverkar alltför menligt. Huvuddelen av primärproduktionen i de reglerade fjällnära sjöarna måste därmed ske i pelagialen, vilken normalt har mindre betydelse i näringsfattiga vatten (Karlsson et al. 2009). Sammantaget minskar magasinets biologiska produktionskapacitet samtidigt som biomassan och antalet arter av alger och kärlväxter reduceras.

Även i mer måttligt reglerade sjöar påverkas makrofytvegetationen negativt av vattenståndsförändringarna (Keto et al. 2006, Leira & Cantonati 2008, Hellsten & Mjelde 2009, Mjelde et al. 2012). Vissa arter missgynnas medan andra kan öka sin utbredning. Det leder till en mindre naturlig artsammansättning, men inte nödvändigtvis reducerat artantal (Wallsten 2010). Ett särskilt index för kartläggning av regleringseffekter i sjöar med utgångspunkt från makrofytter har tagits fram av Mjelde et al. (2012).

Dammar påverkar, förutom transport av fröer och sediment, också transporten av organiskt material i övrigt (Friedl & Wuerst 2002, Humborg et al. 2006). Höga flöden står för huvuddelen av transporten och fördelningen av organiskt material i vattensystemet (Tank et al. 2010). Utjämnade flöden och dammar innebär att löv och andra växtdelar ansamlas på dammbotten och i lugnflytande partier i stället för att i större utsträckning fördelas längs hela vattendraget. Det innebär att tillförseln av detta material till strömsträckor och strandzoner reduceras vilket i sin tur leder till att vattnets produktionsförmåga reduceras (Perry & Perry 1991).

Bottenfauna

Bottenfaunasamhället i vattendrag byggs upp av en rad funktionella grupper vars levnadssätt och födoval skiljer sig. Grovt förenklat kan de indelas i fem kategorier (Cummins 1974). Betare äter av de påväxtalger som växer i vattendraget, samlare/detritusätare lever av finpartikulärt organiskt material, delare lever av grövre organiskt material, filtrerare fångar födopartiklar som driver med strömmen medan rovdjur lever av andra bottendjur. Artmångfalden är stor och de uppvisar många olika anpassningar till vattenmiljön. Graden av specialisering är hög och de har ofta specifika krav på miljön; bottenstruktur, strömhastighet, vattenkvalitet, temperatur etc.



Figur 41. Adult bäckslända (*Leuctra nigra*). Larven lever huvudsakligen av dött organiskt material, i första hand löv. Foto: Ingemar Näslund.

Förändrade flödesförhållanden och en ändrad fysisk miljö som en följd av reglering får omfattande konsekvenser för bottendjuren, både vad gäller artsammansättning och produktion (Malmqvist & Englund 1999, Steele & Smorowski 2000, Raddum et al. 2006). Störst och tydligast effekt har förändringarna i den fysiska miljön. Torrläggning, reducerad vattenförlösning och överdämning medför att de forsande/starkt strömmande partierna i vattendraget försvinner och med dem många arter anpassade till den miljötypen (Raddum et al. 2006, Henricsson et al. 2012). Detta leder också till att produktionen minskar (se t.ex. Jonsson et al. 2012), dels som en följd av minskad vattentäckt bottenyta men också eftersom bottenfaunasamhället kommer att domineras av mer småväxta arter, ofta med tillväxten begränsad till kortare perioder. En viktig komponent är också flödesregimens direkta inverkan på bottendjurens livshistoria. Eftersom kritiska faser i livshistorien ofta är kopplade till olika flödesfaser, riskerar vissa arter att slås ut som en följd av utjämnade flöden, förändrade tidpunkter för flödestoppar och lågflöden samt ökad frekvens av flödesförändringar (Bunn & Arthington 2002).

Vattendrag med starkt reducerad vattenförlösning har färre arter och lägre tätheter av bottendjur (Englund & Malmqvist 1996, Henricsson et al. 2012). I första hand reduceras predatorgruppen och vissa typer av samlare. Huvudorsaken till förändringarna är de snabba och stora flödesförändringarna i denna typ av vatten medan flödesminskningen som sådan tycks ha mindre effekter. Det är också troligt att den lägre vattenförlösningen medför ökad sedimentation vilket leder till igensättning av den hyporheiska zonen och syrebrist (Boulton 2007, Calles et al. 2007). Det har i sin tur effekter på bottenfaunan. Episodisk torrläggning av vattendrag har långtgående effekter i form av reducerat artantal och återhämtning kan ta mycket lång tid (Lingdell & Engblom 2007). Vissa torrfårar kan, som en följd av dammläckage eller lokal tillrinning nedströms dammen, hysa en artrik bottenfauna (Henricsson et al. 2012). Den avviker dock sannolikt från den ursprungliga faunan.

Undersökningar i små och branta vattendrag (medelvattenförlösning 0,12-0,71 m³/s) har visat på små effekter av utbyggnad när det gäller diversiteten av bottendjur. Detta under förutsättning att minimivattenförlösning inrättats.

Produktionen av bottendjur minskade dock som en följd av reducerad produktionsyta (Brennes et al. 2010).

I reglerade vattendrag med intakta flöden, men där forsande/starkt strömmande partier finns kvar mellan kraftverken, registreras inga förändringar av artantalet (Englund & Malmqvist 1996, Englund et al. 1997). Däremot sker en antalsmässig nedgång av djuren i samlar- och predatorgrupperna.



Figur 42. Adult nattslända. Larven lever som delare, dvs. sönderdelar och lever av organiskt material. Foto: Ingemar Näslund.

För den grupp av bottendjur (delare) som lever av grövre växtmaterial som tillförs från landmiljön innebär tillkomsten av dammar att födoresursen reduceras och förändras i sin rumsliga och tidsmässiga fördelning. Transporten av löv och annat organiskt material blir beroende av den nya hydrologiska regimen. En stor andel av materialet stannar i dammarna på större djup och blir inte tillgängligt i övriga delar av vattendraget.

Korttidsreglering innebär stora påfrestningar för bottenfaunan och leder till minskade tätheter och reducerat artantal (Cushman 1985, Englund & Malmqvist 1996, Arnekleiv et al. 1997, Englund et al. 1997). I grunden innebär flödesvariationerna att djuren måste förflytta sig för att hitta de djup-, ström- och substratförhållanden de föredrar förutom att de riskerar ryckas med av vattenströmmen när flödet och därmed strömhastigheten ökar. De grupper av bottendjur som drabbas är betare, samlare, predatorer och filtrerare. Till den sistnämnda gruppen hör nätspinnande nattsländor där vissa arter inte återfinns i vattendrag med noll-tappning. Med kraftigt varierande flöden kommer näten att ömsom utsättas för påfrestningar av de höga strömhastigheterna som riskerar att trycka sönder näten, medan de låga strömhastigheterna vid lågflödena riskerar att slamma igen näten med det finpartikulära materialet som transporteras med vattnet. En annan effekt av korttidsreglering är katastrofdrift som innebär att bottendjuren lämnar sina uppehållsområden och låter sig föras med strömmen nedströms i samband med de hastiga flödesökningar som kan uppstå (Gibbins et al. 2007, Krström et al. 2010).



Figur 43. Nätbyggande nattsländelarv (*Hydropsyche* sp.). Denna typ av bottendjur får problem i vattendrag med korttidsreglering/nolltappning. Fångstråten kollapsar eller utsätts för alltför höga strömhastigheter. Foto: Christian B. Hvidt.

Nedströms sjöar och selområden uppstår s.k. utloppseffekt. Den innebär mycket höga tätheter av filtrerande bottendjur (Ulfstrand 1968, Lillehammer & Saltveit 1984). De lever av den näring som i form av plankton eller organiskt material i övrigt strömmar ut från lugnvattenområdena. Detta är de absolut mest produktiva delarna i ett vattensystem. Effekterna avklingar nedströms. Reglering innebär att dessa områden ofta får en artfattig fauna med låga tätheter. Dammar, som ju ofta byggs i sjö- och selutlopp, reducerar den mängd näring som transporteras ut och eventuell korttidsreglering/nolltappning har negativa effekter. Till detta kommer att den produktiva bottenytan i sjöutlopp, vilka ofta är breda och relativt grunda, minskar avsevärt efter reglering. Den miljö som erbjuds nedströms dammen (ensartad utloppskanal med hög strömhastighet och grovt bottensubstrat) är ytmässigt mindre och oftast sämre lämpad för bottendjur.

I regleringsmagasinen försämras förutsättningarna för bottendjuren i litoralzonen. Det beror på att fint material eroderas bort och att bottnarna täcks av is eller torkar in periodvis. Antalet taxa och tätheterna minskar i den övre litoralen i reglerade sjöar (Grimås 1961, Aroviita & Härmäläinen 2008). Ju större regleringsamplitud, desto större förändringar (se även Eriksson 2010).



Figur 44. Flodpärlmusslor i Raggån, Bräcke kommun Foto: Micke Sundberg.

Vattenkraftutnyttjande är en viktig faktor bakom svaga populationer av flodpärlmussla (Ziuganov et al. 1994, Hastie et al. 2003). Effekter som en följd av vattenkraftexploatering finns också i samband med ökad sedimentdeposition och med fragmentering av vattenlandskapet. Om populationerna av musslans värddjur under den första livsfasen, öring och lax, drabbas negativt, minskar också musselbestånden. Generellt kan sägas att miljön i vattendragsavsnitten nedströms reglerade dammar och vattenkraftverk stressas av variationerna i vattenflödet (Strayer, 2008), vilket kan ha negativa konsekvenser för stormusslor (Mejdell Larsen 2012). Lyckad rekrytering hos stormusslor kan bero helt av årets flödesförhållanden. För arten *Fusconaia ebena* noterades att starka årsklasser uppstod när höga vårflöden avlöstes av relativt låg vattenföring (Payne & Miller 2000). De höga flödena kan ha spolat rent lämpliga bottenar och de låga flödena kan ha underlättat de unga musslornas settling. När vattnen regleras för kraftändamål uteblir ofta dessa flödesepisoder.

Fisk

Vattenkraftens, och särskilt dammarnas effekter på fiskbestånden, har varit föremål för omfattande studier. Barriäreffekten är uppenbar för ett stort antal arter. Anadroma arter (lek i sötvatten, uppväxt i havet) som lax, havsöring och flodnejonöga hindras från att nå sina reproduktionsområden eftersom vandrigen från havet upp i vattendragen hindras. För den katadroma ålen (lek i havet, uppväxt i sötvatten) gäller att den inte kan nå sina uppväxtområden i sötvatten. Ålpopulationerna drabbas också, om ålen getts möjligheter att vandra upp, av stor dödlighet i samband med utvandringen till havet. För Östersjöns del är situationen den att även bestånden av harr och sik, som

reproducerar sig i tillflöden, drabbas om dammar tillkommer. Men även helt sötvattenlevande arter påverkas. Deras rörelser i vattensystemen är omfattande. Öring, harr, röding och sik rör sig mellan uppväxtområden i sjöar/större älvar och reproduktionsområden i vattendrag (se Thorstad et al. 2006 med referenser). Stora rörelser registreras också för normalt strömlevande arter inom älvsystem (Linlökken 1993). Utöver detta förekommer hos dessa arter riktade näringsvandringar liksom vandringar till sjöar och selområden för övervintring (Northcote 1978, 1984, Näslund et al. 2004, Carlsson et al. 2004). Delar av sjölevande populationer av abborre, gädda med flera arter, söker sig periodvis från sjö till vattendrag och tillbaka (Degerman & Sers 1994, Chapman et al. 2012). Sammantaget innebär tillkomsten av dammar att lokala populationer av vissa fiskarter helt slås ut eller decimeras. Normalt vandrande populationer blir, om förutsättningarna finns, i stället stationära. En annan effekt är fragmentering. Det innebär att fiskpopulationen riskerar delas upp i delbestånd som är genetiskt isolerade från varandra (Heggenes et al. 2006). Detta även om fisk kan vandra nedströms och på så sätt bidra till genetisk variation hos populationer längre ned i vattendraget.



Figur 45. Öring är en av de fiskarter som hårdast drabbats av vattenkraftutbyggnad. Försvunna strömhabitat och fragmentering som en följd av vandringshinder är de vanligaste orsakerna. Foto: Ingemar Näslund.

Även nedströmsvandring utgör ett problem i reglerade vatten. Passage genom turbiner och tunnlar skadar eller dödar fisk (Therrien & Bourgeois 2000, Rivinoja 2005). Det finns en rad mekanismer som leder till skador på fisken (Čada, 2001):

- Snabba och extrema tryckförändringar
- Kavitation som uppstår vid extremt låga vattentryck
- Skjuvspänningar mot fiskkroppen
- Turbulens som leder till skador eller desorientering
- Kollision med ledskovlar eller andra rörliga delar i turbinhuset
- Abrasion när fisken pressas mellan rörliga och fasta delar

För lekvandrande laxfisk gäller att såväl utvandrande ungar som utlekt fisk skall passera kraftverk och damm, vilket oftast innebär turbinpassage. Även andra fiskarter är beroende av att röra sig i systemet för att fullborda sin livscykel (Coutant & Whitney 2000). Ju större fallhöjd och fiskstorlek, desto högre skadefrekvens. Turbintyp, turbinstorlek och varvtal spelar också roll där Kaplan-turbiner är mer skonsamma än andra turbintyper (Coutant & Whitney 2000).

Sammantaget leder habitatförändringarna i vattendragen till att fisksamhället förändras, från att domineras av strömlevande arter till dominans av arter anpassade för sjöar (se Bunn & Arthington 2002 och Malm-Renöfält 2010 med referenser). Predationsförhållandena förändras också på så sätt att gäddbeståndet expanderar och får större inflytande över fisksamhällets struktur (Hladik et al. 2008).



Figur 46. Harren är en av de fiskarter vars reproduktion riskerar att störas i samband med reglering. Vandringshinder, avsaknad av lämpliga lekbottnar och ogynnsamma flödesförhållanden är några av orsakerna. Foto: Ingemar Näslund.

Reducerade flöden i form av minimitappning medför direkta effekter på strömlevande arter (Baran et al. 1995). Korttidsreglering innebär för fisk att födounderlaget försämras men också en direkt fysisk påverkan (Parasiewicz et al. 1998, Young et al. 2011). Risk finns för strandning i samband med hastiga flödessänkningar (Hunter 1992, Saltveit et al. 2006, Harby & Bogen 2012). På motsvarande sätt kan hastiga flödesökningar innebära att fiskyngel eller rom spolas iväg (Barlaup & Saltveit 2006). Andra effekter är att lekbottnar torrläggs eller att lekvandring störs eller hindras (Young et al. 2011). Allmänt sett innebär snabba flödesförändringar att fisk måste ställa om och byta position oftare, vilket leder till ökad energiåtgång och minskad tid för födointag. Det sistnämnda kan leda till problem för fisken vad gäller tillväxt och överlevnad,

framför allt om det sker vintertid när födotillgången är begränsad, metabolismen låg och förflyttningar energimässigt kostsamma (Harby & Bogen 2012). Även risken för predation ökar. Nolltappning innebär för strömlevande fisk att predationstrycket från gädda ökar under de perioder kraftverket står stilla. Detta eftersom höga strömhastigheter normalt sett ger ett skydd för predationskänslig ungfisk. I närvaro av gädda ändrar öring sitt beteende i flera avseenden, bland annat vad gäller aktivitet och val av habitat (Vehanen & Hamari 2004). Vidare kan felaktig anpassning av minimitappning/nolltappning i relation till fiskens lektider, innebära att rom torrläggas eller spolats bort.



Figur 47. Harrynglen är beroende av driftande föda nära ytan. De behöver därför, allt eftersom de tillväxer, tillgång till en varierad miljö med olika strömhastigheter och djupförhållanden för att hitta lämpliga förhållanden för födosök. Reglering försämrar dessa förutsättningar. Foto: Ingemar Näslund.

Reglering kan också leda till att kopplingen bryts mellan ytvatten och det vatten som rör sig i bottenstratet. Låga syrgasnivåer och förändrade temperaturregimer påverkar romöverlevnaden negativt (Calles et al. 2007, Poole & Berman 2001).

Isformation och vinterförhållanden är viktiga komponenter för fiskbestånden i strömwater i nordliga vattendrag (Alfredsen et al. 2006, Huusko et al. 2007). Istäcke ger fisken bättre förutsättningar i form av skydd. Det innebär att avsaknad av istäcke, som en följd av reglering, medför en negativ påverkan (Harby & Bogen 2012). Men is kan också innebära andra typer av problem, framför allt när det gäller krabisbildning. Ökad kravis i vattnet och på bottenarna, vilket är en vanlig förekomst i reglerade vatten, kan leda till akvatisk fauna påverkas vad gäller tillväxt och överlevnad (Beltao 2008). Strömlevande fisk påverkas negativt vad gäller möjligheter till habitatval, vilket kan påverka överlevnad och tillväxt (Huusko et al. 2007, Linnansaari et al. 2008, Brown et al. 2011).

I de stora regleringsmagasinen i huvudälvarnas källflöden minskar fiskbiomassan totalt sett. De arter som huvudsakligen lever av bottenjur drabbas hårdast (Nilsson 1967, 1973, Vrede et al. 2005), men även planktonätande arter kan missgynnas (Rydin et al. 2008). Den negativa utvecklingen tycks fortsätta mer än 50 år efter uppdämningen (Milbrink et al. 2011). Sik ökar på bekostnad av öring och röding. I många fall sker också en fördvärgning av rödingbestånd på grund av att födoförutsättningarna

förändras till det sämre. I magasin längre ned i älvsystemen, med en mer komplex fiskartsammansättning, minskar litorala fiskarter som simpbor, spigg, elritsa och grönling (Sutela & Vehanen 2010).



Figur 48. Röding i god kondition från en naturlig fjällsjö (Ånnsjön, Indalsälven). I reglerade fjällsjöar försvärgas de ofta glesa rödingbestånden, vilket leder till låga medelvikter och dålig kondition. Foto: Ingemar Näslund.

För att kompensera en del av de miljökonsekvenser som uppstår i samband med reglering, har nya arter tillförts ekosystemen. Det gäller såväl näringsdjur i form av glacialrelikter (pungräkor m.fl. kräftdjur) som fiskarter, vilka tillförts de stora regleringsmagasinen i huvudälvarna (Fürst et al. 1986, Pakkasmaa & Petersson 2005). Introduktioner av denna typ är irreversibla och har i flera fall lett till icke förväntade effekter som exempelvis konkurrens med den ursprungliga fiskfaunan och oönskad spridning. Ett exempel på det senare är Kanadaröding som introducerats i ett flertal reglerade vattensystem, men även spritts till oreglerade vatten (Bergwall & Berglund 2010). Sammantaget har introduktionerna i många fall lett till ytterligare försämrade struktur och funktion i det reglerade vattnens ekosystem (Fürst et al. 1984, Hammar 1988).



Figur 49. Introducerad kanadaröding fångad i Ånnsjön. Arten hämtades till Sverige från Nordamerika för att sättas ut i reglerade vatten. Den har dock kommit att spridas även till naturliga sjöar och visat sig ha negativa effekter på bestånden av inhemska arter som öring och röding. (Länsstyrelsen i Jämtlands län, arkiv).

Fåglar, däggdjur, grodor

Det har inte, inom ramen för föreliggande projekt, varit möjligt att mer ingående belysa konsekvenserna för dessa djurgrupper. Interaktionerna mellan dem och vattenmiljön är komplexa och beror av en rad olika faktorer som biogeografisk region, vattendragets storlek, graden av hydromorfologisk påverkan, vilken art det är frågan om, etc. Effekter av reglering på dessa djurgrupper är därmed svåra att sammanfatta och kunskapsunderlaget i många avseenden begränsat (Nilsson & Dynesius 1994). De viktigaste orsakerna till påverkan är överdämning av landområden samt förändrad flödesdynamik. Klart är att fåglar och däggdjur som är direkt beroende av strömvattenmiljöer (t.ex. strömstare och utter) påverkas negativt som en följd av habitatförändringar (Walseng & Jerstad 2011, Heggberget 2006).



Figur 50. Uttern är, framför allt under vinterperioden i norra Sverige, beroende av strömlevande fiskbestånd. Foto: Kent Moén.

Landlevande, insektsätande fåglar, t.ex. flugsnappare påverkas negativt som en följd av reducerad insektsproduktion (Strasevicius 2007, Jonsson et al. 2012, Strasevicius et al. 2013). Även många andra fågelarter riskerar att påverkas men sambanden är mer oklara (Lislevand & Steel 2006 med referenser). Vad gäller vilt kan födounderlaget påverkas om vegetationen i strandzon och svämplan minskar i produktivitet och omfattning (Nilsson & Dynesius 1994). Vidare minskar förutsättningarna för vattendraget att fungera som korridor i landskapet.



Figur 51. Strömstaren lever i huvudsak av strömlevande insektslarver av olika slag. Reglering leder till försämrade habitat för födosök och minskad födotillgång. Foto: Kurt Skoog.

Interaktion med landmiljöer

Ett naturligt vattendrag avgränsas inte enbart till den fåra där vattnet rinner fram. Interaktionen och kontakten med omgivande landmiljöer gör att man i vattendragets miljö måste inräkna även omgivande landmiljöer (svämplan) och det grundvattenområde som vattendraget är kopplat till. Interaktionen mellan land och vatten är omfattande och drivs av processer som flödesvariation, erosion, sedimenttransport och sedimentation. Den upprepade störningen, deposition av sediment och organiskt material, heterogeniteten m.m. skapar förutsättningar för existens av många arter och totalt sett en stor biomassa i vattendragets omgivning (McCartney et al. 1999). Dessa organismsamhällen har stor förmåga till omställning och respons på ändrade hydrologiska förhållanden. Vegetationen domineras av unga växande individ vilket gynnar djurlivet. Sammantaget leder detta till att svämplan utgör en av de naturmiljöer som har högst biodiversitet och produktivitet (Ward et al. 1999, Bergkamp et al. 2000).



Figur 52. Vårens översvämningar medför deposition av finsediment och organiskt material på vattendragets svämplan. Bilden från Vålån (Indalsälven). Denna process reduceras i omfattning eller försvinner vid reglering. Foto: Ingemar Näslund.

I ett naturligt vattendrag innebär flödesförändringarna i samband med vårfloden att strandzonen, och ofta även omgivande markområden, översvämmas. Vattnet innebär en återkommande störning av strandzonens växtlighet, nödvändig för att mer konkurrenskänsliga arter skall finnas kvar och därmed att den höga diversiteten bibehålls (Ward & Stanford 1995). Översvämningen medför också att sediment och organiskt material deponeras, vilket visat sig ha stor betydelse för ekosystemet i strandmiljön. Omvänt tillförs också vattnet såväl organiskt material som näringsämnen (närsalter) från de översvämmade områdena, vilket i sin tur har direkt betydelse för ekosystemet i vattendraget. Närsalter påverkar algproduktionen och organiskt material har

strukturell och näringsmässig betydelse för vattendraget (Webster & Meyer 1997). Om flödesdynamiken förändras som en följd av reglering, ändras också förutsättningarna för vegetationen i strandzon och svämplan (se Malm-Renöfält et al. 2010 med referenser). Minskad kolonisation och rekrytering av strandväxter, förändrad artsammansättning, minskat artantal och reducerad produktivitet har registrerats. Utfallet kan variera men beror av de lokala förutsättningarna och de hydrologiska förändringarnas karaktär. Om till exempel flödet utjämnas, och översvämningarna upphör, minskar sedimentationen, förhållandena stabiliseras och flodplanets flora och fauna förändras i riktning mot ett terrestert och mer homogent ekosystem med lägre produktivitet. I tempererade områden innebär reglering ofta en övergång till skogsdominerade strandmiljöer (Malm-Renöfält et al. 2010).

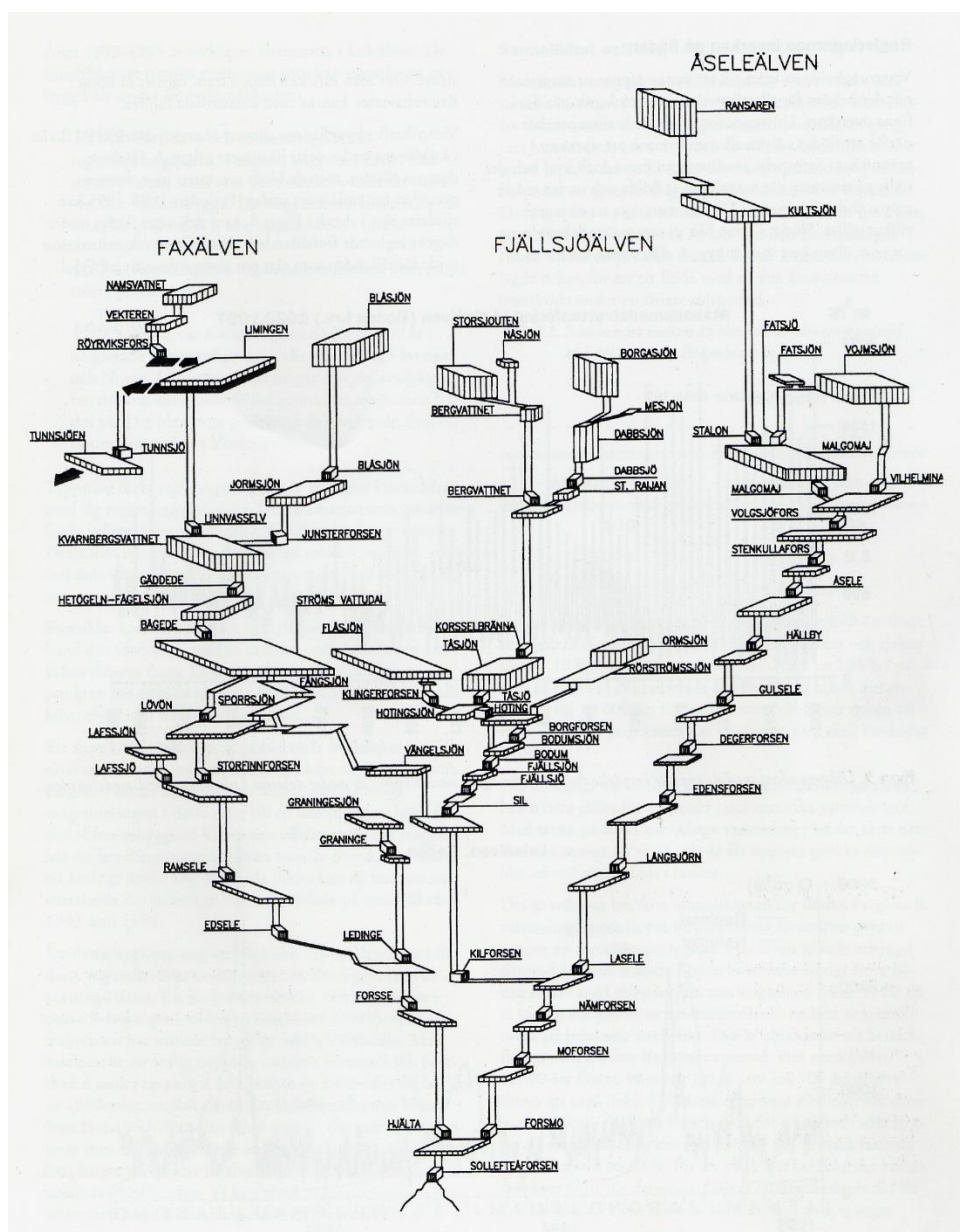


Figur 53. Jämtlandsmaskros, en av de strandväxter som påverkas negativt av reglering. Arten är fridlyst och rödlistad. Foto: Bengt Petersson.

I regleringsmagasin utarmas strandzonens vegetation som en följd av erosion och onaturliga förändringar av vattennivån (Nilsson & Jansson 1995). Undersökningar i svenska magasin har visat på ett reducerat antal arter med ca 33 %. I älvmagasinen var motsvarande reduktion 15 % (Nilsson et al. 1997). Stranderosion är en viktig faktor som leder till förändrad vegetation i dessa miljöer (Grelsson 1985). En direkt effekt av dammar är också att spridningen av växter försvåras. Frön som sprids med vattenflödet hindras i transporten nedströms. De förs till stränderna i magasinet eller sjunker till botten i dammarna i väsentligt större utsträckning. Det gör att växtsamhällena blir fragmenterade (Andersson et al. 2000, Jansson et al. 2000). Detta i motsats till oreglerade vattendrag där strandväxter i stor utsträckning har en kontinuerlig utbredning längs större delen av vattendraget.

Systemeffekter

I vissa avrinningsområden är utbyggnaden av vattenkraften mycket omfattande (Figur 54). En sådan reglering av ett helt vattensystem medför också miljöpåverkan som sträcker sig över ett större geografiskt område än den enskilda dammens eller kraftverkets närområde. Detta diskuteras sällan vid separata anläggningar. En stor del av de hydrologiska och geomorfologiska processer beskrivna ovan är exempel på sådana effekter. De kan resultera i förändrad näringsbalans, störda flöden av organiskt kol samt förändrade temperatur- och syrgasförhållanden (Friedl & Wuerst 2002). Det kan ta mycket lång tid innan dessa effekter uppstår fullt ut och de kan också interferera med annan antropogen påverkan, vilket gör dem svåra att upptäcka därmed sällan uppmärksammade.



Figur 54. Schematisk bild av Ångermanälvens reglering. "Lådorna" representerar kraftstationer och de "plana ytor" regleringsmagasin. (Bild: Vattenregleringsföretagen).

Undersökningar har visat att vattenkemin förändras som en följd av reglering. Den av älvarna transporterade volymen av vissa vanliga komponenter (kisel, kalcium, kalium, magnesium) reduceras avsevärt (Humborg et al. 2006, se även Sergieiev 2013). Detsamma gäller för organiskt material och närsalter (Friedl & Wuest 2002). Dammar och förändrad transport av dessa ämnen ökar retentionen i systemet, vilket leder till ändrade koncentrationer av dem även i Östersjön.

På motsvarande sätt minskar också transporten av organiskt material i hela systemet. Det ansamlas i dammarna och fördelas inte över hela vattendraget samtidigt som transporten ut i Östersjön reduceras. Kopplat till detta är de förändrade förutsättningarna för spridning av frön, vilka leder till fragmenterade växtsamhällen.

Även flödesförändringarna är omfattande i de stora älvarna. En stor del av årsflödet magasineras under sommar och höst för att sedan släppas ut under vintern (Bergström 1993). Det leder till ett högt flöde av vatten med låg temperatur under vintersäsongen längs älvens hela huvudflöde. Detta vatten når så småningom Östersjön under en period då tillflödet av sötvatten normalt sett är lägst. Konsekvenserna av detta för Östersjön är i stor utsträckning okända.

Relativt sett storskaliga flödesförändringar uppstår också i mindre vattensystem i mellersta och södra Sverige. Många sjöar är reglerade, visserligen med små amplituder, men sett över hela vattensystemet innebär detta ökad vintervattenföring, reducerad vårflod och lägre försommarflöden. Effekterna förekommer men är mindre uttalade i landets södra del där vinternederbörd i form av regn och snösmältning leder till utjämnade flöden även under normala förhållanden.

Den överdämning av landområden som skett i samband med de stora regleringarna under 1940–70-talet medförde att stora mängder närsalter lakades ut och tillfördes vattnet under de första åren efter det att vattnet höjts. Uttransport nedströms blev sedan följden men denna effekt avklingade normalt sett inom en 10-årsperiod.

En annan mindre uppmärksammas effekt av överdämning är ökad tillförsel av växthusgaser till atmosfären. Effekterna är mer uttalade i tropiska ekosystem men emission sker även på nordliga breddgrader (St Louis et al. 2000, Kemenes et al. 2007). Som en följd av att i huvudsak naturliga sjöar reglerats och därmed små landområden överdämts i Sverige, och berörda markområden hade lågt innehåll av organiskt kol, blir omfattningen av frisläppta växthusgaser mindre (Bergström et al. 2004, Bergström 2011). I Skandinavien torde huvuddelen av växthusgastillförseln idag ha upphört eftersom så pass lång tid passerat sedan de stora överdämningarna genomfördes (Bergström 2011).

Undersökning och bedömning av vattenkraftens miljökonsekvenser

I dagsläget finns ett behov av utökad kartläggning av vattenkraftens konsekvenser för den akvatiska miljön. I Bottenhavets vattendistrikt till exempel, övervakas mindre än 1 % av de vattendrag som påverkas eller riskerar att påverkas av hydrologiska förändringar. Motsvarande nivåer för vattendrag med kontinuitetsproblem och morfologiska förändringar är 3,2 respektive 4,3 %. Det innebär att miljöundersökningar endast genomförs i ett fåtal reglerade vatten och att den statusklassning som görs inom ramen för arbetet med vattenförvaltning i alltför stor utsträckning baseras på expertbedömningar och modellerade data. Vidare är dagens bedömningsgrunder otillräckliga. Klart är att det fortsatta arbetet med vattenförvaltningen kommer att kräva mer precisa mätningar av påverkan, dels för att verifiera statusklassningen, dels för att utveckla underlaget för bedömning av vilka åtgärder som är lämpliga att genomföra.

Förutom det som tagits fram inom föreliggande projekt, pågår på flera håll arbete med att förbättra kunskapsläget vad gäller undersökningar och bedömning av vattenkraftens påverkan. Bedömningsgrunderna ses över i ett särskilt projekt – Waters (www.waters.gu.se) men också, i vissa fall, av HaV i samarbete med SMHI. Inom ramen för ett större EU-projekt, REFORM (www.reformrivers.eu), utvecklas ny kunskap om vattenkraftpåverkan och miljöförbättrande åtgärder. Miljösamverkan Sverige (länsstyrelsernas och de berörda nationella myndigheternas gemensamma organ kring tillsyn och tillsynsvägledning), arbetar med ett utvecklingsprojekt inom tillsyn av vattenkraftens egenkontroll. Projektrapporten inbegriper ett utförligt förslag på lämplig undersökningsmetodik för vattenkraftpåverkade vatten.

Avsikten med avsnittet nedan är att, i form av en enkel checklista, kort sammanfatta parametrar och lämplig metodik för att genomföra undersökning och kartläggning av miljöpåverkan från vattenkraft. För en mer detaljerad redogörelse för kunskapsläget och en utförligare metodbeskrivning, se projektrapporten *Tillsyn av vattenkraftens egenkontroll* (Miljösamverkan Sverige 2012).

Begränsningar

Det existerande dataunderlaget för bedömning av miljökonsekvenser är begränsat, framför allt vad gäller biologiska parametrar. Dagens program för samordnad recipientkontroll (SRK), övrig miljöövervakning och eller egenkontroll täcker inte de behov som föreligger. Utökade undersökningar är därmed angelägna för att uppnå en mer preciserad statusklassning och bättre underlag för åtgärder. Dock finns ett antal begränsningar som påverkar möjligheterna till och förutsättningar för undersökningar:

- Referensvärden från mer ostörda förhållanden före utbyggnad saknas i stor utsträckning. Undantag utgör de fiskundersökningar som kan ha genomförts i samband med ansökan i utbyggnadsepokens senare del (1960–70-talet).
- Biologiska och morfologiska undersökningar, framför allt i stora reglerade vatten, innebär metodologiska och kostnadsmässiga utmaningar.
- Verksamhetsutövarna genomför endast i undantagsfall undersökningar av miljökonsekvenser, bortsett från kontroll av att villkoren för verksamheten uppfylls. Verksamhetsutövaren ska visserligen, i enlighet med egenkontrollförfordningen, "...fortlöpande och systematiskt undersöka och bedöma riskerna med verksamheten från hälso- och miljösynpunkt", men situationen vad gäller egenkontrollens omfattning är inte helt klarlagd. Ansvariga myndigheters möjligheter att genom direkt tillsyn förelägga om utökade undersökningar är i dagsläget begränsade. Detta samtidigt som resurserna för egeninitierade undersökningar eller miljöövervakning är mycket små i dagsläget.
- Undersökningarna fokuserar i första hand på enskilda anläggningar. Ett mer holistiskt synsätt där systemeffekter också undersöks är nödvändigt, men svårt att genomföra.
- Sjöar och vattendrag är "individer". Förutsättningarna varierar geologiskt, hydrologiskt, biologiskt, etc. Alltför grova generaliseringar när det gäller miljöpåverkan kan vara vanskliga.

Sammantaget innebär dessa begränsningar att manualen nedan måste ses som ett förslag på vilka undersökningar som kan vara lämpliga att genomföra. Alla delar är inte användbara för alla anläggningar, men genom att gå igenom listan och successivt avgöra vad som är möjligt/rimligt att genomföra, kan en mer strukturerad analys av påverkansbedömningen genomföras.

Checklista för analys av miljöpåverkan

1. Tillståndet och dess efterlevnad

Innan undersökningar inleds behövs en genomgång av tillståndet. Vilka villkor gäller? Hur skall anläggningen vara utformad etc? Därefter kontrolleras att detta tillstånd följs.

2. Anläggningens tekniska utformning.

En beskrivning av damm- och kraftverksanläggningen är nödvändig. I första hand sker detta genom att tillsynsmyndigheten kontrollerar om den beskrivning som finns i tillståndet har följts. Det kan inbegripa typ av luckor, utskov, intag, tappningssätt, peglar, kanaler, tunnlar, dammbyggnad, kraftverk, turbintyp, faunapassage, fingrindar m.m. Fotodokumentation av anläggningens komponenter i anslutning till den beskrivande texten är att föredra.

3. Morfologiska undersökningar

Kraftverk och dammar innebär en förändring av miljön i direkt anslutning till anläggningarna, men också upp- och nedströms. Dessa förändringar och den påverkan de medför kan vara svåra att kvantifiera. Mycket handlar om bedömning av situationen på plats. Utökad biotopkartering som innefattar ytterligare morfologisk kartläggning, är ett lämpligt angreppssätt. Frågorna nedan skall ses som en hjälp för att beskriva påverkan i samband med fältbesök. De har inte angetts i prioritetsordning och har störst relevans vid mindre anläggningar.

Nedströms och i anslutning till kraftstationen:

- Finns helt eller delvis torrlagd fåra?
- Finns tecken på pågående erosion längs stränder – ras, skred, branta sidor?
- Hur ser bottensubstratet ut nedströms stationen – sprängsten, armering, ensartad miljö i övrigt? Fåran kraftigt rensad/muddrad? Erosionsskydd av sten eller betong?
- Hur långt sträcker sig påverkan?
- Överfördjupning av fåran som följd av sedimentunderskott?

Uppströms damm- och kraftstation:

- Minskad bottenlutning och strömhastighet samt ökad sedimentation?
- Sker överdämning av landmiljöer, i så fall hur stora arealer är det frågan om?
- Stranderosion i dammen/magasinet?

Källor: Biotopkartering, fältbesök, miljödomar, dammregister, kraftverksregister.

4. Hydrologi.

Korrekt information om hydrologiska förhållanden upp- och nedströms den aktuella anläggningen är av central betydelse.

- Vilka data finns tillgängliga?
- Hur mäts de, samlas in och lagras?
- Om hydrologiska data saknas, behöver mätningar etableras. Aktuella mätpunkter är dammnivå, flöde genom kraftverk, spill genom/över damm samt flöde i torrfåra/minimitappningsfåra. Viktigt är alltså att kunna registrera hur stort flödet är genom kraftverket, hur mycket som passerar dammen utan att gå genom kraftverket samt hur mycket som rinner i den gamla älvfåran. Dygnsmedelvärden för flöde och nivå är som regel tillräckliga, men om anläggningen har möjlighet till korttidsreglering är mätning av timvärden nödvändig.

För analys av flödesdata i form av jämförelse av reglerade vs oreglerade förhållanden, kan DHRAM-parametrar utnyttjas (Black et al. 2005). Med denna modell kan en rad olika flödesparametrar beräknas. Dessa jämförs

sedan med oreglerade förhållanden, modellerade flöden för mätpunkten (SMHI) eller värden likartade för referensvattendrag i området. (Leonardsson 2010, Olsson 2011a).

Ytterligare frågor att beakta:

- Påverkas anläggningen av reglering uppströms?
- Förekommer noll-tappning?
- Finns minimivattenföring och i så fall, var rinner den, hur stor är den och hur fördelas den över året?
- Förekommer stora spill/störttappning i den naturliga fåran (min-tappning, torrfåra)?

Källor: Verksamhetsutövaren, Regleringsföretagen, SMHI, Svenska kraftnät, egna och andras mätningar, miljödomar.

5. Vattentemperatur

Beroende på hur och när tappning från damm genomförs, kommer temperaturregimen nedströms att påverkas. Om risken för negativ temperaturrelaterad följdverkan (stöpis-bildning, gasövermättnad, syrebrist m.m.) bedöms som stor, bör kontinuerlig temperaturmätning etableras.

Källor: Verksamhetsutövaren, egna mätningar, dricksvattenintag m.m.

6. Vattenkemi

De vattenkemiska problemen relaterade till vattenkraft uppstår i första hand i vattendragssträckor med reducerad vattenföring. Liten vattenvolym i huvudvattendraget i relation till tillrinnande vattendrag ökar känsligheten för föroreningspåverkan, försurning m.m. Ökad erosion kan medföra omfattande transport av suspenderat material. Överdämning av landområden kan medföra förhöjda halter av kvicksilver. Det kan därmed sammantaget finnas anledning att genomföra vattenkemiska och fysikaliska undersökningar och kartläggning av markanvändning med tanke på kvicksilvermobilisering m.m.

Källor: Gällande kontrollprogram, övrig miljöövervakning.

7. Biologisk provtagning

Vattendirektivets statusklassning skall i stor utsträckning baseras på biologiska parametrar. En utökad provtagning inom detta område är nödvändig.

Vattendrag:

- Om vattendraget har strömsträckor med förutsättningar för naturlig strömlevande fauna bör i första hand elfiske genomföras. Kunskapsläget när det gäller vattenkraftpåverkan

och bottenfauna är i dagsläget svårbedömt, vilket innebär att det är tveksamt om undersökningar av bottenfauna är motiverade.

- I djupa, kanalartade sektioner är undersökningar svårare att genomföra. Elfiskeundersökningar kan normalt sett inte genomföras med tillräckligt hög effektivitet om inte möjligheter till båtelfiske finns. Ett alternativ är de nya strömöversiktsnäten som är under utveckling.
- Dokumenterad eller misstänkt förekomst av särskilt värdefulla arter (flodkräfta, stormusslor som tjockskalig målarmussla och flodpärlmussla, m.fl.) bör alltid undersökas, liksom förekommande arters reproduktionsframgång.
- Påverkan på algsamhället har hitintills visat sig svår att relatera till vattenkraftpåverkan, vilket reducerar värdet av sådana undersökningar.

Regleringsmagasin:

- Undersökningar av makrofytsamhället ger förutsättningar att värdera regleringspåverkan. Framför allt är detta aktuellt i magasin med amplituder under 5 m. I magasin med högre amplituder saknas ofta makrofytvegetation helt. Ett särskilt index för makrofyter och reglering har nyligen presenterats av Mjelde et al. (2012).
- Bottenfauna kan vara en stödparameter i bedömningen, men även här är förutsättningarna bäst i moderat reglerade magasin. Littoralfauna saknas eller är alltför utarmad i magasin med stor amplitud.
- Nätprovfisken ger god information om fiskartsammansättningen och kan användas i bedömning av påverkan.

Källor: Tidigare undersökningar utförda i samband med prövning av verksamheten, miljöövervakning, samordnad recipientkontroll, separata projekt, datavärdarnas databaser, m.m.

8. Faunapassager – kontroll av vandring o effektivitet

Om faunapassager finns installerade bör deras funktion och effektivitet kontrolleras. Vissa undersökningar kan vara genomförda i samband med deras tillkomst (prövotid) eller på annat sätt.

Källor: Verksamhetsutövaren, Länsstyrelsernas register, åtgärdsdatabasen, f d Fiskeriverkets utredningskontor (numera vid länsstyrelserna i BD-, Y- och O-län), Havs- och vattenmyndigheten, lokala fiskevårdsintressenter.

Fortsatt kunskapsutveckling

Sammantaget innebär utvinning av vattenkraft en omfattande inverkan på den akvatiska miljön. Såväl hydrologi som morfologi förändras och därmed även ekosystemen. Strukturer och processer viktiga för att upprätthålla naturlig biologisk mångfald, försvinner eller störs. Ambitionen med föreliggande rapport har varit att täcka in huvuddelen av de väsentliga frågeställningarna inom området vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem. Den vetenskapliga litteraturen som berör detta område är omfattande och arbetet med fortsatt kunskapsuppbyggnad inom ämnesområdet fortgår. Vidare ställs höga krav på god kunskapsunderbyggnad i samband med det omfattande åtgärdsarbete som förestår inom vattenförvaltningen. Såväl det mera detaljerade kunnandet om konsekvenserna av vattenkraftpåverkan som åtgärdernas effektivitet behöver utvecklas ytterligare. Mot bakgrund av detta kan ett antal ytterligare insatser vad gäller kunskapsuppbyggnad inom ämnesområdet identifieras:

- Verksamhetsutövaren ska se till att verksamheten bedrivs på ett sådant sätt att miljö kvalitetsnormerna uppfylls. Till grund för dessa ligger bedömningsgrunder, vilka för närvarande genomgår en revidering. Detta arbete är särskilt angeläget för hydrologiskt och morfologiskt påverkade vatten. Dels har dagens bedömningsgrunder brister, dels behöver begreppet God ekologisk potential definieras. Detta så att arbetet med åtgärderna kan komma igång även i de vatten som enligt direktivet klassificeras som kraftigt modifierade. Dit hör många av de reglerade vattensystemen.
- Arbetet med vattenförvaltning står inför en rad utmaningar när det gäller åtgärder i vattenkraftpåverkade vatten. Förslag på åtgärder finns framtagna (se t.ex. Degerman 2008), men det praktiska arbetet har ännu inte kommit igång. Miljökonsekvenserna för enskilda anläggningar behöver vara väl belagda, liksom kunskaperna om åtgärderna och deras effekter. Vidare krävs utvecklad metodik för insamling och tolkning av uppföljningsdata efter åtgärder. Fortsatt kunskapsutveckling i anslutning till åtgärdsarbetet är därför nödvändig.
- Vattenkraft innebär ofta reglering av vattenflödet i hela system. Det i sin tur ger miljökonsekvenser på vattensystemnivå. Dessa är många gånger svåra att kartlägga och kan inte kopplas till en enskild anläggning. Mycket talar för att sådana övergripande effekter i dagsläget är underskattade. De behöver därmed ägnas särskild uppmärksamhet.
- Den litteratursammanställning som redovisas i föreliggande rapport inriktas i första hand på att övergripande beskriva följderna av vattenkraftexploatering. För vissa specifika delområden som t.ex. konsekvenser av hydrologiska förändringar och interaktioner mellan land- och vattenmiljöer, är mer fördjupad kunskapssammanställning nödvändig.
- Under våren 2012 tillsattes en utredning som ska se över reglerna i miljöbalken när det gäller vattenkraften. Den ska föreslå de ändringar

som behövs för att miljörettens grundläggande principer – såsom principen om att förorenaren betalar och principen om att bästa möjliga teknik ska användas – får genomslag. För att de lagmässiga avvägningarna skall vila på säker grund, krävs att utredningen har en tydlig koppling till de naturvetenskapliga analyserna av miljöeffekter.

Referenser

- Ahonen, J. 2013. Korttidsregleringsmönster i Ångermanälvens avrinningsområde. Kandidatuppsats i biologi. Inst för Ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet.
- Alfredsen, K., Stickler, M. & T. Linnansaari. 2006. Verknader av is på habitat for fisk i elver med habitattiltak og minstevassføring. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 1 - 2006.
- Allan, J.D. 1995. Stream ecology: structure and functioning of running waters. Chapman and Hall, London.
- Andersson, E., Nilsson, C. & M.E. Johansson. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. Regulated Rivers: Research and Management 16: 83–89.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrom, E.A. & T. Bongard. 1997. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993–1995. Del II. Forholdene etter regulering. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-10. 46 s.
- Aroviita, J. & H. Härmäläinen. 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. Hydrobiologia 613: 45–56.
- Bakken, T.H., Zinke, P., Melcher, A., Vehanen, T. & M. Acreman. 2012. Setting environmental flows in regulated rivers. SINTEF, Report TR A7246. 99 p.
- Black, A.R., Rowan, J.S., Duck, R.W., Bragg, O.M. & B.E. Clelland. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regimes for the EC Water Framework Directive. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15: 427–446.
- Baran, P., Delacoste, M., Lascaux, J.M., Belaud, A. & S. Lek. 1995. Effects of reduced flow on brown trout (*Salmo trutta* L.) populations downstream dams in French Pyrenees. Regulated rivers: Research and Management 10: 347–361.
- Barlaup, B.T. & S.J. Saltveit. 2006. Fisk. Gyting, rognutvikling og tidspunkt for første naeringsoptak. s. 80–87, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Beltao, S. 2008. Progress in the study and management of river ice jams. Cold Regions Science and Technology 51: 2–19.
- Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J. & M. Acreman. 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration Thematic Review II.1, World Commission on Dams, Cape Town, www.dams.org
- Bergström, S. 1993. Sveriges hydrologi - grundläggande hydrologiska förhållanden. SMHI/Svenska hydrologiska rådet. Fjärde upplagan. Direkt Offset, Norrköping 2001.
- Bergström, A.K., Algesten, G., Sobek, S., Tranvik, L. & M. Jansson. 2004. Emission of CO₂ from hydroelectric reservoirs in northern Sweden. Archiv für Hydrobiologie 159: 25–42.
- Bergström, A.K. 2011. Produktion och emission av växthusgaser från regleringsmagasin – en litteraturstudie. Rapport. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet. 33 s.
- Bergwall, L. & A. Berglund. 2010. Fiskundersökningar i Ånnsjön. Effekter av introducerad kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) samt resultat av

- decimeringsfiske och fiskinventerinagar. Länsstyrelsen i Jämtlands län. Rapport 59 s.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T. & S. Åkerblom. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio* 38: 373–380.
- Boulton, A. J. 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52: 632–650.
- Bradley, J.B. & S.C. McCutcheon. 1987. Influence of large suspended-sediment concentrations in rivers. p. 645–689 In: Thorne, C.R., Bathurst, J. C., Hey, R. D. Eds. *Sediment Transport in Gravel-bed Rivers*. Wiley, Chichester,
- Brandt, A. 2000. Classification of geomorphological effects downstream dams. *Catena* 40: 375–401.
- Brandt, M. 1990. Generation, transport and deposition of suspended and dissolved material - examples from Swedish rivers. *Geografiska Annaler, Series A* 72: 273–283.
- Brennes, T., Saltveit, S.J. & J.E. Brittain. 2010. Bunndyr og småkraft. s. 48–73, I: Frilund, G.E. (red.): *Etterundersøkelser ved små kraftverk. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljøbasert vannføring nr. 2 - 2010.*
- Brown, R.S., Hubert, W.A. & S.F. Daly. 2011. A primer on winter, ice, and fish: What fisheries biologists should know about winter ice processes and stream-dwelling fish. *Fisheries* 36: 8–26.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- Cada, G.F. 1997. Shaken, not stirred: The recipe for a fish-friendly turbine. *Resource Relation, Conference: Waterpower '97, Atlanta, Georgia.* 10 p.
- Calles, O., Nyberg, L. & L. Greenberg 2007. Temporal and spatial variation in quality of hyporheic water in one unregulated and two regulated boreal rivers. *River Research and Applications* 23: 829–842.
- Carlsson, J., Aarestrup, K., Nordwall, F., Näslund, I., Eriksson, T. & J.E.L. Carlsson. 2004. Migration of land-locked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 1–7.
- Chapman, B.B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Skov, C., Hansson, L.A. & C. Brönmark. 2012. Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology* 81: 456–478.
- Charmasson, J. & P. Zinke. 2011. Mitigation measures against hydropeaking. A literature review. SINTEF Report 7192. 51 s.
- Chien, N. 1985. Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. *Earth Surface Processes Landforms* 10: 143–159.
- CIS-report 2006. Hydromorphology drafting group: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive. 65 p.
- Coutant, C.C. & R.R. Whitney. 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 351–380.
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631–641.

- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330–339.
- Degerman, E. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Rapport. Naturvårdsverket och Fiskeriverket.
- Degerman, E. & B. Sers, 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of Freshwater fish* 3: 116–122.
- Englund, G. & B. Malmqvist. 1996. Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in North Swedish rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 433–445.
- Englund G., Malmqvist, B. & Y.X. Zhang. 1997. Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in north Swedish rivers. *Freshwater Biology* 37: 687–697.
- Eriksson, U. 2010. Undersökning av påverkan på bottenfaunan i reglerade sjöar och vattendrag i Värmlands län 2009. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län. Medins biologi AB. 156 s.
- European Environment Agency. 2012. European waters – assessment of status and pressures, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Union, 2012, 100 s.
- Fergus, T. & J. Bogen. 2006. Sedimenttransport og bunnsubstrat. s. 35–46, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Boström, U. & B. Kinsten. 1984. Effekter av introduktion av *M. relicta* i reglerade sjöar i Sverige. (English summary: Effects of the introduction of *M. relicta* into impounded lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 s.
- Fürst, M., Hammar, J. & C. Hill. 1986. Inplantering av nya fisknäringssdjur i reglerade sjöar. Slutrapport FÅK del II. ISBN 91-7810-547-1. 78 s.
- Friedl, G. & A. Wüest. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64: 55–65.
- Gibbins, C., Vericat, D. & R.J. Batalla. 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52: 2369–2384.
- Graf, W. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79: 336–360.
- Grelsson G. 1985. Vegetational changes on two eroding banks of a short-term regulated river reservoir in northern Sweden. *Nordic Journal of Botany* 6: 581–614.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). Reports of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 42: 183–237.
- Hammar, J. 1988. Planktivorous whitefish and introduced *Mysis relicta*: Ultimate competitors in the pelagic community. *Finnish Fisheries Research* 9: 497–521.
- Harby, A & J. Bogen 2012. Miljökonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 1 - 2012.
- Hawes, I. & R. Smith, 1993. The effect of localised nutrient enrichment on the shallow, epilithic periphyton of oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 365–372.

- Hastie, L.C., Boon, P.J. & M.R. Young. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429: 59–71.
- Heggberget, I.T. 2006. Pattedyr. s. 143–150, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M.D. & E.B. Taylor. 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 63: 1309–1319.
- Hellsten, S. & M. Mjelde. 2009. Macrophyte responses to water level fluctuation in Fennoscandinavian Lakes - Applying a common index. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30: 765–769.
- Henricsson, A., Ericsson, U., Nilsson, C. & R. Råden. 2012. Bottenfauna i reglerade vattendrag i Örebro län 2011 – En undersökning av bottenfaunan vid 24 lokaler i hydromorfologiskt påverkade lokaler i rinnande vatten. Rapport. Länsstyrelsen i Örebro län nr. 2012:6.
- Hladik, M., Kubecka, J., Mrkvicka, T., Cech, M., Drastik, V., Frouzova, J., Hohausova, E., Matena, J., Matenova, V., Kratochvil, M., Peterka, J., Prchalova, M. & M. Vasek. 2008. Effects of the construction of a reservoir on the fish assemblage in an inflow river. *Czech Journal of Animal Science* 53: 537–547.
- Hultberg, H. 2002. Treatment of lakes and storage reservoirs with very low dosages of selenium to reduce methyl mercury in fish. IVL Report BI488.
- Humborg C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Mörrth, C.-M. & V. Ittekkot. 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry* 77: 65–281.
- Hunter, M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Huusko A., Greenberg L., Stickler M., Linnansaari T., Nykanen M., Vehanen T., Koljonen S., Louhi P. & K. Alfredsen 2007. Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23: 469–491.
- Jansson R., Nilsson, C. & B. Renöfält. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81: 899–903.
- Jansson, R. 2008. Bedömning av ekologisk potential i utbyggda vattendrag i Norrland. Rapport till Vattenmyndigheten i Bottenviksdistriktet. Institutionen för ekologi, Miljö och Geovetenskap, Umeå universitet. 41 s.
- Johansen, S. W. 2006. Effekter av vannføringsendringer på vannvegetationen. s. 55–64, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Jonsson, M., Deleu, P. & B. Malmqvist. 2012. Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River research and applications* (in press).
- Jonsson, M., Strasevicius, D. & B. Malmqvist. 2012. Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological research* 27:945–54.
- Julien, P.Y. 2002. *River mechanics*, Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

- Junk, W.J., Bayley, P.B. & R.E. Sparks. 1989. The Flood Pulse Concept In River-Floodplain Systems. p. 110–127, In: Doge, D.P. (Ed.): Proceedings of the international large river symposium. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication. 106.
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L. & M. Jansson. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* 460: 506–509.
- Kampa, E. & N. Kranz. 2005. WFD and Hydromorphology. European workshop 17–19 October 2005, Prague. Workshop summary report.
- Kemenes, A., Forsberg, B.R. & J.M. Melack. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical Research Letters* 34, L12809.
- Keto, A., Tarvainen, A. & S. Hellsten. 2006. The effect of water level regulation on species richness and abundance of aquatic macrophytes in Finnish lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 29: 2109–2114.
- Kling, J. 2007. Effekten av död ved på de hydromorfologiska processerna och översvämningsrisken. Undersökningar inom projektet restaurering av Ätran-Etapp II, Svenljunga kommun. 28 s.
- Knighton, D. 1998. Fluvial forms and processes: a new perspective. London. 383p.
- Kondolf, G.M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management* 21: 533–551.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranney, B. & S. Sandberg. 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Slutrapport, etapp 3, Elforsk rapport 10: 90. 125 s.
- Kvambekk, Å.S., Mevold, K. & I. Berthling. 2006. Temperaturforhold i elver ved redusert vannføring. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 11 - 2006.
- Leira, M. & M. Cantonati. 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.
- Leonardsson, K. 2010. Environmental restoration in hydropower regulated rivers – where, when and how can ecological improvement be expected? Department of Wildlife, Fish, and Environmental studies, Swedish University of Agricultural Studies. Manuscript.
- Lillehammer, A. & S.J. Saltveit. 1979. Stream regulation in Norway. s. 201–213, In: Ward, J.V. & Stanford, J.A. (eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & R. Cunjak. 2008. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr during winter in a substrate enhanced river reach. *River Research and Applications* 25: 773–787.
- Lingdell, P.E. & E. Engblom. 2007. Bottenfaunan i Gunnilboån. Naturvårdsverket. Rapport 5622. 84 s.
- Linløkken, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, south-eastern Norway. *Regulated Rivers: Research and Management* 8: 145–153.
- Lislevand, T & C. Steel. 2006. Fugl. s. 129–142, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og energidirektorat.
- Lücke, J. 2010. En sammanställning av enkätundersökningen angående bedömningsgrunder för sjöar, vattendrag, kustvatten och hydromorfologi. PM Naturvårdsverket. 210 s.

- Malm-Renöfält, B., Jansson, R. & C. Nilsson. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49–67.
- Malmqvist, B. & G. Englund. 1999. Hydroelectric power and the biological diversity of Swedish rivers. *Fauna och Flora* 94: 97–106.
- Malmqvist, B. & S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*. 29: 134–153.
- McAllister, D., Craig, J., Davidson, N. & M. Seddon. 1999. The Biodiversity Impacts of Large Dams. Report for the IUCN-The World Conservation Union and the World Commission on Dams. 82 p.
- McCartney, M.P., Sullivan, C. & M. Acreman. 1999. Ecosystem impacts of large dams. Report for the IUCN-The World Conservation Union and the World Commission on Dams. 74 p.
- Mejdell Larsen, B. 2012. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer – en kunnskapsoppsummering. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 8 - 2012.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis.. World Resources Institute, Washington DC. 90 p.
- Minshall, G.W. 1967. Role of allochthonous detritus in trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology* 48: 139–149.
- Milbrink, G., Vrede, T., Rydin, E. & L. Tranvik. 2011. Large-scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 68: 2167–2173
- Miljösamverkan Sverige. 2012. Tillsyn av vattenkraftens egenkontroll. Rapport. (Under tryckning).
- Miljö- och jordbruksutskottet. 2011. Biologisk mångfald i rinnande vatten och vattenkraft – en uppföljning. 2011/12: RFR1.
- Mjelde, M., Hellsten, S. & F. Ecke. 2012. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* (in press).
- Montgomery, D., Buffington, J. 1998. Channel processes, classification, and response. US Army Corps of Engineers Publication 30 p.
- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 5–14.
- Nilsson, C. & R. Jansson. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 55–66.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: a review. *Regulated Rivers: Research & Management* 9: 45–53.
- Nilsson, C., Jansson, R. & U. Zinko. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276: 798–800.
- Nilsson, N.-A. 1967. Interactive segregation between fish species. p. 95–313, In: The biological basis of freshwater fish production. Edited by S.D. Gerking. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Nilsson, N.-A. 1973. Biological effects of water-power exploitation in Sweden, and means of compensation for damage. p. 923–940, In: Congrès international des grands barrages, Madrid, Spain, 11–15 June 1973. International Commission on Large Dams, Paris, France.

- Northcote, T.G. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. p. 326–359, In: S.D. Gerking (ed.) *Ecology of freshwater fish production*. Blackwell, Oxford.
- Northcote, T.G. 1984. Mechanisms of fish migration in rivers. p. 317–355, In: McCleave, J.D., Dodson, J.J. & W.H. Neill (eds.) *Mechanisms of migration in fishes*. Plenum, New York.
- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö, D. & L.O. Eriksson. 2004. Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to catch-and-release regulations. *Fisheries Research* 72: 323–332.
- Olden, J.D. & N.L. Poff. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19: 101–121.
- Olsson, H. 2011a. Förslag till fortsatt förbättring av bedömningsgrunderna för hydrologisk regim. Delredovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. dnr 235-1946-10Me. Rapport SMHI. 10 s.
- Olsson, H. 2011b. Förslag till förbättring av kriterierna för bedömning av kontinuitet. Delredovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. dnr 235-1946-10Me. Rapport SMHI. 16p.
- Osmundson, D.B., Ryel, R.J., Lamarra, V.L. & J. Pitlick. 2002. Flow–sediment–biota relations: implications for river regulation effects on native fish abundance. *Ecological Applications* 12: 1719–1739.
- Pakkasmaa, S. & E. Peterson. 2005. Fisk i fel vatten. Ekologiska konsekvenser av utsättning av fisk. *Finfo* 2005: 9.
- Parasiewicz, P., Schmutz, S. & O. Moog. 1998. The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5: 403–417.
- Payne, B.S. & A.C. Miller. 2000. Recruitment of *Fusconaia ebena* (Bivalvia: Unionidae) in relation to discharge of the lower Ohio river. *American Midland Naturalist* 144: 328–341.
- Perry, S.A. & W.B. Perry. 1991. Organic-carbon dynamics in 2 regulated rivers in northwestern Montana, USA. *Hydrobiologia* 218: 193–203.
- Petts, G.E. 1984. *Impounded Rivers*. Chichester, UK. John Wiley & Sons Ltd Publishers.
- Poff, N.L., Allen, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & J.C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*. 47: 769–784.
- Poléo, A.B.S. 2006. Vannkvalitet. s. 42–46, I: Saltveit, S.J. (red.): *Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer*. Rapport Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Politano, M., Carrica, P. & L. Weber. 2009. A multiphase model for the hydrodynamics and total dissolved gas in tailraces. *International Journal of Multiphase Flow* 11: 1036–1050.
- Poole, G.C. & C.H. Berman. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management* 27: 787–802.
- Pringle, C.M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11: 981–998.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim. 2006. Bunndyr. s. 65–79, I: Saltveit, S.J. (red.): *Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer*. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. & D.P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163–1174.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. & D.P. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231–249.
- Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in flow regulated rivers. Doctoral dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Runnström, S. 1955. Changes in fish production in impounded lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 176–182.
- Rydin, E., Vrede, T., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Tranvik, L. & G. Milbrink. 2008. Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophicated mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences*: 70: 323–336.
- Rørslett, B., Mjelde, M. & S.W. Johansen. 1989. Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian Rivers: Present state of knowledge and some case studies. *Regulated Rivers: Research and Management* 3: 19–28.
- Saltveit, S.J. 2006. Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å. & B.T. Barlaup. 2006. Ungfisk. s. 88–99, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Siergieiev, D. 2013. Impact of hydropower regulation on river water geochemistry and hyporheic exchange. PhD-thesis, Department of civil, environmental and natural resources engineering, Luleå tekniska universitet.
- Steele, R.J. & K.E. Smorowski. 2000. Review of literature related to the downstream ecological effects of hydropower generation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2334. 55 p.
- Stracevicius, D. 2007. Indirect effects of river regulation: consequences for landbirds of reduced numbers of aquatic insects. Doctoral dissertation. Department of Ecology and Environmental Sciences, University of Umeå.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, E.I. & B. Malmqvist. 2013. Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *Ibis* (In press).
- Strayer, D.L. 2008. Freshwater mussel ecology. A multifactor approach to distribution and abundance. Freshwater ecology series. University of California Press. 204 p.
- St Louis, V.L., Kelly, C.A., Duchemin, E., Rudd, J.W.M. & D.M. Rosenberg. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience* 50: 766–775.
- Sutela, T. & T. Vehanen. 2010. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 13–20.
- Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, N.A., Entekin, S.A. & M.L. Stephen. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 118–146
- Therrien, J. & G. Bourgeois. 2000. Fish Passage at Small Hydro Sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa, 114 p.

- Thorstad, E.B., Arnekleiv, J.V., Forseth, T., Sandlund, O.T., Jensen, A.J. och T.F. Naesje. 2006. Fiskvandringar og effecter av endringer I vannføring. s. 100–118, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Toniolo, H. & G. Parker. 2003. 1D numerical modeling of reservoir sedimentation. Proceedings, 3rd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, Barcelona, Spain, p. 457–468.
- Tvede, A.M. 2006. Vanntemperperatur og isforhold. s. 27–34, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Ulfstrand, S. 1968. Benthic communities in Lapland streams. Oikos Supplement 10: 1–120.
- U.S. Army Corps of Engineers. 1994. Channel stability assessment for flood control projects, EM 1110–1418. 117 p.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130–137.
- Wallsten, M. 2010. Makrofyters respons på vattennivåförändringar i 13 Värmländska sjöar. Länsstyrelsen i Värmlands län. Rapport 2010: 12. 14 s.
- Walseng, B. & K. Jerstad. 2011. Fossekall og småkraftverk. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 3 – 2011.
- Ward, J.V. & J.A. Stanford. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research and Management 11: 105–119.
- Ward, J.V., Tockner, K. & F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain ecosystems: Ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research and Management 15: 125–139.
- Webster, J.R. & J.L. Meyer. 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. Journal of the North American Benthological Society 16: 141–161.
- Vehanen, T. & S. Hamari. 2004. Predation threats affects behavior and habitat use by hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles. Hydrobiologia 525: 229–237.
- Welcomme, R. 1995. Status and trends of global inland fisheries. pp. 122–138. In: N.B. Armantrout. (Editor). Conditions of the world's aquatic habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress. Theme 1. Science Publishers Inc., Lebanon, USA. 411 p.
- Wennerberg, G. & Brandt, M. 1992. The Swedish network of sediment transport, erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins (Proceedings of the Oslo Symposium, August 1992). IAHS Publication no. 210. 1992.
- Williams, G.P. & M.G. Wolman 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. In: Geological Survey Professional Paper 1286 U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 83 p.
- Vrede, T., Rydin, E. & G. Milbrink. 2005. Habitatförstärkning i näringsutarmade regleringsmagasin. Rapport. Forskningsprojekt Vattenkraft och miljö. 14 s. http://www.vattenkraftmiljo.nu/Dokument/Vrede_mfl.pdf
- Young, P.S., Cech, J.J. & L.C. Thompson. 2011. Hydropower-related pulsed flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. Reviews in Fish Biology and Fisheries 21: 713–731.

Ziuganov, V., Zotin, A., Nezlin, L. & V. Tretiakov. 1994. The freshwater pearl mussels and the relationships with salmonid fish. VNRIO Publishing house.