



VÄNERLAXENS FRIA GÅNG

TVÅ LÄNDER, EN ÄLV

EKOLOGISK STATUS OCH UNDERLAG TILL
ÅTGÄRDSPROGRAM FÖR KLARÄLVEN, TRYSILELVA
OCH FEMUNDSSELVA MED BIFLÖDEN



Länsstyrelsen
Värmland

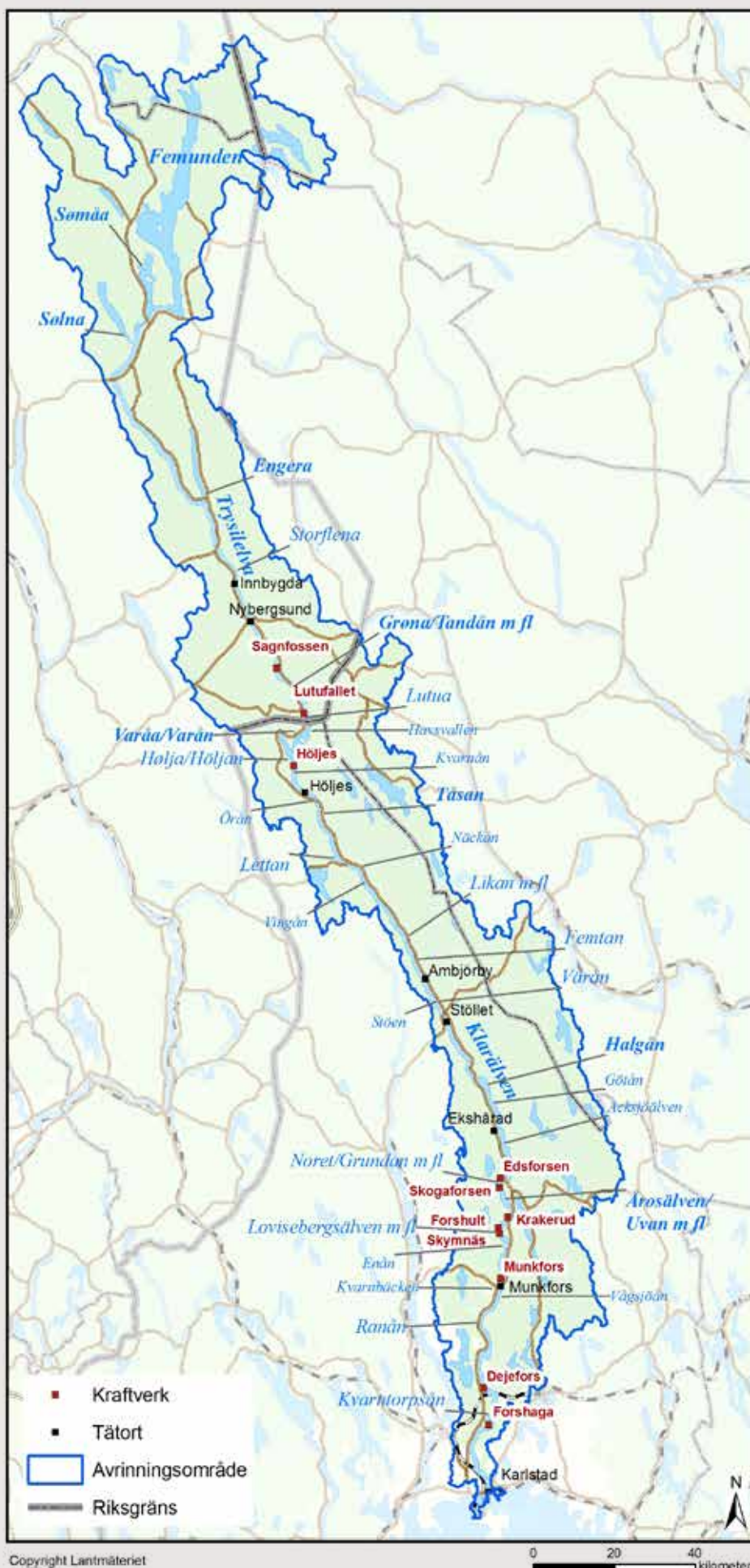


Fylkesmannen i Hedmark



En investering för framtiden





Copyright Lantmäteriet



Länsstyrelsen
Värmland

LÄNSSTYRELSEN I VÄRMLANDS LÄN

Telefon: +46 10 224 70 00

e-post: varmland@lansstyrelsen.se



Fylkesmannen i Hedmark

FYLKESMANNEN I HEDMARK

Telefon: +47 62 55 10 00

e-post: fmhepost@fylkesmannen.no

Hedenskog M, Gustafsson P, Qvenild T. (Red.).
2015. Vänerlaxens fria gång. Två länder,
en älv. Ekologisk status och underlag till
åtgärdsprogram för Klarälven, Trysilelva
och Femundselva med biflöden.

Länsstyrelsen i Värmlands län
publ nr 2015:17, ISBN 0284-6845.

Fylkesmannen i Hedmark
publ nr 2/2015, ISBN 82-7555-155-2,
EAN 9788275551557. 356 sidor.

Redaktörer:

Pär Gustafsson, projektledare, Länsstyrelsen i
Värmlands län

Mikael Hedenskog, projektledare,
Länsstyrelsen i Värmlands län

Tore Qvenild, projektledare,
Fylkesmannen i Hedmark

Produktion:

Bulldozer kommunikationsbyrå, Karlstad

Tryckeri:

Elanders Sverige AB, Mölnlycke

Förord	2
Summering.....	4
Organisation och genomförande.....	10
Inledning och bakgrund	12

Del 1

Lagstiftning och miljöpolitik	16
Kraftverkens tillstånd och villkor	16
Nationella miljö kvalitetsmål och miljömål	16
Ramdirektivet för vatten	17
Förnybardirektivet	18
Natura 2000	18
Artskyddsförordningen	20
Miljöbalken (1998:808)	21
Riksidntresseområden.....	21
Förbud och skydd mot vattenkraftutbyggnad	22
Fiskeförvaltning	22
Åtgärdsprogram för hotade arter.....	22
Riksidntressanta fiskstammar.....	22
Älven och dess avrinningsområde.....	23
Göta älv - Nordens längsta vattendrag	23
Femundselva	25
Trysilälva	25
Klarälven.....	25
Biflöden till Femundelva, Trysilälva och Klarälven	27
Vänern - Europas tredje största sjö	34
Övriga större sjöar i huvudfåran.....	35
Vattenföring och temperatur - klimatförändringar?	35
Vattenföring	35
Har Femund-/Trysil-/Klarälven blivit varmare?	36
Har Vänern blivit varmare?	37
Vattentemperaturen i biflödena	37
Geologi, vattenkemiska förhållanden, försurning och kalkning	37
Ett produktivt vattendrag	39
Fiskarnas utbredning.....	39
Ett populärt fiskevatten.....	40
Älvsystemets utbyggnad.....	43
Vattendragskonventionen 1905	43
Kraftverken	43
Upptransporterna startade 1931	45
1969-avtalet	47
De första planerna på smoltfällor.....	48
Fredningen av Strängsforsen.....	48
Generella ekologiska effekter av dammbyggnader, kraftverk och vattenreglering.....	49
Klarälvslox och öring	50
Övriga vandrare fiskarter	53
Strandmiljöerna och dess fauna och flora.....	55
Rödlistade arter.....	57
Översvämningsmygg	57
Flottnig och flottledsrensningar	59
Biotopvårdsåtgärder	61
Ny statusklassning och bedömning av ekologisk status.....	61
Vänerlaxen	65
Övriga stammar av lax och öring.....	65
Klarälvsloxens och öringens utbredning och vandringar.....	67
Laxfisket i älven.....	70
Laxfisket i Vänern.....	75

Forshaga centralfiske - en indikator på utvecklingen.....	77
Vänerlaxens livshistoria.....	80
Vikt och längd.....	80
Lekvandring, lekplatser och tidpunkt	82
Uppväxt, smoltifiering och utvandring.....	83
Tillväxt, könsmognad och uppehållstid i Vänern före första lekvandring.....	85
Genetik.....	86
Smoltutställningar.....	90
Fisksjukdomar	91
Miljögifter	93

Del 2

Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil- /Klarälven.....	96
Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven	102
Produktion av vild laxsmolt i Klarälven.....	110
Potentiell laxsmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra vid Höljes kraftverk.....	120
Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt.....	136
Interaktioner mellan ung lax och harr	144
Biotopkartering av vattendrag - Klarälvens tillflöden.....	150
Vann- og habitatkvalitet - er det fortsatt levelig for laksen i Norge?	156
Vilken potential for laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?.....	160
Tiltak for å reetablere toveis konnektivitet for vandrende fiskearter forbi 11 elvekraftverk i Klarälven i Sverige og Trysilälva i Norge.....	174
Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring).....	214
Förbättringsåtgärder vid Forshagafällan	228
Elektrisk fiskbarriär/avledare Forshaga.....	234
Fiskevårdsplan for lax och öring i Klarälven med biflöden.....	238
Genetisk analys av klarälvslox från Forshaga avelsfiske (2011-2012).....	246
Genetisk föräldraskapsanalys av vildfödd lax i Klarälven.....	254
Risiko for spredning av <i>Gyrodactylus</i> <i>salaris</i> fra Vänern og Klarälven til norske vassdrag ved reetablering av laks i Trysil- / Femundselva.....	264
Risikanalyt og konsekvensutredning avseende förekomst av bakterien <i>Renibacterium salmoninarum</i> (Rs) i samband med möjliggörande av fri vandring eller opp-/nedtransport av laxfisk från Vänern/Klarälven/Trysilälven).....	268
Fisketurisme i Femund-/ Trysilvassdraget.....	272
Sportfiskets og Vänerlaxens värden.....	276
Fiskevårdsområden I Samverkan, Klarälven (FISK).....	286
Effekter av vattenreglering på strandvegetation i Klarälvens avrinningsområde	290
Rapport från delprojekt med juridiskt arbete i projektet Vänerlaxens fria gång.....	306

Sammanfattande diskussion och underlag till åtgärdsprogram

Vänerlaxen som indikator på ett väl fungerande ekosystem	311
---	-----

Vänerlaxen och dess livsmiljö.....	311
Laxens ekologiska och genetiska status	312
Beståndsutveckling.....	313
Vänerlaxens lekvandring och reproduktion	314
Den utlekte fiskens (keltens) och smoltens nedvandring	317
<i>Gyrodactylus salaris</i> och BKD	319
Andra skyddsvärda arter och naturtyper.....	320
Fisk	320
Strandvegetation	320
Rödlistade arter.....	320
Nationella åtgärdsprogram för hotade arter.....	320
Habitatdirektivet och fågeldirektivet.....	320
Artskyddsförordningen	321
Ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten.....	321
Vild fisk och odlad fisk.....	322
Lastbilar och fiskpassager vid dammbyggnader	322
Förväntade klimatförändringar och fisk	324
Förvaltning av fisken och fisket.....	325
Hur leva upp till den moderna lagstiftningen och miljöpolitiken?	326
Underlag till åtgärdsprogram.....	327
Baskrav for fiskpassager i Klarälven och Trysilälva med biflöden.....	327
Fiskpassager och ekologiska flöden vid kraftverken i Klarälven och Trysilälva.....	329
Lastbilstransporter av lax och öring	331
Pipeline for nedströmsvandrande lax och öring	332
Biotoprestaurering i Klarälven, Trysilälva och Femundselva	332
Dammutrivningar, fiskpassager, ekologiska flöden och biotop- restaurering i biflödena.....	334
Stödotplanteringar och återintroduktion av Klarälvslox och öring	334
Genetik.....	335
<i>Gyrodactylus salaris</i>	335
BKD	336
Övriga undersökningar och uppföljning	336
Hur mycket lax skulle älvsystemet kunna producera om åtgärdsförlagen genomförs?.....	337
Sportfisket efter lax i älven - idag och i framtiden	339
Sammanfattande konsekvensbeskrivning	340
Prioriteringar och tidsplan	344
Finansiering av föreslagna åtgärder	344
Förslag for att reducera förlusten av vattenkraftproduktion till följd av fiskpassager och ekologiska flöden.....	345
Förstudie om reduktion av kraftverk på älvräckan Edsforsen -Skymnäs.....	345
Några förväntningar om klimatet, vattenkraften och energieffektivisering.....	345
Frågan om skälighet och kostnad-nytta av föreslagna åtgärder.....	346
Förbehåll	347
Vägen vidare.....	347
Tack.....	348

Referenser ("del 1" och "Sammanfattande diskussion.").....	349
---	-----

Första fasen av projektet "Vänerlaxens fria gång" avslutas med denna rapport. Vår uppmaning är att arbetet snabbt förs vidare i fas 2. Det viktiga arbetet med att ta till vara på Vänerlaxen i Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden för framtida generationer har bara börjat. Jämfört med tidigt 1800-tal återstår i dag bara några procent av laxbeståndet. Även om utvecklingen varit positiv under senare år är det nödvändigt att återuppbygga det vilda beståndet av långvandrande Vänerlax.

Under våren 2010 togs kontakter mellan Norges och Sveriges regeringar genom respektive lands miljöministrar om möjligheten till ett svensk-norskt samarbete med syfte att bygga upp laxbeståndet i det gemensamma älvsystemet. Skälen var bl.a. att Vänerlaxen är ett av mycket få sötvattenslevande laxbestånd i Europa och att dess uppväxt- och lekområden kraftigt reducerats till följd av mänsklig påverkan, d.v.s. vattenkraftutbyggnad, på både svensk och norsk sida. Dessutom saknades en överblick av hur en uppbyggnad av laxstammen skulle kunna ske, inklusive genomförbarhet och kostnader, vilket skulle kunna belysas genom ett samarbetsprojekt länderna emellan. Båda ländernas förpliktelser gentemot EU:s miljöpolitiska beslut (t.ex. Ramdirektivet för vatten 2000/60/EG samt Art- och habitatdirektivet 92/43/EEG) fordrar ett gemensamt gränsöverskridande projekt där frågans betydelse för landsbygdsutveckling, tillväxt och företagande också belyses.

Den politiska överenskommelsen mellan regeringarna innebar startskottet för samverkan och en gemensam ansökan om medel från det gränsregionala samarbetsprogrammet Interreg Sverige – Norge. Programmet syftar till att stödja projekt mellan länderna för att stärka regionens attraktivitet och konkurrenskraft. Innovation, kunskapshöjning och konkurrenskraft inom näringsliv, teknik och samhällsutveckling ska stärkas samtidigt som livsmiljön ska lyftas genom att skapa en region där människor vill bo, verka och vistas. Ansökan beviljades och Vänerlaxprojektet pågick under perioden 1 jan 2011 - 31 aug 2014 med Länsstyrelsen i Värmlands län och Fylkesmannen i Hedmark som projektägare.

Denna publikation utgör en fördjupad rapport som färdigställdes våren 2015. Del 1 är till stor del en kunskapssammanställning om Vänerlaxen, övrig biologisk mångfald, älvsystemet och vattenkraftutbyggnaden som fanns före projektet. Projektet har varit brett

med ett stort antal delprojekt som framförallt tagit fram ny kunskap om älven, laxen och olika typer av åtgärder. Resultaten från dessa undersökningar redovisas i Del 2. Den avslutande delen utgörs av en sammanfattning och diskussion med bl. a. förslag till åtgärdsprogram, konsekvensbeskrivning och kostnadsuppskattningar.

De många resultat som projektet kommit fram till utgör värdefullt underlag för en kunskapsbaserad och åtgärdsinriktad förvaltning av Vänerlaxen och övrig biologisk mångfald. Förslaget till åtgärdsprogram är baserat på rapporter om bästa möjliga teknik och behöver genomföras för att uppnå god ekologisk status (eller i förekommande fall potential) enligt ramdirektivet för vatten. Den viktigaste slutsatsen är att det är tekniskt, ekonomiskt och biologiskt möjligt med en hög grad av vattenkraftproduktion samtidigt som Klarälven, Trysilelva och Femundelva kan bli ett av Skandinaviens bästa laxvattendrag.

Projektet har inte haft uppdrag att värdera målsättningar, rekommendationer och åtgärder som kan stå i motsats till eller försvåra genomförandet av föreslagna åtgärder. Kostnadsfördelning och genomförande av de olika delarna av det omfattande åtgärdsprogrammet bör behandlas separat i förhållande till gällande lagstiftning och överordnade politiska målsättningar. De största åtgärderna berör kraftbolag varför ett effektivt samarbete med dessa är önskvärt.

För styrgruppen

Karlstad i juni 2015



Kenneth Johansson
Landshövding

Hamar i juni 2015



Sigbjørn Johnsen (sign)
Fylkesmann



SUMMERING

Projektet "Vänerlaxens Fria Gång" initierades 2010 efter en överenskommelse mellan Sveriges och Norges miljömyndigheter. Utgångspunkter var Vänerlaxens höga skyddsvärde (habitatdirektivet 92/43/EEG) och ramdirektivet för vatten (2000/60/EG). Projektägare har varit Länsstyrelsen i Värmlands län och Fylkesmannen i Hedmark, och målen har varit att utreda förutsättningarna för 1) återuppbyggnad av det vilda lax- och öringbeståndet i Femund-/Trysil-/Klarälven, 2) fria vandringsvägar för samtliga vandrande fiskarter, 3) god ekologisk status (eller potential), 4) ökad och hållbar sportfisketurism samt landsbygdsutveckling.

Finansiärer var Europeiska regionala utvecklingsfonden, projektägarna, norska staten (IR-midler), Karlstads universitet, Klarälvens vattenråd samt Hagfors, Eda, Forshaga och Karlstad kommuner. Projektet bestod av styrgrupp, projektgrupp och referensgrupp med 16 svenska, 11 norska och en svensk-norsk organisation. Styrgruppen bestod av projektägarna, Havs- och vattenmyndigheten, Miljødirektoratet, Vattenmyndigheten Västerhavet och Vannregionmyndigheten Glomma.

Under projektet har ca 30 delprojekt genomförts med fokus på Vänerlax (och öring) men även många andra arter och naturtyper. Delprojektet har genomförts av eller på uppdrag av projektägarna i samarbete med ett flertal svenska och norska organisationer, med tonvikt på fältundersökningar och tillämpad forskning. Exempel på delprojekt är studier av yngel- och smoltproduktion, överlevnad för smolt och utlekt lax under nedvandring, habitatkarteringar och lekbeståndsmål, genetik, fiskpassager, värdet av ökat sportfiske samt regleringseffekter på älvens flora.

Vänerlax

Vänerlaxen kan av flera orsaker ses som en indikator för ett välfungerande ekosystem. Dels utgörs dess livsmiljö av vitt skilda ekosystem, alltifrån stora sjöar (Vänern) till större och mindre älvar, som förr omfattade stora delar av det norska och svenska avrinningsområdet. Laxen fordrar god vattenkemisk kvalitet, fria vandringsvägar, såväl uppströms och nedströms, samt ställer höga krav på vattendragens morfologi. Den är dessutom av stort värde ur ett

ekosystemperspektiv. Laxen kan även ses som en indikatorart i sådant motto att en återuppbyggnad av det vilda och långvandrande laxbeståndet kommer gynna många andra arter med liknande krav på sin livsmiljö.

Begreppet Vänerlax står för vandrande bestånd av lax och öring från Vänern med tillflöden. I verkligheten är det olika stammar som leker och växer upp i olika tillflöden med Vänern som gemensamt födosöksområde. Lax och öring från Klarälven kallas för Klarälvslox och Klarälvsöring, vilka har en livshistoria som är anpassad för vandring, lek och uppväxt i Femund-/Trysil-/Klarälven. När fri vandring rådde i vattendraget upp till norska Femunden var laxen en av de mest långvandrande som funnits (cirka 40 mil). Vandringen är en evolutionär anpassning där fördelarna är ökad tillgång på föda, bättre tillväxt och högre reproduktiv framgång och nackdelarna ökad dödlighet och högre energikostnader. Sötvattenslevande, långvandrande och storvuxna laxstammar är, även i ett globalt perspektiv, ytterst sällsynta. Av de en gång fem förekommande laxstammarna i Vänern återstår idag två, Klarälvslox och Gullspångslax.

Historik

Vänerlaxen har sedan medeltiden varit mycket viktig längs älvdalen, både som inkomstkälla och som födoresurs. Under lång tid tillhörde fisket kungen och kloster, varav flera låg långt från älven. Före etablering av partiella dämmen i Deje omkring år 1830 kunde de årliga fångsterna nedströms Deje uppgå till 30 000 laxar och öringar, och under 1700-talet var fångsterna sannolikt ännu högre. Fångster från dessa tider finns även dokumenterade från de norska delarna av älven. Till följd av hårt fisketryck (framförallt genom nätfiske i Vänern under slutet av 1800-talet), utbyggnad av ett stort antal kraftverk, flottningsverksamhet och annan industriell verksamhet gick utvecklingen hos den vilda fisken stadigt nedåt under andra halvan av 1800-talet och första halvan av 1900-talet. När Höljes kraftverk skulle anläggas nära riksgården i början på 1960-talet fanns en bred opinion mot en utbyggnad från fiskeribiologer och allmänhet. Man ansåg att kraftverket skulle innebära slutet för lax och vänervandrande öring på den norska sidan samtidigt som bestånden

skulle gå tillbaka kraftigt på den svenska sidan. I början av 1970-talet fångades endast några få hundra kilo lax och öring, trots att man fortsatte med sedan 1930-talet pågående transporter av lekfisk i lastbil till den norska sidan.

Märkningsstudier visade att överlevnaden av utvandrande smolt och utlekt fisk från den norska sidan var mycket låg. Huvudorsaken ansågs vara passagen genom Höljesmagasinet och Höljes kraftverk. Eftersom fiskpassagelösningar inte ansågs vara genomförbara kunde inte längre transporter till norsk sida motiveras och upphörde i praktiken 1988. Den uppvandrande lekfisken transporteras sedan dess enbart uppströms det åttonde kraftverket (Edsforsen) från Vänern räknat. I medeltal har ca 700 vildfödda laxar och 100 vildfödda öringar transporterats varje år mellan 2009 och 2013. Med utgångspunkt från historiska fångststopp, utan att korrigera för flera osäkerhetsfaktorer, utgör dagens lekbestånd ca 5 % av det tidigare årligt fångade antalet. Om man kunde jämföra med den historiska lekfiskpopulationen skulle andelen idag sannolikt vara lägre.

Genetik

Som ersättning för utslagen naturlig reproduktion pågår sedan 1960-talet kompensationsodling av smolt för utsättning i älven och Vänern. Avelstäkt, odling och kompensationsutsättningar för både Klarälven och Gullspångsälven är samlade i Klarälven. Flera undersökningar (bland annat inom projektet) har visat att Klarälvsloxen har påverkat genetiskt av detta. Av den Klarälvslox som fångades och provtogs i Forshaga 2011 och 2012 fanns en liten andel individer som sannolikt utgör korsningar med Gullspångslax. Klarälvsöringen uppvisade ett lägre flöde av gener från Gullspångsöringen. Anledningarna till att fisken påverkats är flera. Förutom att man tidigare satte ut hybrider mellan Klarälvs- och Gullspångsfisk har med största sannolikhet även ofrivillig genetisk uppblandning skett på grund av den parallella hanteringen. Även lägre grad av genetisk variation hos Klarälvslox jämfört med Gullspångslax har konstaterats. En förklaring är förlust av genetisk variation på grund av få föräldrar i odling och få vilda individer. Från genetisk synpunkt är det viktigt att minska graden av genetisk påverkan från

gullspångsfisken samtidigt som antalet vuxna lekfiskar som transporteras eller vandrar upp för lek måste vara så stort som möjligt för att tillvarata hela den kvarvarande genetiska bredden.

Fram till 2012 har en blandning av vild och odlad vuxen lax transporterats uppströms för lek. Studierna har visat en något högre andel gullspångsgener bland odlade än bland vildfödda fiskar, vilket innebär en förhöjd risk för genetisk påverkan på den vilda fisken om odlad fisk också transporteras uppströms för lek. Dessutom har de genetiska föräldraskapsbestämningarna visat att den vildfödda laxen har ca 3 gånger högre reproduktiv framgång jämfört med odlad. Skillnaden speglar förmodligen de två gruppernas helt olika förutsättningar under uppväxten. Andelen "ursprungliga gener" hos Klarälvsaxen bedöms fortfarande ligga på 80-95 %, varför det är berättigat att betrakta Klarälvsaxen som genetiskt distinkt och skyddsvärd. Detsamma gäller inte minst Klarälvsöringen.

Lekvandring

När lekfisken anländer till det första vandringshindret (kraftverket i Forshaga) är tanken att den ska gå in i fiskvägen, fångas i en fälla och därefter transporteras och återutsätts uppströms kraftverk #8 (Edsforsen), ca 70 km uppströms. För att utvärdera fällans funktion och effektivitet radiomärktes en andel uppvandrande leklax vid Klarälvens mynning i Vätern och följdes därefter ca 20 km upp till Forshaga och vidare in i fällan. Det första året var flödet i älven relativt högt med mycket spillvatten. Fiskvägens andel av flödet var då ca 1,5 % och fångsteffektiviteten (d.v.s. andelen av de laxar som tog sig upp till Forshaga som gick in i fällan) var knappt 20 %. Året efter upprepades studien, då med relativt låga flöden och lite spillvatten vilket medförde att merparten av vattnet gick i turbiner, timmerränna och fiskväg. Fiskvägens procentuella andel av totalflödet i älven var då högre (ca 3,2 %) och fångsteffektiviteten ökade till 78 %. Under året med hög vattenföring tillbringade fisken i genomsnitt 47 dagar nedströms dammen innan den hittade upp i fiskvägen. För året med låg vattenföring var motsvarande siffra ca 4 dagar. Resultaten indikerar att fällans fångsteffektivitet är beroende av flödet i älven och att

mycket spillvatten kan störa fisken att hitta fiskvägens ingångar.

Efter det att lekfisken återutsätts uppströms Edsforsen är det fri vandring upp till lekområdena runt Sysslebäck. Studier med radiomärkt fisk visar att ca 12 % av de transporterade vilda laxarna inte deltar i leken eftersom de förloras som så kallade "fallbacks" (d.v.s. istället för att vandra uppströms till lekområdena väljer vissa individer att simma nedströms Edsforsens kraftverk där de fastnar). Radiomärkningen visade också att cirka 70 % av de vilda laxar som vandrade uppströms uppvisade ett "normalt" lekbeteende. Odlad lax blev i klart högre utsträckning fallbacks och av de som fortsatte uppströms lekte en betydligt mindre andel odlad jämfört med vild lax.

Produktion idag

Enligt elfiskeundersökningar längs Klarälvens stränder uppströms Vingängsjön uppgår tätheterna till ca 3-20% av de i Torneälven, Piteälven, Kalixälven, Vindeln, Gullspångsälven och Mörrumsån, trots att de ökat något under den senaste 25-årsperioden. En jämförelse när det gäller båtelfiske visar att fångsten av laxungar i Klarälven uppgår till 7-21% av fångsten av laxungar i norska Namsen. Under den senaste 25-årsperioden har laxungetätheterna i biflödet Höljan/Hynan och övriga biflöden ökat något, och laxungar har nu påträffats i 11 biflöden, till skillnad mot två i början av 1990-talet. Sett till telemetristudier, fynd av årslax vid elfiske och avstånd till lämpliga lekområden i Klarälvens huvudfåra bedöms laxlek ha ägt rum i biflödena Höljan, Acksjöälven, Halgån och Femtan, medan övriga, i dagsläget, bedöms utgöra främst uppväxtområden. Telemetristudier och elfiskeundersökningar visar att den vänervandrande öringen främst leker i biflödena, framförallt i Höljan. Anledningen till att tätheterna i Klarälven är förhållandevis låga kan till exempel vara att älvens bärighetsnivå idag inte är större och/eller att den är underutnyttjad (för få lekfiskar).

För att övervaka produktionen av lax- och öringsmolt i Klarälven har projektet framförallt använt smolttryssjor. Fångst-siffrorna varierade betydligt, till exempel var maxfångsten 2013 under en och samma dag 37 st medan den under 2014 var 420 st. Under 2013 fångades smolt under mer än tre månader utan

någon särskilt utmärkande topp, medan fångsterna 2014 pekade på en mycket stor koncentrerad utvandring i slutet av maj. Under perioden 18-22 maj 2014 beräknas 17 000 smolt ha passerat platsen för ryssjan. Om detta återspeglar vårtoppen eller om utvandringen ökade ytterligare är oklart (ryssjan kunde inte fiska vid riktigt höga flöden).

Överlevnad vid nedvandring

I en studie 2009 (utanför projektet) följdes vildfödd smolt med akustiska sändare från Strängsforsenområdet till nedströms Forshaga (ca 18 mil). Förlusterna skedde nästan enbart vid passagera förbi kraftverken, och den ackumulerade dödligheten på sträckan (8 kraftverk) uppgick till 84 %. Under detta år spilldes nästan inget vatten förbi kraftverken vilket sannolikt fick till följd att de flesta smolt tvingades passera genom turbinerna. Studien upprepades 2013 (inom projektet), då med spillvatten vid alla kraftverk utom två. Resultatet visade att 30 % av fisken klarade sig hela vägen förbi Forshaga och 29 % till Vätern. Att dödligheten var relativt låg på de oreglerade kontrollsträckorna uppströms Edsforsen och mellan de flesta kraftverken nedströms Edsforsen kan tyda på att förlusterna var låga under förindustriell tid. Att överlevnaden 2013, med spillvatten förbi sex av åtta kraftverk, ökade med närmare 100 % visar att man med ett anpassat spill genom ytvattenutskoven skulle kunna rädda en hel del av fisken.

Studier visade att 49 % av lekfiskarna som transporterades upp överlevde vandring, lek och började nedvandringen. En (2 %) av de vilda laxarna som följdes från utsättningen uppströms Edsforsen, via lekvandring, lek och nedvandring lyckades överleva vandringen tillbaka till Vätern. Den mycket högre dödligheten hos keltan (98 %) jämfört med smolten (ca 70-85 %) beror sannolikt på smoltens mindre storlek som öppnar för en viss överlevnad då de passerar genom turbinerna. Resultaten pekar på att de viktiga flergångslekarna idag är mycket sällsynta.

Habitat och produktionspotential

Idag är arealen lämpligt lek- och uppväxtområde på svensk sida kraftigt reducerad som en följd av främst den storskaliga utbyggnaden för vattenkraftproduktion men även på grund av om-

fattande flottledsrensningar. I Klarälven bedöms ca 175 ha lek och uppväxtområde vara indämt av kraftverken, därtill ska läggas torrläggningar i huvudfåran och indämningar/torrläggningar i biflödena. Även korttidsregleringen har försämrat laxmiljöerna.

Bedömningen utifrån biotopkarteringen av lämpliga laxbiotoper i både Klarälven och Femund-/Trysil-älva under de senaste åren, är att det idag finns ca 77 ha mer eller mindre sammanhängande goda områden för lek och uppväxt kvar på den svenska sidan. På sträckan mellan Sagnfossen kraftverk och Femunden finns ca 560 ha som bedöms ha goda förutsättningar för laxproduktion (ca 88 % av älven). Inkluderar man även områden med medelgoda förutsättningar uppgår arealen till ca 750 ha på norsk sida före restaurering och ca 300 ha på svensk (ca 400 ha efter restaurering).

Lekbeståndsmålet (LBM) definieras som det antal laxhonor som krävs för att utnyttja den reproduktiva potentialen i en laxälv. LBM för Femund-/Trysil-/Klarälven har beräknats med samma metod som används i norska laxälvar. Utgångspunkterna är biotopkarteringar samt vissa parametrar som antal romkorn per kilo hona, medelvikt och ett differentierat antal romkorn per kvadratmeter beroende på habitatets kvalitet. Realiserandet av ett lekbeståndsmål syftar till att utnyttja hela älvens potential och att när målet är nått kan överskottet bli tillgängligt för uttag via fiske. Baserat på tillgänglig och potentiellt tillgänglig lek- och uppväxtareal uppgår LBM för hela älvsystemet, inklusive lämpliga biflöden, idag till ca 6 000 laxhonor (ca 1 300 på svensk sida och ca 4 500 på norsk sida). Som jämförelse är dessa siffror i nivå med de stora kända norska laxälvarna Namsen (4 291 honlaxar) och Gaula (4 694 honlaxar). Endast älven Tana i norska Finnmark har ett högre lekbeståndsmål i Norge (12 539 honlaxar). Östersjöns i särklass mest produktiva laxälv, Torneälven, har ett mål på ca 19 000 honlaxar. Efter omfattande biotoprestaurering och miljöanpassade flöden i torrfåror uppgår det totala målet till ca 7 200 honor (2 700 på svensk sida och 4 500 på norsk sida). Med en könskvot på 60 % honor och 40 % hanar innebär detta att det totala effektiva antalet individer som behöver transporteras eller vandra upp själva och leka före och efter restaurering uppgår till ca 10 000 respektive ca 12 000 st.

Relaterat historiska fångster på uppemot 30 000 lax och öring per år i älven bör beräknat LBM kunna vara ett realistiskt och långsiktigt mål för denna laxstam. Detta förutsätter dock såväl biotoprestaurering som åtgärder som förbättrar befintliga fångst/passageanordningar samt lastbilstransporter av fisk förbi kraftverken (kort sikt), ekologisk flödesreglering till torrlagda älvsträckor och nya installationer som erbjuder effektiv uppströms- och nedströmsvandring förbi kraftverken (lång sikt).

I genomsnitt har drygt 13 % av LBM på svenska sidan uppfyllts de senaste 15 åren. Den relativt tydliga kopplingen mellan resultaten från genomförda båtelfisken och antalet upptransporterade laxhonor tyder på att en ökad transport av fler lekfishar resulterar i ökad produktion av smolt. Bedömningen är därför att utrymme verkar finnas för betydligt fler lekfishar innan älvens bärighetsnivå är nådd.

Beräknar man smoltproduktionen utifrån det svenska LBM före restaureringsåtgärder och 1 % överlevnad skulle produktionen av smolt kunna uppgå till 80 000 st. Ett uppnått lekbeståndsmål på både svensk och norsk sida samt omfattande restaurering och miljöanpassad tappning skulle teoretiskt kunna producera uppemot 500 000 smolt per år. Beräknad smoltproduktion per hektar (habitatklass 2+3) som ett resultat av uppfyllt LBM hamnar mellan 250 och 350 smolt per hektar, en siffra i paritet med skattad produktion i andra laxälvar. Notera att beräkningarna av potentiell laxproduktion inte tagit hänsyn till effekter av minskad vattenreglering (korttids-, års-, flerårs-). Med en kraftig ökning av vildfödd smolt ute i Vänern och ett framtida fiske efter vild fisk i sjön måste dock åtgärder vidtas som förhindrar en negativ effekt av ökat fisketryck på den mycket hotade vilda stammen av Gullspångslax.

Sedan 1988 har alla år utom två varit varmare än genomsnittet för 1961-1990. Klimatanalyser förutspår, för Karlstads del, en betydligt högre årsmedeltemperatur i slutet av århundradet (ca 9 °C) medan de regionala skillnaderna kommer bestå. Det finns ett nära samband mellan årsmedeltemperatur i luft och vatten, varför man måste räkna med fortsatta betydande förändringar även i vattentemperaturen. Både luft- och vattentemperatur påverkar fisken, till exempel

verkar ålder vid smoltifiering och storlek förändrats sedan 1940-talet, liksom antalet år laxen tillbringar i Vänern. Ökad vattentemperatur kan antas flytta gränsen för områden med optimala produktionsförhållanden för Klarälvs- och -öring norrut, vilket understryker vikten av fiskvägar förbi dammbyggnaderna och återetablering i de norska delarna av älven.

Lastbilar och fiskvägar förbi dammbyggnader

Fiskars tillväxt, överlevnad och reproduktion varierar i tid och rum varför hela eller delar av fiskpopulationer behöver vandra. Drivkrafter bakom vandring är förbättrad födotillgång och tillväxt, reproduktion, undvikande av besvärliga fysiska förhållanden och artens spridning. En viktig anledning till beslutet om att istället köra laxen och öringen i lastbilar uppströms var att metoden på kort sikt bedömdes effektivast när det gällde att leverera fisk till de nordligt belägna lekområdena. Störningar i uppströms- och nedströmsvandringen på grund av dammar eller lastbilstransporter kan dock leda till såväl beteendemässiga som genetiska förändringar, då fisken över tid blir mer anpassad till ett stationärt beteende eftersom det inte längre är lika lönsamt att vandra. Sannolikt har flera genetiska komponenter som behövs för framgångsrik naturlig vandring påverkats (och påverkas fortfarande) genom dammar och lastbilstransporter. Stressen hos fisken ökar sannolikt med både själva transporten som transportlängden, detta i en situation där fångst, hantering, förvaring och utsättning redan medför en stress. Detta kan ge negativa effekter på tillväxt, dödlighet och reproduktiv framgång. Fiskvägar med otillräcklig effektivitet kan reducera populationerna till en kritisk låg nivå, och en onaturlig selektion för till exempel kroppstorlek, vandringstidpunkt och kön kan ytterligare bidra till oönskade konsekvenser. För att minska risken för en sådan utveckling är det viktigt att tillräckligt effektiva upp- och nedvandringsfiskpassager anläggs som medger att laxen kan återintroduceras i alla delar där den ursprungligen funnits. Fiskvägar medger även vandring inom hela älvsystemet för ett stort antal andra fiskarter, och sportfiske efter till exempel lax och öring i mycket stora delar av älvsystemet. Fiskvägar vid samtliga dammar är också avgörande för att återskapa populationernas flexibilitet inför ett varmare klimat och för att återskapa naturligare processer inom populationerna.

På grund av den idag höga kumulativa dödligheten vid utvandringen är, på kort sikt, insamling av fisken vid några kraftverk för vidare transport nedströms, eller pipeline mellan vissa kraftverk, de enda rimliga alternativen för att kraftigt öka nedströmsöverlevnaden för utvandrande smolt och utlekt fisk. Lastbilstransporterna har sedan de infördes på 1930-talet dock varit en "temporär lösning", och bör på längre sikt fasas ut och ersättas med tillräckligt effektiva fiskvägar, såväl upp- som nedströms. Lastbilstransporter uppfyller inte kraven för att nå god ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten (92/43/EEG) och gynnsam bevarandestatus enligt habitatdirektivet (2000/60/EG).

Gyrodactylus salaris

Projektet har via fenprover påvisat förekomst av laxparasiten *G. salaris* hos lax i Vätern och Klarälven. Klarälvsaxen är sannolikt, liksom sina östersjölevande släktingar motståndskraftig mot parasiten, vilket dock inte gäller de norska atlantlaxstammarna. Fynden innebär därför att det med dagens regelverk inte är tillåtet att utan desinficering transportera lekfisk till norsk sida. Sannolikheten för spridning från Klarälven, eller från Trysil-/Femundselva till lax på den norska sidan bedöms i den konsekvensutredning som tagits fram som mycket låg. Följden av en eventuell spridning till norska atlantlaxstammar kan å andra sidan vara mycket allvarlig. Ingen vet hur länge *G.s* funnits i älvsystemet, men i och med risken att parasiten redan finns etablerad i rödingpopulationer inom Trysilelvas avrinningsområde föreslår projektet att försiktighetsprincipen bör gälla och att en buffertzon inrättas för Trysil-/Femundselva. Området tappar då sin fristatus för *G.s* och omfattas därmed av stränga utförelsekrav av fisk, vilket skulle innebära ökat skydd för den känsliga norska atlantlaxen.

BKD

Av de 1000-tals avelshonor av lax och öring som provtagits i Forshaga genom åren har ett mycket fåtal fall av den allvarliga bakteriella njursjukdomen BKD konstaterats. SVA bedömer i sin riskanalys sannolikheten för spridning av BKD i systemet med fria vandringsvägar eller fisktransport som hög, och att konsekvensen för lax- och öringbestånden kan vara allvarliga, i bemärkelsen begränsande.

Det finns vad Länsstyrelsen erfar ingen dokumentation om utbrott av BKD hos vild lax/öring uppströms Edsforsen. Enligt Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 2014:4, 8 §, 5 kap) krävs dock dispens för fortsatt transport av lekfisk på svensk sida. Enligt Jordbruksverkets föreskrifter (1995:125) är införsel av levande laxfisk från Norge till Sverige förbjudet. Detta gäller dock inte frissimmande vild fisk och vild fisk som tar sig in via fiskvägar. För eventuell införsel av smolt och kelt med lastbil krävs dispens.

Ekologisk status

Undersökningar visar att strömsträckan Höljes-Sysslebäck har urspolade stränder och mycket av den amfibiska vegetationen saknas. Den nedre delen av stranden är på långa sträckor borteroderad där gran nu etablerar sig allt längre ned på stranden och strandvegetationen minskar. Amfibisk vegetation saknas liksom stora delar av gräs- och starrbältet. Vide och strandskogsbältet har minskat och stora delar av strandvegetationen nås inte längre av översvämningar. Artrikedomen bedöms vara ca 20 % lägre jämfört med oreglerade referensälvar. Även stränderna i de reglerade biflödena uppvisar en lägre artrikedom. Sammantaget har över 60 % av vattenförekomsterna i Femundselva och Trysilelva med biflöden god eller hög ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten, medan motsvarande andel är 18 % i Klarälven med biflöden. Sjutton vattendrag och nio sjöar i Värmland är utpekade som kraftigt modifierade vatten inom Klarälvens avrinningsområde. Vattendraget på norsk sida är däremot relativt opåverkat med undantag för två delsträckor i nedre Trysilelva där flottledsrensningar och två strömkraftverk lett till habitatförluster och bristande konnektivitet.

Vårflodstoppen i Klarälven har minskat efter reglering från i snitt 375 m³/s till i snitt 250 m³/s efter att flottningen upphört. En annan tydlig skillnad är att vattenföringen vintertid hålls högre efter reglering än tidigare. Skillnaden är ännu tydligare efter att flottningen avslutats. Efter regleringen har inga perioder med extrema lågflöden noterats men lågflöden har blivit vanligare. Små översvämningar har blivit sällsyntare samtidigt som antalet förändringar mellan olika flöden har ökat betydligt. De ursprungliga ström- och forssträckorna i den nedre

Klarälven mellan Forshaga och Edsforsens kraftverk är nästan totalt indämda på grund av vattenkraftutbyggnaden. Detta gäller till exempel även stora områden vid riksgränsen (Höljes), Uvån, Lettan och Tåsan. Förutom lax och öring har ett stort antal fiskarter, vattenorganismer och strandarter försvagats eller slagits ut på grund av den omfattande utbyggnaden av dammar och kraftverk samt rensningen. Många av dessa arter är hotade och skyddade. Förlusten av biologisk mångfald är kopplad till fragmentering, vattenreglering och habitatförluster.

Underlag för åtgärdsprogram

För att uppnå miljö kvalitetsnormerna enligt vattenförvaltningen krävs avrinningsområdesvisa åtgärdsprogram (Vattenförvaltningsförordningen 2004:660). Det nu framtagna underlaget behövs för att nå framgång i detta åtgärdsarbete, liksom i arbetet med att i högre grad uppfylla miljö kvalitetsmålen/miljömålen. Vidare syftar åtgärdsunderlaget till att nå gynnsam bevarandestatus för utpekade naturtyper och arter enligt habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43 EEG) samt gynna arter upptagna på rödlistan eller i nationella åtgärdsprogram etc. Om åtgärdsprogrammet inte genomförs (0-alternativet) kommer en stor mängd hotade och skyddsvärda arter och deras livsmiljöer fortsatta att försvagas/försämrars eller försvinna samtidigt som stora delar av nu tidsenlig lagstiftning inom vattenmiljöområdet inte efterlevs.

De föreslagna åtgärderna utgår till stor del från Havs- och vattenmyndighetens rapporter inför vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik enligt miljöbalken för vattenkraftverk i syfte att minska deras negativa miljöpåverkan. Enligt 2 kap 7 § miljöbalken gäller åtgärdskraven i balkens hänsynsregler i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.

För att uppnå bästa möjliga teknik enligt miljöbalken och god ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten krävs en anpassning av vattenkraftexploateringen genom ekologiska flöden och fiskpassage vid alla av människan skapade vandringshinder, både för uppströms- och nedströmsvandrande fisk (Calles et al. 2013).

I rapportens avslutande del sammanfattas förslag till bästa möjliga teknik och baskrav med några särskilda anpassningar till dammarna och kraftverken i Klarälven och Trysilelva med biflöden samt översiktliga förslag till dammutrivning, biotoprestaurering i flottningsrensade avsnitt, åtgärdande av vägtrummor som utgör vandringshinder samt återintroduktion av Vänerlax där behov anses föreligga. För beskrivningar om föreslagna åtgärder hänvisas även till Havs- och vattenmyndighetens underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraftverk enligt Miljöbalken, gällande fiskarters vandringsbehov (Näslund et al. 2013b), effekter av anlagda lugnvatten (Degerman et al. 2013), ekologiskt anpassad vattenreglering (Malm Renöfält & Ahonen 2013) och anordningar för effektiv upp- och nedströmspassage (Calles et al. 2013). Rapporterna har författats av forskare och experter och presenterar viktigt vetenskapligt underlag, synteser och bedömningar. Det bedöms vara tekniskt fullt möjligt att bygga väl fungerande fiskvägar för samtliga förekommande fiskarter i alla svenska vattensystem. Vad som är bästa möjliga teknik är ofta plats- och artspecifikt, men många generella riktlinjer ges.

Sammanfattande konsekvensbeskrivning

Om åtgärdsprogrammet genomförs kan konsekvenserna översiktligt beskrivas som att:

- Nu tidsenliga lagar, direktiv och mål inom vattenmiljöområdet uppfylls.
- Femund-/Trysil-/Klarälven har en hög vattenkraftproduktion samtidigt som den är en av Skandinavien bästa laxälvar.
- Laxbeståndet och dess livsmiljö ökas till att omfatta sitt ursprungliga utbredningsområde och dess fortlevnad säkerställs långsiktigt. Lekbeståndsmålet om 10-12 000 lekande individer per år kan nås.
- Förutsättningarna för ett långsiktigt bevarande och stärkande av bestånden av utpräglat vandrande och/eller strömlevande fiskarter som öring, harr, asp, ål, id, sik, stäm, flodnejonöga, bäcknejonöga, sten-simpa och bergsimpa ökar betydligt.

- Vandringsmöjligheterna för 11 fiskarter med normalt kontinuitetsbehov återställs.
- Minst ett 40-tal rödlistade arter (fiskar, fåglar, insekter, kärlväxter, lavar, mossor m.m.) gynnas, varav åtta är akut eller starkt hotade i ett svenskt perspektiv.
- Minst sex arter som omfattas av nationella åtgärdsprogram för hotade arter gynnas.
- Tretton Natura 2000-områden gynnas.
- Fyra utpekade naturtyper i Natura 2000-områdena och som är skyddade enligt Habitatdirektivet (92/43/EEG) gynnas.
- Sju arter (92/43/EEG, 2009/147/EG)), varav två utpekade i Natura-2000-områden, gynnas.
- Biotoper av särskild betydelse för Klarälvens mest unika arter som relativt höga, långa och parallella sandrevlar (älvvallar) som bildats av höga vårflooder strax nedströms näsens spetsar gynnas.
- Utvecklingen av stora mängder myggor inklusive översvämningsmygg motverkas.
- Landskapsbilden förbättras där nu mer eller mindre torrlagda älvfåror fylls med strömmande och forsande vatten.
- Antalet nya heltidsarbeten räknat på en 15-årsperiod för att transportera fisk med lastbil samt planera, utföra och följa upp föreslagna åtgärder vid kraftverken och dammarna uppgår till ca 50 st i Sverige (främst Värmland) och ca 6 st i Norge (främst Hedmark).
- Sportfisketurismen efter lax omsätter ca 11-20 MSEK i Klarälven respektive ca 15-20 MNOK per år i Trysilelva och Femundselva, eller inräknat spridningseffekter, 15-27 MSEK/år respektive 20-27 MNOK/år.
- Laxsportfisketurismen genererar cirka 11-20 nya permanenta helårsarbeten i Värmland och 12-16 nya permanenta helårsarbeten i Hedmark.
- Fiskhantering, skötsel och underhåll av föreslagna fiskpassager skapar cirka 7 nya permanenta helårsarbeten i Värmland och 1 nytt helårsarbete i Norge.
- Regionens attraktivitet och konkurrenskraft kommer stärkas, liksom innovation, kunskapshöjning och konkurrenskraft. Den attraktiva livs-

miljön kommer lyftas till en region där människor vill vistas och bo.

- Miljöinvestering i effektiva uppströms- och nedströmspassager för samtliga vandrande fiskarter förbi kraftverken i Klarälven (exkl. Höljes) och Trysilelva beräknas uppgå till ca 1000 MSEK.
- Miljöinvesteringen för en pipeline för nedströmsvandrande fisk från Lutufallets kraftverk till Höljes kraftverk uppgår till ca 220 MSEK. Intäktsförlusten och produktionsförlusten för Lutufallets kraftverk är beräknad till ca 1,1 % och för Höljes till ca 0,7 %.
- Miljöinvesteringen i dels ett nytt mindre kraftverk för att tillvarata energin från ekologisk tappning till en torrlagd älvfåra och dels för anläggning och anlockning till en uppströmsfiskväg (fiskhiss) vid Höljes kraftverk uppgår till ca 436 MSEK. Förlusterna till följd av detta uppgår till ca 4,4 % av nuvarande intäkter och produktion (inkl. balans och reglerkraft) för Höljes.
- Miljöinvestering i anläggningar för uppströms- och nedströmspassager för samtliga vandrande fiskarter förbi 17 kraftverk och dammar i Klarälvens biflöden, främst Uvån, bedöms uppgå till ca 500 MSEK.
- Miljöinvestering i dammutrivning (14 st små, övergivna), biotoprestaurering, omläggning av vägtrummor och nykalkning bedöms uppgå till ca 25 MSEK.
- Ansvariga myndigheter behöver uppskattningsvis 40 MSEK för undersökningar, projekteringar och uppföljning av ekologiska flöden, fiskvägar, dammutrivning och biotoprestaurering.

Till vattenkraftproduktionsförlusterna ovan ska läggas motsvarande poster för samtliga förslag till fiskpassager och ekologiska flöden. I det sammanhanget ska påpekas att den vattenmängd som krävs för att uppnå nödvändig effektivitet vid upp- och nedströmspassager samt önskad funktion av ekologisk flödesreglering är utpräglat art-, habitat och platsspecifikt, och att det är verksamhetsutövaren som bör visa att åtgärden uppnår tillräcklig effektivitet. Det bör också noteras att vattenkraftproduktionen i ett större perspektiv ökar och förväntas öka väsentligt i framtiden på grund av dels klimatförändringar och dels effektivisering av befintliga kraftverk.

Övergripande prioriteringar

(1) Återuppbyggnad av Klarälvslox- och öringbestånden samt ål och flodnejonöga genom fysisk och hydrologisk restaurering av vandringsvägar vid dammar och kraftverk och livsmiljöer i rinnande vatten. Förbättrad djurhälsa i samband med fångst, transport och utsättning (lox och öring). Sportfiske efter lox och öring i hela älven. (2) Återuppbyggnad av andra hotade och skyddsvärda fiskbestånd i rinnande vatten. (3) Återuppbyggnad av övriga hotade och skyddsvärda arter i rinnande vatten.

För de långvandrande bestånden av Klarälvslox, Klarälvsöring, flodnejonöga och ål föreslås på kort sikt följande åtgärder intill dess att tillräckligt effektiva upp- och nedströmsfiskvägar vid samtliga kraftverk har etablerats (se *"Baskrav för fiskpassager..."* i "Sammanfattande diskussion..."):

- Uppvandrande lekfisk som fångas i fiskfällan i Forshaga transporteras i tankbil för utsättning dels uppströms Edsforsen och dels uppströms Sagnfossen (under förutsättning att detta blir förenligt med norsk lagstiftning). För effektivitetsmål – se *"Baskrav för fiskpassager..."* i "Sammanfattande diskussion..."
- Nedvandrande fisk samlas in vid Lutufallet varifrån de leds in i en pipeline eller transporteras med tankbil för utsättning nedströms Höljes kraftverk (det senare under förutsättning att dispens ges enligt svensk lagstiftning). För effektivitetsmål – se *"Baskrav för fiskpassager..."* i "Sammanfattande diskussion..."
- Nedvandrande fisk samlas in vid Edsforsen (samt vid behov även vid nedströmsliggande kraftverk) varifrån de leds in i tankbil och transporteras för utsättning nedströms Forshaga kraftverk. För effektivitetsmål – se *"Baskrav för fiskpassager..."* i "Sammanfattande diskussion..."

Tidsplan

0-5 år:

Åtgärder för god djurhälsa vid fångst, transport och utsättning av Klarälvslox och -öring. Fiskväg /avledare/ spillvattentappning och insamling vid Forshaga och Edsforsen för transport och utsättning av uppströms- och nedströmsvandrande lox, öring och ål. Undersökningar och biotoprestaurering i huvudfåra och biflöden.

0-10 år:

Återintroduktion av lox och öring i Trysilelva och Femundselva samt delar av Klarälven med biflöden. Nedströmsavledare/spillvattentappning vid Sagnfossen och Lutufallet (inkl. insamling) för transport och utsättning nedströms Höljes. Pipeline för nedströmsvandrande lox, öring och ål vid Lutufallet-Höljes. Undersökningar.

0-15 år:

Upp- och nedströmspassager samt ekologisk flödesreglering vid samtliga dammar och kraftverk i Klarälven och Trysilelva med biflöden. Utveckling av sportfisketurismen. Undersökningar.

10-20 år:

Starta utfasningen av kompensationsodlingsverksamheten mot vild fisk (lox och öring). Utfasning av lastbilstransporter mot upp- och nedströmsfiskpassager vid kraftverken (lox och öring). Fortsatta förundersökningar och uppföljande undersökningar om till exempel genetik, fisksjukdomar, fiskpassager och ekologisk flödestappning. Undersökningar.

Vägen vidare

Ett rättsligt arbete behöver inledas för att få till stånd de föreslagna miljöåterställningsåtgärder som krävs enligt miljöbalken och EU-rätten. De instrument som kan bli aktuella är: 1) förklara ett område, t.ex. Klarälvens avrinningsområde, som miljöskyddsområde enligt bestämmelserna i 7 kap. 19-20 §§ miljöbalken, 2) ompröva

tillstånden för vattenkraftverken enligt 24 kap.5 § miljöbalken, 3) återkalla tillstånd för vattenkraftverk i Klarälven enligt 24 kap. 3 § miljöbalken, 4) bedriva tillsyn enligt miljöbalkens bestämmelser och 5) väcka sådana latent villkor som föreskrivits i de domar som gäller för vattenkraftverken i Klarälven.

Verksamhetsutövaren bekostar de miljöförbättrande åtgärder denne är ansvarig för enligt gällande lagstiftning. För övriga delar ansöks om medel från staten, EU, kommuner med flera. Med oförändrad vattenlagstiftning kommer inte bara verksamhetsutövaren utan även staten behöva finansiera betydande delar av miljöinvesteringarna, både vid dammarna och kraftverken (31 kap miljöbalken) och i övrigt (biotoprestaurering, domstolsprocesser etc.). Det bör här noteras att Vattenverksamhetsutredningen i sitt delbetänkande "Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler" (SOU 2013:69) bland annat har föreslagit ett system med nyprövning av tillstånd som prövats före miljöbalkens ikraftträdande.

Resurser krävs för att myndigheter på svensk och norsk sida ska kunna driva arbetet med genomförandet av föreslagna åtgärder framåt. Planer finns därför att snarast söka medel från Interreg V Sverige-Norge. Ett nytt svenskt-norskt projekt bör om möjligt, liksom detta, vara förankrat genom ett avtal på regeringsnivå. För ett bra informations- och kunskapsutbyte, förankring och förståelse samt effektiv samverkan med berörda aktörer är det, i likhet med nuvarande projekt, önskvärt med en stor och bred svensk-norsk projektorganisation.

ORGANISATION OCH GENOMFÖRANDE

Planeringsprocessen inför projektet omfattade samtal, möten och seminarium mellan svenska och norska organisationer. Därefter fattade dåvarande landshövdingen i Värmlands län och dåvarande fylkesmannen i Hedmark beslut om ansökan till Interreg Sverige – Norge med redogörelse om projektets syfte, mål, organisation, budget och aktivitetsplan.

Finansiärer bakom projektet har varit Europeiska regionala utvecklingsfonden, Länsstyrelsen i Värmlands län, Fylkesmannen i Hedmark, norska staten (IR-midler), Karlstads universitet, Hagfors kommun, Klarälvens vattenråd, Eda kommun, Forshaga kommun och Karlstad kommun.

Projektet organiserades genom en styrgrupp, en projektgrupp och en referensgrupp omfattande 16 svenska, 11 norska och en svensk-norsk organisation.

Styrgrupp

Länsstyrelsen i Värmlands län

Eva Ericsson, senare Kenneth Johansson

Fylkesmannen i Hedmark

Sylvia Brustad, senare Sigbjørn Johnsen, ersättare Anne Kathrine Fossum

Havs- och vattenmyndigheten

Fredrik Nordwall, ersättare Sofia Brockmark

Miljødirektoratet

Øyvind Walsø

Vannregionmyndigheten i Glomma

Arne Magnus Hekne

Vattenmyndigheten Vasterhavet

Sandra Brantebäck

Projektgruppen har haft som uppdrag att genomföra de av styrgruppen godkända aktiviteterna.

Projektgrupp

Länsstyrelsen i Värmlands län

Mikael Hedenkog, Pär Gustafsson, Grete Algesten

Fylkesmannen i Hedmark

Tore Qvenild

Fiskeriverket, senare Havs- och vattenmyndigheten, senare Länsstyrelsen i Norrbottens län

Stefan Stridsman

Karlstads universitet

Eva Bergman

Miljødirektoratet

Hanne Hegseth

Norsk institutt for naturforskning

Jon Museth

Sveriges Lantbruksuniversitet

Stefan Palm

Projektledare har varit Mikael Hedenkog och Pär Gustafsson, Länsstyrelsen i Värmlands län och Tore Qvenild, Fylkesmannen i Hedmark. Projektadministratörer har i Sverige varit Anette Berg, Anna-Lena den Hartog och Jurga Johansson, Länsstyrelsen i Värmlands län. I Norge har Svanhild Emilsen varit projektadministratör.

För att samarbeta och föra dialog med, hämta in kunskap samt i möjligaste mån ta in önskemål om projektaktiviteter bildades en referensgrupp med följande medlemmar:

Referensgrupp

Eidsiva energi AS

Trond Taugbøl, senare Runar Myhrer Rueslåtten

Engerdal fjellstyre

Morten Aas

Engerdal kommune

Reidar Aasgaard, senare Lars Erik Hyllvang

Fiskevårdsområden I Samverkan

Klarälven

Lars Emilsson, Hans Nordberg

Forshaga kommun

Lars Emilsson

Fortum

Birgitta Adell, senare Marco Blixt

Hagfors kommun

Anna Sjörs

Karlstad kommun

Sara Genell

Klarälvens vattenråd

Anna Sjörs

Munkfors kommun

Anna Grenholm

Rysjøen grunneierlag

Leif Nordnes

Sportfiskarna

Peter Belin, senare även Mikael Tuneld

SportfiskeAkademien Forshaga

Torbjörn Lundberg

Svensk-norska kalkningskommittén

Mats Rydström

Tolga kommune

Jo Esten Trøan

Torsby kommun

Thomas Stjernerhoff

Trysil elvelag BA

Snorre Grønnæss

Trysil fellesforening for jakt og fiske

Dag Arne Berget

Trysil kommune

Ole Martin Norderhaug

Varådalens grunneierlag

Leif Nordnes

Värmlands fiskevattenägarförbund

William Dickson

Adjungerande medlemmar har vid flera tillfällen deltagit i mötena med styrgruppen, projektgruppen och referensgruppen. Under projektet har det genomförts nio styrgruppsmöten, sex projektgruppsmöten och fem referensgruppsmöten. Möte har också hållits med miljöminister Lena Ek. Förutom de formella mötena har ett stort antal enskilda möten genomförts med organisationer inom såväl som utanför den formella projektorganisationen. Projektet har även genomfört två studieresor till USA för att studera lösningar på fiskvandningsproblematiken samt presenterat projektet på såväl nationella som internationella konferenser och seminarium.

Myndigheter och forskningsinstitutioner som inte ingick i den formella projektorganisationen men som ändå deltog aktivt i delar av projektarbetet var: Jordbruksverket, Statens veterinärmedicinska anstalt, Mattilsynet, Veterinærinstituttet, Norges vassdrags- og energiverk, Norsk institutt for Vannforskning, Høgskolen i Hedmark, Universitetet i Bergen, Kammarkollegiet, Umeå universitet, Naturvårdsverket,

Klarafors AB, Lantmäteriet, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Norconsult, Smith & Root Inc., Anchor QEA samt The National Oceanic and Atmospheric Administration.

Projektet har sedan våren 2011 använt sig av en egen hemsida, www.vanerlaxensfriagang.se. Syftet med hemsidan har varit att sprida information om projektet, till exempel presentationer och protokoll från

möten samt rapporter och resultat från fältverksamheten. Även omvärlds-information av betydelse för projektet har lagts ut på hemsidan.

Vem eller vilka som skrivit de olika delrapporterna som ingår i slutrapporten framgår av respektive delrapport (del 2). Projektledarna (redaktörerna) har skrivit övriga delar med undantag av följande:

Örjan Larsson, Länsstyrelsen i Värmlands län, har skrivit delar av kapitlen om lagstiftning och juridik.

Grete Algsten, Länsstyrelsen i Värmlands län, kapitlet om statusklassning och bedömning av ekologisk status, Sven-Åke Berglind, Länsstyrelsen i Värmlands län, avsnitten om effekter på strandmiljöerna och dess fauna och flora, rödlistan och översvämningsmygg. Jens Andersson, Länsstyrelsen i Värmlands län, kapitlet om geologi och vattenkemiska förhållanden (svenska delen) och Stefan Palm, Sveriges lantbruksuniversitet - SLU Aqua, har skrivit kapitlet om genetik.

INLEDNING OCH BAKGRUND

Gränsvattendraget Klarälven/Trysilelva/Femundselva har sin upprinnelse i sjön Femunden i Norge och utgör ca 400 km av Nordens längsta vattendrag (Göta älv) med ett avrinningsområde som täcker 10 % av Sveriges yta. Delar av älven och dess närområde utgör Natura 2000-områden, nationalparker, riksintresseområden (bland annat för naturvård och rörligt friluftsliv) samt hyser flera hotade arter och miljöer.

Laxbeståndet i älven betraktas idag som en genetiskt särpräglad glacialrelikt laxstam som i och med landhöjningen efter istiden blev kvar i den sjö som idag utgörs av Vänern. Klarälvlaxen är i ett globalt perspektiv en av mycket få sötvattenslevande storvuxna laxstammar, som ända sedan istidens slut vandrat fram och tillbaka mellan Vänern och sina huvudsakliga lekområden i Klarälven, Trysilelva och Femundselva. Älven har ytterligare drygt 20 fiskarter av vilka flertalet har ett mer eller mindre uttalat behov av att vandra uppströms och nedströms. Lake, asp och ål är även upptagna på den svenska rödlistan (Bjelke 2010).

Älvens hydro-/geomorfologi är speciell med en kombination av forsar, strömmar, näs, brinkar, strandrevlar, korvsjöar, meanderlopp och deltan. Till dessa miljöer finns många arter knutna och Klarälven är ett av Nordens atrikaste och mest intressanta vattendrag för strandorganismer, med ett stort antal mer eller mindre hotade arter ur ett nationellt perspektiv. Flera arter omfattas av nationella åtgärdsprogram för dess långsiktiga bevarande och deras livsmiljöer är hotade av mänskliga aktiviteter.

Problemen för laxen och öringen i älven startade tidigt. Redan under 1700-talet finns dokumenterade konflikter mellan svenska och norska laxfiskare, där de senare menade att fisket på svenska sidan gjorde att färre laxar tog sig upp till Trysil/Femundselva. Fortfarande kunde man dock under 1800-talet fånga uppemot 30 000 lax och öring varje år i den nedre delen av älven på svenska sidan. Under mitten/slutet av 1800-talet startade nätfisket efter lax i Vänern på

allvar, vilket fick negativa konsekvenser för fångsterna i älven. När de första kraftverken uppfördes i Klarälven kom så nästa stora motgång för laxen.

Den första dammen som sträckte sig över hela älvens bredd byggdes i slutet av 1800-talet och de första kraftverksdammarna anlades för Klarälvens del vid Deje (1904), Munkfors (1906), Forshult (1912), Forshaga (1912) och Krakerud (1921). Efter Krakerud följde anläggandet av kraftverk vid Skymnäs (1939), Skoga (1943) och Edsforsen (1948). På norsk sida, i Trysilelva, uppfördes Sagnfossens kraftverk (1943) och Lutufallets kraftverk (1963). Till följd av utbyggnaden förstördes många historiska lekområden och laxen hindrades från att nå stora delar av sina lek- och uppväxtområden.

Det klart största kraftverket i älven, Höljes, anlades 1961. Då denna utbyggnad även berörde norskt territorium var den tvungen att godkännas av båda ländernas myndigheter i enlighet med 1929 års vattendragskonvention. Under förarbetena var det stort fokus på de redan existerande kraftverken i älven och de negativa konsekvenser detta medfört för laxen (St. prop. nr. 110 1960-61). Både bland fiskbiologer och bland allmänheten i framförallt Norge fanns ett stort motstånd mot anläggandet av Höljes, då uppfattningen var att detta skulle betyda slutet för laxen i Trysil och Engerdal.

Som en följd av Höljesutbyggnaden enades de båda länderna den 22 juli 1969 om ett samarbetsavtal benämnt "Vänerlaxens fria gång". Syftet var att via olika försök utreda konsekvenserna av Höljes och de övriga kraftverken. Då utvecklingen hos laxbeståndet efter anläggandet av Höljes kraftverk mycket snabbt nådde kritiskt låga nivåer hamnade dock istället fokus på att rädda det som var möjligt. Projekt titeln till trots enades man därför om att skjuta upp frågan om fiskpassager till förmån för andra åtgärder, till exempel utsättning av smolt i både övre och nedre delarna av älven på svensk sida.

Den svenska delen av älven inklusive biflöden är idag utbyggd och reglerad med ca 70 kraftverksdammar och

regleringsdammar. I stort sett samtliga saknar villkor om fiskvägar och minimi-tappning. Nio av kraftverken är belägna i Klarälvens huvudfåra och i den norska delen av älven, Trysilelva, finns två kraftverk i huvudfåran och ett i tillflödena. Jämfört med de stora norrländska och för kraftändamål utbyggda vattendragen avviker dock Femund-/Trysil-/Klarälven genom att (delar av) vatten-systemet fortfarande hyser vilda lax- och öringpopulationer med förhållandevis stora outbyggda lek- och uppväxtområden, framförallt på den norska sidan. Även harren är starkt påverkad av alla vandringshinder och bestånden är fragmenterade och stationära (Petersson et al. 1990, Kjosnes et al. 2004). Andra i vattendraget förekommande utpräglat vandrande och hotade fiskarter med stort behov av kontinuitet i vattendraget är bland annat asp och ål.

Anläggandet av vattenkraftverk utan fungerande fiskpassager, hård beskattning av lax- och öringbestånden via fiske (framförallt under senare delen av 1800-talet), föroreningar och flottningsrensning har lett till att de vilda populationerna av lax och öring idag utgör spillror av vad de en gång var samt att ett stort antal andra vattenorganismer drabbats negativt.

Under vårvintern 2010 träffade Norges och Sveriges miljöministrar en skriftlig överenskommelse om ett nytt samarbete kring Vänerlaxen och det svensk-norsk vattendraget (Solheim 2010, Carlgren 2010). Projektet fick liksom i avtalet från 1969 namnet "Vänerlaxens fria gång" där "fria vandringsvägar" är ett centralt begrepp. Med "fria vandringsvägar" avses åtgärder för att nå så effektiv passage (uppströms och nedströms) förbi kraftverken som möjligt för att återställa vattendragets konnektivitet och skapa väl fungerande ekosystem. Högeffektiva fiskpassager bedöms vara en förutsättning för att säkerställa bland annat lax- och öringbestånden långsiktigt genom återetablering på beståndens forna reproduktionsområden i de svenska och norska delarna av älven.



Figur 1. Laxfiske i Sandkilfossen vid riksgränsen. Foto: Trysil kommune.

En stor skillnad jämfört med det tidigare bilaterala avtalet från 1969 är att det idag dels finns betydligt mer kunskap och erfarenhet om fiskpassagelösningar och biologi, och dels finns nationella miljömål, ny nationell lagstiftning och flera nya internationella förpliktelser som både Sverige och Norge har anslutit sig till. Centralt i detta arbete står EU:s vattendirektiv med dess förpliktelser om att uppnå god ekologisk status (eller i undantagsfall potential) till år 2021. Ramdirektivet för Vatten (2000/60/EG) har uppmärksammat att "Vatten är ingen vara vilken som helst utan ett arv som måste skyddas, försvaras och behandlas som ett sådant". Syftet med direktivet är att förhindra ytterligare försämringar i yt- och grundvatten, samt skydda och förbättra status hos akvatiska ekosystem och andra vattenberoende ekosystem (våtmarker, svämskogar m fl). Arbetet

ska bygga på försiktighetsprincipen, att förebyggande åtgärder bör vidtas och att förorenaren ska betala.

Vänerlaxen, liksom flera andra vattenorganismer, är också upptagna i EU:s art och habitatdirektiv, vilket innebär att åtgärder ska genomföras för att arterna ska bevaras långsiktigt.

Klarälvsaxen kan av flera anledningar ses som en symbolart för ett väl fungerande ekosystem: (1) Dess livsmiljö utgörs av vitt skilda ekosystem, från Väneren till stora älvar och bäckar. (2) Dess ursprungliga livsmiljö omfattade en mycket stor del av det norska och svenska avrinningsområdet – Väneren, Klarälven, Trysilelva, Femundelva med biflöden. (3) Den fordrar god vattenkemisk kvalitet. (4) Den fordrar fria vandringsvägar, uppströms och nedströms. (5) Den ställer höga krav på vattendragens morfologiska tillstånd. (6) Den är av stort värde ur ett

ekosystemperspektiv.

Eftersom denna rapport i hög grad handlar om vild lax och öring av Klarälvsursprung kommer begreppen Klarälvsax och Klarälvsöring hädanefter att syfta på vild sådan, såvida inte annat anges.

Mot ovanstående bakgrund har det aktuella Vänerlaxprojektets viktigaste syften och långsiktiga mål varit följande:

Syften:

- att utreda älvens potential för lax- och öringproduktion – idag och i framtiden
- att genom ekologiska och genetiska undersökningar öka kunskapen om laxen och öringen samt dess livsmiljö
- att utreda vilka åtgärder som är nödvändiga för att långsiktigt säkra laxens fortlevnad och öka populationernas numerär
- att utreda ekologisk status och viktiga påverkanskällor samt föreslå åtgärder



Figur 2. En grundläggande målsättning med projektet är att återskapa vandringsvägar för Vänerlaxen till och från de stora oreglerade strömmarna och forsarna i Femundselva. Bilden visar en strömsträcka vid Elvbrua, Engerdal. Foto: Tore Qvenild

Långsiktiga mål:

- Återuppbyggnad av det vilda lax- och öringbeståndet i Femund-/Trysil-/Klarälven samt i Vänern
- Fria vandringsvägar för lax, öring och andra vandrare fiskarter
- God ekologisk status eller potential enligt EU:s ramdirektiv för vatten
- Hållbar och utvecklad sportfisketurism för främjande av den lokala näringslivsutvecklingen.

Projektet påbörjades formellt den 1 januari 2011. Dåvarande landshövding Eva Eriksson skrev vid sin avgång så här om arbetet (Nyman 2012). *"Jag vill också nämna arbetet med att underlätta för lax och öring som vill upp i övre delarna av Klarälven och vattendragen i Trysilområdet för att leka. Här har ett samarbete inletts med våra norska grannar. Exempelvis utplanterades i februari 2012 ägg från Vänerlax i Trysilelva. Jag har engagerat mig starkt i arbetet och hoppas det blir framgångsrikt. Vad vore Vänern och Klarälven utan sina speciella laxar och öringar? Lyckas vi inte bevara dessa arter vore det en förlust för miljöarbetet men vi vore även en viktig turistattraktion fattigare".*

Rapportens upplägg och disposition

För att uppnå miljö kvalitetsnormerna

enligt vattenförvaltningen krävs att det görs avrinningsområdesvisa åtgärdsprogram (Vattenförvaltningsförordningen 2004:660). I denna rapport presenteras ett underlag för detta åtgärdsprogram vilket är nödvändigt för att nå framgång i åtgärdsarbetet. Det är också ett programunderlag för att uppnå gynnsam bevarandestatus för utpekade naturtyper och arter enligt habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEG) samt arter upptagna på rödlistan (Bjelke 2010) eller i nationella åtgärdsprogram (för hotade arter) (Naturvårdsverket 2014a).

Del 1 innehåller redogörelser baserade på insamling, analys och utvärdering av befintlig information och data för i huvudsak perioden fram till och med projektets start (2011). Exempel på ämnesområden är lagstiftning och miljömål, älvens vattenkemiska, morfologiska, hydrologiska och ekologiska status, fångster av lax och öring, kraftverken och dess miljöpåverkan, laxens och andra arters (till exempel andra vandrare fiskar och strandinsekter) biologi och nuvarande status. Rapportens första del innehåller även historiska beskrivningar om laxens och öringens utbredning samt fångster i älv och sjö.

Del 2 redovisar de delprojekt som pågått mer eller mindre parallellt under hela projektperioden, och som

i huvudsak omfattat fältundersökningar under perioden 2011-2014. Delprojekten har genomförts antingen i Länsstyrelsen i Värmlands län eller i Fylkesmannen i Hedmarks regi, oftast på uppdrag av projektägarna och i samarbete med andra svenska och norska organisationer. Delprojekten har i många fall utgjorts av tillämpad forskning och till exempel handlat om laxens vandringar och genetik, älvens fisksamhälle, vattenregleringens effekter på strandvegetation och åtgärdsförslag avseende miljöanpassad vattenreglering, fiskpassager och biotoprestaurering. I flera fall är delrapporterna sammanfattande redogörelser av större huvudrapporter som tagits fram inom projektet. Arton delrapporter är skrivna på svenska och fem på norska. De delrapporter eller kapitel som författats av andra än Länsstyrelsen och Fylkesmannen speglar inte nödvändigtvis ett ställningstagande från Länsstyrelsens respektive Fylkesmannens sida och vice versa. Författarna till respektive text i slutrapporten ansvarar själva för innehåll, slutsatser, ställningstaganden och språkriktighet.

Den avslutande delen utgör en diskussion och sammanfattning av resultaten samt åtgärdsförslag baserade på projektets olika aktiviteter och målsättningar.

DEL 1

Lagstiftning och miljöpolitik	16	Vattendragskonventionen 1905.....	43
Kraftverkens tillstånd och villkor.....	16	Kraftverken	43
Nationella miljö kvalitetsmål och miljömål	16	Upptransporterna startade 1931	45
Ramdirektivet för vatten	17	1969-avtalet.....	47
Förnybardirektivet	18	De första planerna på smoltfällor	48
Natura 2000	18	Fredningen av Strängsforsen.....	48
Artskyddsförordningen	20	Generella ekologiska effekter av dammbyggnader, kraftverk och vattenreglering	49
Miljöbalken (1998:808)	21	Klarälvslax och öring.....	50
Riksintresseområden	21	Övriga vandrande fiskarter	53
Förbud och skydd mot vattenkraftutbyggnad.....	22	Strandmiljöerna och dess fauna och flora	55
Fiskeförvaltning.....	22	Rödlistade arter	57
Åtgärdsprogram för hotade arter	22	Översvämningsmygg	57
Riksintressanta fiskstammar	22	Flottning och flottledsrensningar	59
Älven och dess avrinningsområde.....	23	Biotopvårdsåtgärder	61
Göta älv		Ny statusklassning och bedömning av ekologisk status.....	61
- Nordens längsta vattendrag	23	Vänerlaxen.....	65
Femundselva.....	25	Övriga stammar av lax och öring.....	65
Trysilelva	25	Klarälvslaxens och öringens utbredning och vandringar	67
Klarälven.....	25	Laxfisket i älven.....	70
Biflöden till Femundselva, Trysilelva och Klarälven.....	27	Laxfisket i Vänern	75
Vänern - Europas tredje största sjö	34	Forshaga centralfiske - en indikator på utvecklingen	77
Övriga större sjöar i huvudfåran.....	35	Vänerlaxens livshistoria.....	80
Vattenföring och temperatur - klimatförändringar?	35	Vikt och längd	80
Vattenföring.....	35	Lekvandring, lekplatser och tidpunkt	82
Har Femund-/Trysil-/Klarälven blivit varmare?	36	Uppväxt, smoltifiering och utvandring	83
Har Vänern blivit varmare?	37	Tillväxt, könsmognad och uppehållstid i Vänern före första lekvandring	85
Vattentemperaturen i biflödena	37	Genetik	86
Geologi, vattenkemiska förhållanden, försurning och kalkning	37	Smoltutställningar.....	90
Ett produktivt vattendrag	39	Fisksjukdomar	91
Fiskarternas utbredning	39	Miljögifter	93
Ett populärt fiskevatten.....	40		
Älvsystemets utbyggnad.....	43		

LAGSTIFTNING OCH MILJÖPOLITIK

När planer finns på att utnyttja ett vattendrag för vattenkraft påverkas många intressen. När det gäller de miljörelaterade, som till exempel bevarandeperspektiv, biologisk mångfald och fiske, betyder en utbyggnad ofta stora förändringar. De flesta domar för kraftverken i Klarälven och Trysilelva är meddelade enligt äldre lagstiftning som, utifrån de intressen som gjorde sig gällande vid tiden för domarnas tillkomst, var starkt exploateringsinriktad och tog liten hänsyn till övriga värden som t ex naturen, fisken och fisket. Under de senaste åren har det dock från samhällets sida, i både Sverige och Norge, växt fram allt starkare fordringar på en bättre miljöanpassning av vattenkraften, via till exempel fiskvägar och naturliga flödesregimer.

I detta kapitel redogörs för de juridiska fundamenten för energiutnyttjande av älven samt ett urval lagar, direktiv och föreskrifter som direkt eller indirekt reglerar vattenkraften och andra intressen knutna till vattenmiljön (naturen, det rörliga friluftslivet, landsbygdsutveckling m m).

Kraftverkens tillstånd och villkor

Enligt 1918 års svenska vattenlag (1918:812) skulle det finnas sex vattendomstolar som utfärdade tillstånd för vattenkraft. Klarälven låg under Västerbygdens vattendomstol, varifrån alla de gamla tillstånden och villkoren för kraftverken har utfärdats. Delar av den äldre vattenlagen ersattes av Vattenlagen (1983:291), vilken i sin tur upphävdes 1998 då en del av reglerna infogades i Miljöbalken (1998:808). Därmed övertogs vattendomstolarnas verksamhet av miljödomstolar, och senare av mark- och miljödomstolar.

Bestämmelserna om omprövning och återkallelse i 24 kap. miljöbalken är exempel på sådana särskilt föreskrivna fall då inskränkningar i rättigheter enligt ett rättskraftigt tillstånd kan ske, under förutsättning att vissa närmare föreskrivna förutsättningar är uppfyllda. Ett annat sådant exempel är

föreskrifter enligt 7 kap. 20 § miljöbalken om skyddsåtgärder, begränsningar och andra försiktighetsåtgärder för verksamheter inom ett av regeringen bildat miljöskyddsområde.

Möjligheten att bilda miljöskyddsområde enligt miljöbalken har, såvitt är känt, hittills inte använts i något fall. Det fanns tidigare en skyddsform av motsvarande slag i miljöskyddslagen, även om förutsättningarna för skydd inte var riktigt desamma. Den skyddsformen kom bara att användas i två fall, nämligen för Ringsjön i Skåne och Laholmsbukten. Föreskrifter för ett skyddat område fick enligt den tidigare lagstiftningen inte innebära ändring i meddelade tillstånd. Den begränsningen har numera bortfallit. Med hänsyn bl.a. härtill framstår bildandet av ett miljöskyddsområde för t.ex. Klarälvens avrinningsområde som ett intressant alternativ till de mer resurskrävande instituten återkallelse och omprövning för att åstadkomma miljöförbättrande åtgärder vid vattenkraftverken i Klarälven.

Vattenverksamhetsutredningen har i sitt delbetänkande Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler (SOU 2013:69) föreslagit ett system med ny prövning av bl.a. tillstånd som har prövats före miljöbalkens ikraftträdande. Förslaget innebär i princip att länsstyrelsen ska kunna förelägga verksamhetsutövare att inom viss tid ansöka om tillstånd för fortsatt drift av verksamheten och/eller bibehållande av anläggningen, om verksamheten drivs med stöd av tillstånd enligt äldre lagstiftning eller äldre rättigheter. Om detta förslag, med eventuella justeringar, leder till lagstiftning kan det i syfte att genomföra miljöförbättringar även finnas skäl att använda institutet ny prövning framför omprövning eller återkallelse.

På den norska sidan finns två kraftverk i huvudfåran – Sagnfossen och Lutufallet. Sagnfossens kraftverk stod klart 1945 (ombyggdes 2009). I koncessionen (d.v.s. tillstånd) från 2002 är Fylkesmannen i Hedmark

delegerat ansvaret att förelägga om miljökrav. Lutufallets kraftverk anlades mellan 1962-64 av Hedmark fylkeskommune. På den tiden var kommunala kraftverk undantagna koncessionsplikten. Tillstånd gavs av Kgl. res. den 30 juni 1961. I samband med övergången till aktiebolag 1991 blev Hedmark Energi AS tvingade att söka koncession på förvärvet av Fylkesselskapets fallrättigheter. I koncession meddelad den 24 maj 1991 ingick villkor om "landskapsförhållanden", men inget specifikt om fiske.

Nedan redovisas de huvudsakliga lagar, förpliktelser och direktiv som projektets mål vilar på.

Nationella miljö kvalitetsmål och miljömål

Ekosystemen är gränsoverskridande och organismer behöver röra sig naturligt över nationsgränser. I en global, strategisk plan, Nagoyaplanen (2010), fastställdes 20 delmål med åtgärder för att stoppa förlusten av biologisk mångfald. EU:s strategi för biologisk mångfald är ett led i genomförandet av Nagoyaplanen.

Strategins övergripande mål är att stoppa förlusten av biologisk mångfald och ekosystemtjänster senast år 2020, även på global nivå, och i möjligaste mån återställa dessa (Miljömålsportalen 2014).

Enligt den kommission som leddes av Gro Harlem Brundtland 1987, är hållbar utveckling "en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov". De tre dimensionerna av hållbar utveckling - den ekonomiska, sociala och miljömässiga - ska samstämmigt och ömsesidigt stödja varandra. Vid FN:s toppmöte om hållbar utveckling i Johannesburg 2002 erkändes begreppet hållbar utveckling som en överordnad princip för FN:s arbete.

Sveriges riksdag har fattat beslut om ett antal miljö kvalitetsmål (Miljömålsportalen 2014).

Miljömålen är inte bindande men utgör styrmedel vilket innebär att de kan uppnås genom att använda verktyg såsom lagstiftning (miljöbalken, fiskerilagstiftning etc.) eller direkta fysiska åtgärder finansierade av offentliga eller privata medel. *Generationsmålet* är det övergripande målet för miljöpolitiken och innebär att vi till nästa generation ska lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. De 16 *miljökvalitetsmålen* anger det tillstånd i den svenska miljön som miljöarbetet ska leda till. Ett av dessa är *Miljökvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag*.

"Levande sjöar och vattendrag" preciseras så att med målet avses bl.a. att:

- sjöar och vattendrag har minst god ekologisk status eller potential och god kemisk status i enlighet med förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön,
- oexploaterade och i huvudsak opåverkade vattendrag har naturliga vattenflöden och vattennivåer bibehållna,
- sjöar och vattendrags viktiga ekosystemtjänster är vidmakthållna,
- sjöar och vattendrag har strukturer och vattenflöden som ger möjlighet till livsmiljöer och spridningsvägar för vilda växt- och djurarter som en del i en grön infrastruktur,
- naturtyper och naturligt förekommande arter knutna till sjöar och vattendrag har gynnsam bevarandestatus och tillräcklig genetisk variation inom och mellan populationer,
- hotade arter har återhämtat sig och livsmiljöer har återställts i värdefulla sjöar och vattendrag

Utgångspunkten för restaurering av vattendrag är uppfyllelse av de delar av generationsmålet *Levande sjöar och vattendrag* som syftar till att bevara och återfå biologiska värden. De typer av restaureringsåtgärder som ingår i delmålet är fysiska, hydrologiska och biologiska åtgärder i vattendrag och

strandzon. Inom Klarälvens avrinningsområde finns många objekt som är nationellt särskilt värdefulla eller nationellt värdefulla för naturvården, fiskevården och kulturmiljövården, till exempel huvudfåran samt laxförande biflöden som Höljan, Femtan och Tåsan (Naturvårdsverket 2007a) (Figur 5).

Ett annat miljökvalitetsmål är "*Ett rikt växt- och djurliv*" vilket preciseras så att med målet avses bl.a. att:

- Bevarandestatusen för i Sverige naturligt förekommande naturtyper och arter är gynnsam och för hotade arter har statusen förbättrats samt att tillräcklig genetisk variation är bibehållen inom och mellan populationer.
- Ekosystemen har förmåga att klara av störningar samt anpassa sig till förändringar, som ett ändrat klimat, så att de kan fortsätta leverera ekosystemtjänster och bidra till att motverka klimatförändringen och dess effekter.

Bedömningen är att det med de i dag beslutade eller planerade styrmedlen inte är möjligt att i varken Värmland eller Sverige som nation nå miljökvalitetsmålet till år 2020 (Miljömålspotentialen 2014).

Norge har mål för miljöpolitiken med sex olika områden där det för varje område finns ett eller flera nationella miljömål som visar vad regeringen vill uppnå (Miljøstatus 2014). Målen följs upp genom indikatorer som ger ett underlag för att bedöma trender i förhållande till målen. Mål är antingen knutna till ett önskat miljöstillstånd eller till en påverkan av miljöstillstånden. Ett område är *Naturmangfold* med tre miljömål:

- Ekosystemen ska ha gott tillstånd och leverera ekosystemtjänster.
- Inga arter och naturtyper ska utrotas, och utvecklingen hos hotade och nära hotade arter och naturtyper ska hindras.
- Ett representativt urval av norsk natur ska bevaras för kommande generationer.

Ramdirektivet för vatten

EUs Ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) trädde i kraft år 2000. Härigenom förbinder sig medlemsländerna att ta fram mål, åtgärdsprogram och förvaltningsplaner för respektive lands sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten. Sverige implementerade vattendirektivet genom Vattenförvaltningsförordningen år 2004 (2004:660). I Norge antogs Vannforskriften (15.12.2006 nr 1446) genom Kongelig resolusjon och trädde i kraft 2007.

Syftet med direktivet är att allt vattenanknutet arbete ska samordnas för att samla och effektivisera arbetet, där målet är att säkra en hållbar förvaltning av våra vattenresurser. Arbetet sker avrinningsområdesvis, vilket ställer högre krav på samarbete över kommun-, läns- och landsgränser. En central punkt i arbetet är samverkan på lokal nivå, där alla medborgare och aktörer ska ges möjlighet att bidra med kunskap och engagemang. Därigenom skapas insikt och förståelse om att vi alla har ansvar för vatten som är den viktigaste resursen i samhället.

Kunskap om våra vatten sammanställs för att kunna bedöma vilken status vattnet har utifrån vattenkvalitet, vattentillgång och miljöförhållanden för de organismer som lever i och vid vatten. Målet är att alla vatten ska uppnå miljökvalitetsnormen god status. För de vatten som inte uppnår målet ska åtgärder genomföras. Vissa vatten har lägre miljökrav på grund av att samhällsviktig verksamhet får tillåtas ha en viss påverkan. Gemensamt för alla vatten är att vi ska nyttja vattenresurserna varsamt och säkerställa att vattenmiljöerna inte försämras.

Alla sjöar och vattendrag ska uppnå God ekologisk status (GES). Enligt direktivet ska nuvarande ekologisk status klassificeras (Havs- och Vattenmyndigheten 2013), där bedömningen baseras på biologiska undersökningar i första hand. Som stöd bedöms även den vattenkemiska livsmiljön, samt flöden och den fysiska miljön (hydromorfologiska kvalitetsfaktorer såsom

vandringshinder, flöden, strukturer i fåror och strandzoner). För att uppnå god ekologisk status måste därför goda förutsättningar finnas i den akvatiska livsmiljön. Biologiska undersökningar saknas dock i många vatten och de som finns har ofta till syfte att övervaka kalkningens effekter eller övergödningsproblem. I dessa fall får en rimlighetsavvägning göras så att klassificeringen av ekologisk status stämmer överens med de hydromorfologiska parametrarna. Statusbedömningen görs enligt en fem-gradig skala: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status.

Vissa vatten är påverkade av samhällsviktiga funktioner (såsom produktion av vattenkraft) där hydromorfologiska förändringar (flödesförändringar, vandringshinder, rensning av vattendrag) har lett till att det inte går att uppnå god ekologisk status utan att kraftigt inverka på pågående verksamhet. Dessa vatten har pekats ut som Kraftigt modifierade vatten (KMV), och där ska samhällsekonomiskt rimliga åtgärder genomföras och målet blir då God ekologisk potential (GEP). Skillnaden blir därmed att i naturliga vatten kan alla nödvändiga åtgärder genomföras så att GES kan uppnås, då de inte har negativ påverkan på samhällsviktiga funktioner. I KMV blir målsättningen lägre då de åtgärder som försvårar pågående verksamheter inte kan genomföras.

Ökade kunskaper om fisken och dess miljö och införandet ramdirektivet i svensk lagstiftning har inneburit att synen på vandringsmöjligheternas betydelse för fisk och andra organismer har förändrats. I direktivet betonas värdet av biologisk mångfald och det akvatiska ekosystemets struktur och funktion. Ekosystemets status ska vara god eller hög för de arter som idag finns och de som slagits ut som en följd av mänskliga aktiviteter. I princip innebär detta att vattendragets funktion som kontinuerlig vandringsväg för fisk och andra organismer behöver återupprättas eller säkras.

Förnybardirektivet

Sverige ska enligt EU-överenskommel-



Figur 3. Klarälvslaxen är särskilt skyddsvärd ur ett europeiskt perspektiv och omfattas därför av det bindande Habitatdirektivet, bilaga 2. Foto: Länsstyrelsen i Värmland

sen om nationell bördefördelning av målet om förnybar energi (2009/28/EG) nå en andel av förnybar energi på 49 % år 2020. Sverige har ytterligare höjt ambitionen till att andelen förnybar energi ska uppgå till minst 50 % av den totala energianvändningen. Den totala andelen energi från förnybara energikällor i Sverige uppgick år 2009 och 2010 till drygt 47%. Det innebär att ökningen av förnybar energi skett snabbare än den prognos som redovisades i Sveriges handlingsplan för förnybar energi (motsvarande nivå nåddes då först 2015/2016) (Energimyndigheten 2011). Analyser visar att den förnybara energianvändningen bör kunna vara åtminstone 60 procent i Sverige till 2030. Det kan ske med framförallt mer förnybar elproduktion, biodrivmedel och effektivare energianvändning. Det kommer troligen leda till en ännu störrelexport från Sverige och samtidigt ge lägre elpriser för svenska konsumenter (Energimyndigheten 2014).

Natura 2000

Natura 2000 är ett nätverk av områden som alla EU:s medlemsstater ska skapa enligt två bindande EG-direktiv, Habitatdirektivet (rådets direktiv 92/43/

EEG) och Fågeldirektivet (rådets direktiv 79/409/EEG) (Naturvårdsverket 2003, Naturvårdsverket 2014b). Syftet är att bidra till bevarandet av den biologiska mångfalden inom gemenskapen där alla länderna ansvarar för att säkra sin del av det som naturen kräver, för likt luftföroreningar känner fåglar, vattendrag och annan biologisk mångfald inga nationsgränser. Medlemsländerna ska se till att naturtyperna och arterna har gynnsam bevarandestatus, d v s att de finns kvar i en långsiktigt hållbar omfattning genom att vidta bevarandeåtgärder. Vidare finns bestämmelser som ska hindra att verksamheter och åtgärder kan skada eller störa de arter och naturtyper som Natura 2000-områdena valts ut för. De omfattar även åtgärder som sker utanför områdena. Alla beslutade Natura 2000-områden har även status av riksintresse enligt 4 kap miljöbalken. Målet att upprätthålla gynnsam bevarandestatus kopplar i sin tur till målet om att bevara biologisk mångfald inom EU, vilket förväntas bidra till det överordnade målet för hela samhällsutvecklingen inom EU; att uppnå en hållbar utveckling.

Med *bevarandestatus för en livsmiljö* avses summan av de faktorer som

påverkar en livsmiljö och dess typiska arter och som på lång sikt kan påverka dess naturliga utbredning, struktur och funktion samt de typiska arternas överlevnad på lång sikt. En livsmiljös bevarandestatus anses gynnsam när dess naturliga eller hävdbetingade utbredningsområde och de ytor den täcker inom detta område är stabila eller ökande, den särskilda struktur och de särskilda funktioner som är nödvändiga

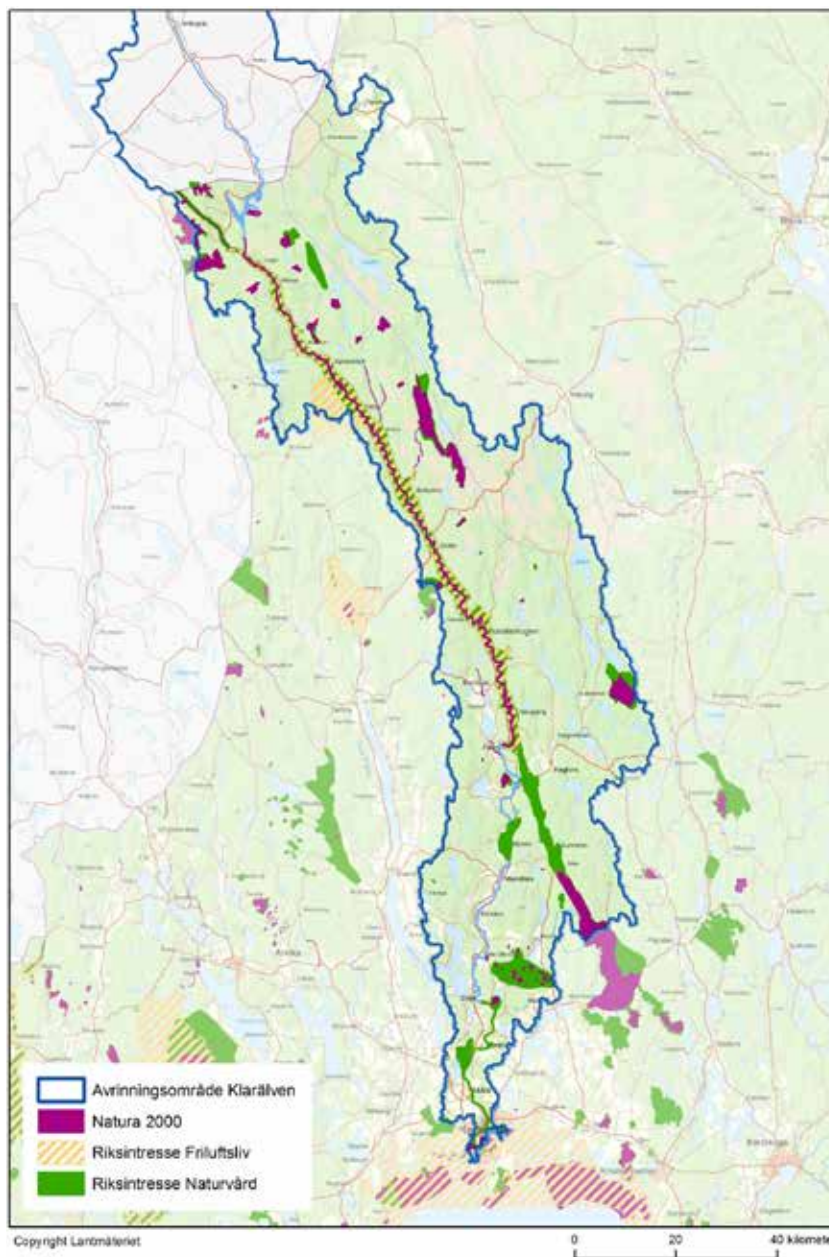
för att den skall kunna bibehållas på lång sikt finns och sannolikt kommer att finnas under en överskådlig framtid samt att, bevarandestatusen hos dess typiska arter är gynnsam.

Med *bevarandestatus för en art* avses summan av de faktorer som påverkar den berörda arten och som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos dess populationer. En arts bevarandestatus anses gynnsam

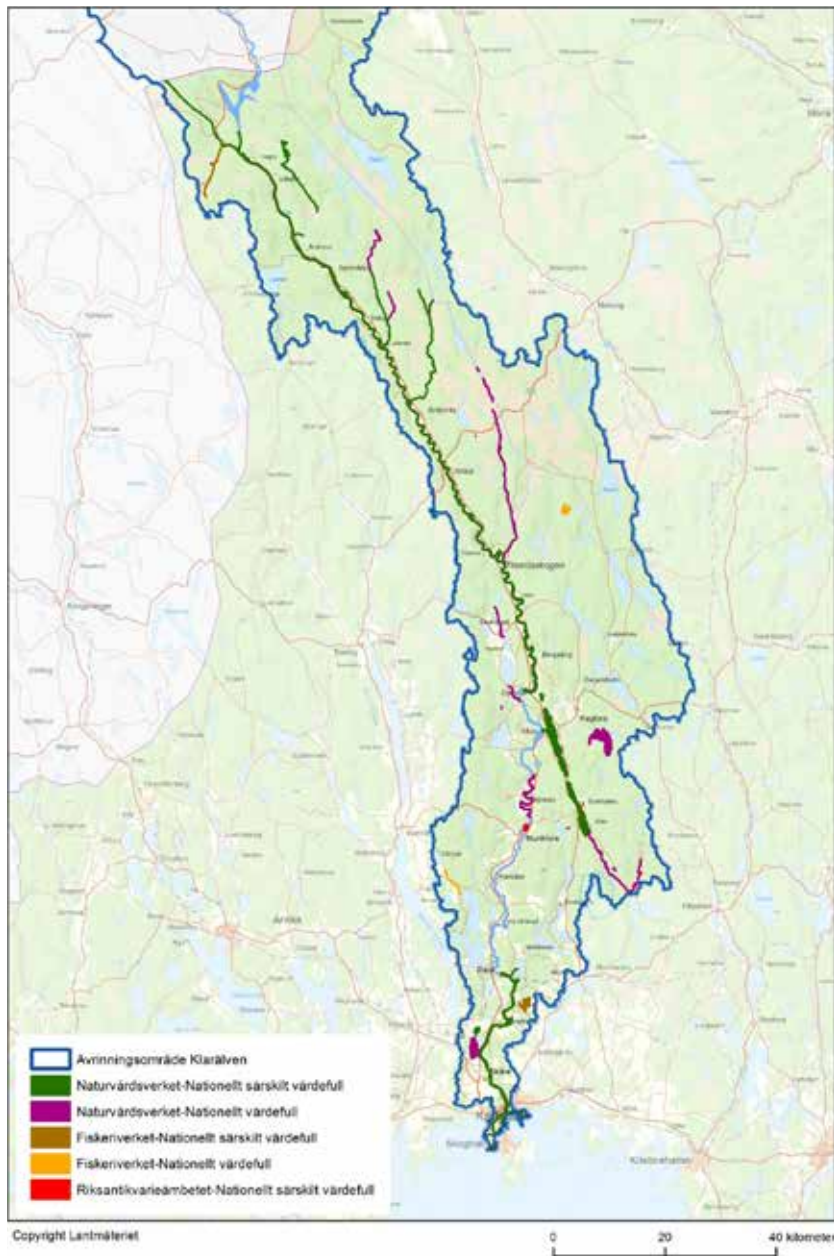
när uppgifter om den berörda artens *populationsutveckling* visar att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö, artens naturliga eller hävdbetingade *utbredningsområde* varken minskar eller sannolikt kommer att minska inom en överskådlig framtid, och det finns och sannolikt kommer att fortsätta att finnas en tillräckligt stor livsmiljö för att artens populationer skall bibehållas på lång sikt.

Enligt bevarandeplanen (utkast) är syftet med Natura 2000-området *Klarälven, övre delen* att upprätthålla gynnsam bevarandestatus för naturtypen *naturligt större vattendrag av fennoskandisk typ* samt lax på biogeografisk nivå (figur 3-4) (Länsstyrelsen i Värmlands län 2014a, opubl). För Klarälven och laxen ska uppnå och bibehålla gynnsam bevarandestatus bör bl. a. nedanstående förutsättningar uppfyllas:

- Förbättrade förhållanden avseende vattenföring och flödesdynamik.
- Ingen eller obetydlig påverkan av fragmentering (dämmen och andra vandringshinder), kanalisering, invallning, flottledsrensning m m.
- Fria vandringsvägar i anslutande vattensystem.
- Naturliga omgivningar med strandskog/svåmskog, våtmarker, sandbankar och mader. I låglänta delar och på finkorniga jordar där vattendragen tillåts meandra karaktäriseras den naturliga närmiljön av omväxlande erosions- och sedimentationspartier med regelbundet blottlagd jord/sand och förekomst av branta strandbrinkar.
- Naturlig artsammansättning utan negativ inverkan av främmande arter eller fiskstammar.
- Laxen har tillgång till utbyggda vattendrag där ut- och uppvandring inte hindras och i dessa vattendrag ska dessutom lämpliga lek- och uppväxtområden finnas. Tillräckligt god vattenkvalitet krävs beträffande pH, miljögifter och närsalter, både i vattendragen och i Vätern.



Figur 4. Natura 2000-områden och riksintresseområden för naturvården och friluftslivet inom Klarälvens avrinningsområde (vissa utpekanden ligger omlott och syns därför inte).



Figur 5. Nationellt särskilt värdefulla respektive nationellt naturmiljöer, kulturmiljöer och fisk/fiskemiljöer inom Klarälvens avrinningsområde. (En del områden överlappar varandra och syns därför inte på denna bild).

Hotbilder mot *Naturliga större vattendrag av fennoskandisk typ* och/eller *Lax* (några exempel):

- Reglering av vattenföringen
- Vandringshinder
- Kanalisering, fördjupning och invallning
- Ovarsamt skogsbruk i vattendragets omgivning

Naturtypen *Vattendrag med flytbladsvegetation eller akvatiska mossor* är enligt habitatdirektivet bilaga 1 utpekad i Natura 2000-områdena *Höljan* (utpekad art: lax), *Fämtan* (lax), *Likan*, *Grundan*, *Noret* och *Brattforsbuden* (Länsstyrelsen i Värmlands län 2014b, opubl; Länsstyrelsen i Värmlands län, Dnr 511-6745-05). Därutöver hyser Natura 2000-området *Klarälvsdeltat* flera i habitatdirektivet

utpekade naturtyper (*Fuktängar med blåtåtel eller starr*, *Lövsumpskogar av fennoskandisk typ*, *Alluvial lövskog som tidvis är översvämmad*, *Naturliga eutrofa sjöar med nate eller dybladsvegetation*) med bl a asp (*Aspius aspius*) och citronfläckad kärrtrollslända som utpekade arter enligt habitatdirektivet bilaga 2 (92/43/EEG) (Länsstyrelsen i Värmlands län 2014a, opubl). Även i Natura 2000-områdena *Pannkakan* (511-6758-05), *Ådrans älvskogar* (511-6773-05), *Kaplanholmen* (511-6601-05), *Edeby* (511-6091-05), *Knappnäs* (511-6077-05) och *Ginbergsängen* (511-6092-05) utgörs den utpekade naturtypen av *Alluvial lövskog, som tidvis är översvämmad*. I Natura 2000-området *Näs* (511-1279-05) ingår bl a naturtypen *Fuktängar med blåtåtel eller starr* med ävjeplört som utpekad art, vilken även är utpekad i *Knappnäs* Natura 2000-område (Länsstyrelsen i Värmlands län 2014a, opubl). Lax och asp (*Aspius aspius*) ingår som utpekade arter i Natura 2000-områdena *Värmlandsskärgården* (511-11580-05) och *Lurö-Millersvik* (511-11579-05) i Vänern. Andra kända sötvattenlevande arter som förekommer i Klarälven med biflöden och som är upptagna i habitatdirektivet bilaga 2 (92/43/EEG) men som inte är utpekade i något Natura 2000-område är flodpärlmussla, stensimpa, bred paljett-dykare, större vattensalamander, utter, härklomossa, käppkrokmossa, mikroskapania och kungsfiskare. Hela eller delar av Natura 2000-områdena *Kaplanholmen*, *Brattforsbuden*, *Pannkakan*, *Edeby*, *Ådrans älvskogar*, *Klarälven övre delen* (mycket liten del) är skyddade som naturreservat för att bevara värdefull natur och hotade växt- och djurarter (Länsstyrelsen i Värmlands län 2014b). Även objekten *Rustad strandskog* och *Hästkoholmen* vid Klarälven är naturreservat.

Artskyddsförordningen

Reglerna härstammar dels från habitatdirektivet och fågeldirektivet, dels från svenska fridlysningsregler (Naturvårdsverket 2009). Skälet till att arter fridlysts kan vara att dess fortlevnad är hotad på grund av att den är sällsynt och samtidigt



Figur 6. Klarälvens enda kvarvarande forssträcka, Strängsforsen, är skyddad mot vattenkraftutbyggnad och av riksintresse för naturvården och friluftslivet. Foto: Tony Sahlberg.

attraktiv för insamling hos allmänheten. I artskyddsförordningens bilaga 1 har djur- och växtarter olika markeringar beroende på behovet av skydd. Stort N betyder att arten kräver noggrant skydd enligt art- och habitatdirektivet. Arten har upptagits i direktivets bilaga 4. De sötvattensarter och strandarter som är markerade i Artskyddsförordningen med ”N” och är registrerade inom Klarälvens avrinningsområde (exkl Rogenområdet och Transtrandsfjällen) under den senaste 25-årsperioden är följande: backsvala, bred kärrtrollslända, bred paljettdykare, bredkantad dykare, brun gräsfjäril, brunlångöra, citronfläckad kärrtrollslända, gråskimlig fladdermus, kungsfiskare, mustaschfladdermus, nordfladdermus, större brunfladdermus, större vattensalamander, utter, vattenfladdermus, åker-groda och ävjepilört (Artportalen 2014).

Miljöbalken (1998:808)

Miljöbalken syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer kan leva i en hälsosam och god miljö. Den ska

tillämpas så att

- människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter oavsett om dessa orsakas av föroreningar eller annan påverkan.
- värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas så att den biologiska mångfalden bevaras.
- mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.
- återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås.

Enligt miljöbalken får vattenverksamhet bedrivas endast om dess fördelar från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna samt skadorna och olägenheterna av den. En vattenverksamhet ska utföras så att den inte försvårar annan verksamhet som i framtiden kan antas beröra samma vattentillgång och som främjar allmänna eller enskilda

ändamål av vikt. Detta krav gäller om vattenverksamheten kan utföras på detta sätt utan oskälig kostnad. Den som vill bedriva en vattenverksamhet som kan skada fisket är skyldig att utan ersättning vidta och för framtiden underhålla behövliga anordningar för fiskens framkomst eller fiskets bestånd, släppa fram vatten för ändamålet samt iaktta de villkor eller förelägganden i övrigt som på grund av verksamheten kan behövas till skydd för fisket i det vatten som berörs av vattenverksamheten eller i angränsande vattenområde. Om nyttan av en ifrågasatt anordning eller ett villkor eller ett föreläggande inte skäligen kan anses motsvara den kostnad som verksamhetsutövaren därigenom skulle förorsakas, kan verksamhetsutövaren befrias från en sådan skyldighet.

Riksintresseområden

Riksintresseområdena regleras i 3 kap miljöbalken - de grundläggande hushållningsbestämmelserna.

Riksdagen har i 4 kap miljöbalken angivit vilka områden som är av

riksintresse i sin helhet med hänsyn till natur- och kulturvärden. Det gäller ett stort antal områden, bl a nationalälvarna och älvsträckor i andra vattendrag. Till denna typ av riksintresseområden hör också Natura 2000-områdena. Att ett område är av riksintresse för ett visst ändamål innebär att detta ska ges företräde framför andra allmänna och enskilda intressen när frågor om markanvändning avgörs. Det viktiga för bedömningen av ett område är om riksintressevärdena kan skadas påtagligt och om konkurrerande riksintressen i samma område finns.

Naturvårdens riksintresseområden är skyddade enligt 3 kap 6 § miljöbalken och utgör huvuddragen i och de mest värdefulla i ett svenskt perspektiv. För att ett område ska vara av riksintresse för friluftslivet ska det ha stora friluftslivsvärden sett i ett nationellt perspektiv på grund av särskilda natur- och kulturkvaliteter, variationer i landskapet och god tillgänglighet för allmänheten. Området kan vara av särskilt stort intresse om det hyser unika och hotade eller sårbara naturtyper eller arter (Naturvårdsverket 2005).

Ett av Värmlands riksintresseområden för naturvård utgörs av Klarälvens forssträcka, meandersträckan och en i söder sjöfylld sprickdal (Klarälvdalen – Sunnemodalen) (Figur 6). Föreskrifterna för bevarande av de unika sjövandrande lax- och öringstammarna samt harren är bl. a. att fri uppvandring för lax och öring från Vänern med fiskvägar och att Klarälvens övre forssträcka samt vissa biflöden biotopvårdas och återställs som lek- och uppväxtområden (Länsstyrelsen i Värmlands län 1988a). Det geografiska läget, i Sverige och i Skandinavien, är vad som tillsammans med bestånden av laxartad fisk gör sträckan värdefull ur sportfiskesynpunkt. I Klarälvdalen finns en mycket stor potential för utveckling av en sportfiskebaserad, säsongsförlängande turism. Korttidsregleringen av vattenföringen försämrar dock avsevärt sportfiskets möjligheter (Länsstyrelsen 1988b). Fritidsfisket omfattas av riksintresse-

områdena för naturvård och det rörliga friluftslivet (Fiskeriverket 2006).

Förbud och skydd mot vattenkraftutbyggnad

Vattenkraftverk samt vattenreglering eller vattenöverledning för kraftändamål får inte utföras i Klarälven mellan Kärrbackstrand och Edebäck enligt 4 kap 6 § miljöbalken. Trysilelva blev skyddad mot vattenkraftutbyggnad genom Verneplan I av Stortinget den 6 april 1973.

Fiskeförvaltning

Ansvar för den offentliga förvaltningen av lax och öring i Sverige ligger under Miljödepartementet, Havs- och vattenmyndigheten, Länsstyrelserna samt kommunerna och regleras inom Fiskelagen (1993:787) samt med Fiskeriverkets (numera Havs- och vattenmyndigheten) föreskrifter (FIFS 2004:37). Framförallt är det den sistnämnda som reglerar fiskets bedrivande i Vänern och skyddet för naturproducerad lax och öring i Vänern, exempelvis:

- För lax och öring som har fettfenan kvar gäller fångstförbud. (all odlad lax och öring har klippt fettfena och hos öring även bukfena).
- Fiske efter lax och öring är förbjudet under tiden 20 maj-15 oktober i Klarälven. Dispens finns för visst sportfiske i Klarälven.
- Utanför Klarälven får inget laxfiske ske 20 maj - 15 september.
- Vid dörj- utter- och trollingfiske får högst 10 beten per båt användas.
- Minimimått på lax och öring i Vänern är 60 cm.

Detaljerade kartor och regler framgår av FIFS (2004:37).

Motsvarande ansvar för förvaltning av lax, havsöring och röding i Norge ligger under Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet, Fylkesmannen samt kommunerna.

De viktigaste rättsliga instrumenten finns i i Lakse- og innlandsfiskelagen där lax, öring och röding i princip är

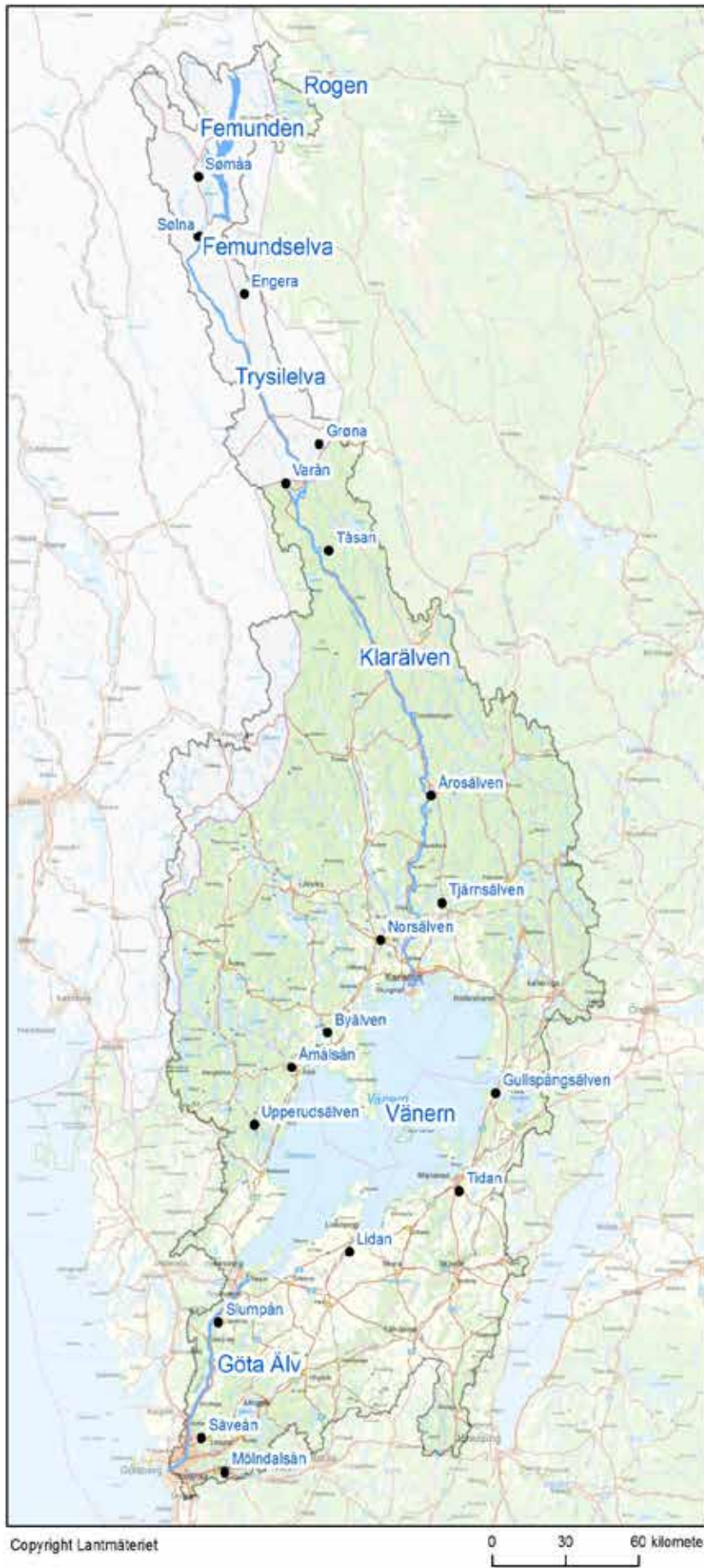
fredade. Grundregeln att det inte är tillåtet att fiska efter dessa arter utan speciellt tillstånd. Syftet med Lakse- og innlandsfiskelagen är att säkerställa skyddet för och förfogandet av de naturliga populationerna. Huvudprincipen är att det kan fiskas på dessa arter under förutsättning att det finns ett överskott. Om denna princip är uppfylld bedöms normalt utifrån fångst och övervakning under de föregående åren.

Åtgärdsprogram för hotade arter

Cirka fem procent av Sveriges djur- och växtarter är hotade av utrotning. Arterna och deras livsmiljöer ska bevaras inom en generation till år 2020. Särskilda åtgärder behövs för att klara de mest hotade arterna. Därför har regeringen gett Naturvårdsverket och Länsstyrelserna i uppdrag att ta fram åtgärdsprogram för hotade arter (Naturvårdsverket 2014a). Åtgärdsprogram tas fram för arter eller biotoper som inte kan bevaras genom generella naturvårdsåtgärder utan är i behov av specifika insatser för sin överlevnad (Blank & Svensson 2013). Av de nationella åtgärdsprogrammen för hotade arter i och vid sötvatten berör följande Vänern och Klarälven (vissa är nu avslutade): utter, skräntärna, nissöga, strandsandjägare, flodkräfta, flodpärlmussla, bladfotingar i efemära vatten (linsråka), klädris, ävjeplört och hårklomossa. Planer på program finns även för bl a asp (*Aspius aspius*) och flodnejonöga. Av särskild betydelse för Klarälvens mest unika arter är de förhållandevis höga, långa och parallella sandrevlar (älvvallar) som bildats av höga vårflooder strax nedströms näsens spetsar.

Riksintressanta fiskstammar

Klarälvsaxen och -öringen är av riksintresse ur bevarandesynpunkt (Petersson et al. 1990, Fiskeriverket 1998). Med detta avses ”ursprunglig fiskstam med sådana egenskaper att den har mycket stort skyddsvärde ur allmän synpunkt med få motsvarigheter i landet”.



Figur 7. Göta älvs avrinningsområde med de största biflödena samt sjöarna Rogen och Femunden inom Klarälvens, Trysilelvas och Femundselvas avrinningsområde.

ÄLVEN OCH DESS AVRINNINGSOMRÅDE

Göta älv

- Nordens längsta vattendrag

Göta älv (731 km) är Sveriges största vattendrag med avseende på vattenföring (medelflöde $565 \text{ m}^3/\text{s}$) (SMHI 2010) (Figur 7). Göta älvs källflöden utgörs av bäckar på Näs fjället i Roge-nområdet, Härjedalen/norra Dalarna, med flera toppar över 1200 m ö.h. Fjällbäckarna rinner ner till sjön Rogen och sedan till den norska sjön Femunden och vidare till Femundselva och Trysilelva. Vid riksgårnsen byter älven namn till Klarälven, vilken rinner vidare genom Värmland och ut i Vänern. Från Vänerns utlopp vid Vänernsborg benämns vattendraget Göta älv. Runt Hisingen delar sig älven i två grenar innan de mynnar i havet (Älvborgsfjorden, Kattegatt) (Göta älvs vattenvårdsförbund 2005). Vattendragets totala fallhöjd från sjön Rogen till mynningen i Kattegatt är 757m.

Göta älvs avrinningsområde utgör cirka en tiondel av Sveriges totala yta och ca 15 % av området ligger i Norge. I Sverige är avrinningsområdet fördelat på sex län, varav Värmlands län (43 procent) och Västra Götalands län (33 procent) har de största andelarna (Göta älvs vattenvårdsförbund 1995). I området ingår fyra norska fylken samt 67 svenska och 18 norska kommuner. Några av de tätorter som huvudfåran passerar är Trysil (Innbygda), Syssle-bäck, Munkfors, Karlstad, Vänerns-borg, Kungälv och Göteborg. I huvudfåran finns två kraftverk i Norge (Trysilelva) och 13 kraftverk i Sverige (nio i Klar-älven och fyra i Göta älv).

De största vattendragen inom Göta älvs avrinningsområde är Klarälven/ Trysilelva/Femundselva, Gullspångs-älven, Byälven, Norsälven och Uppercudsälven. De största sjöarna inom Klarälvens, Trysilelvas och Femundselvas avrinningsområde är Vänern ($5\,650 \text{ km}^2$), Femunden (203 km^2), Visten (63 km^2), Rogen (35 km^2), Isteren (29 km^2), Sölensjön (22 km^2), Tisjön (23 km^2),



Figur 8. Trysilelva vid Elvdalen ned mot gränsen till Trysil. Foto: Tore Qvenild (övre bild), Bård Løken (undre bild).

Letten (16 km²) och Höljesmagasinet (16 km²) (SMHI 2014a).

Följande uppgifter är, om inget annat anges, sammanställningar av hydrologiska utredningar (SMHI 2014), biotopkarteringar (Länsstyrelsen i Värmlands län 2013a), provfiskeundersökningar och författarnas egna kunskaper. Urvalet av vattendrag utgörs av de som idag hyser Vänerlax (SERS 2014), har gjort det (se "Beskrivning av Vänerlaxen") och/eller bedömts ha gjort det (Tabell 1). Beskrivningarna är således främst inriktade på sådant som är av särskilt värde för och påverkar lax (och öring), till exempel förekomst av strömmar och forsar, vandringshinder, rensningsspåverkan och vattenreglering.

Femundselva

Huvudvattendraget ändrar namn flera gånger på sin väg från Femunden till Vänerlax. Älvsträckan mellan sjöarna Femunden och Isteren kallas Glöta (2 km, fallhöjd 17 m). Bortsett från några sel är älven grovblockig, djup och strid. Isterfossen ligger vid utloppet av sjön Isteren och är välkänd för sitt fina harr- och öringbestånd. Strykpartiet från Isterfossen och ned i Galthåen är ca 250 m långt med ett fall på 1,6 meter. Detta näringsrika strömmområde hyser gott om harr, öring och sik, liksom området mellan Galthåen och Galtsjön, den ca 400 m långa Galtströmmen.

Från utloppet av Galtsjön till Trysilens kommungräns (ca 35 km) heter vattendraget Femundselva. På den 25 km långa sträckan mellan Galtsjön och Snerta växlar älven mellan strömmar, forsar, höljor och lugnflytande partier. Sträckan hyser gott om öring och harr. Älven mellan Snertas utlopp och Sennsjöen (16 km) växlar mellan sel och strömmar med harr som dominerande art. Delar av sträckningen är starkt påverkad av flottledsrensningar. De strömrrika partierna är därför både grunda och breda och har en homogen bottenstruktur med få stora block och få ståndplatser för stor fisk.

Trysilelva

Från kommungränsen Engerdal/Trysil till riksgränsen byter vattendraget namn till Trysilelva (85 km). Gränsen går något uppströms den grunda och fiskrika Sennsjöen. Sennsjöen räknas som ett viktigt övervintringsområde för harr och öring. Genom Elvdalen från Sennsjöen till Eidehølen (10 km) har älven bevarat mycket av sin ursprungliga prägel. Älvfåran är här djupt nedskuren med strida strömmar, djupa sel och stora höljor. Sträckningen vidare ned till Jordet (14 km) är strömmande med harr och öring. Stora delar av sträckningen präglas av flottledsrensning, och älvprofilen är grund och bred. Sträckan är delvis restaurerad med utläggning av stora kluster av block enligt gällande "Biotopplan for Hedmark" (Hamarsland et al. 2000).

Delar av sträckningen mellan Jordet och Innbygda (ca 15 km) är bred, ensartad och grund med rester av gamla ledarlar och stenledare. I samband med tidigare timmerflottning blev flera bakvatten avstängda med så kallade skådammar (skibord), något som lokalt har ändrat de biologiska förhållandena. Nedströms Jordet breder älven ut sig och bryts av flera öar och holmar vid Øren. Från Innbygda ändrar älven karaktär och blir lugnflytande med finsediment och gräsbevuxna älvstränder ned till Koloa (16 km). Fiskfaunan domineras av gädda och sik. På sträckningen från Koloa till Lutufallet (20 km) ökar vattenhastigheten igen och på denna sträcka finns två kraftverk, Sagnfossen och Lutufallet. Båda två förorsakar uppdämning av älven som ger lugnflytande partier uppströms kraftverken. I dessa magasin finns rikligt med gädda, sik, harr, abborre och lake. I de strömrrika partierna mellan Sagnfossen och Plassen dominerar harren. Forsarna och strömmarna närmast riksgränsen (cirka 2,5 km) är torrlagda till följd av regleringen vid Lutufallet-anläggningen och istället går vattnet i en konstgjord kanal.

Klarälven

Norra och mellersta Klarälven rinner genom en lång smal sprickdal vars

geologiska värde är internationellt uppmärksammat. Sprickdalen som är grunden för Klarälvdalens historiska geologiska utveckling har genom vattenrosion fördjupats till sin nuvarande typiska V-form. Sprickdalen är fylld med fjordsediment och i biflödenas mynningsområden finns glacifluviala deltan. På dalgångens sluttningar finns terrassbranter, terrasshyllor, raviner och sanddyner (Länsstyrelsen i Värmlands län 1988a).

Klarälvens nordligaste del utgörs sedan i början av 1960-talet av en konstgjord sjö, Höljesmagasinet. Nedströms dammbyggnaden och Höljes kraftverk tar en cirka 6 km lång torrlagd älvsträcka vid. Kraftverkskanalen, som rinner genom Höljes samhälle, övergår i ett kilometerlångt måttligt strömmande parti ner till Klarälvens sista outbyggda fors, Strängsforsen, vilken är blockrik och har en relativt brant lutning (Petersson et al. 1990).

Nedströms Strängsforsen till Vingängsjön strax söder om Sysslebäck (cirka 25 km) övergår Klarälven till strömmar och strykområden. Älvsträckan från Båtstad till Vingängssjön har flottningsrensats men delvis biotoprestaurerats i början av 2000-talet. Restaureringen bestod i huvudsak av att öppna avstängda sidofårar/-områden, men ställvis lades även större stenar och block i huvudfåran. Bottensubstratet i den nedre delen är finare än i den övre. Omedelbart norr om Vingängsjön finns ett större deltaområde med flätade flodfårar i grusigt material (delvis restaurerat). Även längre uppströms finns flera flätade flodfårar och öar. Fiskfaunan i norra Klarälven utgörs bland annat av strömlevande arter som harr, lax, öring och stensimpa. Större biflöden som mynnar i Klarälvens stryk, strömmar och forsar mellan Höljes och Sysslebäck är Höljan, Tåsan och Lettan. Hela strömsträckan, liksom Klarälven i sin helhet, är påverkad av års- och korttidsreglering från Höljes, Tåsans och Lettens kraftverk (Petersson et al. 1990).

Sträckan mellan Vingängsjön och Edebäck (cirka 80 km fågelvägen)



Figur 9. Del av Strängsforsen i Klarälven. Foto: Håkon B. Sundet.



Figur 10. Vy över Klarälvens dalgång från Branäsbergets topp, strax nedströms Vingängssjön. Foto: Tony Sahlberg.



Figur 11. Grøna kännetecknas av många förgreningar, här Vestergrøna upp mot Østby. Grøna är det största biflödet på norsk sida och har sin upprinnelse i Sälénfjällen. Foto: Tore Qvenild.

utgörs av ett utpräglat bundet meanderlopp (cirka 50 meanderbågar) med lugnflytande vatten. Bottenarna är sandiga och sträckan har stort värde ur geologisk synpunkt, för insektsfaunan och som vandringsled för Vänerlaxen- och öringen. Biflödena Fämtan, Likan, Halgån och Värån rinner till Klarälven längs denna sträcka.

Strax söder om Edebäck ligger Edsforssens kraftverk, vilket är det åttonde i ordningen från Vänern räknat. Därefter följer ytterligare fyra kraftverksdammar - Skoga, Forshult, Krakerud och Skymnäs – vilket tillsammans med Edsforssens ger fem kraftverk på en sträcka av cirka 17 km. Samtliga dämmer in betydande strömsträckor varav ett (Forshult) även torrlägger en inte obetydlig forssträcka. Till denna sträcka rinner större biflöden som Noret-Grundan, Uvån och Lovisebergsälven.

Även sträckan från Skymnäs till Vänern (cirka 75 km) är lugnflytande, djup, (mer eller mindre) meanderande och rinner över sandbottenar. Här finns tre kraftverksdammar - Munkfors, Deje, och Forshaga. Den allra nedersta delen av Klarälven utgörs av ett delta (ca 30 km²) som Karlstad och Skoghäll är byggt på och som mynnar ut i Kattfjorden och Hammaröfjärden (Vänern)

(Ibsén et al 2011). Deltat medför att det finns många stadsnära vattenmiljöer i form av älvarmar, sjöar, vikar och korvsjöar. Till den södra delen av Klarälven rinner bland annat Rannån, Kvarnån och Enån. På meandersträckan från Vingängsjön till Vänern dominerar lugnvattenarter som löja, mört, abborre och stäm.

Biflöden till Femundelva, Trysilelva och Klarälven

Sømåa slingrar sig långsamt genom den 13 kilometer långa Sømådalen. Landskapet är präglad av jordbruk, men det finns också långa partier som är förhållandevis opåverkade. Älven är populär bland sportfiskare med möjligheter till stor öring och harr. Biflödet Hola mellan Langsjøen och Storsjøen är cirka 20 km långt. Överst i vattendraget ligger Storsjøen och Nordersjøen.

Från utloppet ur Sølensjøen faller Sølva hela 52 m ner till Femundsälva (4 km). Sølva är dock inte stridare än att det finns en viss utväxling med harren i Femundsälva. Engera är ett kalkrikt 2 km långt biflöde till Trysilelva med en del bebyggelse och jordbruk som rinner från sjön Engeren.

Biflödet Grøna dränerar stora delar av området mellan Innbygda och Støa

vid riksgränsen, och är det näst största biflödet till huvudälven. Den norska delen kan delas in i fem vattendrag: Västra Grøna, Östra Grøna, Flera, Tannåa och Grøna (nedre delarna). Alla fem är mer eller mindre påverkade av tidigare flottning och rensning. Västra Grøna har en relativt god vattenkvalitet och gott om grov sten, de övre delarna av vattendraget är mestadels lugnflytande med fiskarter som gädda, abborre, mört och lake. I strömmarna längre ned dominerar öring och harr. Østre Grøna är präglad av surt, humöst vatten, vilket även påverkar fiskbeståndens sammansättning. Övre delen av vattendraget har bestånd av gädda, lake och abborre, medan sträckorna längre ned hyser bestånd av småvuxen öring. Biflödet Flera har en god vattenkvalitet, vilket anses bero på grundvattenutströmning. De övre delarna av älven har ett gott bestånd av öring och harr.

Längre ned mot Røtøset är Flera lugnflytande med förutom öring också harr, gädda och lake. Delar av älven är starkt påverkad av tidigare timmerflottning. Övre delen av Tannåa mellan Tannåneset och Knutsjødammen består av strömsträckor med gott om öring och harr. Grøna har svaga fiskbestånd som domineras av öring och harr. Älven har i övrigt gädda, elritsa och stensimpa. Sjelva Grøna är påverkad av tidigare timmerflottning och har på många ställen en bred och grund älvsprofil. Ca 8,5 km från norska gränsen förgrenas Stora Tandån med vattendraget Sittan (Sverige, Dalarna). Halva sträckan är svagt strömmande och resterande strömmande-forsande. Stora Tandån är fri från vandringshinder och orensad-försiktigt rensad. Tillgången på död ved är med svenska mått mått god. Öring och harr har fångats vid elfiske.

Lutua mynnar i Trysilelva från öster vid Lutnes. Älven har en god vattenkvalitet med abborre, gädda och harr men också ett svagt öringbestånd. Rester av ett nedlagt kraftverk hindrar fortfarande fiskens vandringar. Harr- och öringbestånden har länge varit svaga, men före kraftverket byggdes ska det ha gått

Tabell 1. Uppgifter om hydrologi och markanvändning för de vattendrag (SMHI 2014c) som hyser (SERS 2014), har hyst eller bedömts ha hyst Vänerlax (se kapitlet om Vänerlaxen).

	Avrinnings- område (km ²)	Sjö (%)	Skog (%)	Medel- vatten- föring (m ³ /s)	Reglerings- grad (%)
Sømåa m fl	494	3	29	6,8	0
Sølva	394	14	12	6,8	0
Engera	402	5	46	7,2	0
Storflena	192	0	54	3,5	0
Grøna/Tandån m fl	630	1	70	10,0	0
Lutua	153	4	82	2,2	0
Femundsälva/Trysilelva	5430	8	44	90,1	0
Havsvallen	53	0	98	0,7	0
Varåa/Varån	407	1	62	6,6	0
Hølja/Höljan	284	1	84	4,1	0
Kvarnån	17	0	88	0,3	0
Örån	26	3	97	0,4	0
Tåsan	471	11	77	7,3	74
Lettan	158	13	84	2,3	265
Näckån	26	5	94	0,5	19
Vingån	37	0	96	0,5	0
Likan m fl	112	1	94	1,6	0
Fämtan	287	3	84	4,5	0
Vårån	139	6	75	2,1	17
Stöen	18*	uppgift saknas	0,3*	0*	
Halgån	325	3	79	5,4	12
Götån	49	1	93	0,6	0
Acksjöälven	30	4	94	0,4	31
Noret-Grundan m fl	229	10	81	3,0	16
Årosälven/Uvan m fl	1671	10	81	23,1	69
Lovisebergsälven m fl	106	10	86	1,4	28
Enån	54	4	95	0,7	0
Kvarnbäcken	25	0	92	0,3	0
Vågsjöån	23*	uppgift saknas	0,3*	0*	
Ranån	89	9	89	1,2	55
Kvarntorpsån	226	18	73	2,6	54
Klarälven	11814	8	64	178,0	23
* Uppskattade värden					

upp stor öring i älven. Lötån (Dalarna), som inte är inventerad, har potential att kunna bli ett laxvattendrag i framtiden. Varåa/Varån är cirka 20 km lång och mynnar ut i den nordvästra armen av Höljesmagasinet på den svenska sidan. Älven är starkt påverkad av flottningsrensning med en bred och flat älvprofil som ibland nästan torkar ut vid låg vattenföring. Detta präglar fiskbestånden som domineras av småabborre och i

strömmarna finns ett svagt strömstatio-närt och småvuxet öringbestånd. I nedre delen av Varån finns även harr (muntligt Hans Nordberg, ordförande Norra Finnskoga fiskevårdsområdesförening). Varån är oreglerad och det fjärde största biflödet till Femundsälva/ Trysilelva/ Klarälven. Eskildsåa som mynnar i Varåa något uppströms riksgränsen är vattenfattig och präglad av surt, humöst vatten, och nästan helt fisktom.

Hølja/Höljan startar söder om Os-sjön och rinner ut i Klarälven 3 km nordväst om Höljes. Älven är oreglerad men bitvis starkt påverkad av tidiga-re flottledsrensningar med en räkka dammanläggningar och kanaliserade älvsträckningar (norsk sida). Restaure-ringar efter flottningen har genomförts och vattendraget har mycket öring, både i strömpartierna och i de mer lugnfly-tande partierna. Älven kalkas via tre kalkdoserare och vattendraget har därför en stabil vattenkvalitet med relativt högt pH och hög kalciumhalt. Överst i vattendraget ligger Höljesjön som har abborre och öring. Rysjön (0,93 km²) rinner också ut i Höljan på norsk sida. Även Rysjön kalkas med gott resultat och öring på 1 - 2 kg är vanligt. Vid elfiske har det fångats laxungar i den svenska delen av vattendraget, från mynningen i Klarälven till gränsen mot Norge (17 km från Klarälven) samt i biflödet Hynnan.

Vid riksgränsen finns ett vattenfall som bedöms som svårpasserat för lax och öring. Harr finns i Höljan upp till ett mindre fall beläget cirka 8 km från mynningen i Klarälven. Fiskvandringen från Klarälven till Höljan påverkas med stor sannolikhet av torrfåran och regle-ringen vid Höljes kraftverk. Höljans uppväxtområden biotoprestaurerades i mitten av 1990-talet på en sträcka av 12 km och 2009 lades lekgrus ut med hjälp av helikopter, från Kvarnbäcken till riksgränsen (12 km). Hynnan avvattnar myrområden runt Västersjön och Östersjön och mynnar i Höljans nedre del. Nedre delen av Hynnan domineras strömmande vatten. Begränsad rens-ningspåverkan och ett vandringshinder (bäverdamm). Lax och öring har fångats vid elfiske.

Havsvallen är cirka 6 km lång och mynnar i Höljesmagasinet. Vatten-draget är oreglerat, sjöfattigt och relativt starkt påverkat av flottledsrensning. Tre dammbyggnader (0,4-3,5 m) utgör vandringshinder. Öring, och sannolikt harr, förekommer i Havsvallen. Kalkas.

Kvarnån är ett litet och sjöfattigt vattendrag som mynnar i Höljes



Figur 12. Höljan är ca 17 km lång på den svenska sidan och laxförande ända upp till riksgränsen. Foto: Helena Malmestrand.

samhälle. Ån är genomgående grovblockig och brant, men öring och lax bedöms kunna vandra ca 1,2 km upp i ån. Laxungar påträffades vid elfiske i nedre delen 2013. Kalkning inleddes troligen 2015.

Örån är ett litet, brant och oreglerat vattendrag som mynnar i Strängsforsen. Cirka 600 m från Klarälven finns en fors/fall (8 m) som bedöms som definitivt vandringshinder. Viss rensningspåverkan. Öring och lax har fångats vid elfiske.

Tåsan avvattnar de reglerade sjöarna Tisjön, Fageråssjön, Örsjön och Eggsjön vid Dalagränsen och mynnar i Klarälven vid Strängsforsen. Vattendraget är mycket starkt regleringspåverkat genom Tåsans kraftverk och nolltappning till älvfåran är vanligt förekommande. Ca 2,5 km upp i Tåsan ligger Digerfallet (27 m) som är ett definitivt vandringshinder. Biotoprestaurerad i begränsad omfattning. Bland annat förekomst av lax, öring och harr. Kalkas.

Lettan är i likhet med Tåsan ett mycket starkt regleringspåverkat vattendrag som mynnar i Strängsforsen, bland annat med nolltappning till älvfåran. Fallhöjden är hög och cirka 1,2 km från Klarälven ligger Lettstupen (40 m) som bedöms som vandringshinder för lax och öring. Kraftigt rensat i den nedre delen, där öring fångats i låga tätheter. Kalkas.

Näckån mynnar strax uppströms Syslebäck och dess vattenföring påverkas av Näcksjöns reglering. Öring och lax från Klarälven bedöms kunna ta sig ca 5 km upp i ån, till en fors/fall (40 m). I den nedersta delen har anlagts en kammartrappa i ett brant avsnitt som är påverkat av vägbygge, rensning med mera. Fiskvägen behöver ses över och sannolikt justeras. Näckån är i begränsad omfattning biotoprestaurerad. I den nedre delen har lax och öring fångats vid elfiske, i för området höga tätheter. Kalkas.

Likan är ett cirka 25 km långt, kalkat

och sjöfattigt vattendrag som mynnar i Klarälvens meandersträcka vid Likenäs. Vattendraget är förgrenat (Långlikan / Tvärlikan) och rinner samman cirka 10 km uppströms utloppet i Klarälven. Liksjön i Tvärlikan regleras från vattenkraftproduktion i Klarälven. Omfattande fiskevårdande åtgärder har genomförts: tre fiskvägar förbi dammar och rensade forsar samt biotoprestaurering av uppväxtområden (cirka 15 km). Den nedersta fiskvägen behöver justeras. Lax (nedströms första fisktrappan) och öring i för området höga tätheter. Tvärlikan är 6,2 km lång och rinner från Liksjöarna till Likan. Cirka 400 m sammanflödet med Likan finns ett naturligt vandringshinder (fall, 7 m). Sträckan hit upp utgörs av strömande-forsande vatten med kraftig rensningspåverkan.

Fämtan kalkas och har sina källområden i Dalarna med mynning i Klarälvens meandersträcka strax norr om Ambjörby. Cirka 1,2 km från



Figur 13. Årosälven-Uvån är det största biflödet till Klarälven och vars källflöden är belägna strax väster om Malung. Samtliga strömsträckor i huvudfåran på Värmlandssidan är mer eller mindre torrlagda eller indämda på grund av vattenkraftreglering. Här en av Uvåns torrlagda naturfåror, nedströms Nain-dammen. Foto: Tony Sahlberg.

Klarälven finns en kraftigt rensad och rätad fors/fall (Mjölнарbacken, ca 50 m) som sannolikt är vandringshinder för lax och öring. Därutöver finns ytterligare fyra stora forsar/fall som bedöms som vandringshinder. Källsjön Fämtan i Dalarna regleras för utvinning av vattenkraft i Klarälven. Uppväxtområden har biotoprestaurerats på en sträcka av cirka 20 km och ”upptröskling” har genomförts vid två f.d. flottningsdammar för att möjliggöra fiskvandring. Öring i hela vattendraget, lax upp till Mjölнарbacken.

Vårån är starkt påverkad av reglering och fragmentering med två kraftverksdammar och en handfull dammbyggnader som är vandringshinder. Två ”tubade” älvsträckor om en totallängd på cirka 2,8 km saknar en stor del av

vattenföringen. Uppväxtområden i den nedre delen i viss mån restaurerade. Harr och lax förekommer upp till rensad fors/fall cirka 800 m från Klarälven medan öring finns i stora delar av vattendraget. Kalkas.

Stöen är ett brant och oreglerat vattendrag som mynnar i Klarälvens meandersträcka i höjd med Stöllet. Åfåran är klassad som ”omgrävd” och består av strömmande vatten upp till första sannolika vandringshinder (fors/fall, 40 m). Öring har fångats vid elfiske.

Vångan är cirka 4,5 km lång och mynnar i Klarälvens meanderlopp nära Halgåns mynning. Ån präglas av omväxlande strömtyper och substrat. Oreglerad vattenföring och bedömd som orensad. Inga vandringshinder

förekommer. Öring. Kalkas.

Halgån mynnar i Klarälvens meanderlopp cirka 15 km norr om Ekshärad. Större biflöden är Lill-Halgån, Kölan och Sjöbäcken. Kraftverk finns vid det av sprängning och rensning påverkade Brattfallet (10 m högt, cirka 3 km från Klarälven). Den utbyggda älvsträckan är cirka 1 km och under stora delar av året är vattenföringen mycket låg här. Ytterligare fem dammbyggnader finns i systemet. Älven domineras av svagt strömmande-forsande vatten. Halgån är flottningsrensad men biotoprestaurerades på en sträcka av ca 20 km under sommaren 2014. Lax och harr (Tony Sahlberg muntligt) förekommer i den nedre delen, öring i hela älven. Kalkas.

Götån är cirka 13 km lång och mynnar i Klarälvens meandrande del

Tabell 2. Uppgifter om Vänern (SMHI 2014b).

Avrinningsområde	46 880 km ²	Max längd	150 km
Sjöandel	35,70%	Strandlinjelängd	2007 km
Areal	5 650 km ²	Siktdjup	4-6 m
Volym	153 km ³	Omsättningstid	8-9 år
Största djup	106 m	Reglering, vanligen	0,7-0,8 m
Medeldjup	27 m	Öar, >25 m ²	12 285 st
Maxbredd	81 km	Höjd över havet	45 m

strax norr om Ekshärad. Vattnet är mestadels svagt strömmande-strömmande och oreglerat. En dammbyggnad finns längst upp vid Götsjön. Ån är nästan helt opåverkad av flottningsrensning och utgör målområde för kalkning med öring som ett motiv.

Acksjöälven (4 km) mynnar i Klarälvens meandrande del vid Bergsäng. En rensad fors/fall cirka 400 m från

Klarälven bedöms som vandringshinder. Älven kalkas och är till viss del biotoprestaurerad efter flottning. Acksjön regleras till förmån för kraftverken i Klarälven. Öring finns i hela älven, lax längst ned.

Noret-Grundan är ett relativt stort vattendrag vars huvudfåra mäter ungefär 17 km. Den rinner genom Mossbergsjön/Busjön och mynnar mellan Skoga och Edsforsens kraftverk. Tre

dammbyggnader finns men vattenföringen bedöms som oreglerad. Svagt strömmande-strömmande vatten dominerar och rensningspåverkan är i allmänhet obefintlig-ringa. Målområde för kalkning, öring och ål fångade vid elfiske.

Hinnan är cirka 1,3 mil lång och rinner ut i Busjön. Tre bäverdammar bedöms utgöra definitiva vandringshinder i bäcken där svagt strömmande – strömmande vatten dominerar. Bedömd som oreglerad och orensad. Öring fångad vid elfiske. Tvärgrundan (ca 10 km) rinner samman med Grundan. Ån är oreglerad, bedömd som orensad och utgörs till 95 % av svagt strömmande – forsande vatten. Kalkat vattendrag med öring.

Årosälven-Uvån är det klart största (MQ 23,1,m³/s) och längsta (huvudfåran



Figur 14. Vänern – ett svenskt innanhav. Foto: Lars Furuholm.



Figur 15. Femunden - den näst största sjön i Femund-/Trysil-/Klarälvensystemet. Foto: Tore Qvenild.



Figur 16. Den konstgjorda Höljessjön är reglerad 34 m och på vintern, då magasinet är avsänkt, framträder den gamla älvfåran tydligt. Foto: Tore Qvenild.

Tabell 3. Översikt över avrinningsområdet med medelvattenföring i olika delar av vattendraget (data från SMHI och NVE Vannatlas).

	Avrinningsområdets areal (km ²)	Medelvattenföring (m ³ /s)
Femunden, utlopp	1 794	25,7
Riksgränsen	5 432	83,8
Klarälven, utlopp Vänern	11 820	171
Göta älv, utlopp Göteborg	50 200	571

cirka 9 mil vattenvägen) tillflödet till Femundselva-Trysilelva-Klarälven. Källflödena är belägna strax väster om Malung i Dalarna. Det är också det mest fragmenterade och reglerade vattendragssystemet med 10 kraftverk, ca 30 dammar samt sju torrfåror (Värmlandssidan).

Svartån rinner genom Grässjön-Rådasjön och mynnar i Årosälven uppströms Råda kraftverk. Ån är cirka 25 km lång och vattenföringen är oreglerad. Ån är kalkpåverkad och omkring 80 % av sträckan utgörs av svagt strömmande – forsande vatten. Det finns tre dammbyggnader varav två i strömfåran och en uppe vid Bosjön. Rensningspåverkan är måttlig. Förutom öring förekommer ål och flodpärlmussla.

Hagälven är cirka 10 km lång och rinner från Stor-Ullen till Värmland vid Hagfors. Ån är kalkningspåverkad och omkring 40 % utgörs av svagt strömmande-forsande vatten. Vattenföringen är reglerad (Stor-Ullen) för nedströms liggande kraftverk. Öring fångad vid elfiske. Gällälven är kalkad och hyser ett svagt bestånd av flodpärlmussla och öring. Den är reglerad för nedströms liggande kraftverk och cirka 4 km lång vid mynningen i Uvån vid Geijersholm. En tredjedel av sträckan består av svagt strömmande – forsande vatten. Öring påvisad vid elfiske.

I den ca 3 km långa Knoälven finns ett kraftverk cirka 1,2 km från dess mynning i sjön Uppämten vid Gustavsfors. Torrfåran är cirka 400 m. Omkring 40 % utgörs av svagt strömmande – strömmande vatten. Vattendraget är kalkpåverkat, mestadels måttligt rensat och reglerat från Mussjön och Knon. Musån är ett långt (cirka 27 km) långt vattendrag som rinner från

Rumpsjön, via Mussjön och mynnar i sjön Knon. Vattendraget är kalkpåverkat och reglerat för nedströmsliggande kraftverk. Omkring 60 % utgörs av svagt strömmande – forsande vatten. Dammbyggnad finns vid utloppen av Rumpsjön och Mussjön. Ån är måttligt påverkad av flottningsrensning. Öring och ål har fångats vid elfiske. Örsjöbäcken är ca 3,7 km lång och mynnar i sjön Knon. Omkring 70 % av bäcken utgörs av strömmar och forsar. Bäcken är måttligt påverkad av flottningsrensning. Öring är påvisad vid elfiske.

Bredsjöälven rinner från Bredsjön i Dalarna och mynnar i sjön Nain i Värmland. Den är cirka 1,6 km lång och utgörs till 2/3-del av svagt strömmande-strömmande vatten. Älven är kraftigt rensad i hela sin sträckning.

Lövån är ca 4,5 km lång och mynnar, liksom Bredsjöälven, i Nain. Vattenföringen är reglerad för kraftutvinning i nedströmsliggande vattendrag. Omkring 30 % utgörs av svagt strömmande-strömmande vatten. Vattendraget är kalkpåverkat och betydligt rensningspåverkat. Tranebergsälven (1,7 km) rinner mellan Deglunden och Dragsjön består till cirka 60 % av svagt strömmande-strömmande vatten och är kraftigt flottningsrensat. Deglunden utgör regleringsdamm för nedströms belägna kraftverk.

Klammaälven är kalkpåverkad och ca 8 km lång, men med ett naturligt vandringshinder ca 2 km uppströms älvens utlopp i Upplunden. Denna sträcka utgörs till ca 50 % av svagt strömmande-strömmande vatten och har i huvudsak bedömts som orensad-försiktigt rensad.

Lovisebergsälven (6,3 km) är kalkpåverkad och avvattnar Lakenesjön för

att mynna i Klarälven strax uppströms Skymnäs kraftverk. Vattenföringen är reglerad via tre dammar varav en har ett kraftverk. Lugnflytande vatten dominerar och strömmar/forsar utgör cirka 10 %. Öring har fångats vid elfiske. Väjan (6 km) är också kalkpåverkad och utgör det största biflödet till Lakenesjön. Rensningspåverkan är mestadels måttlig och flera bäverdammar/fall utgör vandringshinder. Öring och ål fångade vid elfiske.

Enån (11 km) rinner från sjön Stor-En till Klarälven mellan Munkfors och Skymnäs kraftverk. Ån är oreglerad och till viss del biotoprestaurerad efter flottledsrensning. Cirka 5 km upp i ån finns ett vandringshinder som bedömts som naturligt och definitivt (Ena såg; fors/fall 9 m). Av denna sträcka utgörs cirka 800 m av strömmar och forsar. Öring har fångats vid elfiske. Kalkas.

Kvarnbäcken är cirka 6 km lång och mynnar i Klarälven strax söder om Munkfors. Omkring 15 % utgörs av svagt strömmande – strömmande vatten. Cirka 2,5 km från Klarälven finns en fors/fall (8 m) som bedöms som naturligt, definitivt vandringshinder. Enligt fiskevårdsområdet finns öring i bäcken.

Vägsjöån (7 km) avvattnar Vägsjöarna och har sitt flöde genom en tjärn, Nottjärn, innan den rinner ut i Klarälven söder om Munkfors. Älven kalkas genom kalkning av Vägsjöarna. Ån är inte flottningsrensat och enda vandringshindret är en gammal kvarndamm i den nedre delen. Därtill finns ytterligare sju mindre hinder (fall, bäverdammar, vägtrumma). Öring har fångats vid elfiske.

Ranån (cirka 11 km) avvattnar Ransjön och har sitt utlopp i Klarälven vid Ransäter söder om Munkfors. Cirka 300 m strömvatten finns nedströms första naturliga definitiva vandringshinder (fors/fall 10 m). Öring har fångats vid elfiske. Kalkas.

Kvarntorpsån (cirka 6 km) avvattnar tre större sjöar där Visten är den största, och mynnar i Klarälven strax norr om Forshaga. Lugnflytande sträckor dominerar, och endast 200 m utgörs av strömmande vatten. Strömsträckan ligger cirka 1,4 km från mynningen i



Figur 17. Fjällområdet i älvens norra ände har toppar upp till 1755 m ö. h. (Mellom Sølen). Foto Bård Løken.

Klarälven. Ingen öring har fångats vid de två elfisken som finns registrerade.

Vänern - Europas tredje största sjö

Vänern är Sveriges största sjö och med sina 5 650 km² vattenyta (tabell 2, figur 14) överträffas den i Europa bara av Ladoga och Onega i Ryssland. Den försörjer omkring 800 000 personer med dricksvatten, har havsliknande miljöer med kala klippor och skär, stora sandstränder och grunda vikar. Här finns sammanlagt ca 22 000 öar, holmar och skär. Exempel på andra miljötyper är artrika strandängar, lövsumpskogar och stora fågel- och våtmarksområden. En del av Vänern är skyddade mot exploatering eller andra ingrepp. Syftet är att bevara den biologiska mångfalden, men även möjligheter till nyttjande, rekreation och friluftsliv. De skyddsformer som finns i Vänern är nationalpark, naturreservat och fågelskyddsområden. Sjön har ett omfattande yrkes- och sportfiske, många fritidsbåtar och är viktig för bad- och friluftslivet.

Större vattendrag som rinner till

Vänern är Klarälven, Gullspångsälven, Upperrudsälven, Byälven, Norsälven, Tidån och Lidan. Vänerns enda utlopp är Göta älv vilken är landets vattenrikaste älv med en medelvattenföring på 550 m³/s mätt vid mynningen i Göteborg (SMHI 2014b).

Vänern är reglerad genom den damm och det vattenkraftverk som finns vid Vargön vid sjöns utlopp. Vänerns djur- och växtliv är dock anpassat till större vattenståndsförändringar än vad regleringen innebär. Vattenståndsfuktuationer bidrar till exempel med att förhindra igenväxning vilket är viktigt för fågellivet men igenväxningen drabbar också friluftslivet och boende genom att framkomligheten minskar. Sedan 2008 tillämpas en ny tappningsstrategi, bland annat för att försöka hålla nere de högsta vattenstånden. Den ändrade regleringen med lägre vattenstånd och minskade vattenståndsfuktuationer innebär sannolikt att igenväxningen av vass, buskar och träd ökar ytterligare. En ny alternativ regleringsstrategi är dock under framtagande.

Vattenkvaliteten i de centrala delarna av Vänern har under de senaste åren varit relativt stabil. Totalhalterna av näringsämnena fosfor och kväve har sedan 1980-talet sjunkit konsekvent och varit stabila under 2000-talet. Mängden organiskt material i vattnet (TOC) är idag mer än halverad jämfört med 40 år tillbaka. Under de senaste 30 åren har utsläppen av miljögifter till Vänern minskat avsevärt. Föroreningar från tidigare utsläpp finns dock fortfarande kvar i sedimenten och i marken i avrinningsområdet. Fisk uppvisar fortfarande förhöjda halter av kvicksilver, dioxin och PCB.

Beståndstatus för flertalet av Vänerns fiskarter bedöms som gott, men kunskapsbrist råder kring flera av beståndens storlek och genetiska sammansättning. Nätprovfisken äger rum med jämna intervall på några utvalda platser och ekolods-räkning av pelagiska fiskarter som siklöja och nors sker regelbundet. Bestånden av nors har minskat de senaste åren och är nu strax under medel för perioden 1995-2012. Rekryteringen har dock varit god

under 2011 och 2012. Siklöjan finns i hela Väneren och utifrån ekolods-räkningar bedöms bestånden av siklöja ha ökat under de senaste åren. Ett annat underlag för bedömning av fiskarternas utveckling är yrkesfiskets årliga fångster och statistik (Nilsson 2014).

Övriga större sjöar i huvudfåran

Rogen (757 m ö.h.) är en relativt stor (35,26 km²) och grund sjö som ligger i Härjedalen och delar av Norge. Sjöarna och vattendragen i Rogenområdet hyser en rik fiskfauna med öring, röding, harr, sik, abborre, gädda och lake i varierad omfattning mellan vattendragen. Rogen är inte reglerad för vattenkraftändamål.

Femunden (662 m ö.h.) är med sina 203,48 km² Norges tredje största sjö. Den består av två djupa bassänger åtskilda av ett grunt parti i de centrala delarna av sjön. Sjöns största djup är 150 m och medeldjupet är 30 m. Åtta fiskarter förekommer i Femunden; öring, röding, sik, harr, gädda, abborre, lake och elritsa. Från norra delen av Femunden leds en begränsad mängd vatten via en timmerränna över till Glommavassdraget. I övrigt är Femunden oreglerad.

Isteren (649 m ö.h.) är 28,78 km² stor och har ett max/medeldjup på 31 respektive 7,4 m och har alltid betraktats som en särskilt fiskrik sjö. Den är grund med stora partier som inte är djupare än 3-5 m. Isteren hyser öring, sik, harr, lake, abborre, gädda och elritsa. Sjöns vattennivå är oreglerad.

Höljesmagasinet (15,88 km²) (SMHI 2014a), som ligger i Värmlands allra nordligaste del, är en konstgjord sjö som dämmer in och dränker stora områden av Klarälvens, Varåns och Havsvallens forsar och strömmar, samtidigt som den torrlägger den naturliga fåran i Klarälven ned till Höljes (figur 15). Vattenkraftproduktionen är hög och regleringssamplituden uppgår till 34 m. Under senvintern och våren är i regel sjön helt avsänkt och flera av de forna forsarna framträder. Dammen och sjön blockerar vandringshinder för fisk från Klarälven till Trysilelva och Femundselva, och

utgör ett partiellt vandringshinder för nedströmsvandrande fisk. Flera fiskarter förekommer i sjön, t ex abborre, mört, gädda, lake och mört.

VATTENFÖRING OCH TEMPERATUR - KLIMATFÖRÄNDRINGAR?

Klimatet i älvens avrinningsområde påverkas av relativt stora höjdskillnader samt att älven rinner genom inlandet. Årsnederbörden varierar från 600 mm vid Väneren (Persson et al. 2014) till drygt 800 mm i de norska fjällen i den nordvästra delen av avrinningsområdet (Holmqvist 2000). Den norska delen av området utgör ca 46 % av avrinningsområdet vid utloppet i Väneren (tabell 3).

SMHI har på uppdrag från Länsstyrelsen gjort en klimatanalys inriktad på meteorologiska parametrar och vattenflöde (Persson et al. 2014). Här prognosticeras förändringar i klimatet som får konsekvenser både för vattenföring och för vattentemperatur.

Vattenföring

Säsongsvariationen i vattenföring drivs till stor del av nederbördsmonster och lagring av vatten som snö, i mark eller i sjöar. I avrinningsområdets nordligaste områden, vilka har längre köldperioder, lagras betydande mängder vatten under vintern i form av snö. Stora delar av vattendraget (ca 80 %) ligger mellan 650 och 1000 m ö.h. Detta medför en parallell snösmältning i olika delar av vattendraget där snömagasinen smälter under en relativt kort period när temperaturen stiger under vår och försommar. Beroende på var i vattendraget man tittar kulminerar vårfloden oftast under maj eller i början av juni, vid mynningsen i Karlstad som regel i slutet av maj. Sommarmånaderna juli och augusti är den nederbördsrikaste tiden på året men även höstmånaderna visar relativt höga nederbörds mängder.

Det finns en rad stora sjöar i den övre delen av älven. Dessa verkar flödesdämpande och ger en relativt hög vattenföring under sommaren och hösten. Det största registrerade flödet på norsk sida var 1995, men

även 1966 och 1967 uppmättes närapå liknande flöden. Översvämningen 1995 kulminerade den 2 juni med en vattenföring på 760 m³/s vid Nyberg-sund (Holmqvist 2000). På svensk sida är den hittills högsta noteringen i älven från maj 1959 då vattenföringen vid Edsforsen uppmättes till 1 020 m³/s. Som jämförelse kan nämnas att den maximala vattenföringen under översvämningarna 1995 och 2000/2001 uppmättes till 948 respektive 503 m³/s vid samma station (SMHI 2014c).

Flödestoppen på våren kommer oftast ett par veckor tidigare i de nedre delarna av vattendraget jämfört med till exempel vid utloppet av Femunden. Höstfloden blir sällan särskilt stor och den lägsta vattenföringen under året inträffar vanligtvis i månadsskiftet mars/april före snösmältningen.

Klimatanalys Värmland (Persson et al. 2014) förutspår att dynamiken och förekomsten av vatten kan förändras eftersom ett förändrat klimat innebär skillnader i årstidernas karaktär, speciellt med avseende på temperatur och nederbörd. Säsongsvariationen i vattenföring drivs till stor del av nederbördsmonster och lagring av vatten som snö, i mark och i sjöar. I ett klimat med högre temperaturer än idag kan denna säsongsvariation förändras och bli mindre tydlig, samtidigt som höga flöden kan uppträda vintertid. Den vanliga säsongsdynamiken med en flödestopp på våren kan försvagas eller försvinna helt mot slutet av seklet.

Perioderna med låg vattenföring blir längre och vattenföringen under denna period i medeltal lägre jämfört med tidigare. Förändringarna orsakas av ökad nederbörd under vintern och med mindre mängd vatten som lagras i form av snö beroende på högre temperaturer. Det gör att flödet ökar under vintern samtidigt som snösmältningen på våren minskar eller uteblir vissa år. Avdunstningen under vår och höst ökar eftersom temperaturen ökar och växterna därmed har en längre säsong. Detta kan leda till att mindre mängd av nederbörden når vattendragen.



Figur 18. Isen lägger sig på Femunden. Foto: Bård Løken.

Har Femund-/Trysil-/Klarälven blivit varmare?

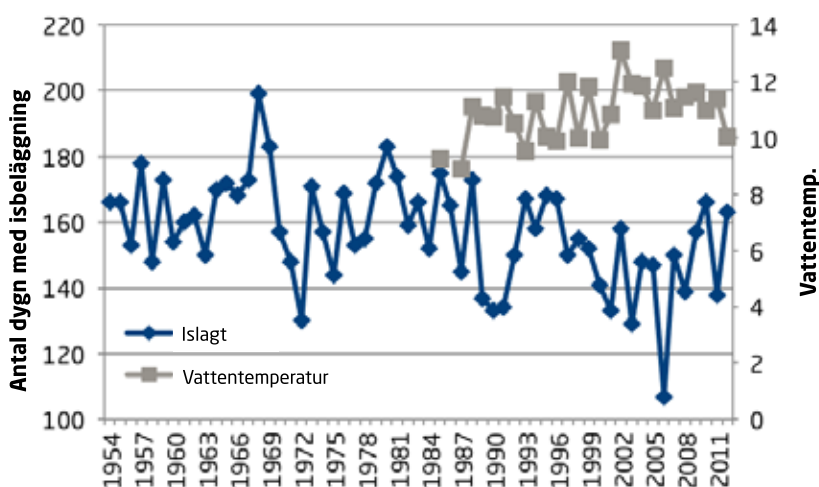
SMHI använder perioden 1961-1990 som referensperiod, så kallad "nor-

malperiod". I rapporten Klimatanalys Värmland (Persson et al. 2014) framgår att Värmlands län haft en årsmedeltemperatur på 4,4 °C, där Karlstad med

dess närhet till Väneren hade den högsta årsmedeltemperatur på 5,8 °C, och Hölljes 2,2 °C. Motsvarande för Femunden (Drevsjø) var 0,19 °C (Eklima, met.no).

I översikten över årsmedeltemperaturen i Sverige 1860-2012 (www.smhi.se/klimatdata) syns det att fördelningen mellan varma och kalla år stämmer väl överens med Värmland. Den senaste 20-årsperioden framstår som ovanligt varm. För perioden 1991-2012 var årsmedeltemperaturen för länet 5,3 °C, d.v.s. det har blivit 0,9 °C varmare. Under samma period var lufttemperaturen i Drevsjø 0,93 °C, d.v.s. en ökning på 0,74 °C (Eklima, met.no).

Den senaste 20-årsperioden har alltså varit ovanligt varm. Kan detta speglas i vattendragets temperatur? Vid utloppet ur Femunden har det skett mätningar av vattentemperaturen sedan 1984, (figur 19). För perioden 15 jun-30 sep har en signifikant ökning av medeltemperaturen skett från 1985 till 2012,



Figur 19. Den islagda perioden i Femunden har blivit kortare mellan åren 1954-2012 (pers.obs. Klas Femundshytten), medan vattentemperaturen 15 jun – 30 sept under perioden 1985-2012 har ökat (data från NVE).

+0,05 °C per år. Det mildare klimatet speglas också i en kortare isläggning på Femunden (figur 18). Under perioden 1954-2012 har istäcket reducerats med 0,42 dagar per år.

I Femund-/Trysilelva finns mätserier för vattentemperatur i utloppet av Femunden (NVE) och för Lutufallets kraftverk (Eidsiva Vannkraft AS, NVE). Det är en god korrelation mellan temperaturen från Femunden och Lutufallet där vattnet vid Lutufallet är 2,20 °C varmare än i Femunden 131 km längre upp i vattendraget.

För Klarälven finns vattentemperaturer registrerade från Höljes, från Höje vid Munkfors och från Kaplanådran i Karlstad. På sommaren ökar älvens medeltemperatur med 2,39 °C på den 146 km långa sträckan från Femunden till Höljes. Vid Höje har älven blivit ca 5,6 °C varmare på den 317 km långa sträckan från Femunden och vid mynningen i Vänern (Kaplanådran i Karlstad) har vattentemperaturen i medel stigit med 7,11 °C jämfört med Femunden. Ökningen på den 400 km långa sträckan är linjär och temperaturen stiger med 0,18 °C per 10 km.

Eftersom korrelationen är hög mellan temperaturerna på alla stationer jämfört med Femunden innebär detta sannolikt att även älven har följt samma utveckling som i Femunden, d.v.s. den har under de senaste decennierna blivit varmare.

Har Vänern blivit varmare?

SLU har registrerat vattentemperaturen vid tre stationer i Vänern under perioden 1973-2012 (figur 20). Utifrån detta dataset har alla stationer och mätningar med ett provtagningsdjup på 0,5 m, 5 m och 10 m från juni, augusti och oktober plockats ut. Medeltemperaturen för de utvalda månaderna är 13,02 °C med en statistiskt signifikant ökning av medeltemperaturen under perioden (figur 20). Detta ger en ökning av vattentemperaturen på 0,036 °C per år och ligger i samma storleksordning som Mjøsa i Norge (Løvik et al. 2013).

Vattentemperaturen i biflödena

Projektet har registrerat vattentemperaturen i Varån 2011-2013 och i Lutua 2011. Varån blir snabbare uppvärmd och i uppvärmningsfasen på våren ligger temperaturen högt över huvudälvens medan den i avkylningsfasen är relativt lika. Under perioden 15 jun – 30 sep 2011, 2012 och 2013, var Varåa i medel 1,43, 2,40 respektive 2,28 °C varmare än huvudälven vid Lutufallet.

Varån nådde i 2011 och 2013 temperaturer > 20 °C. Under 2011 uppmättes 43 dygn med temperaturer över 16 °C och 17 dygn över 18 °C. Under 2013 var motsvarande förhållanden 40 dygn med temperaturer över 16 °C och 26 dygn över 18 °C. 2012 var en kallare sommar och temperaturer över 16 °C registrerades endast under kortare

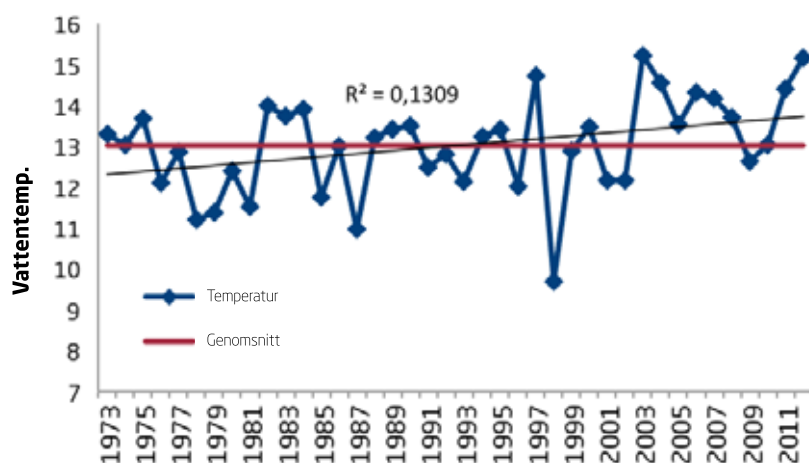
perioder. Klimatanalys Värmland (Persson et al. 2014) visar en fortsatt ökning i årsmedeltemperaturen för länet till 9 °C i slutet av seklet (variation från 7 till 12 °C). Det regionala mönster som kan ses i dagens klimat, med varmare förhållanden längs Vänern och svalare i de mer höglänta områdena i norr, kan alltså kvarstå eller öka i framtiden.

GEOLOGI, VATTENKEMISKA FÖRHÅLLANDEN, FÖRSURNING OCH KALKNING

De norra delarna av avrinningsområdet runt de stora sjöarna i Norge ligger huvudsakligen inom det så kallade sparagmitområdet och består främst av kraftigt vittrad kvartsrik sandsten. Runt Femunden finns också blottad berggrund (bland annat Rødekket). Sydost om Femunden och i ett brett bälte väster om Engeren och på västra sidan av dalen ner mot Jordet finns det så kallade Kvitvoladekket bestående av en ljus, kvartsrik sparagmit (sandsten). Från omkring Jordet och längre söderut övergår berggrunden till i huvudsak Trysil-granit, Trysil-porfyrt och Trysil-sandsten.

Jordarterna domineras av morän av varierande tjocklek. Större sand- och grusavlagringar finns främst i dalbottenarna, inklusive i Tufsingdalen, Engerdalen, Elvdalen och längs huvudälven från Engerneset ner till svenska gränsen. I områden kring de stora sjöarna i norra delen av avrinningsområdet dominerar Rogenmorän, d.v.s. långsträckta, oregelbundna åsar som mestadels består av blockrik morän med långsgående sträckning. Vissa bergsområden, till exempel Sølen och bergen på den östra och västra sidan av Engerdalen har mycket blockfält, och bland annat i Tufsingdalen och längs Trysilelva från Innbygda till Plassen finns betydande åsar. Stora myrområden finns i hela avrinningsområdet.

Femund/Trysilelva är måttligt humuspåverkad med en ökande koncentrationen humusinslag ju längre nedströms man kommer. I de stora sjöarna Femunden, Isteren och Sølsjøen sker



Figur 20. Medeltemperaturen i Vänern för alla stationer i djupintervallet 0,5 m – 10 m (data från SLU).



Figur 21. Våtmarkskalkning mot försurning av sjöar och vattendrag nordväst om Höljes. Foto: Sandra Woronin.

en nedbrytning av humus och avfärgning av vattnet. Längre ner i älven ökar andelen skog i avrinningsområdet och älven får ett tillskott från flera mer humusrika biflöden. Sjöar i närliggande områden med årlig provtagning visar en ökande halt organiskt kol (TOC) från 1986 till i dag (Hindar 2011). Ett fenomen som kan bero på ett minskat nedfall av surt regn. Under 2012 var TOC i huvudälven vid Laksøya i Trysil i genomsnitt 4,3 mg/l.

De geologiska förhållandena i området gör att flera av sjöarna och vattendragen inom avrinningsområdet har låg buffertkapacitet, d.v.s. de är känsliga för tillskott av sur nederbörd. Den norska delen av älven ligger dock inom ett område som inte har påverkats särskilt mycket av surt regn, både på grund av att innehållet av sura komponenter i nederbörden i allmänhet minskar i en syd - nord gradient, och att området har relativt lite nederbörd. Under 1995 var tillförseln av surt regn i

stora delar av Femundsmarka emellertid större än den bedömt kritiska belastningen (Skjelkvåle et al. 1997) varför kalkning startade i många av sjöarna i avrinningsområdet. Sedan dess har tillskottet av vätejoner minskat markant och provtagningar har visat att tillförseln av icke-marint svavel har minskat med över 50 % under perioden 1995-2010 (Wright 2012). Detta har lett till att samtliga kalkningsprojekt i området kommer fasas ut under 2014 (Garmo och Austnes 2012).

Själva huvudvattendraget är naturligt välbuffrat vilket präglar den allmänna vattenkemiska statusen. Nivåerna för pH, alkalinitet och kalcium är stabila och ligger på en relativt hög nivå. Lägsta uppmätta pH är 6,25 vid Elvbrua (augusti 1981). År 2006 var medianvärdena för alkalinitet 0,100 mekv/l vid Elvbrua och högre än 0,150 mekv/l vid de andra provpunkterna. I linje med den allmänna förbättringen av försurningsläget registrerades en ökning

med 0,2 till 0,3 pH-enheter från tidigt 1980-tal fram till 2006. Kalciumkoncentrationen i älven ligger på ca 2,5 mg Ca/l. Biflödet Engera har en relativt hög koncentration av kalk (ca 8 mg Ca/l) och bidrar därmed till att öka koncentrationen något i huvudälven.

Studier inom ramen för "Vänerlaxens fria gång" har visat pH-värden vid Laksøya (7 km uppströms riksgränsen) i intervallet 6,46 till 7,07 under 2012 och 2013 års snösmältningsperiod (Hindar 2012, 2013). Vattnet bedöms välbuffrat med en alkalinitet inom intervallet 0,134 till 0,234 mekv/l och Ca-koncentrationerna i området ligger på mellan 2,10 till 4,36 mg Ca/l. Aluminiumkoncentrationerna är generellt låga och bedöms inte skapa problem för fisken.

Av de biflöden som kan bli aktuella och vara lämpliga för lax och öring på norsk sida är det bara Höljan och Varåa som har en vattenkemisk status som skulle kunna vara problematisk

för reproduktionen. Både Grøna med Tannåa och Lutua visade våren 2011 tillfredsställande pH och alkalinitet (Hindar 2011). Höljan och Varåa är humösa, kalkfattiga vattendrag med tidvis låga pH-värden, särskilt i samband med snösmältningen. På grund av detta har intensiv kalkning skett av Höljan under en lång tid, både med hjälp av doserare och via sjökalkning (Höjljessjön och Rysjøen). I Varåa kan vattenkvaliteten, särskilt under snösmältningen, vara mindre bra och kalkning av sjöar i dess tillrinningsområde är därför planerad som en åtgärd för att uppnå tillfredsställande vattenkvalitet för lax.

På svensk sida består bergrunden generellt av sura bergarter, som granit och/eller gnejs. Det finns dock undantag. Genom Värmland går ett bälte med hyperit (en form av diabas) som löper från Skräckarberget i nordvästra Värmland ned till Kristinehamn i sydöst. Det påverkar Klarälvens avrinningsområde i ett parti väster om Syslebäck och även nedströms Munkfors. Utöver hyperiten finns även förekomster av andra basiska bergarter kring Geijersholm. I dessa områden är försurningsproblematiken också mindre.

Jordarterna i tillrinningsområdet har svag buffringsförmåga och består till största delen av morän. Isälvsavlagringar eller postglaciala sediment finns ofta i anslutning till huvudfåran och vid en del tillflöden. Klarälven för under långa sträckor ett meandrande lopp, där den skurit ned genom djupa äldre lager och på vissa ställen även bildat korvsjöar. Älven hade från början ett östligare lopp. Loppet ändrades till det nuvarande då isälvsavlagringarna vid Edebäck, Råda och Brattforsheden blev så stora att älven tvingades ta ett nytt lopp. På grund av sedimenttransporten i älven har det vid mynningen i Väneren vid Karlstad bildats ett stort deltaområde. Rester av sådana deltan kan ses även vissa andra ställen längs med Klarälven, som vid Edebäck, Norra Råda, Övre Ullerud, Deje och Grava.

Den absoluta merparten av det

svenska tillrinningsområdet utgörs av skog eller myrmarker. Det är inte förrän Klarälven kommit så långt nedströms som till Deje som andelen lera och silt ökar, och där jordbruksmarker finns i någon större omfattning.

Den svenska delen av Klarälvens tillrinningsområde har under lång tid påverkats av sur nederbörd.

Själva Klarälven är dock välbuffrad och visat sedan mätningarna startade 1968 ett medel-pH på 6,6, och under 2000-talet 6,68. Lägsta uppmätta pH är 5,68 (Almar, januari 1969). Det finns en ökning i pH med ca 0,2 enheter mellan början av 90-talet och tiden före. Alkaliniteten och kalciumkoncentrationen följer samma mönster. Om detta beror på minskad försurande belastning eller en påverkan från kalkning i de tillrinnande vattendragen är dock svårt att säga. Den kalk som använts har stort innehåll av magnesium och man kan därför inte jämföra halterna på ett bra sätt för att se kalkningspåverkan. Vattnets buffertkapacitet (alkaliniteten) har i genomsnitt legat på 0,11 mekv/l vilket anses som ett välbuffrat vatten. Lägst uppmätt värde 0,028 är mekv/l, uppmätt under maj 1977. Kalciumkoncentrationen har i medeltal legat på 2,8 mg/l.

TOC-halterna (organiskt kol) har uppmätts sedan 1987 och har sedan år 2000 börjat variera. Före 2001 låg medelhalten på 6,7 mg/l, medan det från och med 2001 ligger på 9,4 mg/l. Dessutom förekommer extrema toppar med värden mellan 20–45 mg/l mera frekvent. Detta beror troligen på att variationen i nederbördsmängderna är mycket kraftigare efter ca år 2000 än tiden före.

Även om nedfallet av svavel har minskat mycket finns försurningsproblematiken kvar. Detta kan bero på att det långvariga sura nedfallet tömt de redan svagt buffrade markerna på neutraliserande ämnen, och att skogsbruk också har en försurande inverkan. Denna ökar med uttag av även trädens grenar och rotssystem. Problematiken kan bland annat visas genom att titta

på vattenkemin i det helt okalkade referensvattendraget Vingån. I detta vattendrag sjunker pH regelbundet ned till ca 4,8. Alkaliniteten vid dessa tillfällen är 0. Medelvärde för pH sedan mätningarna påbörjades 2002 är 5,2. För alkalinitet är medelvärdet -0,023 mekv/l. Det går heller inte att se någon trend mot förbättrade värden. Det är därför möjligt att den återhämtning som har skett i biflödena nu har avstannat.

Såväl Lötån som Tandån är eller har varit kalkade genom Länsstyrelsen i Dalarnas kalkningsprogram. Tandån rinner strax före den rinner över gränsen mot Norge genom ett område med basiska bergarter, vilket gör att vattenkemin i Norge är mycket bättre än på den svenska sidan. Kalkningen i Tandån är dock för nuvarande vilande, men sedimenterad kalk påverkar fortfarande vattenkemin. Lötån kalkas fortfarande.

Kalkningsverksamheten i tillflödena i Värmland är stor, och sker genom att kalka sjöar, våtmarker och med hjälp av doserare. 29 av de tillrinnande vattendragen kalkas. I 11 av dem har lax konstaterats, varav 8 har konstaterad förekomst av ensomrig lax; Höljan, Tåsan, Näckån, Värån, Femtan, Acksjöälven och Kvarnån. Det är dock bara i Höljan man helt säkert kunnat slå fast att faktisk lek sker.

ETT PRODUKTIVT VATTENDRAG Fiskarternas utbredning

Väneren och dess tillrinnande älvar uppstod efter den senaste istiden för ca 10 000 år sedan. Strax efter startade även dagens sötvattenslevande fiskarter sin kolonisering av de nya landområdena. Under den första avsmältningssfasen bildades öster om den kvarvarande glaciären en sötvattenssjö kallad Baltiska issjön och vissa köldtoleranta arter kunde då börja vandra in österifrån till de isfria delarna av södra Sverige. I takt med avsmältningen steg vattennivån och för ca 9600 år sedan fick issjön förbindelse med västerhavet varvid Yoldiahavet bildades (efter musslan *Yoldia arctica*).

På grund av smältvatten från isen var vattnet kallt och salthalten låg. Röding är dock en art som både förekommer långt norrut och som trivs vid låga temperaturer. Tillsammans med hornsimpans var den därför sannolikt bland de första invandrarna, som följde iskanten och vandrade upp där det var möjligt. Rödingen är vanligt förekommande på olika platser i Femund-/Trysilelvas avrinningsområde även om den saknas i själva älven. Även lax och öring som vandrat in i Yoldiahavet och som tål saltvatten och låga temperaturer vandrade uppåt i älvarna på ett tidigt stadium.

Den snabba landhöjningen efter att isens tyngd släppte gjorde åter den dåtida Östersjön till en sötvattenssjö, med utlopp i Skagerrak i höjd med Göteborg. Sjön bildades för omkring 8500 år sedan och kallas Ancylussjön (efter snäckan *Ancylus fluviatilis*). För 8000 år sedan täckte Ancylussjön förutom hela Östersjön, även delar av östra Sverige och stora delar av Finland. Eftersom både vattnet var högre, och jorden plattare i och med att landhöjningen inte riktigt hade kommit igång på allvar kunde nu många olika fiskarter ta sig långt upp i älvarna. Detta är sannolikt den viktigaste perioden för spridningen av sötvattenslevande fiskarter, arter som sedan spred sig vidare in i Norge.

Vänern hyser idag 34 reproducerande fiskarter (tabell 4). Det innebär att cirka 65 % av Sveriges sötvattenslevande fiskarter finns i sjön. Flera arter är särskilt unika, bland annat finns glacialrelikter som lax och hornsimpans. Rödlistade fiskarter som förekommer i Vänern är asp, lake, vimma och ål. Till de vanligaste arterna i Vänern hör norsken (Värmlands landskapsfisk) och siklöjan. Flera av Vänerns tillflöden är viktiga lekområden för nors, bl.a. Klarälven.

Många av Vänerns arter finns även i Femund-/Trysil-/Klarälven men generellt sett minskar antalet ju längre upp i älven man kommer. I Femunden förekommer 8 arter (Qvenild 2010).

Siken har med stor sannolikhet

vandrat upp i Klarälven och vidare upp i Trysilelva (Østbye et al. 2004) och är idag tämligen allmän i framförallt de långsamflytande partierna av älven på norsk sida. Andra vanliga arter är harr och öring och generellt sett kan man säga att öringen framförallt återfinns i de övre delarna av Femund-/Trysilelva, medan harren är vanligare längre ned (Kjosnes et al. 2004).

Även lake är vanligt förekommande på den norska sidan men på senare tid har det kommit rapporter om att den minskat i flera delar av älven (Morten Aas, muntligen). I Lutufloen nedströms Lutufallet kraftverk finns också benlöja och stäm (Qvenild och Nashoug 1998). Benlöja förekommer också i Varåa/Varån upp till Tørrbergssjøen (Holt-Seland, muntligen). Bäcknejonöga kan påträffas i de nedre delarna av Trysilelva (Andersen 1968), åtminstone upp till Øygrunnet 2 km uppströms Sennsjöen. Bergsimpa finns i hela Trysilelva, i Femundselva (Andersen 1968, Aas 2007) samt i biflödena Lutua och Grøna (Nashoug, muntligen). Mört, som anses vara en senare invandrare, är relativt vanlig i sjöarna runt Trysil. Totalt kan 14 naturligt invandrade fiskarter påträffas i Trysil/Femundselva. Av introducerade arter finns spridda förekomster av både regnbåge och kanadensisk bäckröding (Hindar et al. 1996, Hesthagen et al. 2013).

På den svenska sidan och med närheten till Vänern är fiskarternas antal av naturliga skäl högre. Cirka 24 av de 34 arter som förekommer i Vänern har fångats eller observerats i Klarälvens nedre delar (nedströms Forshaga kraftverk). Enligt senare undersökningar via båtelfiske och strömprovfisker minskar artantalet kraftigt uppströms Forshaga kraftverk. På sträckan Forshaga - Edsforsen förekommer idag mellan 5-15 arter, lite olika antal beroende på kraftverkssträcka. Framförallt är det uppströms Munkfors och vid Skymnäs som artantalet sjunker. Givetvis har naturliga forsar och fall begränsat arternas historiska spridning uppåt i systemet men jämför man antalet arter

idag med Cederströms inventering från 1895, d.v.s. före kraftverkens tillkomst, saknas observationer av flera arter, till exempel asp och nors. Slutsatsen är att kraftverkens tillkomst sannolikt begränsat utbredningen av vissa arter. Längst upp i Klarälven mot Höljes ökar artantalet och här har runt 16 arter påträffats i modern tid. Anledningen är troligtvis att den långa kraftverksfria sträckan mellan Edsforsen och Höljes erbjuder fler, större och sammanhängande habitat, till exempel bättre livsmiljöer för strömlevande arter som harr, sik och simpors.

Ett populärt fiskevatten

I de stora sjöarna Femunden, Isteren och Sølensjøen bedrevs förr ett betydande fiske, omkring vilka det också utvecklades egna "fiskelägen". Här samlades människor under olika delar av året till ett säsongsbetonat och viktigt fiske efter framförallt röding och sik. Runt fisket byggdes boplatser upp med hus, båthus och redskapsbodars i vilka redskapen förvarades mellan säsongerna. Dessa fiskelägen har sina rötter ända tillbaka till 1500-1600-talet (Qvenild 2010).

Sedan långt tillbaka i tiden har älvens nordligaste delar (Trysilelva - Femundselva) varit kända för sin fiskrikedom. Iacob Sømme karakteriserade vattendraget som Østlandets fiskrikaste och mest mångsidiga älv för sportfiske. *"Uten å gå andre distrikters interesser for nær, kan man godt bruke atskillige superlativer om fisket i de trakter vi her er kommet fram til"*, skriver Sømme i "Ørretboka" (Sømme 1941). Den rika tillgången på bytesfisk resulterade i både hög tillväxt och storlek hos t.ex. öringen. Vid sidan av öring var och är röding en betydelsefull art för sportfiskare i dessa trakter, också den relativt storvuxen. Detsamma kan sägas om harren, gäddan, laken och abborren. Speciellt bra och kända fiskeplatser efter öring, harr och sik är Isterfossen vid utloppet av sjön Isteren liksom området mellan Galthåen och Galtsjøen, den ca 400 m långa Galtstrømmen. Även flera

Tabell 4. Förekommande fiskarter i Vänern, Klarälven, Trysilälva och Femundselva med biflöden (SERS 2014, kap Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil-/Klarälven samt övriga källor angivna i rapporten).

Svenskt namn	Norskt namn	Latinskt namn	Förekomst
Abborre	Abbor	<i>Perca fluviatilis</i>	Vanligt förekommande i hela älven
Gädda	Gjedde	<i>Esoc lucius</i>	Vanligt förekommande i hela älven
Öring	Ørret	<i>Salmo trutta</i>	Vanligt förekommande i hela älven
Benlöja	Laue	<i>Alburnus alburnus</i>	Vanligt förekommande i hela älven upp till Lutufloen samt i Varåa upp till Tørrbergsjøen
Mört	Mort	<i>Rutilus rutilus</i>	Vanligt förekommande i hela älven upp till Lutufloen, Varåa, samt diverse lokaler i Trysil
Lake	Lake	<i>Lota lota</i>	Vanligt förekommande upp till Deje krv, i biflöden uppströms samt från Höljes och uppströms (minskande)
Gers	Hork	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Vanligt förekommande i hela älven upp till Höljes krv
Lax	Laks	<i>Salmo salar</i>	Förekommande upp till Höljes, utsatt som rom på den norska delen 2012 och 2013
Harr	Harr	<i>Thymallus thymallus</i>	Vanligt förekommande upp till Skymnäs krv, samt från Edsforsen och uppåt
Stäm	Gullbust	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Oregelbundet förekommande i hela älven upp till Trysilälva (Lutufloen)
Bergsimpa	Steinsmett	<i>Cottus poecilopus</i>	Vanligt förekommande upp till Forshaga krv, vid Höljes samt i Femund-/Trysilälva upp till Isteren
Sik	Sik	<i>Coregonus sp.</i>	Förekommande upp till Forshaga, vanligt förekommande vid Höljes och i Femund-/Trysilälva
Elritsa	Ørekyte	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Förekommande upp till Forshaga krv, uppströms Skoga krv till Höljes samt i Femund-/Trysilälva
Bäcknejonöga	Bekkeniøye	<i>Lampetra planeri</i>	Förekommande upp till Forshaga krv samt vid Höljes samt i älven på norsk sida upp till Sennsjøen
Braxen	Brasme	<i>Abramis brama</i>	Vanligt förekommande upp till Skoga krv
Nors	Krøkle	<i>Osmerus eperlanus</i>	Vanligt förekommande upp till Forshaga krv
Sarv	Sørv	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Förekommande upp till Munkfors krv
Björkna	Flire	<i>Blicca bjoerkna</i>	Förekommande upp till Munkfors krv
Faren	Brasmeffire	<i>Abramis ballerus</i>	Förekommande upp till Forshaga krv. Arten är inte funnen i Norge.
Asp	Asp	<i>Aspius aspius</i>	Förekommande upp till Forshaga krv
Sutare	Suter	<i>Tinca tinca</i>	Förekommande upp till Forshaga krv
Gös	Gjørs	<i>Sander lucioperca</i>	Förekommande upp till Forshaga krv samt mellan Forshult och Edsforsens krv.
Id	Vederbuk	<i>Leusiscus idus</i>	Vanligt förekommande upp till Forshaga krv samt vid Höljes
Stensimpa	Hvitfinnet ferskvannsulke	<i>Cottus gobio</i>	Förekommande upp till Forshaga krv samt vid Höljes
Ål	Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Förekommande upp till Forshaga krv samt flera sjöar uppströms (utsättning sker)
Flodnejonöga	Elveniøye	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Förekommande upp till Forshaga
Röding	Røye	<i>Salvelinus alpinus</i>	Stor-Ullen inom Uvåns vattensystem, vanligt förekommande i sjöar på norska sidan
Nissöga	Sandsmett	<i>Cobitis taenia</i>	Vänern. Ingen säker observation i Norge.
Ruda	Karuss	<i>Carassius carassius</i>	Vänern
Siklöja	Lagesild	<i>Coregonus albula</i>	Vänern
Småspigg	Nipigget, stingsild	<i>Pungitius pungitius</i>	Vänern
Storspigg	Trepigget stingsild	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Vänern
Hornsimpa	Hornulka	<i>Trigloporus quadricornis</i>	Vänern (glacialrelikt)
Färna	Stam	<i>Squalius cephalus</i>	Vänern (Dalbosjön).

biflöden är kända för att erbjuda ett bra fiske efter öring och harr, till exempel Sømåa och Sølva.

Liksom många andra norska älvar har även Femund-/Trysilelva haft kräsna engelsmän på besök. Besök som inte sällan resulterade i livslånga relationer. Vid Galten höll till exempel advokatbröderna Smith från London till under perioden 1892-1940 (figur 22) (Qvenild 2010). Även för norska fiskare har älven varit av stor betydelse och Fridtjof Nansen besökte till exempel ofta Trysilelva/Femundselva på hans kombinerade jakt-och fiskeexpeditioner. Under 1950-talet var fisket i älven sär-

skilt intensivt och var av stor betydelse för lokalbefolkningen. I samband med tidiga planer på anläggandet av kraftverk i älven genomfördes därför omfattande undersökningar av fisket i älven (Øvrebo 1953, Rosseland 1948, Løkenstgard 1953). Man konstaterade att det enbart på sträckan Isterhue till Jordet fångades 25 ton fisk per år, främst öring och harr (Øvrebo 1953). Totalt för hela älvsystemet uppgick avkastningen till 75 ton (sik: 30 ton, öring: 16 ton, harr: 10 ton och röding: 5 ton). Älven lockade även många sportfiskare vilket illustreras av att enbart Engerdal Fjellstyre årligen sålde cirka 11 000 fiskekort under de

bästa åren på 1990-talet.

Även i mer modern tid har det gjorts omfattande utredningar om fiskets betydelse i Engerdal (Aas 1992a, Aas 1992b, Aas och Kaltenborn 1993, Aas 1994, Berget 2000, Dervo et al. 2014, Museth et al. 2010, Qvenild & Nashoug 1992, Qvenild & Nashoug 1998). Data från 1992 visar att lokalbefolkningen bara under detta år fångade cirka 24 ton fisk. Det som främst skiljer den lokale fiskaren från turistfiskaren är den förras rätt att använda nät och utter, redskap som fortfarande är mycket populära bland lokalbefolkningen. I Trysil är det också lokalbefolkningen som är mest aktiva och som även fångar mest fisk i älven (Qvenild och Nashoug 1992).

Älven är både lättfiskad, lättillgänglig och inte minst relativt lång med ett antal fina fiskeplatser. Många av sportfisketuristerna är svenskar och den svenske fiskeförfattaren Olof Jakobsson skriver bland annat "att det inte finns många älvar som är så fiskvänliga med fluga och som håller så mycket fisk" (Jakobsson 1994). Vidare menar Jakobsson att "det är få älvar som kan erbjuda närmare tio mil fiskevatten på samma fiskekort" (Jakobsson 2001).

I den konstgjorda Höljessjön på svensk sida är trolldfisket efter grov gädda betydande, i likhet med pimpelfisket efter abborre under senvintern-våren, då sjön är avsänkt (muntligt Hans Nordberg, Norra Finnskoga fiskevårdsområdesförening). Fisket efter harr och öring i Klarälvens strömmar och forsar mellan Höljes och Syslebäck (cirka 30 km) är omfattande, viktigt för bygden och en av de allra största turismgrenarna i området. Förutom Klarälvsöring och lax finns även stor strömstationär öring (så kallad Finnskogaöring). Årligen säljs fiskekort för cirka 550 000 kr. Fisket i Klarälven har ökat under senare år och svarar också för den klart största delen av fiskekortsförsäljningen. Harrfisket i Klarälven är det som lockar mest. Av biflödena till Klarälven förekommer ett visst sportfiske efter öring och harr i de outbyggda vattendragen Varån och Höljan. Längs



Figur 22. De två advokatbröderna Richard och Charlie Smith höll till på Smithsetra vid Galten mellan 1892-1940. (Foto Norsk skogsmuseum).

den aktuella sträckan av Klarälven finns flera campingplatser och hyrstugor.

Mellan kraftverken i Skoga och Edsforsen bedrivs ett betydande sportfiske efter gös (från Busjön) och harr. Visst harrfiske bedrivs även precis nedströms Skymnäs kraftverk. Fiskekortsförsäljningen har ökat och uppgick 2013 till cirka 40 000 kr/år. Nästan hela kortförsäljningen avser Klarälven (Klarälven Hagfors fiskevårdsområdesförening).

Uppströms och framförallt nedströms Forshaga kraftverk sker idag ett sportfiske efter både lax och öring (läs mer om laxfisket i Forshaga under "Laxfisket i älven idag") men även harr och gädda är populära arter. I Klarälven Karlstad erbjuds ett stadsnära sportfiske efter många arter. Uppströms E18-bron upp till Almar är fisket efter gädda, lax och öring av störst omfattning. Nedströms E18-bron dominerar mete efter id, braxen och gös (Urban Nyqvist, muntligt). För närvarande driver Sportfiskarna ett arbete med att utveckla fisket på sträckan. Förr fiskades mycket lake vid leken i och utanför Klarälven (Degerman 2004) och fisket efter nors i Klarälven har länge varit omfattande, även om det har minskat på senare år (Nilsson 2014). På cirka 70 % av älvräckan gäller fritt handredskapsfiske (Sara Asker, Karlstad kommun, muntligt).

Historiskt sett har Vänern med dess mångfald av arter och relativt höga produktion naturligtvis utgjort en enorm resurs för befolkningen och utvecklingen runt sjön. Fisket efter till exempel siklöja och gös har varit, och är fortfarande, mycket viktigt för de dryga 70 aktiva licensierade yrkesfiskarna på Vänern. Under 2011 fångade dessa drygt 600 ton fisk till ett värde, i första försäljningsledet, på ca 25 mkr, varav gös och siklöja stod för ca 70 % (Nilsson 2014). Vänern är utan tvekan vattensystemets populäraste sjö för sport- och fritidsfiske efter arter som lax, öring, gädda, gös och abborre. I en sammanställning av Fiskeriverket 2005 skattades sportfiskets totala fångst till

ca 1000 ton per år och antalet sportfiskedagar på Vänern till ca 453 000 st (Fiskeriverket 2005). Även om dessa siffror bygger på en begränsad enkätundersökning kan man ändå konstatera att sportfisket är av en betydande omfattning.

Det kanske mest omskrivna fisket på senare år är ändå trolldfisket efter lax och öring. Under 1998 och 2009 genomförde Fiskeriverket inventeringar av antalet trolldfiskbåtar i Vänern. Slutsatsen var att trolldfisket står för en större andel landad lax och öring än yrkes- och fritidsfisket. Fisketrycket har dessutom ökat. Resultatet visade till exempel att antalet aktiva trolldfiskbåtar per dag ökat med cirka 25 % mellan de båda undersökningstillfällena. Trolldfisket har även inneburit ökad fisketurism i regionen (Andersson et al. 2010) med flera deltidsarbetande trolldfiskguider. Satsningar i form av ramper, logi och hamnar anpassade för fisketurism har genomförts på flera platser runt Vänern från såväl föreningar och kommuner som privata företag.

ÄLVSYSTEMETS UTBYGGNAD

Redan på 1500-1600-talet användes vattnets kraft för att till exempel driva kvarnar, sågverk och stångjärnshammare i nedre Klarälven. Sällan användes dock hela älvsbredden och fisken kunde därför ta sig förbi. På kartor från 1700-talet kan man till exempel se sågverk och tillhörande dammar som spärrar av näst intill hela bredden men där så kallade "kungsådror" hölls öppna så att fisken skulle kunna passera. Under början av 1800-talet anlades allt fler industrier längs älven och vid Munkfors, Deje och Forshaga fanns vid den här tiden förutom sågverk och kvarnar även järnverk, glashyttor och trämassefabriker (Norberg 1977). I takt med industrins behov av vattenkraft startade utbyggnaden av forsarna på den svenska sidan på allvar under mitten av 1800-talet. Vid Deje uppfördes en damm omkring 1830 (Widegren 1867), även om denna tidiga damm enligt uppgift inte hindrade laxuppsteg vid lämplig vattenförling

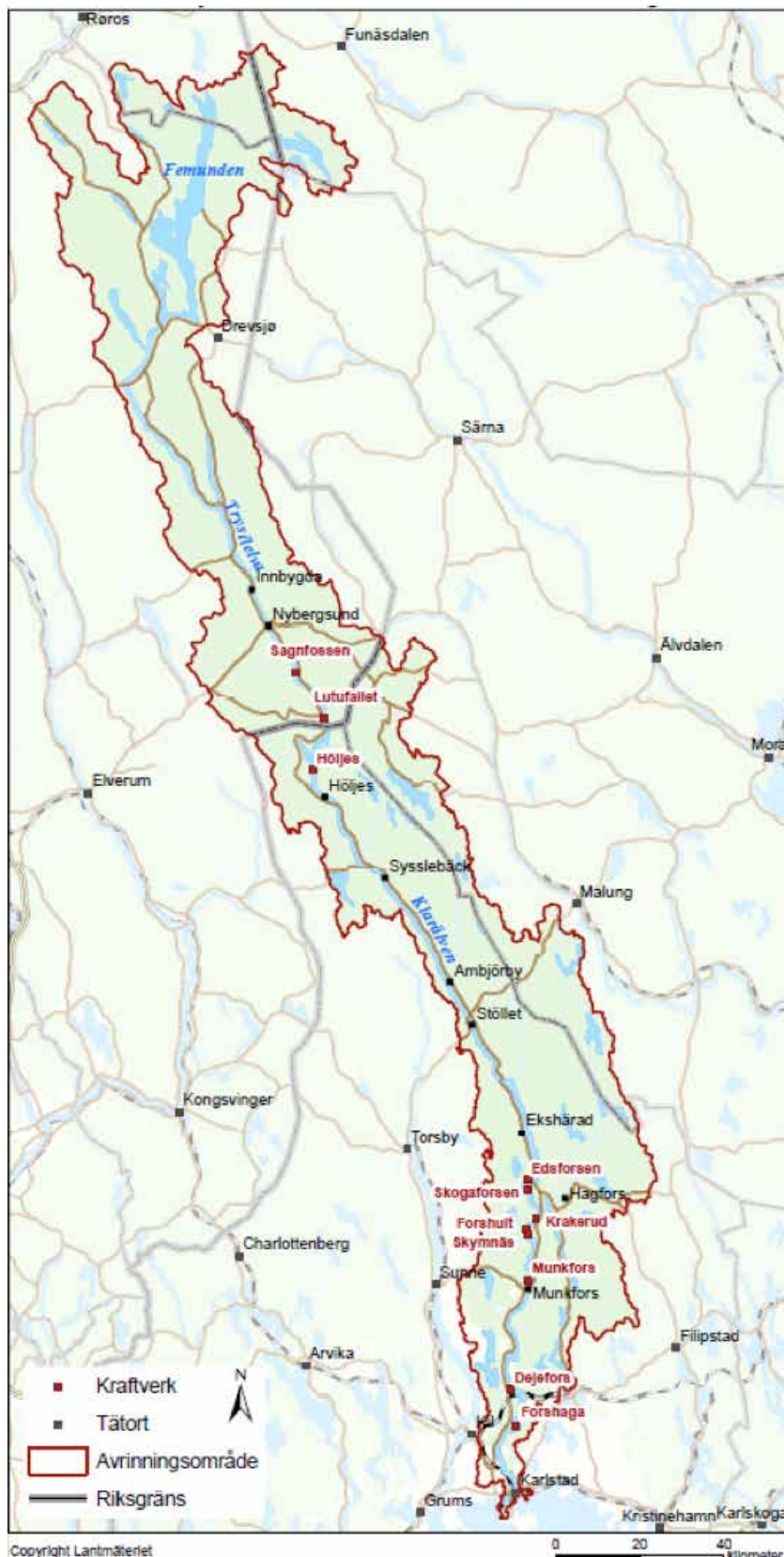
(Stenberg 1973). I samband med en ny trämassefabrik anlades senare en damm tvärs över hela älven 1886-1888 (Degerman 2004). Detta ledde till oro och klagomål både från svenskt och norskt håll över att fisket skulle påverkas negativt. Mot slutet av 1800-talet blev det allt mer fokus på att vattenkraften även kunde utnyttjas till produktion av elektricitet, och det första kraftverket i älven stod färdigt i början av 1900-talet (Deje).

Vattendragskonventionen 1905

Den 7 juni 1905 upplöstes unionen mellan Norge och Sverige genom ett beslut i Stortinget. Sverige ville dock inte automatiskt godkänna beslutet och Sveriges Riksdag ansåg att det först skulle förhandlas fram ett avtal om diverse olika olösta frågor, bland annat hur användningen av de gemensamma vattendragen skulle ske. Sverige krävde under förhandlingen vetorätt mot alla norska vattendragsregleringar som kunde få negativa konsekvenser för Sverige, och motsvarande norsk vetorätt mot svenska regleringar. De två regeringarna förpliktade sig samma år i den så kallade Vattendragskonventionen att avhålla sig från vattendragsregleringar i gränsöverskridande älvar som skulle medföra "betydande hinder" för eller "betydande störningar" utan den andra partens samtycke. 11 maj 1929 undertecknade norska och svenska myndigheter en utvidgad Vattendragskonvention för att underlätta möjligheten att reglera gränsöverskridande älvar (Ibsen et al. 2011). Konventionerna ska ses i ljuset av att Höljes kraftverk, vid norska gränsen, utgjort ett definitivt vandringshinder för alla fiskarter i Klarälven, Trysilelva och Femundselva sedan det stod färdigt 1962 (Petersson et al. 1990).

Kraftverken

Fallhöjden mellan Femunden och Vänern är 617 m och avståndet cirka 400 km. Medelvattenförlingen vid Femundens utlopp i Femundselva är 35,8 m³/s och vid Klarälvens utlopp i Vänern 161,5 m³/s ((SMHI 2014c). Under



Figur 23. Kraftverken (i rött) i Klarälven och Trysilälva.

perioden 1904-1965 byggdes Trysilälvas och Klarälvens huvudfäror ut med 11 kraftverk (Petersson et al. 1990) (figur 23). Nio kraftverk anlades i Klarälven och två i Trysilälva. Av älvarnas totala fallhöjd är 194 m (32 %) utbyggt för vattenkraftproduktion (figur 24). Den totala vattenkraftproduktionen i dessa kraftverk uppgår till cirka 1,3 TWh/år (tabell 5). Klarälven svarar för cirka 1,4 % av den svenska vattenkraftproduktionen och Trysilälva för cirka 0,1 % av den norska (Svensk Energi 2014).

Höljes är det i särklass största kraftverket (521 GWh/år) i huvudfäran, följt av Munkfors (144 GWh/år) och Forshult (112 GWh/år). Höljes kraftverk dämmer upp flera strömmar och forssträckor i Klarälven, Varån och Havsvallen och bildar Höljesmagasinet, eller Höljessjön (15,9 km²) (SMHI 2014a, SMHI 2014d). Vid Höljes kraftverk tillämpas flerårs-, års- och korttidsreglering (Petterson et al. 1990). Regleringsamplituden är cirka 34 m och på vårvintern är i regel Höljessjön helt avsänkt. Samtliga kraftverk i huvudfäran utom Höljes är så kallade strömkraftverk, det vill säga verken har ingen egen magasinering av vatten och kan därför inte producera större effekt än vad som svarar mot (på den svenska sidan reglerade) tillrinningen.

Fem av de svenska kraftverken ligger i området kring Råda inom ett avstånd om endast cirka 17,5 km från varandra (Edsforsen, Skoga, Krakerud, Forshult och Skymnäs). Även Forshaga och Deje kraftverk ligger nära varandra (cirka 13 km).

Största kraftverken i biflödena är Täsans (100 GWh/år) och Lettens kraftverk (65 GWh/år). Lettans kraftverk reglerar sjön Letten (16 km²) medan Täsans kraftverk reglerar Fageråssjön (3,8 km²), Tisjön, Eggsjön (3,3 km²) och Örsjön med flera sjöar. Vid dessa kraftverk tillämpas flerårs-, års- och korttidsreglering av vattenföringen (Petersson et al. 1990).

Uvån (MQ 18,2 m³/s) med biflöden, som är det största svenska tillflödet till Klarälven, är utbyggt med 10 kraftverk. Normalårsproduktionen för kraftverken

Tabell 5. Uppgifter om kraftverken i Klarälvens och Trysilelvas huvudfåror (Petersson et al. 1990, Kuhlin 2014).

Sträcka	Avstånd (km)	Kraftverk	Färdigställt (år)	Utbyggnads-vattenföring idag (m³/s)	Netto-fallhöjd (m)	Effekt (MW)	Energi GWh/år	Fiskväg
Vänern - Forshaga	24	Forshaga	1912	130	5	4,9	38	Fiskväg ombyggd till fälla
Forshaga - Deje	13	Deje	1904	180	10,4	14,4	91	Fiskväg utriven
Deje - Munkfors	38	Munkfors	1906	165	16,8	21,7	144	Fiskväg utriven
Munkfors - Skymnäs	18,5	Skymnäs	1939	190	10,9	17	102	Nej
Skymnäs - Forshult	1,4	Forshult	1912	190	12,4	18,7	112	Fiskväg utriven
Forshult - Krakerud	4,1	Krakerud	1921	165	11,4	14,6	96	Fiskväg utriven
Krakerud - Skoga	9,3	Skoga	1943	170	9,7	13,4	76	Nej
Skoga - Edsforsen	2,7	Edsforsen	1948	165	7,4	9,4	50	Nej
Edsforsen - Höljes	140	Höljes	1961	170	88	132	521	Nej
Höljes - Lutufallet	15	Lutufallet	1965	120	14	14,4	52	Ja
Lutufallet - Sagnfossen	14,5	Sagnfossen	1943	75	9,5	6,2	32	Ja
	280,5				195,5	267	1339	

i Uvån uppgår till cirka 104 GWh/år (Uddeholms aktiebolag 1972). Den totala kraftproduktionen i biflödena är ca 300 GW/år (Johan Östberg, Norconsult, muntligt).

De ursprungliga ström- och forssträckorna i den nedre Klarälven mellan Forshaga och Edsforsens kraftverk (fallhöjd ca 90 m, längd ca 120 km) är i det närmaste totalt indämda eller torrlagda till följd av vattenkraftutbyggnaden. Motsvarande gäller t ex området vid riksgränsen till Höljes (fallhöjd ca 88 m, längd ca 20 km Klarälven/ca 6 km Havån/ca 3 km Havsvallen), Uvåns huvudfåra från Kvien till Klarälven (fallhöjd ca 150 m, längd ca 30 km), Lettan

från Letten till Klarälven (fallhöjd ca 190 m, längd ca 8 km) samt Tåsan från Fageråssjön till Klarälven (fallhöjd ca 270 m, längd ca 17 km).

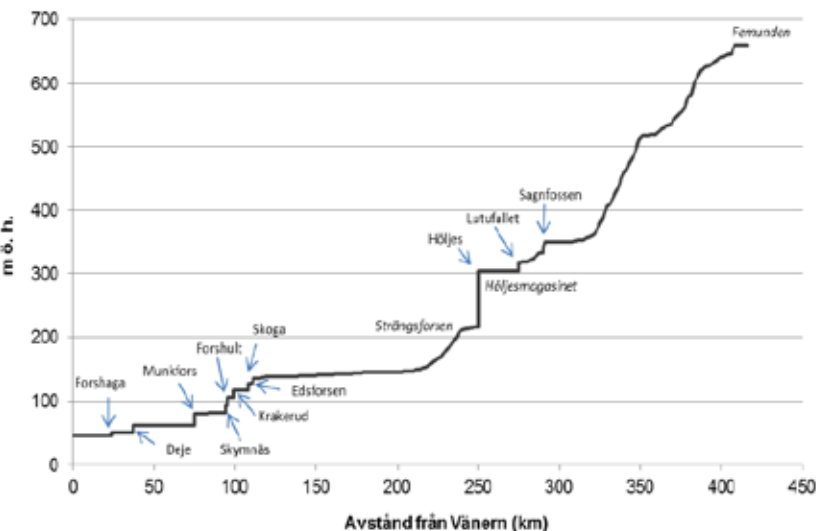
Fiskvägar för uppströmsvandring finns endast vid de båda kraftverken i Trysilelva. Fiskvägar för nedströmsvandring saknas vid samtliga kraftverk. Fingaller, som hindrar fisk att dras ner i turbinerna där de ofta skadas eller dödas (Calles et al. 2013), saknas vid samtliga kraftverk. Någon anpassad vattenreglering för att underlätta fiskens nedvandring sker heller inte, med undantaget för 2013, då vatten spilldes i timmerrännorna i samband med ett smoltutvandringsförsök.

Antalet dammbyggnader inom Klarälvens avrinningsområde i Värmland uppgår till cirka 125 st varav 46 är regleringsdammar, 25 kraftverksdammar och 54 övriga dammar (se figur 26) (Länsstyrelsen i Värmlands län 2013c, Kuhlins 2014).

Samtliga är partiella eller definitiva vandringshinder för öring eller mört. Kategorin övriga dammar är i regel i dåligt skick och mindre samt belägna i små vattendrag. Denna grupp är till stor del belägna uppströms första definitiva naturliga vandringshinder för öring och lax (räknat från Klarälven). Endast en handfull dammbyggnader finns registrerade i Trysilelva och Femundselva med biflöden (Ragnhild Skogsrud, Fylkesmannen i Hedmark muntligt).

Upptransporterna startade 1931

På grund av utbyggnaden av vattendraget uppstod omedelbart vandringsproblem för fisken. Den norska fiskeriinspektören Landmark medverkade till att det efter begäran av disponenten vid Dejeffors Bruk byggdes en fisktrappa vid Deje för att fisken skulle ta sig upp och



Figur 24. Trysilelvas, Femundselvas och Klarälvens falltrappa från Femunden till Vänern med de 11 kraftverken.



Figur 25. Höljes damm och kraftverk ligger längst upp i norra Värmland och är den klart största och viktigaste kraftproducenten i vattendraget. Stora landområden, strömmar och forsar i Klarälven, Trysilelva, Varån och Havsvallen torrlades och indämdes till följd av utbyggnaden. Foto: Jan Tomperi.

vidare i systemet (Berg 1986). Många laxar hade dock svårt att passera genom trappan och ta sig förbi kraftverket, dessutom hade det under tiden tillkommit flera kraftverk högre upp i älven. Fisktrappor installerades dock vid både Deje, Munkfors, Forshult och Skymnäs men ingen fungerade riktigt bra.

Klagomålen fortsatte att strömma in och under en inspektion av förhållandena vid Dejefors, Munkfors, Forshult och Krakerud kom den norska fiskerinspektör Birger Aagaard upp med ett förslag om att transportera lax upp förbi vandringshindren med lastbil (Aagaard 1939). Detta var ett såpass radikalt förslag att den Norska vattenmyndigheten funderade på om Aagaard "hade en liten eller stor skruv lös". Förslaget vann dock tillslut gehör och man arbetade

vidare med idén.

Kammarkollegiet begärde att ägaren till Dejefors skulle åta sig att fånga uppvandrande lax och transportera den uppströms och förbi Edsforsen. Västerbygdens vattendomstol fastslog den 23 maj 1933 bestämmelser om upptransporten vid Dejefors (Berg 1986), vilka var tidsbegränsade till 10 år. Västerbygdens vattendomstol fastställde i en ny dom den 14 maj 1943 systemet med upptransport och gav tillsviðare dispens för att bygga laxtrappa i Dejefors så länge som transportererna pågick. Villkoret har därefter lyfts i en mängd senare domar för de olika kraftverken och dispensen har varje gång förlängts.

Före domslutet 1933 fanns ett svenskt-norskt avtal om att transportera

lax förbi vandringshindren. De första försöken med transport utfördes mellan 15 till 22 juli 1931 då 36 laxar och 40 öringar lastades ombord i ovala ekfat och med lastbil kördes från Dejefors 60 km uppför älven till Skoga färjeläge (Aagaard 1939). "Problemet var löst" kunde Aagaard slå fast. Utsättningsplatsen justerades därefter och fisken släpptes istället vid Edebäck ovanför Edsforsen ca 120 km norr om Karlstad. Därifrån var det fri vandring i cirka 100 km till de bästa lekplatserna på svensk sida (området runt Strängsforsen) och ytterligare 100 km till de norska lekområdena. Efter det att Höljes kraftverk byggdes 1961 justerades rutinerna för upptransport så att 80 % av laxen skulle sättas ut på den norska sidan (1969-avtalet).

1969-avtalet

Konsekvenserna för laxbeståndet och biologin i allmänhet från anläggandet av Höljes damm och kraftverk drabbade i hög grad Norge och måste därför godkännas av båda ländernas myndigheter enligt vattendragskonventionen daterad 11 maj 1929. I förarbetena till Höljestilståndet låg fokus på den stora kraftverksutvecklingen i vattendraget och de negativa effekter detta hade för Vänerlaxen. I detta sammanhang hävdade ledningen för NVE (nu Norges vassdrags og energidirektorat) följande: *”Det er mye som tyder på at bygging av kraftverk i Klara nedenfor Höljes gradvis har redusert fisket av Vänerlaks i Norge, og at det kvantum som fraktes opp i vassdraget både av den grunn og for å bedre reproduksjonen, burde økes. Dette spørsmålet må imidlertid etter Hovedstyrets mening tas opp som egen sak helt uavhengig av foreliggende søknad.”* (St. prp. nr. 110 1960-61).

I samband med behandlingen av Höljesutbyggningen i Stortinget 30 juni 1961 beslutade Stortinget att detta skulle följas upp. Norge och Sverige kom i februari 1964 överens om att denna fråga bäst skulle lösas genom direkta inofficiella diskussioner mellan de båda ländernas fiskerimyndigheter.

Det första mötet hölls i Göteborg 11 juni 1964. Mötet följdes upp av en studieresa längs sträckan Karlstad till Femunden i september 1964 samt två uppföljningsmöten. De båda delegationerna enades om ett utkast till avtal som i huvudsak följdes i det så kallade 1969-avtalet mellan de två länderna. I avtalet «Vänerlaxens fria gång» undertecknat den 22 juli 1969 kom man överens om att ersätta frågan om laxtrappor med ett antal åtgärder (utsättning av smolt i både övre och nedre delarna av älven) och försök (t.ex. märkning av smolt och vuxen lax).

Norska Direktoratet för Naturförvaltning tog i mitten av 80-talet ett initiativ till att sammanfatta de försök och studier som utförts och ett första möte hölls i Örebro den 21-22 mars 1985. Resultatet och slutsatsen från detta

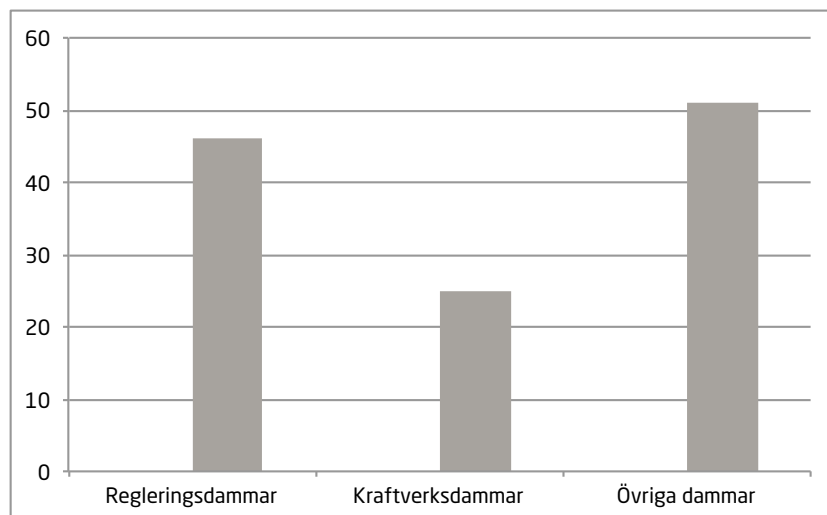
möte var att undersökningsperioden nu kunde anses som avslutad. På en studieresa genom Klarälvsdalen 29-30 september 1988 diskuterade svenska och norska myndigheterna de genomförda undersökningarna och vad som kunde göras utifrån dess resultat. Man enades efter resan om att inrätta en arbetsgrupp för utarbetande av en slutrapport med rekommendationer. Rapporten »Vänerlaxens Fria Gång» slutfördes den 30 oktober 1990 (Petersson et al. 1990). De viktigaste slutsatserna var:

- Utsättning av Gullspångslax och Gullspångsöring i Klarälven bör avslutas för att bevara de olika arterna och stammarna så opåverkade som möjligt rent genetiskt.
- På grund av den höga dödligheten av utvandrande smolt som passerar genom Höljesmagasinet och nedströms liggande kraftverk har utsättning av smolt från Vänerlax och Väneröring uppströms Höljes ingen effekt.
- Utsättningen av smolt i Klarälvens mynning bör ökas gradvis i enlighet med beslut av Västerbygdens Vattendomstolens den 15 mars 1974 och avtalet mellan Uddeholm Kraft och Kammarkollegiet/Fiskeriverket.
- Frågan om fisktrappor tas upp till en slutlig utvärdering av tio år.
- Då lax som sätts ut i området upp-

ströms Höljes saknar reproduktivt värde upphör tillsvidare transporten av lekfisk till detta område. Det bör sökas en 10-årsdispens från Stortingets bestämmelser kring detta.

- För en snabb återhämtning av Klarälvens självreproducerande populationer skall all lax och öring som fångas i Deje, utöver det som behövs för smoltproduktion, transporteras till den övre sträckan på svensk sida (Edsforsen – Höljes).
- År 1994 skall det göras en sammanfattning av erfarenheterna från och med 1990 beträffande uppsteg, transport och effekter av åtgärder på den norska sidan och på den övre svenska sträckan.
- År 1998 görs en slutlig bedömning av om trappor/upptransport och avtal inför framtiden.

Arbetsgruppen enades alltså om att upptransporten av lax och öring skulle fortsätta till området uppströms Edsforsen för att besätta de återstående lek- och uppväxtplatserna i Strängsforsen-området. På norska sidan skulle det däremot inte sättas ut någon mer lekfisk på grund av hög dödlighet genom Höljes och övriga kraftverk. År 1992 bad därför Direktoratet för Naturförvaltning det norska Miljödepartementet att ta initiativ för att stoppa upptransporten



Figur 26. Antalet dambyggnader inom Klarälvens avrinningsområde i Värmland (Länsstyrelsen i Värmlands län 2013c, Kuhlins 2014).

av lax. Sverige blev i juli 1993 meddelade om ett formellt samtycke till att ut-sättningar av lax till sträckan uppströms Höljes skulle upphöra från och med säsongen 1993. I slutet av sommaren 1988 och till och med säsongen 1992 avbröts upptransporterna på grund av BKD-utbrott i Klarälvens avrinnings-område. I realiteten har därför ingen transport av vuxen lax skett till Norge sedan 1988.

De första planerna på smoltfällor

Före anläggandet av Höljes kraftverk sattes det, förutom en period på 1930-1940-talet, inte ut några större mängder yngel eller smolt och den laxpopulation som fanns i älven upprätthölls framförallt genom naturlig reproduktion uppströms kraftverken. Då pågick timmerflottningen för fullt där betydande mängder spillvatten släpptes förbi kraftverken, speciellt på våren i och med vårfloden. Detta i kombination med relativt låga fallhöjder och stora turbiner ansågs medföra att en hel del av smolten överlevde nedvandringen.

Efter anläggandet av Höljes kraftverk förändrades situationen. Ur St.prp. nr 110 (1960-61) kan man dock läsa ”Effekten av regleringen på vattenföringen nedströms Höljes antas att vid rådande förhållanden sakna betydelse för laxen”. Fiskeriintendent Tage Ros var emellertid av en annan uppfattning. Eftersom det efter Höljesmagasinet tillkomst nu fanns möjlighet att hålla tillbaka vårfloden till dess att magasinet var fyllt resulterade detta i mindre spillvatten i kraftverken nedströms och sämre överlevnad för utvandrande smolt och utlekt fisk. Flottningen förändrades också i den mening att timret nu kunde samlas upp i Höljesmagasinet och släppas vidare först när man samlat ihop en viss mängd.

Ett av villkoren angående Höljes var att den största delen av den upptransporterade laxen skulle sättas ut på norsk sida. Det blev dock strax uppenbart att smolt som producerats i Norge skulle få betydande problem vid

passagen av Höljes damm och kraftverk. Som en naturlig följd uppstod en diskussion om olika åtgärder för att öka överlevnaden av smolt. Fram till nu hade det varit ett starkt fokus på upptransport av lax för att få fram lekfisk till lekområdena längs de norra delarna av älven, en fråga som även landshövding Rolf Edberg arbetat med. Arrangemanget fungerade någorlunda tillfredsställande fram till dess att kraftverket i Höljes byggdes, men efter det blev utvecklingen dramatisk. År 1973 tog därför landshövdingen kontakt med Fylkesmann Erling Anger i Hedmark om den andra sidan av problemet, det vill säga de hinder som fanns för smolten nedströmsvandring.

Problemställningen var den som tidigare nämnts: före Höljesutbyggnaden gav vårfloden mycket överskottsvatten men i och med anläggandet av Höljesmagasinet släpptes inte mer vatten än vad som gick genom turbinerna, och smolten tvingades i större utsträckning än tidigare gå genom turbinerna. Försök med utsättning av märkta smolt på den norska sidan visade också på en extremt låg överlevnad och det var egentligen bara 1967 då vårfloden var exceptionellt hög som återfångster kunde registreras på svensk sida (Petersson et al. 1990).

I ett brev tog Edberg upp möjligheterna att bygga en smoltfälla på den norska sidan för att sedan transportera smolten nedströms Höljes. Planerna var specificerade för området norr om Innbygda, alternativt vid Bufloen vid Flenas utlopp, vid Håen nedströms Sennsjøen eller vid Sagnfossen kraftverk. Förslaget togs väl emot av de norska myndigheterna varför det bildades en arbetsgrupp.

Dåvarande (statliga) fiskerijönschefen Sven Andersson tog på sig att utarbeta en plan, men av okänd anledning avslog Fiskeristyrelsen förslaget att anlita Andersson för detta uppdrag. Arbetsgruppen var medveten om de stora tekniska utmaningarna när det gällde att kombinera effektiv fångst med att t.ex. att få fram timmer,

isgång, vandringshinder för uppvandrande harr, ansamling av skräp i fällan etc. Eftersom tiden för smolten utvandring inte var helt känd kunde det även bli problem att samordna en fälla med flottningens behov. Vad som därefter hände med planerna är okänt, men anteckningar från arbetsgruppens möten tyder på att projektet hade ett svagt stöd från Fiskeristyrelsen och att finansieringen var problematisk, utöver de stora biologiska och tekniska utmaningarna.

I slutrapporten för 1969-avtalet tas frågan om möjligheten att fanga smolt upp igen. Reidar Grande, Direktoratet för naturförvaltning, undersökte möjligheterna med en smoltfälla vid Lutufallets kraftverk (Petersson et al. 1990). Bedömningen var att det var tekniskt möjligt att bygga en smoltfälla även om den dåvarande flottningen lyftes fram som ett problem. Den föreslagna lösningen skulle dock bara kunna sila av ca 25 % av vattnet vilket innebar en låg effektivitet.

Fredningen av Strängsforsen

Kraftutbyggnaden i Klarälven nådde sin kulmen i mitten av 1960-talet då Höljesdammen och Höljes kraftverk färdigställdes. Nedströms Höljes kraftverk tar en cirka 6 km lång torrlagd älvsträcka vid. Kraftverkskanalen, som rinner genom Höljes samhälle, övergår i ett kilometerlångt stryk till Klarälvens sista outbyggda fors, Strängsforsen vilken är blockrik och har en brant lutning. Nedströms Strängsforsen övergår Klarälven till strömmar och strykområden till Vingängsjön strax söder om Syslebäck, en älvsträcka på cirka 25 km. Detta är den enda sträckan på svensk sida med relativt orörda lek- och uppväxtområden men också på denna sista sträcka fanns långt gångna planer på att anlägga ytterligare 1-2 kraftverk (VBB 1973, Ibsen et al 2011).

Den så kallade Sehlstedtska utredningen analyserade förutsättningar och konsekvenser av fortsatt vattenkraftutbyggnad i Klarälven och ett antal stora Norrlandsälvar (SOU 1974:22), men

i början av 1970-talet hade regeringen beslutat att undanta Vindelälven, Kalixälven, Piteälven och Torneälven från utredningen. Klarälven var dock redan starkt präglad av kraftutbyggnad.

Snart bantades planen till ett kraftverk i Strängforsen med en effekt på 45 MW och energiproduktion motsvarande 205 GWh per år. Strängforsen kom att klassas som ett av de mest ekonomiskt lönsamma kraftprojekten, men utredningen visade också att området mellan Höljes och Vingängssjön hade mycket högt bevarandevärde ur fiske- och turismsynpunkt. Fisket blev särskilt framhävt, bland annat eftersom den tidigare Höljesutbyggnaden kraftigt hade reducerat tillgången på lax och öring i både Klarälven och Trysilelva. Strängforsen placerades i grupp 3 - vilken i efterhand kommit att kallas för "gruppen för kontroversiella projekt och stridande motparter" (Ibsen et al. 2011).

Mölnbacka-Trysil och Uddeholm ansökte om utbyggnad av Strängforsen 1975. Ett kraftverksmagasin skulle dämma in 9 km strömvatten och nedströms kraftverket skulle älven kanaliseras på en 2 km lång sträcka. Vattendomstolen fann ansökan lovlig och stöttade primärt projektet, men det var regeringen som skulle fatta det slutliga beslutet. Diskussionen blev lång och pågick i 10 års tid. Utifrån hänsyn till landskapets värde, sportfisket och turismen var bland annat Statens planverk, Länsstyrelsen, Torsby kommun, Svenska Naturskyddsföreningen och lokala grupperingar motståndare till utbyggnadsplanerna (Ibsen et al. 2011). Landshövding Rolf Edberg och fiskeriintendent Tage Ros var nyckelpersoner i kampen för Strängforsens bevarande. Fortfarande 1986 tillhörde Strängforsen de sträckor som var aktuella för utbyggnad, men ett år senare blev forsen skyddad enligt (dåvarande) Naturresurslagen (Vedung 2001). Utan detta regeringsbeslut att undanta Strängforsen från kraftutbyggnad hade knappast Klarälvens

bestånd av Vänerlax- och öring kunnat existera idag.

GENERELLA EKOLOGISKA EFFEKTER AV DAMMBYGGNADER, KRAFTVERK OCH VATTENREGLERING

Sötvattenekosystem anses vara bland de mest hotade i världen idag och till stor del beror detta på den stora störning som vattenkraften genom fragmentering och flödespåverkan medför för vattendragens ekosystem (WWF 2010). Vattenreglering förändrar ofta ett vattendrag på ett fundamentalt sätt när det gäller dynamik, konnektivitet och funktionalitet vilket oundvikligen påverkar ekosystemet (Malm Renöfält & Ahonen 2014). Ofta ignoreras ekosystemets behov och vattendragen "stängs av och på som omsorgsfullt utarbetade rörledningar" (Richter och Postel 2004).

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 (Näslund et al. 2013a, Näslund et al. 2013b).

Poff et al. (2010) gjorde en mycket omfattande litteratursammanställning om effekter på ekosystemet på flödesförändringar. De fann att den absolut största effekten av förändringar

av vattenflödet är minskningar hos makrovertebrater, fisk och strandvegetation. Andra ekologiska effekter av dammbyggnader, kraftverk och reglering är störda livscyklar, minskad tillväxthastighet och förändrade successionsmönster.

Artsammansättningen hos växtsamhället längs reglerade vattendrag förändras och fragmenteras, liksom fågelsamhällets migrationsmönster (Malm Renöfält & Ahonen 2013).

De flesta fiskarter vandrar i mer eller mindre omfattning under någon fas i livet. Drivkrafter bakom vandringarna är evolutionära anpassningar till förbättrad födotillgång och tillväxt, reproduktion, undvikande av besvärliga fysiska förhållanden samt artens spridning. Vandringshinder i form av dammar och kraftverk omöjliggör i hög utsträckning detta. Även förutsättningar för att upprätthålla beståndens genetiska variation minskar om vandringsmöjligheterna begränsas. Därmed minskar också fiskpopulationernas förmåga att återhämta sig från miljöstress eller ställa om för att klara av nya miljöförutsättningar som till exempel ett varmare klimat.

Lax, ål, insjövandrande öring, harr, flodnejonöga, asp, id och nors är exempel på arter som drabbats hårt av dammar och vattenkraftutbyggnad. Stora delar av arternas naturliga utbredningsområden kan således störas som en följd av dammbyggnader, torrläggning eller överdämning. Begränsas deras vandringsmöjligheter kan individer, populationer, stammar och rent av arter försvinna från vissa vattensystem. Många bestånd av vandrande laxfiskar har försvunnit i Sverige och ålen har stängts ute från stora delar av sin uppväxtmiljö i sötvatten. För de mindre kända vandrarna kan förlusten av vandringsmöjligheter och potentiella habitat också vara stora (Näslund et al. 2013b).

Dämning förvandlar strömmande vatten till lugnvatten och påverkar starkt de fiskarter och fisksamhällen som finns. Även mycket låga dammbyggnader kan

ha stor inverkan på fiskssamhällena och så kallade spegeldammar kan ha stor negativ påverkan på laxreproduktion i dammen genom den lägre vattenhastigheten och förekomsten av andra fiskarter. Fiskfaunans sammansättning förändras i vattendraget upp- och nedströms dammen. Ofta syns negativa effekter av dammar på fiskfaunan nedströms, främst genom den vattenreglering som sker. Generellt minskar strömfiskar även här till förmån för arter som lever i lugnvatten. Påverkan av dämning är även visat på bottenfaunan både i dammen och nedströms genom att strömlevande arter generellt missgynnas (Degerman et al 2013).

Passage genom turbiner medför direkta skador och ökad dödlighet hos fisk. Dessutom kan fiskar fördröjas vid besvärliga nedströmspassager vilket ytterligare kan öka dödligheten eller stoppa vandringshinder. För utpräglat vandringshinder som ål och laxfiskar är dödligheten oftast hög. Skador och dödlighet orsakas inte bara av direkta träffar av turbinbladen utan kan också uppstå som en indirekt följd av passagen genom kraftverket och skapa en fördröjd dödlighet, till exempel via tryckfalls-skador. Idag finns inte tillräckligt med dokumentation för att man skall anse att någon form av turbinpassage av fisk är lämplig (Calles et al. 2013).

Klarälvslox och öring

Utbyggnaden av dammar och kraftverk i Klarälven och Trysilelva har varit mycket omfattande och fått genomgripande konsekvenser för ekologin i hela älven med biflöden från Väneren till Femunden. Stora lax- och öringproducerande områden i Femund-/Trysil-/Klarälven gick till exempel förlorade genom antingen att kraftverken utgjorde vandringshinder för lekfish, att de dämde upp produktiva områden eller skapade torrfåror nedströms. Utbyggnaden påverkade inte bara lax och öring kraftigt utan även ekologin och den biologiska mångfalden i allmänhet (se rubriken närmast ovan).

De ursprungliga ström- och

forssträckorna i den nedre Klarälven mellan Forshaga och Edsforsens kraftverk (fallhöjd ca 90 m, längd ca 120 km) är i det närmaste totalt indämda eller torrlagda till följd av vattenkraftutbyggnaden. Motsvarande gäller t ex området vid riksgränsen till Höljes (fallhöjd ca 88 m, längd ca 20 km Klarälven/ca 6 km Havån/ca 3 km Havsvallen), Uvåns huvudfåra från Kvien till Klarälven (fallhöjd ca 150 m, längd ca 30 km), Lettan från Letten till Klarälven (fallhöjd ca 190 m, längd ca 8 km) samt Tåsan från Fageråssjön till Klarälven (fallhöjd ca 270 m, längd ca 17 m).

Före utbyggnaden fanns lek- och uppväxtområden för lax och öring både på den norska sidan, delvis på den kvarvarande övre svenska strömsträckan (Vingängsjön – Höljes), på de nedre strömsträckorna samt i vissa biflöden. Idag återstår bara en liten del. Mellan Edsforsen och Skymnäs räknar man till exempel med att minst 25 ha produktiv areal har förlorats. Efter anläggandet av Höljes kraftverk förstördes totalt ca 20 km av älvens reproduktionsområde för lax, öring och harr (St.prp. nr. 110 1960-61, Svärdsson & Nilsson 1985). Dammbbyggnaden innebar att fiskens vandring mellan Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden helt blockerades. Till följd av vattenkraftutbyggnaden bedöms totalt över 1000 hektar reproduktionsområde för lax och öring i Klarälven, Trysilelva och Femundselva vara otillgängliga eller ha förstörts antingen pga. att de är belägna uppströms dammar, torrlagda eller indämda (exklusive biflöden).

I ett tidigt försök att mildra effekterna av kraftverken anlades fisktrappor vid både Deje, Munkfors, Forshult och Skymnäs kraftverk redan i början av 1900-talet. Längst ned i älven fanns också Forshaga kraftverk men eftersom inte hela älven var överbyggd kunde fisken passera. Trapporna fungerade dock dåligt och fisken har därför fångats i Deje (från 1993 i Forshaga) och med lastbil transporterats upp till lek- och uppväxtområden på norsk och svensk sida sedan

1931. Fiskvägar för uppströmsvandring finns idag endast vid de båda kraftverken i Trysilelva och under perioden med upptransport av lax registrerades lax i båda kraftverkens trappor. Fiskvägar för nedströmsvandring saknas vid samtliga kraftverk. Även fingaller, som hindrar fisk att dras in i turbinerna där de ofta skadas eller dör (Calles et al. 2013), saknas. Någon anpassad vattenreglering för att underlätta fiskens nedvandring eller uppvandring sker heller inte.

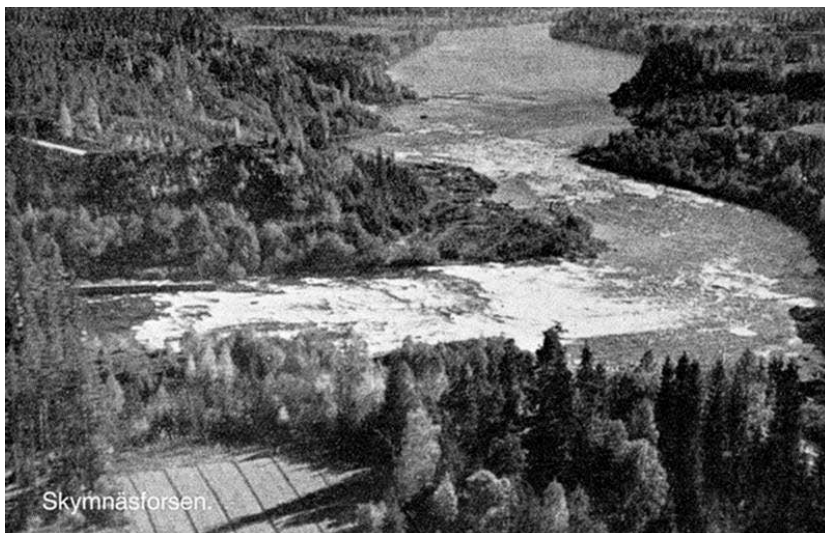
Klarälvens vattenförlust är i sin helhet påverkad av års- och korttidsreglering från kraftverken vid Höljes, Lettan och Tåsan (Fiskeriverket 1998). Genom det stora Höljesmagasinets tillkomst har de tidigare kraftiga vårfloödena i det närmaste upphört. Andra tillflöden med omfattande regleringspåverkan är till exempel Uvån, Tåsan, Lettan och Vårån (SMHI 2014c).

Förluster av smolt och utlekt fisk (kelt) vid nedvandring

Generellt sett sker smoltförluster vid nedvandring främst genom dels predation från exempelvis gädda, gös och lake, särskilt i kraftverksmagasinen, och dels genom mekaniska skador och tryckfall i kraftverkens turbiner eller vid passage via utskoven. På detta tema finns genom åren flera dokumenterade utläggningar som rör de olika kraftverksprojekten, men särskilt Höljes. Till exempel de fiskexperter som uttalade sig i denna fråga före anläggandet av Höljes kraftverk (1961) och som förutsåg att dammen och kraftverket avsevärt skulle komma att öka mortaliteten hos utvandrande smolt (St. prep. nr. 110, Petersson et al. 1990).

I samband med det svensk-norska avtalet från 1969, närmare bestämt under perioden 1962-1989, genomfördes flera försök med märkt smolt för att studera utvandringsframgången (Petersson et al. 1990). Under perioden 1962-1984 sattes nästan 16 000 2-åriga märkta smolt av Klarälvslox och Klarälvsöring ut i den svenska delen av älven. Av dessa är nära 1 100 rapporterade





Figur 27. Skogaforseen (överst) och Skymnäsforseen (nederst) före utbyggnad. (med tillstånd av Norra Råda Hembygdsförening)

Figur 28. Skogaforseen (vänster) och Skymnäsforseen (höger) efter utbyggnad med kraftstation. Foto: vattenkraft.info.



som återfångade (7,0 %) varav 8,5 % av de återfångade fångades i älven.

På den norska sidan sattes 6 300 märkta smolt (5000 Klarälvslox, 1000 Gullspångslox och 300 Gullspångsöring) ut mellan 1965 och 1977. Av dessa återfångades 72 st (1,1 %) där samtliga återfångster i Norge, 56 st (0,9 %) var som smolt. På den svenska sidan återfångades 10 märkta smolt och endast 6 stycken (0,09 %) som vuxna. All smolt var odlad fisk som odlades fram i norska och svenska odlingar. Återfångsterna visade en särskilt hög dödlighet vid Höljes men även från de svenska reproduktionsområdena nedströms Höljes till Väneren var förlusterna stora. ”Metoder för att underlätta för smoltvandring måste därför undersökas” avslutar 1969-avtalets slutrapport (Petersson et al. 1990).

Trots stora förluster bedömdes smoltens överlevnad fortfarande som tillräcklig för att rekommendera fortsatt utsättning av lekfish på svenskt område.

I en mer nutida utvandringsstudie genomförd av Karlstads universitet 2009 försågs 97 vildfödda smolt med akustiska sändare och följdes från Strängsforseenområdet ner till Forshaga. Studien visade på mycket små förluster på de oreglerade sträckorna, förlusterna skedde nästan enbart vid passagera förbi kraftverken och i Krakerudsmagasinet (Norrgård 2012, Bergman et al. 2013). Den ackumulerade förlusten på hela sträckan och genom 8 kraftverk (Edsforseen – Forshaga) uppgick till 84

% (under 2009 spilldes knappt något vatten alls vatten förbi kraftverken vilket fick till följd att de flesta smolt sannolikt passerade genom turbinerna). Att dödligheten var liten på de oreglerade kontrollsträckorna uppströms Edsforsen och mellan kraftverken nedströms Edsforsen kan tyda på att förlusterna var mindre under förindustriell tid.

Om vattenflödet under smoltens utvandringstid är lägre än den maximala slukförmågan i kraftverken och att det som en konsekvens av det förekommer lite spill tvingas smolten att gå igenom turbinerna. Vid år med lite spill är det därför större sannolikhet att förlusterna ökar. Smolten går dock vanligtvis under perioder med högvatten där spill är mer frekvent. Även om förlusten på ett enskilt kraftverk kan vara relativt låg (6%) kan den ackumulerade förlusten som nämnts ändå bli avsevärd (84 %) (se även ”Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt” i del 2).

Även den vuxna lax och öring som har lekt i älven och ska återvända ner till Vänern har en svår uppgift. Uppsteget och fångsten av lekfisk i Klarälven visar en tydlig nedåtgående trend i takt med att älven byggdes ut (Piccolo et al. 2011). Tidigare märkningsexperiment bekräftar också detta. Försök genomförda av Törnquist (1940) under åren 1936-1937 visade att av den märkta fisken (500 st) återfångades 61 i fisket (12,2 %), antingen i älven (6,6 %) eller i Vänern (5,6 %). I och med att 28 fiskar togs i Vänern måste en stor del ha överlevt upptransport, lekvandring, lek och nedvandring. Ytterligare fyra av de märkta fiskarna registrerades i Deje två år efter den första märkningen och var alltså på väg uppströms för en andra lek. 14 fiskar dog vid kraftverken på väg neråt. Redan vid denna tid, med fem kraftverk i älven, orsakade alltså kraftverken en hög dödlighet på den nedvandrande utlekta fisken. De flesta togs i Krakerud som då låg överst (13 i Krakerud, en i Munkfors). Återfångstrapporerna är inte kompletta men indikerar att ”Grälaxen” (öringen) drabbades hårdast.

Märkningar utförda mellan 1964-1987 visade att av 579 fiskar som sattes ut nedströms Höljes återfångades 26 i Vänern (4,5 %) medan märkningar av Törnquist (1940) visade en högre återfångst- % i Vänern. Även om det finns många felkällor pekar detta mot att överlevnaden minskat något efter det att fisken måste passera åtta kraftverk istället för fem. Med etableringen av Höljes reducerades fiskens överlevnad ytterligare vilket indikeras av att av de 1209 märkta fiskar som sattes ut uppströms Höljes återfångades 29 fiskar i Vänern (2,4 %).

Utsättningarna under 1974 kan ge en mer detaljerad inblick i flaskhalsarna i systemet. Av de 21 återfångade (tabell 6) som rapporterats vid kraftverken återfanns de allra flesta vid Krakerud och Forshult (86 %). Det kan dock finnas stora skillnader i de fysiska möjligheterna att upptäcka död fisk i de olika anläggningarna vilket blir tydligt i och med att det saknas redovisning av död fisk från Höljes. Detta trots att Höljes, baserat på ovan anförda resonerang och data, sannolikt utgjorde den största mortalitetsfaktorn i systemet. För övriga anläggningar indikerar den tekniska granskningen av de fysiska förhållandena att återfångsterna kan ge en korrekt bild av Krakerud och Forshult som de största flaskhalsarna nedströms Höljes.

Som en sammanfattning av 1974-utsättningarna kan man säga att den upptransporterade laxen sökte sig uppåt efter utsättning och hittade uppenbarligen lekplatser eftersom fisken som återfångats sent på säsongen och i början på det följande året visade fysiska tecken på att vara utlekt (t.ex. avmagrad). Av den fisk som gav sig ut på vandring nedströms avled en betydande del vid passagen förbi Höljes, men även Forshult och Krakerud stod för stora förluster. Några få fiskar tog sig dock ändå ner till Vänern där datat tyder på att om de väl gör det kan de få en betydande tillväxt. Av de åtta återfångade finns data från sju återfångster från slutet av juli till början av december

Tabell 6. Fördelningen av de 21 återfångsterna vid de olika kraftverken efter 1974-utsättningen.

Kraftverk	Antal återfångade	% återfångade
Edsforsen	0	0 %
Skoga	1	5 %
Krakerud	9	43 %
Forshult	9	43 %
Skymnäs	0	0 %
Munkfors	1	5 %
Deje	1	5 %
Forshaga	0	0 %
Totalt	21	100 %

året efter märkning och utsättning i älven. Fiskarna hade vid återfångsten en genomsnittlig vikt på 3,7 kg vilket var en fördubbling av vikten vid utsättning. Sälunda ser vi att fiskens storlek kan öka markant vid upprepade lek, en händelse som nuförtiden är sällsynt.

Övriga vandrande fiskarter

Utöver lax och öring finns ytterligare minst 8 kända fiskarter i vattendraget som klassas som vandringsbenägna med stort behov av kontinuitet i vattenmiljön. Med detta menas arter som måste ha fria vandringsmöjligheter för att kunna genomföra hela sina livscyklar (Näslund et al 2013b). Dessa är harr, äl, sik, asp, flodnejonöga, gös, id och stäm.

Harr (*Thymallus thymallus*) är i första hand knuten till större strömvatten inom vilka omfattande vandringar har registrerats, även om det också finns resultat som tyder på ett mer stationärt beteende (Andersen 1968, Kjosnes et al. 2004, Qvenild 2009, Museth et al. 2010). Den växlar också mellan vattendrag och sjömiljöer. Utbyggnaden och regleringen av älven och biflöden har begränsat harrens vandringsmöjligheter och bestånden är av allt att döma genetiskt fragmenterade (Heggenes et al. 2006). I Femund-/Trysilälva har märkningar visat att harren kan företa omfattande vandringar (Andersen 1968, Kjosnet et al. 2004). Den älvsstationära öringen i Femund-/Trysilvassdraget visar ett liknande vandringsmönster som harren (Kjosnes et al.

2004, Qvenild 2009).

Före vattenkraftutbyggnaden kunde harr (och strömstationär öring) vandra tämligen fritt i vattendraget från den svenska till den norska sidan (Løkensgard 1964, Andersen 1968). Detta var vandringar som i hög grad skedde på försommaren, och som man antog var näringsvandringar (födosök). Öring och harr försvann dock nästan helt i Lutufallet efter att Höljesutbyggnaden påbörjades och före utbyggnaden av Lutufallet kom i gång (perioden 1958-62), och under de svensk-norska diskussionerna inför 1969-avtalet upplyste Tage Ros om att dessa arter hade gått tillbaka som en följd av kraftutbyggnaden. Magne Bekkelund, Trysil Fellesforening for Jakt og Fiske, upplyste även han om att harr och öring gick starkt tillbaka efter Höljesutbyggnaden, vilket även bekräftats av lokala fiskare (Snorre Grønnæss, muntligt). Harren har efter Höljesutbyggnaden nästan helt försvunnit på en sträcka av två mil av de nordligaste delarna av Klarälven (numera Höljessjön), Varån och Havsvallen (Svårdsson & Nilsson 1985).

Direkt efter utbyggnaden fanns dock ett mycket omfattande fiske efter harr och öring nedanför dammen i Höljes, särskilt i kraftverkskanalen (Løkensgard 1964). Märkningsförsök på de nedre sträckorna av Trysilelva mellan Sagnfossen och Lutufallet har visat att harren i dag är mycket stationär (Museth et al. 2010).

Höljesutbyggnaden hindrade inte bara harrens vandringar utan förstörde även 20 km av älvens reproduktionsområde för både lax, öring och harr (St.prp. nr. 110 1960-61), (Svårdsson & Nilsson 1985). Det visade sig att dessa arter mycket snabbt ersattes av gädda, abborre och lake. Fiskerättsägare i Höljesmagasinet förde statistik över nätfisket 1963-1964. I totalt 11 561 nät fångades endast 37 öringar och 45 harrar (notat 12.10.64 från Magne Bekkelund, Lutnes).

På den svenska sidan finns harr idag i begränsad omfattning upp till Forshaga samt mellan flera kraftverk upp till Höljes. När älvens strömsträckor

däms in och fallprofilen avtrappas – likt Klarälvens nedre delar – till en serie lugnvatten med kraftverksdammar utan forsar och strömmar, försvinner dock mycket av harrens naturliga habitat (Näslund et al. 2013b). Lugnvattenarter som t ex gädda, gös och abborre reducerar harrbestånden (se Degerman et al. 2013).

Även om vandrings- eller genetiska studier saknas på svensk sida är utbytet mellan delpopulationerna sannolikt mycket begränsat på grund av att dammarna utgör vandringshinder (jfr Heggenes et al. 2006). Lennart Libäck (muntligt), ordförande i Dalby fiskevårdsområdesförening, är av uppfattningen att harrfisket i Klarälven blivit mycket sämre under den senaste 30-årsperioden och menar att det är en effekt av korttidsregleringen.

Älen (*Anguilla anguilla*) växer upp i sötvatten och leker i marin miljö. De ålar som lämnar sötvatten kan ha svårt att hitta en säker passage ner till havet, då de följer flödet av vatten nedströms. I de flesta vattendrag leder detta i regel till kontakt med dammar och vattenkraftverk, där ålarna antingen försenas, skadas eller dör i sina försök att passera. För ål är dödligheten oftast hög (Calles et al. 2013). Älen är upptagen på rödlistan som starkt hotad (Bjelke 2010).

Går man långt tillbaka i tiden saknas uppgifter om att ål skulle ha funnits i älvsystemet. Axel Smith nämner den till exempel inte bland fiskarterna i Trysil (Smith 1784). Ursprungligen var inte heller Klarälven tillgänglig för ålen, men med hjälp av slussarna i forsarna vid Trollhättan i Göta älv vandrade den upp i Väneren, och från omkring 1820 var den vanligt förekommande i stora delar av Klarälvens vattensystem (Scheele 1854, Cederström 1895, Helland 1902, Hagman 1925). Villkoren om ålyngelledare vid alla kraftverken i Klarälven vittnar ytterligare om att ålen och ålfisket var betydelsefullt långt in på 1900-talet.

I de lugnflytande norska delarna av älven var ål förhållandevis vanligt före Höljesutbyggnaden (Qvenild 2010).

Ålfångster finns registrerade så långt upp som vid i Galten i Femundselva (Helland 1902). Det finns också beskrivningar om att den förekom i Sølva: ”Ferskvandsaal skal være fisket i nedre Sølva, i alt 2 Eksemplarer, som Stor-Ouden i sin Tid skal ha faat paa Mark” (Bull 1916). I Trysilelva, från Innbygda och vidare nedströms, fanns till och med ett reglerat ålfiske (Snorre Grønnæss muntligt) och det fångades ål ända upp i Landsjøen, längst upp i Grønas vattensystem. Efter utbyggnaden blev ålen ovanligare, framförallt i de övre delarna av Femundselva. I ett protokoll med 40 års fiskestatistik från Sølva från första hälften av 1900-talet finns inte en enda ål med i en totalfångst på över 12 500 fiskar och idag saknas ål uppströms Höljes (Qvenild 2010). Ålyngelledare saknas idag vid samtliga kraftverk och det ålfiske som förekommer idag på svensk sida är baserat på utsättningar.

Flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*) är en långvandrare (Näslund et al. 2013b) som behöver vandra mellan reproduktionsområden i sötvatten och uppväxtområden i stora sjöar eller havet. Uppvandring kan ske under både höst och vår men leken sker under vår–sommar. De svenska bestånden har minskat avsevärt i antal, bland annat som en följd av vattenkraftutbyggnad (dammar-vandringshinder). Arten förekommer i mindre omfattning i Väneren där anledningen kan vara att lek- och uppväxtområden försvann i och med utbyggnaden av vattenkraft i tillflödena (Nilsson 2014). Kunskapen om dagens lekplatser i tillflödena är dålig, men den har under en period på våren förekommit i gäddmagar i Klarälven (nedströms Forshaga kraftverk) vilket tyder på att den leker här (Johnny Norrgård, muntligt).

Under 2004 gjorde Länsstyrelsen Värmland en inventering av flodnejonögon i några av Vänerens tillflöden och fann då flodnejonöga i Klarälven (artbestämt av Naturhistoriska riksmuseet, Länsstyrelsen Värmland opubl.).

Asp (*Aspius aspius*) är en stor karpfisk som jagar siklöja, nors och andra småfiskar ute i öppna Vänern (Berglund 2004). Aspen leker i slutet av april i strömsatta områden, vanligen i större tillflöden. De flesta aspar måste företa lekvandringar från sjön upp till vattendragen för lek. Arten leker i Klarälven vid Forshaga (SLU 2014, opubl). Cederström (1895) rapporterade om asp i Rådasjön (Uvåns nedre del, cirka 80 km från Klarälvens mynning i Vänern). Asp är inte känd från Rådasjön i modern tid (Tony Sahlberg muntligt), vilket tyder på att arten är utslagen inom detta område. Aspens vandringsväg från Vänern till Rådasjön är ju sedan länge blockerad av kraftverksdammarna i Klarälven och vid Rådasjöns utlopp. Den är upptagen på rödlistan som nära hotad (Bjelke 2010).

Sik (*Coregonus sp.*) är en mångformig art med omtvistad artklassificering. Siken finns i hela vattendraget och uppvisar omfattande vandringar. Den har koloniserat Femunden längst upp i älven genom att vandra upp från Vänern (Østbye et al. 2005)

Gös (*Sander lucioperca*) är en fisk som i första hand både tillväxer och reproducerar sig i lugnvattenmiljöer. Gös förekommer i Klarälven, där dess vandringar har blockerats av kraftverksdammarna. Den förekommer också i flera sjöar inom avrinningsområdet, delvis på grund av utplanteringar.

Även id (*Leuciscus idus*) och stäm (*Leuciscus leuciscus*) företar omfattande vandringar inom vattendrag. De förekommer i Vänern och Klarälven. Deras vandringar har blockerats av kraftverksdammarna i Klarälven, och möjligen även flera biflöden till Klarälven.

Utöver dessa finns det ytterligare fiskarter som med stor sannolikhet missgynnats av dammarna och kraftverken i Klarälven med biflöden: strömvattenfiskarna bäcknejonöga, bergsimpa och stensimpa (Degerman et al. 2013) påverkas negativt av indämningar, torrläggningar och vandringshinder (Näslund et al. 2013b).

Utöver dessa finns ytterligare minst



Figur 29. Högre sandrevall (älvvall) vid Klarälven söder om Ekshärad, inom Ginbergsängens naturreservat, som tills nyligen utgjort livsmiljö för bl.a. strandsandjägare, silverlöpare och daggvide. Foto: S-Å Berglind.

11 kända fiskarter i vattendraget som klassas som vandringsbenägna med normalt behov av kontinuitet i vattenmiljön. Med detta menas arter som kan vara stationär om det förekommer naturliga barriärer, men om det förekommer fria vandringsvägar kommer arter att förflytta sig inom eller mellan vattenförekomster (Näslund et al 2013). Dessa är abborre, benlöja, braxen, elritsa, faren, gädda, lake, mört, röding, nors och sutare.

Strandmiljöerna och dess fauna och flora

Den strandlevande faunan och floran längs Klarälven är förhållandevis väl känd genom flera inventeringar. Av de omkring 40 rödlistade strandarter som påträffats har några sin huvudsakliga svenska förekomst längs Klarälven. Minst fyra arter av specialiserade strandskalbaggar förefaller ha försvunnit och flera andra har minskat kraftigt. Även bestånden av flera rödlistade strandväxter samt backsvala har gått tillbaka under senare decennier. Den främsta anledningen till arternas tillbakagång är att deras huvudsakliga livsmiljöer – högre sand- och grusrevlar respektive nipor – har minskat i areal och kvalitet. Detta bedöms i sin tur vä-

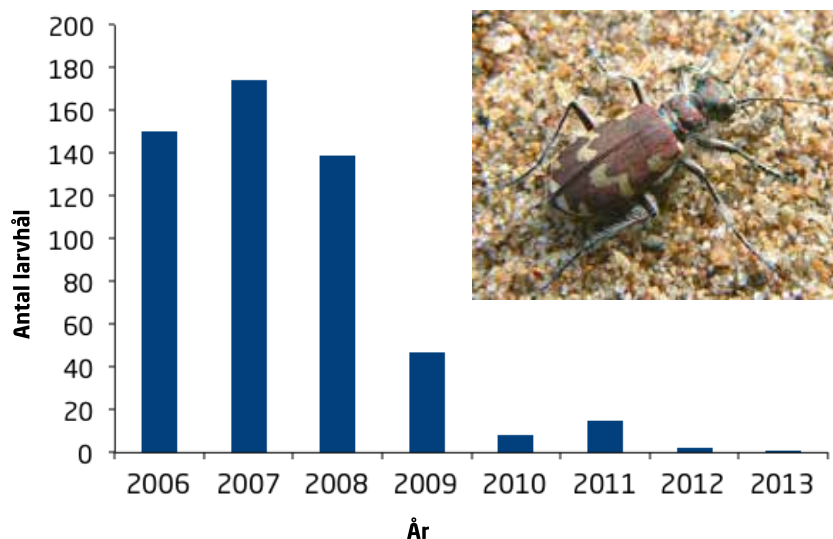
sentligen bero på den nuvarande formen av vattenreglering.

Betydelsen av högre sandrevlar

Genom att Klarälven huvudsakligen rinner i nord-sydlig riktning, med stora skillnader i vintertemperatur mellan de norra och södra delarna, passerar den fler växt- och djurgeografiska zoner än något annat svenskt vattendrag (Palm & Lindroth 1936). Detta avspeglas bl.a. i att Klarälven hör till de älvar i Norden som rymmer flest arter av strandskalbaggar (Andersen & Hanssen 2005).

Klarälven har länge varit internationellt ryktbar genom geomorfologiska studier av framförallt Sundborg (1956, 1957), som bl.a. analyserade processerna av naturlig erosion och sedimentation av sand längs älvens tio mil långa, bundna meanderlopp från Vingängdeltat i norr till Edebäck i söder. Av särskild betydelse för älvens mest unika arter är de förhållandevis höga, långa och parallella sandrevlar (älvvallar) som bildats strax nedströms näsens spetsar (figur 29). Dessa har skapats vid höga vårflooder genom älvens erosion av sand i branter på norra sidan av näsen varefter sanden sedimenterat på sydsidan där strömhasigheterna avtar.

Byggandet av regleringsmagasinet



Figur 30. Utvecklingen för den största lokala populationen av strandsandjägare vid Klarälven under åren 2006-2013. Mätt som största antalet observerade larvhål av 2:a- och 3:e-stadielarver per besök under juli-augusti. Under åren 2009-2012 uppträdde långa perioder av höga sommarflöden, vilket innebar försämrad reproduktion och larvöverlevnad, och en snabb minskning av populationen (Berglind 2014).

vid Höljes åren 1957-1962, innebar att älvens vintervattenstånd kunde hållas högre och vårfloren kapas jämfört med innan. En studie av vattenföringen vid Edsforsens kraftverk, som byggdes 1949 och är beläget strax nedströms meanderloppet, visar att vårflostoppen minskat med i snitt ca 30 % efter regleringen, att den hölls högre under timmerflottningen fram till 1990, att vattenföringen under vintern varit betydligt högre efter regleringen och särskilt under de senaste dryga tio åren, samt att antalet växlingar mellan högre och lägre flödesnivåer ökat markant efter regleringen (Malm Renöfält 2012). Sammantaget har alltmer av Klarälvens vatten magasineras för kraftproduktion under senare år, vilket har varit negativt för de geomorfologiska processerna i vattendraget (Malm Renöfält 2012). Det har också varit negativt för de arter som är anpassade till naturligt öppna stränder med bl.a. högre sand- och grusrevlar, eftersom resultatet har blivit ökad igenväxning och därmed en smalare öppen strandzon.

Strandsandjägaren och andra specialiserade strandarter

Ur ett entomologiskt perspektiv är Klarälven främst känd genom en undersökning

som gjordes av Palm & Lindroth (1936, 1937). Under tre veckor i juni 1933 fann de hela 981 skalbaggsarter längs älvens strandnära delar från Karlstad i söder till Femunden i norr. En av arterna, strandsandjägaren *Cicindela maritima*, har under senare år varit föremål för riktade åtgärder genom ett nationellt åtgärdsprogram (Berglind 2005). Efter att arten fram till 1950-talet påträffats på fyra lokaler längs Klarälvens nedre del, återstod 2008 tre lokala populationer på tre närbelägna sandrevlar söder om Ekshärad i älvens mellersta del. För att skapa en mera livskraftig population här, utfördes restaureringsåtgärder med hjälp av en grävmaskin. Maskinen skrapade fram två större sandrevlar som var i hög grad igenväxta med gråal, björk och svartvide. Därtill sattes informationsskyltar upp för att informera turister och närboende om arten och dess hotsituation. Åren 2009-2012 uppträdde dock långa perioder med höga sommarflöden som medförde att bl.a. strandsandjägarens sandrevlar stod helt eller nästan helt under vatten. Följden blev att de två individfattigaste populationerna snabbt dog ut, medan den tredje och största uppvisade en snabbt minskande trend med bara en larv observerad under 2013. De höga flödena var sannolikt en följd av förhållandevis riklig

nederbörd tillsammans med reglering med fyllda sommarmagasin (inklusive reglerade källsjöar), men den närmare bakgrunden till dessa års långa perioder med högvatten är ännu inte känd.

Fyra andra av de strandskalbaggar som Palm & Lindroth fann vid Klarälven 1933 – älvstrandlöpare *Bembidion petrosus*, månstrandlöpare *B. lunatum*, mjälgrävare *Dyschirius angustatus* och dvärgstrandlöpare *Perileptus areolatus* – har inte återfunnits under senare decennier, och bedöms vara försvunna (Berglind et al. 1997). Andra specialiserade sandrevlararter, däribland silverlöpare *Bembidion argenteolum*, brokig spegellöpare *B. litorale* och brokstrandlöpare *B. semipunctatum*, har försvunnit från långa sträckor av älven och uppträder idag med till synes mer eller mindre små och isolerade populationer (Berglind et al. 2010 och opubl.). För backsvala *Riparia riparia* har antalet bohål längs meanderloppet minskat från 553 till 245 mellan 1989-2013, d.v.s. en tillbakagång med 55 % (Mangsbo 2013a). För dagvide *Salix daphnoides* konstaterades efter en inventering längs hela Klarälven år 2012 att många av de 40 befintliga lokalerna var individfattiga och att föryngring skett på endast nio av lokalerna de senaste åren, d.v.s. 20 % (Mangsbo 2013b). Även ävjepilört *Persicaria foliosa*, som är starkt skyddad genom EU:s art- och habitatdirektiv, bedöms ha minskat (Mangsbo 2013c).

Livsmiljöerna försvinner

Gemensamt för flertalet av de arter som dött ut eller minskat är att de förekommer på högre öppna sandrevlar som byggts upp ovanför eller i nivå med älvens normala högvattenstånd. På grund av vattenreglering har de naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationerna blivit mindre, med följd att den tidigare breda öppna strandzonen vuxit igen alltmer, och utan att motsvarande nya sandrevlar bildats (Malm Renöfält 2012, se även Malm Renöfält et al. 2010 med referenser). En successiv ökning av antalet konstruerade erosionsskydd, som medfört minskad erosion och sedimen-



Figur 31. Timmerflottning i Trysilelva. Foto: Norsk skogmuseum

tation av sand, har ytterligare bidragit till igenväxning och habitatförlust. Förr bidrog också strandbete av tamdjur till att hålla stränderna mera öppna. Vidare har slitaget under senare år tilltagit på det minskande antalet öppna sandrevlar, i takt med den ökade friluftsturismen.

Alla dessa faktorer har bidragit till att strandsandjägaren och andra strandarter har minskat successivt längs Klarälven, liksom i andra vattendrag (Andersen & Hanssen 2005). Den enskilt viktigaste faktorn bedöms dock vara den nuvarande formen av vattenreglering, vilken uppvisar stora likheter med den som orsakat att en nära släkting till strandsandjägaren nyligen dött ut i USA (Knisley & Fenster 2005). Särskilt konsekvenserna av långa perioder med höga sommarflöden på hotade strandarter är betydligt mera negativa i dagens läge, med en smal öppen strandzon, än vad som skulle varit fallet under forna naturliga förhållanden då det fanns reträttmöjligheter högre upp. Följden blir att arternas larver dör och att de vuxna djuren inte kan fortplanta sig.

Rödlistade arter

Rödlistan redovisar arters risk att dö ut från ett visst geografiskt område.

ArtDatabanken har Naturvårdsverkets uppdrag att ta fram Sveriges så kallade rödlista. Rödlistade arter i Sverige 2010 (Bjelke 2010) är den tredje svenska rödlistan som baseras på de internationellt vedertagna kriterierna från Internationella Naturvårdsunionen (IUCN). Kriterierna syftar till att kvantifiera den relativa utdöenderisken. Hotade arter benämns de som kategoriserats som Akut hotad (CR), Starkt hotad (EN) eller Sårbar (VU). Till rödlistade arter hör, förutom de hotade, också de som kategoriserats som, Nära hotad (NT), Nationellt utdöd (RE) och Kunskapsbrist (DD). De arter som däremot kategoriserats som Livskraftig (LC) är varken hotade eller rödlistade. Antalet rödlistade sötvattens- och strandarter inom Klarälvens avrinningsområde uppgår till 74 st (tabell 7). 48 arter missgynnas av fragmentering, indämning, torrläggning, reglering och/eller rensning (muntligt S-Å Berglind, Länsstyrelsen i Värmlands län).

Översvämningsmygg

Det finns ett samband mellan höga flöden och förekomst av översvämningsmygg (Nilsson och Renöfält 2009). Traditionell vattenkraftreglering, med

snabbt fyllda vattenmagasin under våren, innebär en risk att "överflödsvatten" under sommarperioden inte kan hållas kvar i landskapet uppströms utan måste släppas nedströms. När vattnet sedan sjunker undan från låglänta strandområden bildas stillastående, varma, temporära vattensamlingar som utgör idealiska utvecklingsmiljöer för mygglarver. Två långsiktigt hållbara åtgärder för att motverka uppkomsten av höga sommarflöden kan vara att 1) i regleringsmagasin ha en buffert för större sommarregn, dvs släppa igenom mer av vårfloden och därmed ha en lägre vattennivå än den ekonomiskt mest optimala under sommaren, samt 2) vid behov sänka vattennivån under sommaren vid kraftverk som ligger nedströms områden med myggproblem. Den "genomspolning" med kallt vatten som normala, tidiga vårfloder för med sig, anses också motverka ackumuleringen av dött organiskt material som utgör lämplig föda för mygglarverna (Nilsson & Renöfält 2009).

Som beskrivs närmare i andra kapitel i föreliggande rapport, är högre vårflodstoppar även viktiga för att återskapa livsmiljöer för hotade strandarter och vattenflöden för utvandrande lax- och öringsmolt. Nämnas bör vidare att vattenregleringen under flottningsepoken fram till 1991 i högre grad överensstämde med den naturliga än den nuvarande regleringen (se "Ny statusklassning och bedömning av ekologisk status"). Fors-haga kommun, som haft problem med förekomst av mygg i Deje sedan 2009, menar också att en naturligare vattenreglering skulle resultera i färre sommaröversvämningar och minskad myggkläckning på de låglänta områdena kring Pannkakan och Ådrans älvs-kogor vid Klarälven (Olsson 2014).

Ett annat förslag i syfte att minska myggproblemen på kort sikt är att få bort tuvorna som förekommer i översvämningsområdena med hjälp av hävd. Även för det av översvämningsmygg plågade Nedre dalälvsområdet föreslås ändrad vattenreglering, återupptagen hävd och bekämpning med Bti vara viktiga motåtgärder (Lundqvist et al. 2013).

Tabell 7. Rödlistade sötvattens- och strandarter inom Klarälvens avrinningsområde som rapporterats i Artportalen..

Grupp	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Rödliste kategori	Missgynnad av fragmentering, indämning, reglering, rensning
Blötdjur	<i>Margaritifera margaritifera</i>	flodpärlmussla	EN	X
Däggdjur	<i>Lutra lutra</i>	utter	VU	X
Fiskar	<i>Anguilla anguilla</i>	ål	CR	X
	<i>Aspius aspius</i>	asp	NT	X
	<i>Lota lota</i>	lake	NT	X
Fåglar*	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	trastsångare	NT°	
	<i>Actitis hypoleucos</i>	drillsnäppa	NT	X
	<i>Alcedo atthis</i>	kungsfiskare	VU	X
	<i>Anas querquedula</i>	årta	VU	
	<i>Riparia riparia</i>	backsvala	NT	X
	<i>Aythya ferina</i>	brunand	NT	
	<i>Aythya marila</i>	bergand	VU	
	<i>Botaurus stellaris</i>	rördrom	NT	
	<i>Calidris alpina schinzii</i>	sydlig kärrsnäppa	CR	
	<i>Calidris pugnax</i>	brushane	VU	
	<i>Chlidonias niger</i>	svarttärna	VU	
	<i>Crex crex</i>	kornknarr	NT	
	<i>Gallinago media</i>	dubbelbeckasin**	NT	
	<i>Gavia stellata</i>	smålom	NT	
	<i>Haliaeetus albicilla</i>	havsörn	NT	
	<i>Locustella naevia</i>	gräshoppsångare	NT°	
	<i>Melanitta fusca</i>	svärta	NT°	
	<i>Motacilla flava flava</i>	sydlig gulärla	VU	
	<i>Numenius arquata</i>	storspov	VU	
	<i>Podiceps auritus</i>	svarthakedopping	NT	
	<i>Porzana porzana</i>	småfläckig sumphöna	VU	
Svampar	<i>Trametes suaveolens</i>	sydlig anisticka	EN	X
	<i>Xylodon spatulatus</i>	tandknotterskinn	NT	X
	<i>Perenniporia subacida</i>	gräddticka	VU	
Halvvingar	<i>Sigara hellensii</i>	bäckbuximmare	VU	
Kräftdjur	<i>Astacus astacus</i>	flodkräfta	CR	X
Kärlväxter	<i>Bidens radiata</i>	grönskära	VU	X
	<i>Cardamine parviflora</i>	strandbräsa	EN	X
	<i>Crassula aquatica</i>	fyrting	NT	X
	<i>Elatine hexandra</i>	skaftslamkrypa	EN	X
	<i>Elatine orthosperma</i>	nordslamkrypa	VU	X
	<i>Helosciadium inundatum</i>	krypfloka	EN	X
	<i>Limosella aquatica</i>	ävjebrodd	NT	X
	<i>Lycopodiella inundata</i>	strandlummer	NT	X
	<i>Lythrum portula</i>	rödlånke	NT	X
	<i>Myricaria germanica</i>	klådris	EN	X
	<i>Persicaria foliosa</i>	ävjepilört	NT	X
	<i>Salix daphnoides subsp. daphnoides</i>	äka daggvide	VU	X
	<i>Scirpus radicans</i>	bågsäv	NT	X
Lavar	<i>Clauroxia chalybeoides</i>	labyrintlav	NT	
	<i>Leptogium cyanescens</i>	gråblå skinnlav	VU	X
	<i>Parmeliella parvula</i>	dvärgblylav	CR	X
	<i>Porpidia hydrophila</i>	strandblocklav	NT	X
	<i>Ramalina thrausta</i>	trådbrosklav	EN	
Mossor	<i>Dichelyma capillaceum</i>	hårklomossa	NT	X
	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	käppkrokmossa	NT	
	<i>Hygrohypnum subeugyrium</i>	stor skogsbäckmossa	VU	X
	<i>Myrinia pulvinata</i>	svämmossa	VU	X
	<i>Philonotis calcarea</i>	kalkkällmossa	NT	
	<i>Scapania apiculata</i>	timmerskapania	EN	X
	<i>Scapania carinthiaca</i>	mikroskapania	EN	X
Fjärilar	<i>Eustroma reticulata</i>	nätådrig parkmätare	NT	X

Grupp	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Rödliste kategori	Missgynnad av fragmentering, indämning, reglering, rensning
Skalbaggar	<i>Anthicus sellatus</i>	större snabbagge	NT	X
	<i>Bagous brevis</i>		VU	X
	<i>Bembidion argenteolum</i>	silverlöpare	NT	X
	<i>Bembidion petrosom</i>	älvstrandlöpare	VU	X
	<i>Bembidion semipunctatum</i>	brokstrandlöpare	NT	X
	<i>Chlaenius nigricornis</i>	guldgrön sammetslöpare	NT	X
	<i>Cicindela maritima</i>	strandsandjägare**	VU	X
	<i>Donacia dentata</i>		NT	
	<i>Dyschirius angustatus</i>	mjälgräware	NT	X
	<i>Elaphrus uliginosus</i>	bred groplöpare	NT	
	<i>Paracyusa crebrepunctata</i>		DD	X
	<i>Perileptus areolatus</i>	dvärgstrandlöpare**	NT	X
	<i>Plateumaris rustica</i>		NT	X
	<i>Tachyusa scitula</i>		NT	X
	<i>Ampedus sanguinolentus</i>	svartfläckad rödbeck	NT	X
Sländor	<i>Semblis phalaenoides</i>	storfläckig kungsnattslända	NT	X
Steklar	<i>Andrena marginata</i>	guldsandbi	VU	X

* För fåglar gäller observationer med häckningskriterium. ** Förmodat utdöd



Figur 32. Orensat avsnitt i Götån, norr om Ekshärad. Vattenmiljön är omväxlande och kontakten mellan vatten- och landmiljön god. Foto: Länsstyrelsen i Värmlands län.

FLOTTNING OCH FLOTTLEDSRENSNINGAR

Den storskaliga virkesflottningen startade i och med utvecklingen av sågverk och massafabriker under 1800-talet. Eftersom de stora skogsområdena i regel fanns i inlandet och industrier och hamnar låg vid kusterna var Femund-/Trysil-/Klarälven en lämplig transportled. Flottningen över svensk-norska gränsen reglerades i en författning redan 1766 men för bättre samordning bildades omkring 1830 en sammanslutning som kallades "Herrar timmerhandlare på Clara elf och däri fallande vattendrag". Denna organisation blev upphovet till Klarälvens Flott-

ningsförening, KFF, som bildades 1893. Mellan åren 1959 och 1991 administrerades flottningen inklusive den norska sidan av KFF. Trysilelva/Klarälven var den största flottleden i Värmland med en totallängd på mer än 40 mil. Under flottningens storhetstid på 1950-talet var mer än 1800 personer sysselsatta med flottning på älven. Rekordåret 1957 flottades en virkesmängd som motsvarar 26 700 timmerbilar inklusive släp. Hösten 1991 lades flottningen på Trysilelva/Klarälven ned då Stora Skog beslutade att allt flottgods skulle transporteras på lastbil och järnväg. Den 27 november 1997 avlyste regeringen Klar/Trysilelva

som allmän flottled, för övrigt den sista i landet. Klarälvens Flottningsförening upplöstes vid årsstämman på Hedegårds Pensionat i Ekshärad den 27 mars 1998 (källa: Värmlands museum).

Bo Lundén (1986), före detta flottningschef, har skrivit "Flottningen på Klarälven" från vilket följande är hämtat: "Troligen har flottning pågått i Klarälven sedan början av 1600-talet. I början av 1700-talet började man flotta bjälkar och sågtimmer för vidare transport över Väneren till Vänersborg och Lilla Edet samt till sågverk vid Munkfors, Deje och Forshaga med flera platser. Från Trysil torde virke endast undantagsvis ha flottats ned genom Värmland före 1800-talets början. Under 1800-talet fungerade flottningen på Klarälven i allmänhet ganska bra. Det var bara de större forsarna som utgjorde besvärliga hinder. Sådana forsar var exempelvis de vid Krakerud och Forshult. Timret brukade där binda sig i stora brötar. Omkring 1850 byggde man en ledare vid Forshult och gjorde stensprängningar i Krakeruds-forsen. Båda dessa forsar blev sedan enligt hovjägmästare Falk "nästan rena från timmer som vid gamla förhållandet ej kunnat ske med största flod".

Först på 1830-talet började bifloderna rensas upp till flottleder och man byggde hålldammar och ledare. Dynamiten togs inte i bruk förrän år 1870. Innan dess måste man spränga antingen med svartkrut, vilket dock inte hade någon hög sprängverkan eller också begagna sig av metoden med "bränning". Vid lågt vatten eldade man då på stenarna och öste



Figur 33. Flottningsrensning med bulldozer. Foto Johan Brun.

sedan på vatten så att stenarna sprängdes sönder. I mitten av 1950-talet då det började finnas schaktningstraktorer tillgängliga, bulldozers, använde flottningsföreningen sådana och genomförde omfattande rensningar både på svenska

och norska delen av älven.

Genom isgång under vårfloden hade på många platser lagts upp stora sten- och grusöar som kunde ligga mitt i älven och där virket fastnade. Flottningsföreningen hade rätt att

vidmakthålla älven, till bredd och djup utan att höra vattendomstolen och kunde sålunda utan större formaliteter genomföra vissa rensningar.

Fram till mitten av 1960-talet flottades samtliga biflottleder som då hade en total längd av cirka 100 mil, varav 30 mil på norska delen. Sedan Höljesdammen kom till 1962 gäller det bara att forcera slutrensningen ned till riksgränsen. Från Höljesdammen har flottningen sedan kunnat ske med en reglerad och ganska måttlig vattenföring”.

De allra flesta vattendragen av någon betydelse har rätats och rensats för flottning, vattenkraftutnyttjande och för vattenbortledning. När man rensat och sprängt i vattendragen är det de stora stenarna och blocken som försvunnit (figur 33-34). I och med detta har vattenhastigheten i vattendraget ökat. Den ökade vattenhastigheten medför att finare partiklar som grus och sand spolats ned i lugnvattenområden. Finare partiklar har skakats ned under bottenarnas övre skikt av sten. I många områden har det bildats hårda



Figur 34. Kraftigt flottningsrensat avsnitt i Vingån, söder om Sysseleback. Vattenmiljön är ensartad och kontakten mellan vatten- och landmiljön är avskuren av rensmassorna. Foto: Länsstyrelsen i Värmlands län.

Tabell 8. Biotopvårdande åtgärder och fiskvägar/dammutrivningar i Klarälven, Trysilelva och Femundselva med tillflöden (Nashoug 2004, Länsstyrelsen i Värmlands län, opublicerat).

Vattendrag	Biotoprestaurering	Fiskväg/dammutrivning
Femundselva	6 km	
Trysilelva	3 km	
Elta	1,5 km	
Hölja	4 km	
Engeråa	1 km	
Övriga norska biflöden	1 km	
Klarälven (Strängsforsenområdet)	20 km	
Höljan	12 km	
Tåsan	15 km	
Näckån	2 km	1 st
Likan	15 km	3 st
Femtan	25 km	3 st
Enån	15 km	2 st
	120 km	9 st

”armerade” bottenmattor av grov sten och block, ”stenpäls”, som kan täcka finare partiklar nere i bottenarna.

De största och minsta partiklarna har således försvunnit och bottenarna blir därmed allt mer ensartade. Detta leder i sin tur till att vattenströmmen blir allt mer kanaliserad och alltmer rätlinjig. En sådan vattenström minskar utbytet av syre i bottenarna och lämpliga livsmiljöer för djur och växter minskar. Ju mer laminär ström och ensartad botten, desto färre hålrum för bottendjur och desto art- och individfattigare bottenfauna (Raddum et al. 2006) och färre fiskar (Cowx och Welcomme 1998).

Den snabbare vattenströmmen ökar också risken för översvämningar nedströms samtidigt som vattendragen får låg sommarvattenföring. När den stora stenen togs bort minskade djupet och bredden vilket givit en mindre produktiv yta samtidigt som kontakten med strandzonen minskat. När strukturerna togs bort ökade vattenhastigheten och dessa två faktorer tillsammans medförde att höljor försvann, död ved hölls inte längre kvar, bottenarna armerades (stenpälsen) och fint material som lekgrus och

organiskt material (födobasen) spolades undan. Sammantaget har detta gett mindre födounderlag för fisk, mindre produktiv yta, färre standplatser och lekområden (Degerman 2008).

Flottning bedrevs i den allmänna huvudflottleden och de allmänna biflottlederna, vilka utgjordes av Varån, Höljan, Tåsan, Letälven, Likan, Femtan, Varån, Halgån, Uvån med biflöden och Gröcksälven (Noret-Grundan). Även i en stor mängd andra svenska mindre vattendrag inom avrinningsområdet bedrevs flottning och flottledsrensning (enskilda flottleder). Även Femundselva och Trysilelva är påverkade av flottledsrensning i sin helhet, liksom biflöden som till exempel Hölja, Grøna och Lutua (Hamarsland 2001, Hagman 1925).

Vid biotopkartering av Klarälven i båt från Karlstad till Höljes bedömdes ungefär 2,5 mil av den cirka 27 mil långa älvsträckan vara rensningspåverkad (Länsstyrelsen, opublicerat). Påverkan gällde nästan uteslutande de kvarvarande fors- och strömsträckorna, främst mellan Sysslebäck och Höljes, men även i nära anslutning till de åtta kraftverksdammarna, från Edsforsen i

norr till Forshaga i söder. Strängsforsenområdet, som delvis är biotoprestaurerad, bedömdes i regel som orensad – kraftigt rensad medan älven närmast kraftverken vanligtvis var kraftigt rensad – omgrävd. I svenska biflöden till Klarälven bedömdes 18 % av den totala inventerade vattendragssträckan vara försiktigt rensade, 10 % kraftigt rensade och 4 % omgrävda. Av arealen strömmande och forsande vatten var 62 % påverkad av rensning (Se även *”Biotopkartering av Klarälvens biflöden”* i del 2).

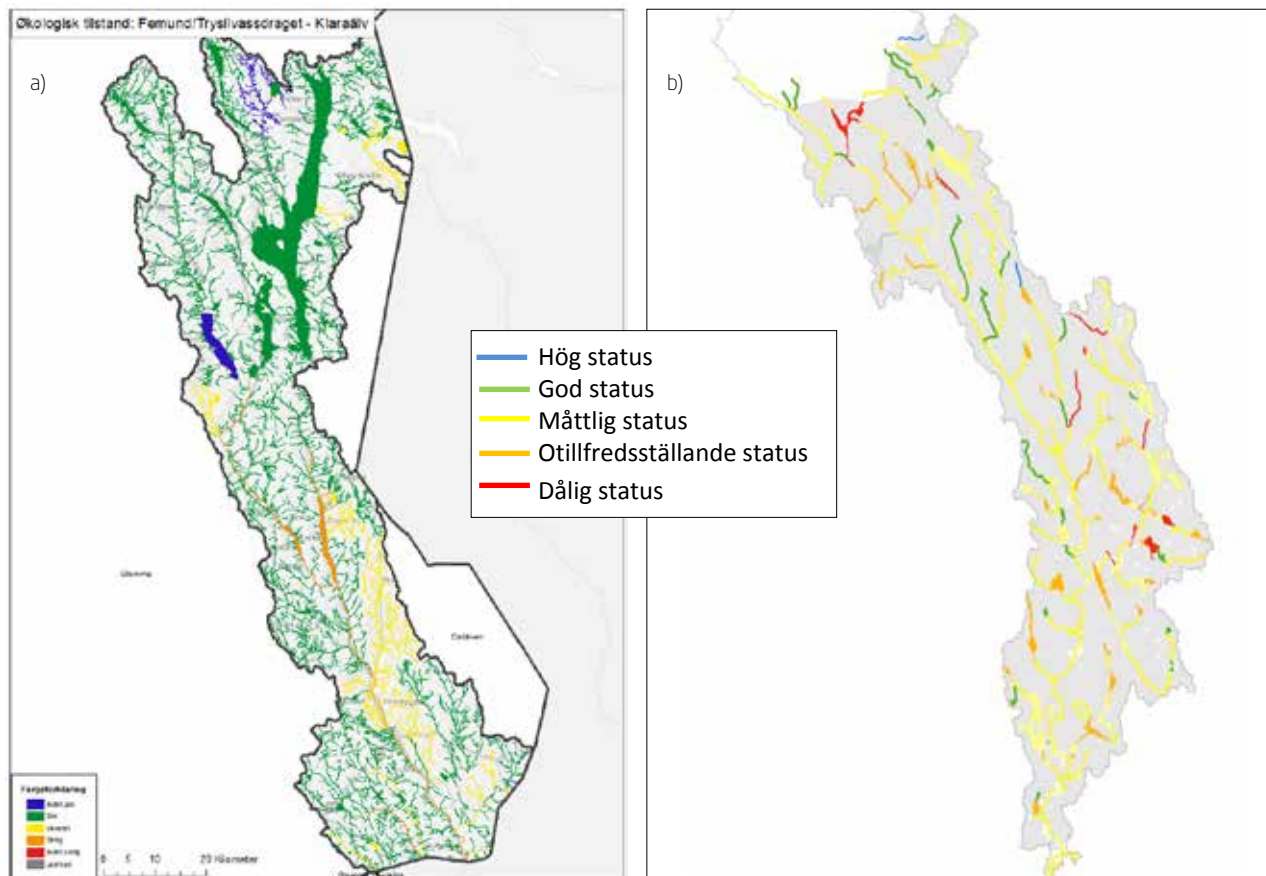
Flottningsrensning har påverkat lax- och öringbestånden samt annan biologisk mångfald i Klarälven med biflöden på ett negativt sätt (Almer och Larsson, 1974, Nordberg, 1977, Fiskeriverket 1998, Länsstyrelsen 2012).

Biotopvårdsåtgärder

Med syfte att i första hand förstärka den naturliga reproduktionen av öring och/eller lax har biotoprestaurering efter flottning genomförts i Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden. Därutöver har ett tiotal fiskvägar och dammutrivningar genomförts i de svenska biflödena (tabell 8). Biotopåtgärderna har inte varit heltäckande och behov av restaurering kvarstår i både huvudfåra och biflöden (se *”Fiskevårdsplan Klarälven med biflöden”* i del 2). På norska sidan är älven delvis restaurerad med utläggning av sten och block enligt gällande *”Biotopplan for Hedmark”* (Hamarsland et al. 2000).

NY STATUSKLASSNING OCH BEDÖMNING AV EKOLOGISK STATUS

Under 2013 gjordes en revidering av den befintliga statusklassningen av Sveriges och Norges vattenförekomster, och bedömningar av ekologisk status finns tillgängligt i databaser för respektive land (www.viss.lansstyrelsen.se; www.vann-nett.no; figur 35a-b). Kartan visar förslaget till ny klassning av ekologisk status. Inom Klarälvens avrinningsområde (Sverige och Norge) finns totalt 504 ytvattenförekomster (173 sjöar och 331 vattendrag). Indelning av vattenfö-



Figur 35. Förslag till ekologisk status i sjöar och vattendrag inom Klarälvens avrinningsområde på a) norsk sida (Femunden, Trysilvelva), samt b) svensk sida nedströms Trysilvelva.

rekomster ser olika ut i de två länderna då man i Norge bland annat har gjort vattenförekomster av mindre tillrinningar. I Sverige har indelning skett efter storlek på sjö (> 1 km²) och vattendrag (tillrinningsområde > 10 km²).

Sammantaget har drygt 60% av vattenförekomsterna på norsk sida god eller hög status, medan motsvarande andel är 18% i de svenska vattenförekomsterna.

Utpekande av Kraftigt modifierade vatten samt analys av åtgärder som krävs för att uppnå GEP pågår som ett nationellt projekt. För närvarande är 26 vattenförekomster i Värmland utpekade som KMV inom Klarälvens avrinningsområde (17 vattendrag och 9 sjöar).

Femund-/Trysil-/Klarälvens källflöden ligger i Härjedalen och Rogen-systemet i relativt opåverkade fjällmiljöer och rinner sedan in i Norge till sjön

Femunden. Källflödena är dock relativt försurningskänsliga, men bedöms nu ha en vattenkvalité nära naturtillstånden. I vissa områden kan också ett intensivt skogsbruk med stora uttag av biomassa, bidra till en ökad försurning (Naturvårdsverket 2014).

Genom Norge flyter Femundsälva/ Trysilvelva i omväxlande strömmande och mer lugnflytande partier. Två delsträckor i nedre Trysilvelva är påverkade av flottledsrensningar och två strömkraftverk vilket leder till habitatförluster och bristande konnektivitet. Vattendraget på norsk sida är i sin helhet relativt opåverkat och hyser stora naturvärden. Huvudfåran bedöms ha god ekologisk status beträffande de arter som finns, men sedan laxen inte längre finns på norska sidan klassificeras den att ha "dålig ekologisk status". Vid riksgränsen faller vattnet sedan

ner i Höljesdammen, som är den enda damm som har någon större magasineringsskapacitet i huvudfåran. Dammen regleras med ca 34 m under året där vatten tappas ut under vintermånaderna när energibehovet är stort, för att sedan snabbt fyllas under vårfloden till nära dämningssgräns. Denna typ av reglering leder till stor påverkan och sjön blir urlakad på näringsämnen då det saknas produktion och habitat i de viktiga strandzonerna. Ekologisk status är bedömd som dålig i Höljesdammen. Förutom stora negativa effekter av regleringsamplituden sakna också lax uppströms dammen. Ursprungsfåran nedströms Höljesdammen är under stora delar av året inte vattenförande, men s.k. spill sker under högvattenperioder. Biflödet Höljan tillför vatten i nedre delen av sträckan, men utgör bara 4 % av tidigare naturlig vattenföring i

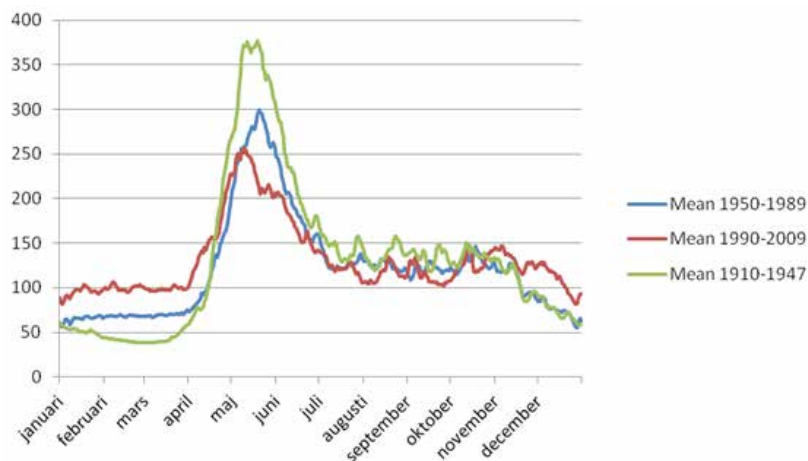
Klarälvens övre delar. Denna sträcka har också dålig ekologisk status på grund av flödesförändringar. Resterande sträckor i huvudfåran (27 st) har måttlig status, till stor del på grund av flödesförändringar, bristande kontinuitet och morfologiskt tillstånd.

Det förhållandevis grunda och branta Strängsforsområdet mellan Höljes och Sysseleback (ca 30 km) samt den en meanderande delen av älven från Vingängsjön till Edebäck (ca 85 km) är särskilt känslig för regleringspåverkan. De flöden som krävs för att upprätthålla strukturer och funktioner på meandersträckan har minskat kraftigt med regleringen. I figur 36 visas den naturliga vattenföringen i älven vid Edsforsen, samt den reglerade vattenföringen under och efter flottsperioden.

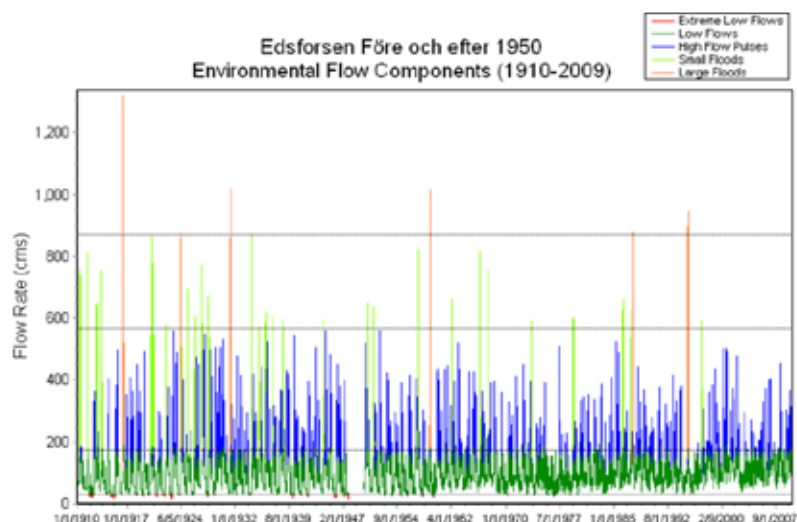
Tydligt är att vårflodstoppen minskat efter reglering från i snitt runt 375 m³/s till i snitt runt 250 m³/s efter att flottningen upphört. En annan tydlig skillnad är att vattenföringen vintertid (jan-april) hålls högre efter reglering än tidigare. Skillnaden är ännu tydligare efter flottsperioden avslutats.

Figur 37 visar flödet under perioden 1910-2009. Flödet har delats in i ekologiskt viktiga komponenter. Efter reglering har inga perioder med extrema lågflöden noterats. Anledningen till detta är troligen att vintervattenföringen hålls högre efter reglering. Lågflöden (low flows) definieras som de flöden som understiger 50 % av alla dagliga flöden under perioden och markeras i figuren med mörkgrön färg. Dessa flöden har blivit vanligare efter reglering. Små översvämningar har blivit sällsyntare efter reglering, och under den senaste tioårsperioden förekommer inget sådant flöde. Stora översvämningar är ovanliga, och förekommer vid tre tillfällen före reglering och vid tre tillfällen efter reglering.

En annan flödeskomponent som har förändrats mycket efter regleringen är antalet förändringar mellan olika flöden. Dessa ökade från i snitt 57 per år under perioden före 1950 till i snitt 119 per år under perioden efter (så kallade reversals; figur



Figur 36. Fritt strömmande daglig medelvattenföring (grön linje), reglerad daglig medelvattenföring under flottsperioden (blå linje), samt reglerad daglig medelvattenföring efter flottsperioden (röd linje) vid Edsforsens kraftverk, Klarälven. Vattenföringen anges i kubikmeter per sekund. Den stora skillnaden mellan de två perioderna (under och efter flottsperioden) är att vattenföringen höjts ytterligare under vintern och sänkts ytterligare under vår och sommar.

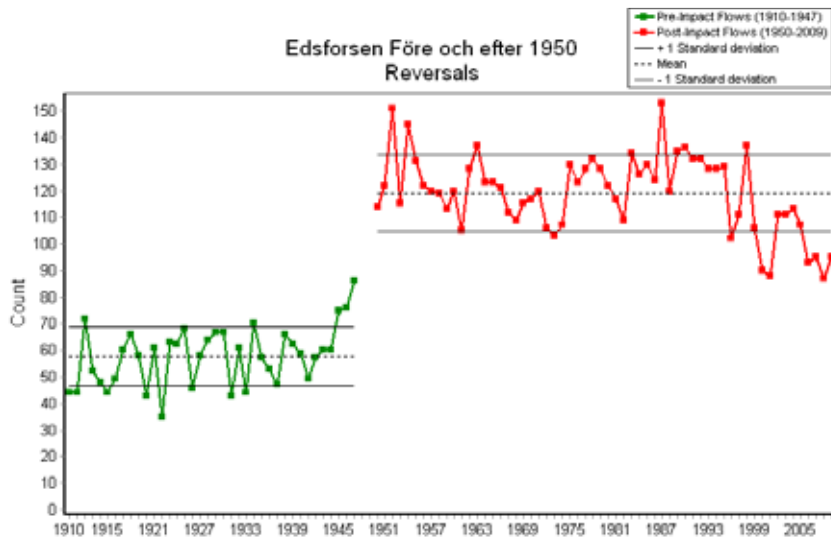


Figur 37. Flödesregimen vid Edsforsen mellan åren 1910 – 2009. I figuren delas flödet in i ekologiskt viktiga komponenter. Extrema lågflöden definieras som flöden som understiger 10 % av dagliga flöden under perioden. Lågflöden definieras som de flöden som understiger 50 % av alla dagliga flöden under perioden. Små översvämningar definieras som de flöden som återkommer med ett intervall på två år och stora översvämningar definieras som ett flöde som återkommer med ett tioårsintervall. Alla flöden som överstiger 50% av de dagliga flödena under perioden, men som inte definieras som mindre eller större översvämningar definieras som höglödespulser.

38). Detta är typiskt då ett vattendrag regleras, och behovet av elproduktion i hög grad styr vattenföringen i vattendraget. Effekten av att vattnet ofta växlar mellan olika flöden och att hastigheten med vilken dessa växlingar sker, är att erosionen ökar. Detta kan vara en bidragande orsak till att viktiga habitat i form

av t.ex. sandrevlar minskat i omfattning. Snabba flödesförändringar kan även vara stressande för den akvatiska faunan (se Malm Renöfält och Ahonen 2013).

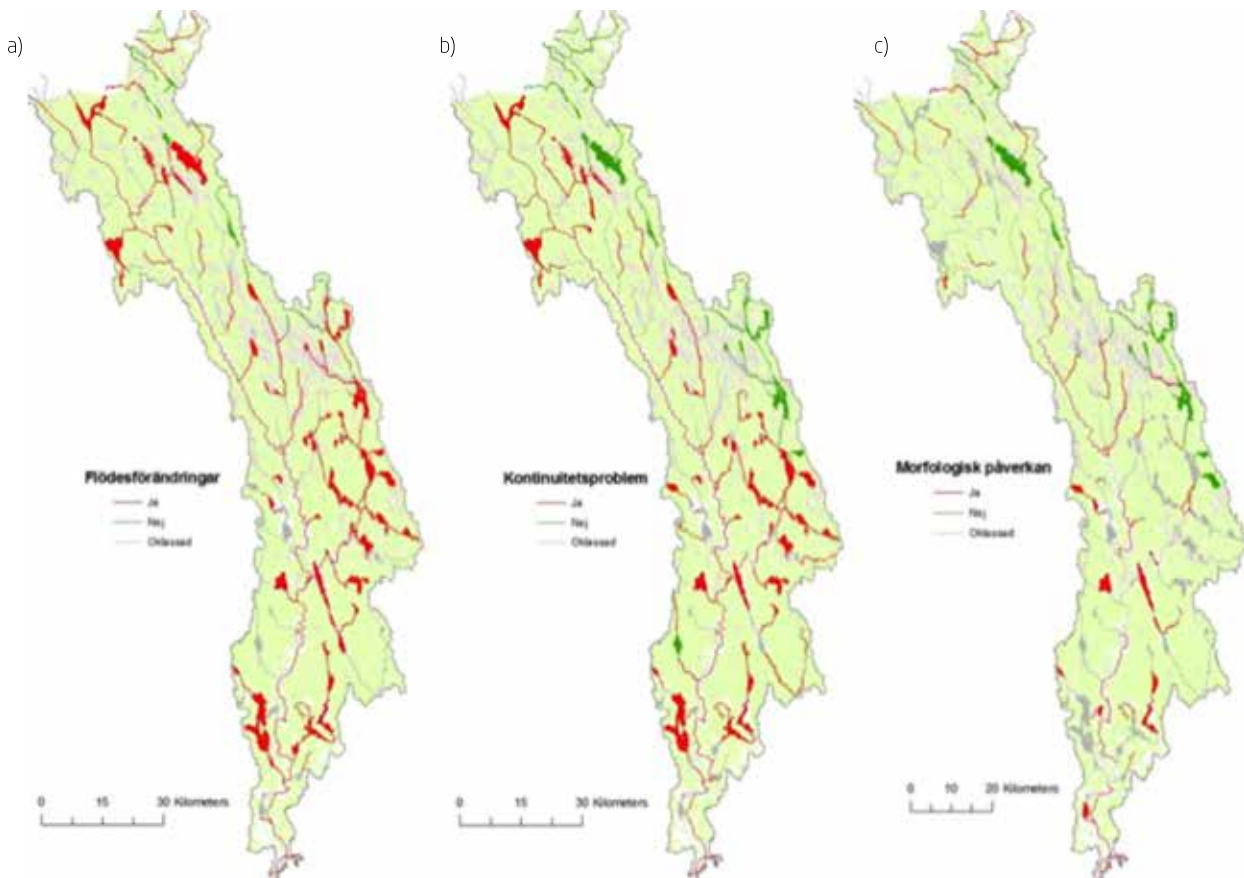
SMHI har beräknat Hydrologisk regim enligt de nya bedömningsgrunderna (Havs- och vattenmyndigheten 2013) med hjälp av modellerade flödes/



Figur 38. Antal förändringar mellan högre och lägre flödesnivåer före och efter reglering.

vattennivådata. Analysen visar att regleringsproblemet är stort i hela Klarälvens avrinningsområde på den svenska sidan. Av 22 biflöden nedströms Höljesdammen är tio regleringspåverkade i olika stor omfattning, vilket utgör ca 75 % av tillrinnande vatten till huvudfåran nedströms Höljesdammen. Det största biflödet Uvån (MQ ca 18,2 m³/s), är kraftigt påverkat av dammar och reglering. Vid 38 dammar och kraftverk i Klarälven med biflöden är regleringspåverkan betydande och det finns behov av miljöanpassade flöden för att uppnå GES/GEP. Dessa nuvarande regleringar kan i vissa fall påverka relativt omfattande vattenområden.

Bristande kontinuitet (förekomst av onaturliga vandringshinder) och påverkan på vattendragens morfologi (rensning, påverkade strandzoner) utgör



Figur 39. Vatten inom Klarälvens avrinningsområde söder om gränsen som har hydromorfologiska miljöproblem. a) flödesförändringar, b) bristande kontinuitet och c) morfologisk påverkan.

också stora miljöproblem i vatten inom Klarälvens avrinningsområde söder om riksgränsen (Figur 39 b och c). Inom avrinningsområdet söder om Höljesdammen har 118 vandringshinder identifierats som behöver åtgärdas, samt 175 hektar vattendrag som behöver restaureras (efter t.ex. flottledsrensning) för att uppnå GES/GEP.

VÄNERLAXEN

Som en av mycket få sjöar i världen hyser Vänern storvuxna bestånd av så kallad glacialrelikt lax, det vill säga lax (*Salmo salar*) som i och med landhöjningen efter senaste istiden blev avsträngd från sina tidigare uppväxtmiljöer i Östersjön och sedan dess tillbringar hela sitt liv i sötvatten. Vänerlaxens övergång från havs- till sötvattenslevande startade då landhöjningen snörde av en del av Ancylussjön, sedermera Östersjön, och bildade Vänern. Vänerns östersjöursprung kan även spåras i laxens genetik där likheterna är större mellan Vänerlax och dagens laxbestånd i sydöstra Östersjön (Baltikum och Finska viken) än med den egentliga Atlantlaxen (Ståhl 1987, Nilsson et al. 2001, Palm et al. 2012). Detta visar att Vänerlaxen med största sannolikhet har ett med östersjö-laxen gemensamt postglacialt ursprung. I dag finns två vilda laxstammar kvar i Vänern - Klarälvs-lax och Gullspångslax – vilka har sina lekområden i Klarälven respektive Gullspångsälven. Trots att de genetiska förändringarna i flera fall varit påtagliga finns ännu tydliga skillnader mellan de två och är att betrakta som genetiskt distinkta (se kapitlet om Genetik).

Förekomsten av lax i Vänern kan jämföras med den generella förekomsten av sötvattenslax i världen. I Norge finns två småväxta stammar, i Byglandsfjorden (Dahl 1927, Barlaup et al. 2009) och i Namsen (Berg 1953, Thorstad et al. 2009). Finland har ett bestånd i Saiima (som upprätthålls via odling) (Pursiainen et al. 1998), i Ryssland finns restbestånd kvar i sjöarna Onega, Ladoga, Segozero och Vygozero (Ozerov et al. 2010, www.biodiv.krc.karelia.ru) och

i Nordamerika finns ytterligare några stammar kvar (se Thorstad et al. 2009).

Sett ur ett globalt perspektiv hyser alltså Vänern två av bara en handfull kvarvarande stammar av storvuxen sötvattenslax. Ansvaret för att skydda dem blir följaktligen mycket stort. De är även klassade som riksintressen ur bevarandesynpunkt och sötvattenslax generellt är upptagen i EU:s art- och habitatdirektiv som skyddsvärda och i behov av förvaltningsplaner. Det finns dessutom två små stammar av storvuxen vänervandrande öring (*Salmo trutta*) i de två nämnda älvarna, även dessa är mycket skyddsvärda och av riksintresse.

Skillnaderna mellan lax och öring i Vänern, Femund-/Trysil-/Klarälven var länge oklar och än idag råder viss förvirring kring benämningen Vänerlax. Trots att det sedan länge varit klarlagt att det är två arter och två olika stammar pratar man ofta fortfarande om Vänerlax som ett samlingsbegrepp för lax och öring från både Klarälven och Gullspångsälven, vilket ur en taxonomisk synvinkel alltså inte är helt korrekt. Ytterligare förvirrande var att Vänerns öring förr benämndes av fiskarena som "grälax", "tvärstjärt" (i Gullspångstrakten) och "vårlax" (Klarälvens mynningsområde) - sannolikt på grund av att den påbörjade sin lekvandring före den egentliga laxen (Törnqvist 1940).

Taxonomiska brister, begreppsförvirring och lokala namn har gjort att frågan om vilka av Vänerns tillrinnande vattendrag som laxen egentligen utnyttjat, eller att dra slutsatser av tidiga fångster i sjö och älv, blir problematiska. Visar till exempel statistik från Dejefors under den första halvan av 1800-talet fångster av lax eller öring, eller båda två? De tidiga fiskbiologerna försökte utreda artfrågan och vad gäller Klarälven började man under senare halvan av 1800-talet att separera fångsterna av "lax" i Dejefors till två arter (Nilsson 1855, Hardin 1861, se Ros 1966). Widengren (1863, cit. i Ros 1966) artbestämde sedermera en av dem till blanklax (*Salmo salar*) och fann "ingen anledning att bibehålla eller uppställa

Wenerformen såsom en från den egentliga havslaxen skild art". Studier av blanklaxens fjäll gav ytterligare bevis på detta (Lilljeborg 1891 cit. i Ros 1966).

Den andra arten menade Widengren var öring *Salmo trutta* L. Att den geografiska spridningen av denna kunskap till en början var begränsad framgår då Amund Helland fortfarande år 1902 beskriver "den Saakalzte venerlaxen i Tryssilelven" som öring – och liknade den vid Mjøsas sjövandrande "Hunnerørret" (Helland 1902). Senare genetiska studier av Vänerlaxen har också bekräftat detta (Palm et al. 2012) varför vi idag kan säga att stammarna av lax i Vänern tillhör arten *Salmo salar* som med största sannolikhet har sina närmsta släktingar hos östersjö-laxen. Vi vet också att stammarna av öring tillhör arten *Salmo trutta*, där var och en uppvisar olika miljöformer, ofta unika för sin respektive hemälv. Det för både lax och öring gemensamma släktnamnet *Salmo* har sitt ursprung i det latinska ordet för lax. Möjligtvis härstammar det i sin tur från salir – som betyder ungefär "att ta språng". Även laxens artepitet – *salar* - som betyder "löpare" indikerar att laxen sannolikt fick sitt namn på grund av sin förmåga att vandra långt och ta språng upp i höga forsar (Jonsson och Jonson 2011).

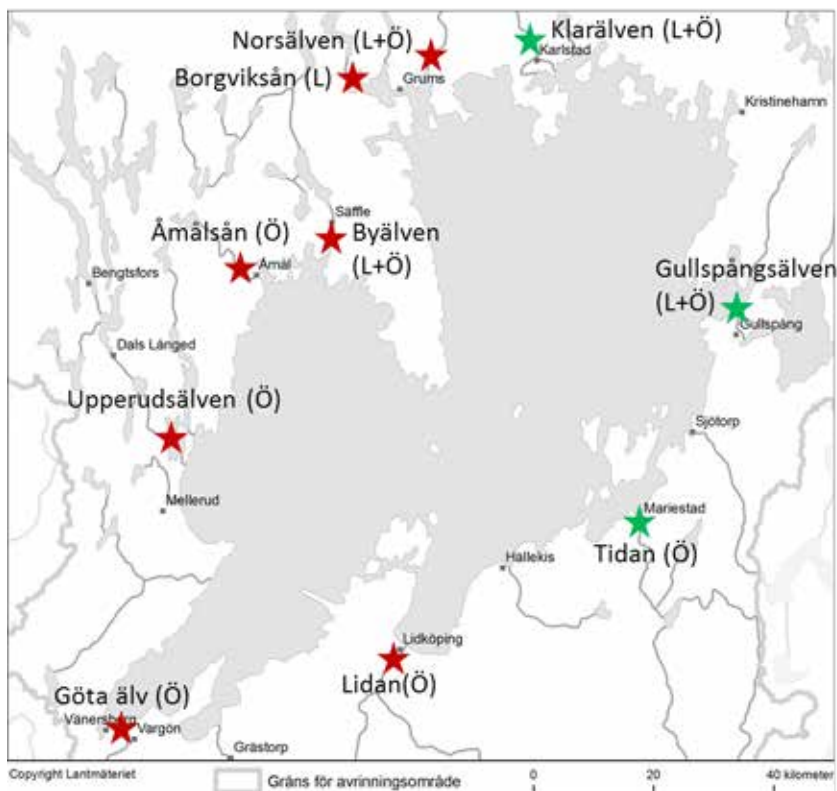
Övriga stammar av lax och öring

Historiskt sett har flera av Vänerns tillrinnande vattendrag utgjort lekområde för lax och vänervandrande öring. Sven Runnström kartlade de olika laxbestånden i Vänerns olika tillflöden genom fjällanalyser (Runnström 1940) och tillsammans med övrig information (t.ex. Almer & Larsson 1974) kan man konstatera att lax funnits i fem till Vänern mynnande älvar (figur 41). Eftersom kartläggningen verkar ha startat under första halvan av 1900-talet kan det dock inte uteslutas att några bestånd redan då var utdöda till följd av t.ex. indämningar och reglering.

Vid sidan av Klarälven är Gullspångsälven/Letälven den älv som verkar ha haft de största bestånden av



Figur 40. Vild Klarälvslax, Foto: Länsstyrelsen Värmland



Figur 41. Älvar runt Vänern som har eller har haft bestånd av lax- och/eller Vänervandrande öring. Grönt = bestånd finns kvar, rött = bestånd utdöda. Tidan har ett mycket svagt bestånd av sjövandrande öring.

lax med fångster motsvarande ca 25 % av Klarälvens under 1800-talets senare del (Norberg 1977). Sannolikt var det frågan om två olika stammar av lax, dels den storvuxna Gullspångslaxen som framförallt lekte runt Gullspång och den mer småvuxna så kallade "Gröningen" som lekvandrade från Vänern och ända upp till Letälven (Norberg 1977). Ursprungligen var Gullspångsälven laxförande ända upp i Svartälven och Timsälven (uppströms sjön Möckeln) men redan på 1600–1700-talet stängdes älven av och laxens vandring begränsades.

Även Norsälven hade ett laxbestånd som åtminstone fram till 1700-talets slut vandrade upp mot och genom sjön Fryken och vidare upp i Fryksdalen (Norberg 1977). Det finns även rapporter om att lax från Norsälven återfångades så långt upp på den norska sidan som i Røgdenvassdraget/Röjdån och Røgden/Röjdan (Skaraberget 1992) samt i Rotna nära Mokvern-fossen (Skaraberget 1992). Jämfört med Klarälven var laxfångsterna i

Norsälven måttliga. Fångststatistik från senare delen av 1800-talet visar fångster motsvarande ca 1,5 % av det som togs i Klarälven under samma period (Norberg 1977). Som en följd av anläggandet av bruk och trämassafabriker under 1800-talet i Norsälvens nedre delar samt vattenkraftsutbyggnaden under 1900-talet dog stammen ut under 1950-talet (Norberg 1977, Ros 1981).

Byälven hade både en laxstam och en vänervandrande öringstam (Runnström 1940, Almer & Larsson 1974, Ros 1981) som enligt uppgift vandrade till Jössefors (Arvika) men återfångster finns rapporterade så långt upp som i Magnor i norska Vrangselva (Viker uteskole 1985). Statistik för åren 1881-1886 visar att fisket i Byälvens nedre delar motsvarade ca 7 % av fångsterna i Klarälven vid samma tid (Norberg 1977). Om det var frågan om lax och/eller öring är dock oklart. Öringen och laxen i Byälven antas ha försvunnit som en följd av framförallt vattenkraftsutbyggnaden.

Även Borgviksån ska ha haft en laxstam före vattenkraftutbyggnaden men av oklar omfattning (Almer & Larsson 1974). Tidan, Lidan, Upperrudsälven, Borgviksån och Åmålsån hade också små populationer av Vänervandrande öring där ett fåtal fiskar fortfarande vandrar upp i några av dessa vattendrag, till exempel Tidan. I stort sett är dock de ursprungliga bestånden borta (Almer & Larsson 1974, Ros 1981).

I utloppet av Vänern, i övre delarna av Göta älv i höjd med Vargön fanns tidigare ett nedströmslekande bestånd av Väneröring (Törnquist 1940, Ros 1981). Populationen var flergångslekande och fisken var enligt uppgift både storvuxen och kunde bli mycket gammal. Genom återfångster av två märkta individer kunde Törnquist uppskatta åldern till 16 respektive 17 år. Liksom många andra stammar dog även denna population ut på 1950-talet som en följd av vattenkraftsutbyggnaden (Ros 1981). En mer detaljerad beskrivning av Vänerns

olika populationer ges av Ros (1966, 1981).

Klarälvsloxens och öringens utbredning och vandringar

Vänerlaxens och -öringens vandringar är tämligen väl dokumenterade genom historiska beskrivningar samt genom märkningar och elfiskeundersökningar i modern tid. Uppgifter från 1200-talet och framåt visar att laxen och öringen från Vänern varit utpräglade långvandrare och att de förekommit och fiskats efter från Forshaga i söder till Femundselva i norr, och har utan tvekan utgjort en mycket stor och viktig naturtillgång. Fram till mitten av 1700-talet antas på goda grunder älven i sin helhet fortfarande ha varit tillgänglig för lax och öring.

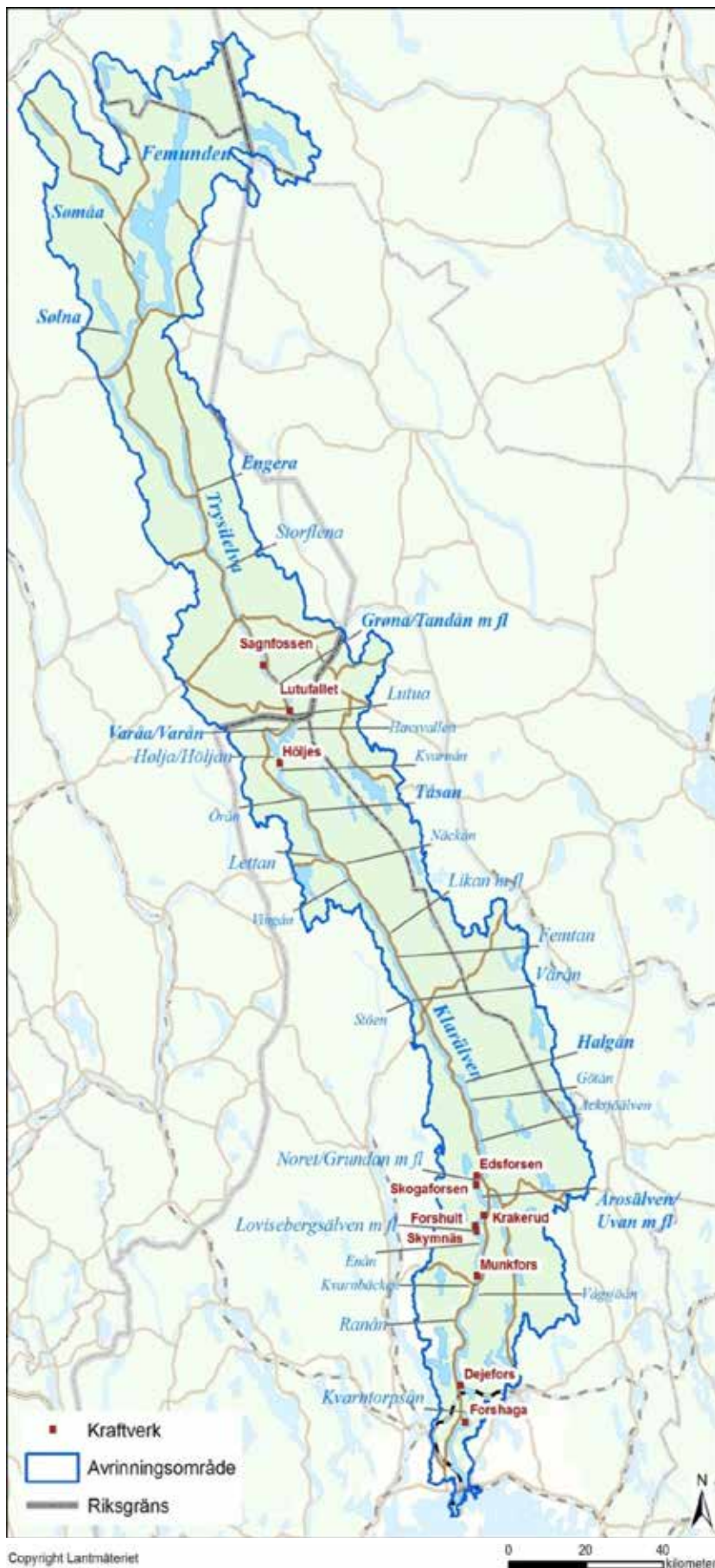
Historiskt har även flera biflöden dokumenterade förekomster av lax och vänervandrande öring. Lakenesjön (Råda socken) via Lovisebergsälven hyste blanklax och grålax enligt Cederström (1895): *"Laxarene uppgingo från Klarelfen till dess på 1700-talet Lovisebergs bruksdam anlades, som hindrade fiskens fria gång. Bruket är nedlagt, men dammen kvarstår. Då emellertid lax fortfarande finnes i sjön, synes denna tjena som stamhåll för laxarterna, som sannolikt hava lekplatser i tillflytande vattendrag"*. Även Höljan hyste lax enligt Hagman (1925) och Havsvallen enligt Törnquist (1940).

Hagman (1925) räknar också upp blanklaxen som en av de förekommande arterna i den svenska delen av ån (Varån) och under en inspektionsresa till Varåa 1935 nämner Fiskeriskreterare Syverin Sunde att det togs Vänerlax vid Flekken, cirka 20 km upp i älven (Sunde 1922-1943). Att Varån ansågs vara en laxälv bekräftas av att Varån tillhörde de älvar där laxen var fredad (Törnquist 1940). Den norska sidan av Varån (Varåa) ansågs dock inte vara en älv där man kunde förvänta sig att fånga lax. Per Rønningen (muntligt) som fiskade mycket i Varåa på 1930-talet kan till exempel inte komma ihåg att någon lax fångats.

I figur 42 visas de lokaler (Femundselva, Trysilelva och Klarälven med biflöden) som hyser, bevisligen har hyst eller bedömts ha hyst Klarälvslox och Klarälvsöring. Att äldre uppgifter om Vänerlax och öring enbart finns för tre-fyra svenska biflöden kan bero på att (1) man förr inte alltid gjorde, kunde, eller hade någon anledning att särskilja dessa bestånd från lokala, att (2) Vänerfisken vandrade upp för lek i många av tillflödena sent under säsongen och/eller att (3) dammbyggnader anlades tidigt i många biflöden vilka hindrade fiskens vandringar. Det är dock rimligt att anta att de 11 biflöden som det fångats laxungar i under den senaste 20-årsperioden, också hyste lax/laxungar före utbyggnaden av dammar och kraftverk.

Vad gäller norska biflöden omnämns Grøna och Tannåa som viktiga biflöden för grålax och blanklax (Smith 1784, Törnquist 1940, Lillevold 1989, 2007). En märkt öring vandrade 20 kilometer upp i Grøna till Østby hösten 1937 där den fångades i kraftverket (Törnquist 1940). Fisket i Tannåa var av sådan betydelse att det beskattades, och fisket ska ha varit bra långt in på 1800-talet. *"Ole Persen Flermoen født 1827 har fortalt om en skinning de hadde utmed Tandåa og som de hadde i ukebytte med Galåsen, at en gang han skulle se om den, hørte han det dundre i skinningen på lang lei av storkultene som gikk der. Den gang fikk han for øvrig så mye laks at han ikke klarte å komme seg heim om kvelden, men måtte stanse ute natten over."* (Lillevold 2007).

Det fanns en uppfattning om att grålaksen i större utsträckning än blanklax vandrade upp i biflödena, men uppgifter från 1700-talet tyder på att det gick upp blanklax i Tannåa och vidare ända in i Tandån på svenska sidan. *"Uti twär-Elfwerne brukas et slags fiske, hwarmed Blank- och örlax isynnerhet fångas"* (Eriksson 1991). Att Grøna/ Tannåa var en laxälv bekräftas också av att älven tillhörde de vattendrag där laxen var fredad. Detta skydd sträckte sig in på svensk sida *"sedan det visat sig att vänerlaxen vandrar genom*



Figur 42. Lokaler (Femundselva, Trysilvelva och Klarälven med biflöden) som hyser, bevisligen har hyst eller bedömts ha hyst Klarälvslox och -öring. Ju större teckenstorlek ett biflödes namn är skrivet med, desto större är vattendraget (Tre grupper: $MLQ > 1 \text{ m}^3/\text{s}$, $MLQ 1\text{--}5 \text{ m}^3/\text{s}$, $> 5 \text{ m}^3/\text{s}$). Kraftverken i Klarälven och Trysilvelva i rött text.

Siktån inn i Kopparbärns län och det kunde förmodas att den framtränger till denna ås källsjö, Tandsjön i Lima socken” (Törnquist 1940). Avståndet mellan Trysilvelva och Tandsjön är cirka 30 km.

Ett tingsprotokoll från Lima den 9 februari 1674 visar att skatt i gräskinn (ekorrskinn) för fisket i svenska Tandån förr lämnats till kungen i Norge (Uppsala ULA 1674): ”Befallningz-mannen Milander angaf huruledhes att owfån Tandå by, ligger på Cronones allmenningh emellan lima och frijsdahl ett fiskeställe dher som fångas lax och Biur af limba Sochneboer, för hwilke de bordhe göra en lithen skatt til Cronon, som tillförendhe då det legat undher Norrige, det af dhe gifwit til de Kongunger, uthj Gräskin. Sochneboerne tilstodho så fordom hafwa waret, at Noriges Konung der af en ringa skatt i gräskin opburet.”

Hösten 1935 var Törnquist på en inspektion vid Flermoen och Rörbäcksnäs och fick då veta att det hade fångats flera laxar i älven denna höst. Törnquist fick också återfångst av märkt öring som lekte i biflödet Flera 1937. Och 1938 fångades lax ännu längre upp än i Rörbäcksnäs.

Axel Smith (1784) beskriver även Lutua som en viktig laxälv. Det finns dock en brant fors långt ned i vattendraget, så den laxförande sträckningen bör ha varit max 3,5 km. Det var heller inte ovanligt att få Vänerlax i sjön Engeren. Av märkt lax utsatt vid Jordet i Trysilvelva 1965 återfångades en lax i Engeren och en i Lille Engeren. Det ska också ha vandrat upp lax till Solna vid Sølensjøen. Den 26 juli 1946 står det till exempel att läsa i fångstprotokollen för Sølnoa vid utloppet av Sølensjøen: ”1 örret 15 mrk, gråsort uten en eneste gylden kolör, Wännerlaks?” (Qvenild 2010).

Av märkt lax utsatt vid Jordet 1965 återfångades tre i Sølensjøen och tre i Solna. Det var heller inte ovanligt att fiskarna i sjön Isteren fick Vänerlax (Bjarne Brøten, muntligt). Återfångster av märkt leklax från Vänern gjordes 1965 (1 st), 1966 (2 st) och 1974 (1 st).

Arne Getz upplyser vidare i ett brev



Figur 43. Laxunge från Strängsforsenområdet 2008. Foto: Peter Andersson.

till Fylkesmannen i Hedmark daterat 28 oktober 1985 om sina laxfångster i Langsjøen upströms sjön Isteren. Han anger 1942 som ett speciellt bra år vilket kan stämma eftersom det under sommaren 1942 transporterades ca 1000 lax upströms Edsforsen – det klart högsta antalet under perioden 1933-1958 (Petersson et al. 1990).

Överst i Sømåa ligger Hodalsjøene och i en beskrivning av fisket här heter det: *”Den mest ettertraktede er ørreten. Av den finnes det to arter. Wännerlaksen som er stålblank med mørke flekker og ligner på vanlig laks. [...] De største fiskene av begge arter er ca 8 kg.”* (Bakken 1991). De förhållandevis omfattande beskrivningarna om Vänerlax i detta biflöde, och frånvaron av upplysningar från Gløta och Femunden, kan tyda på att Vänerlaxen valde att vandra in i det varmare vattendraget Sømåa, i stället för att följa det kallare vattendraget mot sjön Femunden.

Sedan 1988 sker inte längre några upptransporter av lax och öring till Norge, istället återutsätts all lekfish Klarälven upströms Edsforsens kraftverk för naturlig reproduktion i Klarälvens kvarvarande strömmar samt vissa biflöden. Vid elfiskeundersökningar har

laxungar påträffats från Båtstad i norr till Sysslebäck i söder.

Från 1960-talet fram till början av 1990-talet genomfördes flera elfiskeundersökningar i Klarälven. Totalt fångades endast en handfull laxungar. Under samma period har även elfisken genomförts nedströms dammar i flera biflöden samt i Höljan, varvid några enstaka laxungar fångats. Trots de mycket svåra fiskeförhållanden som ofta råder i Klarälven står det klart att laxungetätheterna under denna period var mycket låga (Fiskeriverket 1998).

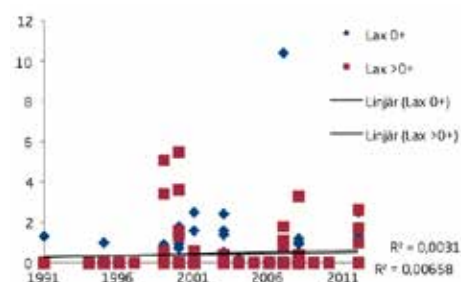
Under perioden 1991-2012 har 85 elfiskeundersökningar i Klarälvens, mellan Sysslebäck och Båtstad genomförts (SERS 2014a). Medelfångsten för öring är 2,8 st 0+ och 0,7 st >0+ /100 m² och för lax 0,5 st 0+ och 0,4 st >0+ /100 m². Tätheterna av öring men även lax har ökat under perioden (figur 44). Tänkbara anledningar kan vara de biotoprestaureringar som under 2004 genomfördes i Klarälvens huvudfåra samt att upptransporterna av lekfish har ökat under perioden (se ”Fångsterna i Forshaga centralfiske – en indikator för utvecklingen”).

Enligt de traditionella elfiskeundersökningarna är Klarälvens tätheter av

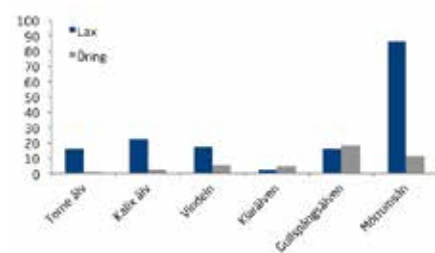
laxungar avsevärt lägre jämfört med andra stora älvar som till exempel Torne älv, Kalix älv, Vindelälven, Gullspångsälven och Mörrumsån (SERS 2014b) (figur 45). Detta förhållande kan bero på flera enskilda och samverkande faktorer, till exempel lekfishpopulationens storlek, lek- och uppväxtområdenas storlek och kvalitet samt att yttre omständigheter som till exempel korttidsreglering minskar älvens kapacitet för att producera lax.

År 2006 genomfördes båtelfiske för första gången i Klarälven. Fisket utfördes mellan Sysslebäck och Höljes (Carlstein et al. 2006). I genomsnitt fångades cirka 0,5 st laxar och 0,1 st öringar per minut båtelfiske. Således fångades klart mer lax än öring vid båtelfiske medan förhållandet var det motsatta vid vadelfiske (se ovan).

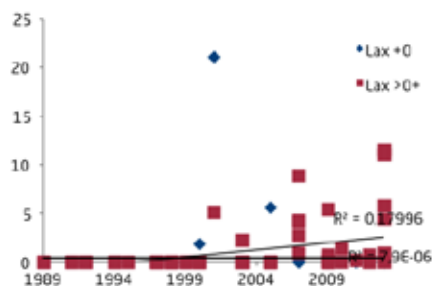
Laxungar fångades ned till relativt stora djup (1,5-2 m). Sannolikt avspeglar det förhållandet skillnader i metodik och de olika habitat som undersöktes (grundare vatten nära strandzon vs djupare vatten



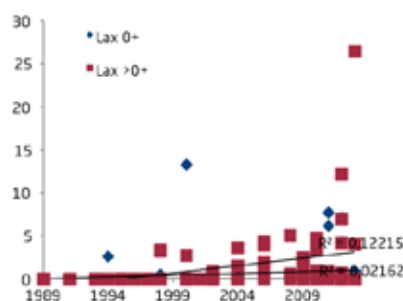
Figur 44. Tätheter av lax per 100 m² fångade vid elfiske i Strängsforsenområdet i Klarälven 1991-2012 (SERS 2014a).



Figur 45. Medeltätheter av (a) lax och (b) öring per 100 m² fångade vid elfiske i Torne älv, Kalix älv, Vindelälven, Klarälven, Gullspångsälven och Mörrumsån (SERS 2014b).



Figur 46. Tätheter av lax per 100 m² fångade vid elfiske i Höljan (inklusive biflödet Hynnän) 1989-2013 (SERS 2014a).



Figur 47. Tätheter av lax per 100 m² fångade vid elfiske nedströms första vandringshinder i Kvarnån, Tåsan, Öran, Näckån, Likan, Femtan, Vårån, Halgån och Acksjöälven under perioden 1989-2013 (SERS 2014a).

längre ut i älvfåran) (Carlstein et al. 2005, Carlstein et al. 2006).

Vid tiden för lekvandring från Vänern samlas lax och öring nedanför Forshaga kraftverk. Här finns en del mindre områden som möjligen skulle kunna fungera för reproduktion och uppväxt. För att ta reda på om någon lax och/eller öring produceras genomfördes en elfiskeundersökning 1997 men varken lax- eller öringungar fångades (SERS 2014a). Det saknas även undersökningar i både Klarälven och biflöden för att avgöra hur stor andel av öringfångsterna som utgörs av vandrande respektive strömstationära fiskar.

Av biflödena till Klarälven har Höljan det klart största tillgängliga och lämpliga uppväxtområdet för lax och öring från Klarälven (se "Fiskevårdsplan Klarälven med biflöden" i del 2). Vid elfiske har öring fångats vid 57 tillfällen (90 %) och lax vid 17 tillfällen (27 %) (figur 46). Medelfångsten för hela undersökningsperioden var för öring

8,0 st 0+ och 6,5 st >0+ / 100 m², och för lax 0,4 st 0+ och 1,0 st >0+ / 100 m². Tätheterna av flersomriga laxungar (>0+) i Höljan har ökat under perioden. Höljan har kalkats mot försurning sedan 1990 och biotoprestaurerades i mitten på 1990-talet. Inga undersökningar har gjorts för att avgöra hur stor andel av öringfångsterna som utgörs av vandrande respektive strömstationära fiskar. Höljans öringtätheter är klart lägre än populationskaraktistika för svenska insjövandrande (64,4 st/100 m²) och strömstationära öringpopulationer (25,6 st/100 m²) (Beier et al. 2007).

Frånsett Höljan och dess tillflöde Hynnän har laxungar påträffats vid elfiske i ytterligare nio biflöden till Klarälven (SERS 2014a). I dessa biflöden har även öringungar påträffats. Samtliga biflöden mynnar mellan Edsforsens och Höljes kraftverk. Medelfångsten för hela undersökningsperioden var här för öring 6,5 st 0+ och 7,7 st >0+ / 100 m², och för lax 0,6 st 0+ och 1,3 st >0+ / 100 m² (figur 47). Tätheten av laxungar har en positiv utveckling. De flesta biflödena kalkas mot försurning och har varit föremål för biotopvårdande åtgärder efter flottledrensning.

Fångsterna av laxungar i biflödena har tilltagit och lax är nu registrerad i stora delar av Höljan (cirka 17 km) och i de nedre delarna av Kvarnån, Tåsan, Öran, Näckån, Likan, Femtan, Vårån, Halgån och Acksjöälven (figur 48) (SERS 2014a).

Årsungar av lax (0+) rör sig som regel inte långt under den första sommaren medan det är känt att äldre laxungar (>0+) vandrar upp i mindre biflöden för tillväxt (Erkinaro 1995). Att döma av elfiskeresultatet (0+ och/eller >0+) i dessa biflöden, avståndet från Klarälven till elfiskelokalen samt avståndet från lämpliga lekbottnar och uppväxtområden i Klarälven till elfiskelokalen bedöms åtminstone följande vattendrag vara lekområden för lax: Höljan, Fämtan, Halgån, Vårån och Acksjöälven.

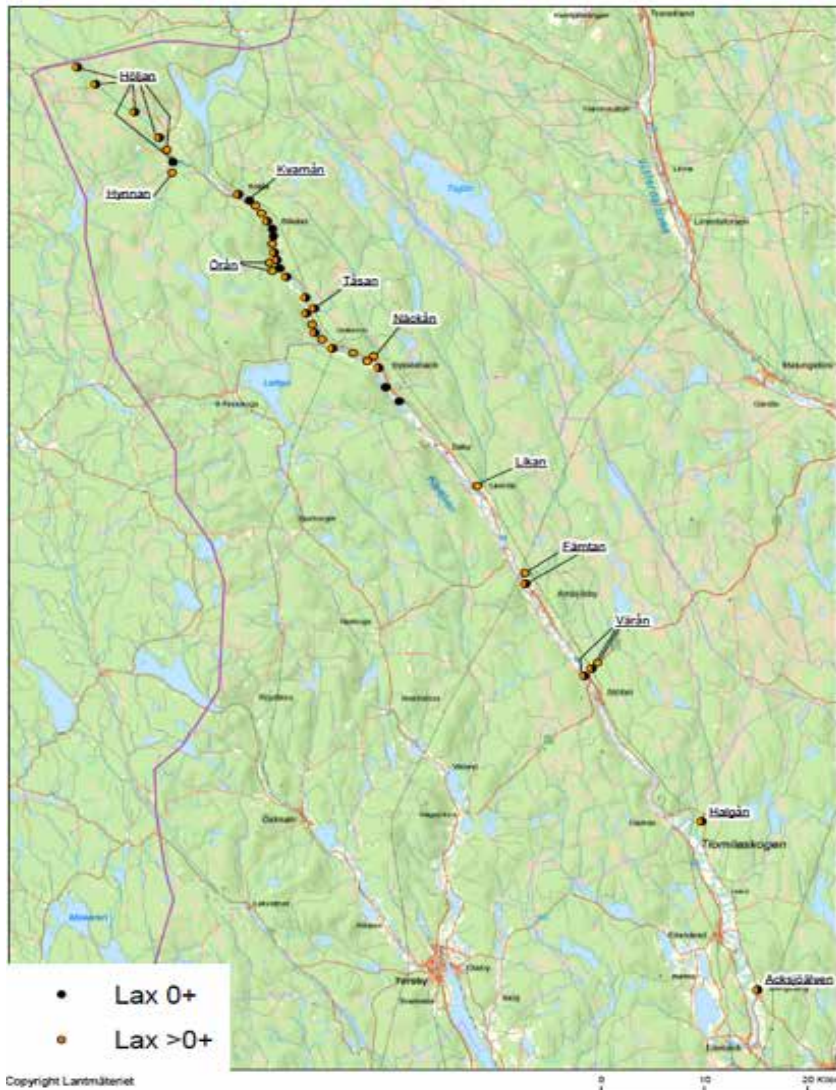
Idag finns även laxungar även i Vårån/Varåa samt i Trysilvelva efter att

romutsättningar (gjorts med lyckats resultat (se "Vann- og habitatkvalitet – er det fortsatt levelig for laksen i Norge?" i del 2).

Laxfisket i älven

Det finns relativt mycket dokumenterat om betydelsen och omfattningen av laxfisket i älven. De första historiska noteringarna om laxfiske i Klar-/Trysilvelva går så långt tillbaka som år 1202 och rör laxfiske i Sandkilsfossen (vid nuvarande riksgränsen) (Ernvik 1983) samt från år 1227 i Deje. Laxfiskets betydelse styrks även av att Magnus Ladulås år 1282 beskattar fiskena i Klarälven och samtliga större laxfisken runt Vänern (Degerman 2004). Senare, vid ting år 1347, överlät kung Magnus Eriksson fisket i älven upp till Munkfors till Allvastra-, Varnhem-, Gudhems- och Riseberga kloster (Almer & Larsson 1974, Norberg 1977).

Generellt sett tillhörde de bästa laxfiskena inte allmogen utan främst kungar, biskopar, domkyrkor och kloster samt en del adelsmän. I Värmland var det framför allt Skara domkyrka och dekanat samt vissa kloster och adelsmän som skaffade sig andelar i laxfiskena. Det finns även bevarade brev om Riseberga klostres förvärv av jord vid Skivedsforsen, "ett av medeltidens bästa laxfiske". Riseberga kloster bytte till exempel till sig en jordäga med laxfiske vid Skivedsforsen av Johannes Laas. Även riddaren Lars Magnusson ska ha bytt till sig jord vid Skivedsforsen av Birger Abborre, där Riseberga kloster sedan länge innehaft fiskerätt. Allmogen och invånarna i Skiveds by (Forshaga) garanterades dock "fortsatt rätt" att fiska med ett begränsat antal notar i Forshagaforsen. Även laxfisket i Deje var omtalat och tillhörde från 1349 Nydala kloster som erhållit rätt till notdragning i "Howilde aa", sannolikt den del av Klarälven som omfattar sträckan nedströms Dejeforsen och sjön Lusten (Ernvik 1961 cit. i Norberg 1977). På fiskeplatser, där fiskeverken och fiskegårdar hade anlagts uppfördes bostäder och redskapsbodar varvid fiskelägen uppstod.



Figur 48. Utbredningen av laxungar (0+ och >0+) enligt elfiskeundersökningar i Klarälven med biflöden under perioden 1989 – 2013 (SERS 2014a).

Laxen var den klart viktigaste fisken för såväl inköp som export och ingen fiskart var så livligt eftertraktad under medel- och Vasatid. Under just Gustav Vasas tid vid makten lade Kronan beslag på alla fiskerättigheter inklusive klosterfiskena. Fisket bedrevs därefter antingen i Kungens eller hans underlydandes direkta regi eller uppläts till allmogen mot en del av fångsten som ersättning. Det finns bevarade räkenskaper från år 1532 som till exempel visar att lax inkrävdes som så kallade skattelaxar från allmogen (Broberg 1964). År 1551 fastställdes detta fiske och Klarälvens laxfiske blev

en egendom tillhörande ”Gud, Konungen och Sveriges Krona” (Almer & Larsson 1974). År 1628 skänktes laxfiskena i Forshaga och Deje bort av Gustav II Adolf som tack för insatser under 30-åriga kriget (Degerman 2004) men även som inbyte mot egendom.

Det tidiga fisket i nedre delen av älven bedrevs framförallt genom fasta fisken i Dejeforsen, med not vid Skived och Forshagaforsen samt med not, nät och katsu i älvmynningen. Sedan mitten av 1600-talet fanns ett fast fiske även vid Munkfors och sedan 1700-talets mitt vid Forshaga (Norberg 1977).



Figur 49. Illustration av medeltida laxfiske i Trysil/Klarälven (www.istid.kulturkoppa.se)

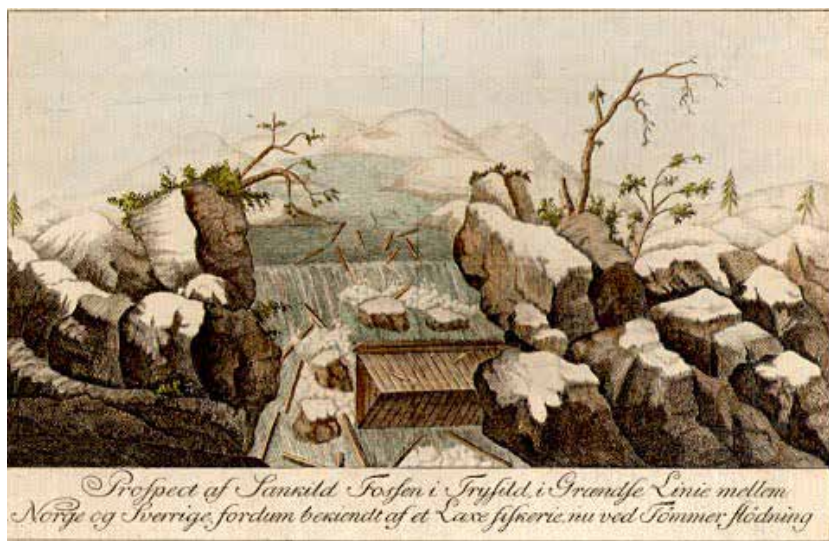
Den dåvarande prosten i Filipstad, Erland Hofsten (1651-1717), nämnde i sin ”Beskrifning över Wermeland” flera viktiga laxfisker i Storälven (Klarälven - Dejeforsen, Forshaga, Hammarbruket och Munkfors). Han berättade också att laxen kunde fångas ända upp till de översta delarna av älvdalen. Om laxen skrev han vidare: ”Denna söker sig om våren til rinnande watn, och emedan folket vet hans tid, ty äro the strax tilredz på hwarjehanda sätt honom at fånga. Thetta sker med not och nät uti siöerna, hwar med the, när lyckan wil wara god, göra ymnige partien. När thet lider något bättre fram på våren, wid pass sidst i Maj månad och först i Junio, tå begynner Laxen at stiga åt strömmerna, hwaräst åtskilliga maner äro at fånga honom, synnerligen med kar och häckar, som the redskapen kallas.” (Degerman 2004).

Efter att fisket mellan 1750 och 1905 tillhört olika brukspatroner och bolag övergick fiskerätten till Dejefors Kraft- och Fabriksaktiebolag (Stenberg 1954). Fortfarande finns i gällande vattendomar formuleringar som tillskriver kraftbolaget en viss del av fångsten. Enligt gällande föreskrifter (FIFS 2004:37) är fisket efter vild lax och öring idag förbjudet i Vänern och Klarälven upp till Forshaga varför det i praktiken inte sker något lagligt fiske efter vild lax och öring nedströms Forshaga. På svensk sida uppströms Forshaga tillhör dock fisket markägare och/eller de lokala Fiskevårdsområdesföreningarna längs älven. Där är fisket efter lax inte förbjudet men reglerat genom t.ex. fredningstider.

Även i Norge var laxfisket av stort värde, åtminstone fram till första halvan av 1700-talet. Axel C. Smith som var



Figur 50. Vid Långflon/Sandkilfossen på gränsen till Norge användes förr ett hoppfiske (korgfiske) efter lax och öring (Törnquist 1940). Foto: Trysil bibliotek arkiv.



Figur 51. Gammalt träsnitt från laxfiskeriet i Sandkilfossen. Foto: Norsk skogmuseum.

sockenpräst i Trysil beskrev i sin bok *"Beskrivelse over Trysil Præstegjeld i Aggershus Stift i Norge"* (Smith 1784) utförligt om laxfiskets betydelse i Trysil och Sandkilfossen på gränsen mellan Sverige och Norge. Bland annat skriver han att laxfisket i Sandkilfossen delades mellan bönderna på norsk och svensk sida genom att de fick tillgång till hela forsens men under olika år. Detta fiske skedde genom att det på älvens västra sida fanns en så kallad *"Laxe-Bygning"* som enligt beskrivningen var en

fångstanordning med ledarmar som före in fisken i en fälla. Dessutom fanns det i forsens en anordning som fångade en del av den lax som hoppade uppåt i forsens. Smith nämner också att det fanns liknande konstruktioner längre upp i älven uppströms Sandkilfossen. Om fisket vid just Sandkilfossen under 1900-talets början även skriver Hagman (1925) följande: *«att åtminstone en del av detta fiske fångade fisken utgjorts av lax torde vara säkert. (...) det måste till och med vara bra litet sannolikt, att fisk i*

vikt överstigande 1-2 kg som blivit fångad vare sig i detta fiske eller annorstädes i Klarälven, varit bofasta i älven».

Förutom via dessa fasta fisken blev laxen i Trysilelva fångad med både not, nät, ljuster men även på mete. Det mest betydelsefulla notfisket bedrevs i en vik vid *"Næsvigen oppe ved Gaarden Næs, några bösskott norr om kyrkan"*. På hösten var det också vanligt att man satte ut ledarmar som fångade fisken i en fälla, så kallade *"skinninger"*. I biflödet Grøna finns det till exempel flera platser där ordet *"skinning"* ingår. Det vanligaste fisket i huvudälven bedrevs dock med nät. Det pågick även ett fiske på utlekt lax när laxen på hösten påbörjade sin vandring ner mot Väneren. Då fångades fisken med ledarmar och fällor som ibland kunde spärra av älvens hela bredd. På sommaren under laxens lekvandring var det dock olagligt att spärra av älven helt, med hänsyn till fiskarens längre uppströms.

Av äldre beskrivningar och dokument framgår att laxfisket i älven bedrivits av sådan omfattning och betydelse att det till och med lett till olika rättstvister. De första dokumenterade konflikterna härrör sig från 1690 då det i ett häradsprotokoll redogörs för en tvist om *"laxewärken"* (=ledarm som tvingar fisken in i fångstredskapet) i Klarälven vid Dalby. Från 1720-talet finns det från Trysilområdet ett dokumenterat starkt missnöje med allt mindre laxfångster, där orsaken ansågs vara indämningar och fångstinrättningar längre ned i älven på svensk sida, vilka hindrade laxens vandring till Norge. Detta missnöje är utförligt beskrivet i Smith (1784) där han även skriver att *"ved en Herregaard een Miils Vej ovenfor Carlstad var det et meget betydelig Fiskerie, hvor laksen ble fanget ved hjælp av de over Elven opførte Gjerder, Bygninger eller Stængler"*.

Ytterligare en handling som visar att det fanns en betydlig irritation över det svenska laxfisket i älven är den *"enkätundersökning"* som det *"Danske Kanselli"* skickade ut i april 1743 (Røgeberg 2004). Enkäten skickades ut till

regeringstjänstemän i Danmark, Norge, Färöarna och Island där de beordrades att svara på ett antal frågor. År 1745 svarar sockenprästen Morten M. Leigh bland annat att *”de svenske bønder haver ohngefehr for nogle og 20 aar siden, med deris saakaldede stiing eller bygning overstengtet Trysselelven, og saaledes hindret at laxen ikke har faaet sin oppgang i Trysselelven som den fra gammel tiid haafft, saa ere bønderne j Tryssel derved forarsaget en stor skade og ikke saa liden avgang paa deris næring og ophold, og omskiønt derpaa ofte har været klaget, saa har dog dermed intet været udrettet.”*

Under första halvan av 1700-talet fanns även en tvist om fisket vid Sandkilsfossen (figur 50-51). År 1752 delades detta fiske mellan folket i Aspberget och Lutnes i Norge, tvisten blossade dock upp på nytt år 1776 (Petersson et al. 1990). Av handlingarna framgår än en gång att fisket på norsk sida avtagit redan under 1700-talet på grund av olika svårigheter för fisken att ta sig till Norge. Förhållanden som förvärrades under 1800-talet då fisket i Vätern och i laxfiskerna i Deje hade sina bästa tider och beskattningen var hård.

Att lax- och öringfisket en gång var omfattande och betydelsefullt i hela älven får anses som klarlagt. Dock var fisket i de övre och norska delarna som bäst före tillkomsten av både dammbyggnader och de fasta fiskernas tid, d.v.s. före mitten av 1800-talet.

Fångster då och nu

Att veta exakt hur mycket lax och öring som fångades i älven förr i tiden är inte enkelt. Dels är de tidiga fångsterna inte separerade mellan lax och öring, det finns luckor i redovisningen mellan år och fångstplatserna varierar. När det gäller äldre fångstuppgifter från Klarälven - Trysilelva finns det dock flera mer eller mindre styrkta handlingar att tillgå.

Dels finns de mer generella beskrivningarna och citat som vittnar om fiskets kvantitet och betydelse, som till exempel Magnus Ladulås beskattning av fisket i älven eller uppgifter från ärkebiskop Olaus Magnus som år 1555

skriver att det i Väterns älvar fångades en stor mängd lax och att fisket var *”mycket inbringande”* (Almer & Larsson 1974). Dels finns uppgifterna om faktiska fångstantal där de allra första angivelserna kommer från bevarade räkenskaper från Gustav Vasas tid då det år 1532 ska ha fångats 1 728 laxar i Kungens eget fiske vid Deje (Broberg 1964). Detta var givetvis endast en del av vad som verkligen fångades om man skulle lägga samman alla fisken.

I Norrgård et al. (2011) framgår att under 1700-talet kunde fångster på uppemot 50 000 lax ha varit möjliga och dåvarande landshövdingen i Värmland Johan Didrik af Wingård beskriver i sin 5-årsberättelse från 1828 att fångsterna vid Dejefors och Forshaga uppgick till 16 – 20 000 laxar per år och ibland *”derutöfver”*. Den engelska naturforskaren Llewellyn Lloyd som under en tid var bosatt i Norra Råda beskriver i en bok från 1854 att fisket i Deje inbringade 10 – 20 000 laxar per år och att under vissa perioder kunde uppemot 800 laxar fångas på en enda dag (Lloyd 1854).

Även fiskeriintendent Hjalmar Widegren vittnar om det omfattande laxfisket i nedre Klarälven under första halvan av 1800-talet och anger fångsttal mellan 8000 och 30 000 laxar per år (Widegren 1867, Piccolo et al. 2011). Även laxfisket högre upp i älven kunde ge rika fångster och Smith (1784) nämner att under ljusterfiske i Trysilelva kunde man *”i een Baad finde et halvt Hundrede”*. Smith nämner även att det i Trysil i början av 1700-talet levde en man som kallades *”Laxekonge”*, vilken på en natt skulle ha ljustrat 70 laxar. Almer & Larsson (1974) nämner även att enligt Widegren kunde man förr fånga uppemot 70 laxar per dag med nät i Trysilelva samt med ljuster uppemot 50 laxar på en natt i närheten av riksgränsen. Med en antagen fångstperiod om 50 dagar skulle detta kunna motsvara ca 3500 lax/öring per år. Widegren nämner också de rika laxförekomsterna högre upp i älven, upplysningar han fått av professor

Rasch i Oslo.

I mitten av 1800-talet blev den svenska delen av älven allt hårdare utnyttjad. Den industriella användningen av vattenkraft i sågverk och andra industrier ökade och flottningen gav allt starkare avtryck på älven i och med kanaliseringar och rensningar. Båttrafiken på älvens nedre delar ökade och industriföreningar satte också sin prägel på älven. Från 1800-talets mitt och framåt börjar man dock föra mer sammanhängande statistik över antal fångad fisk, när den fångades och var. Även denna period är dock förenad med luckor och gör heller ingen skillnad på lax och öring. Från Deje finns till exempel årlig statistik från och med 1854 medan totalfångsten i älven endast periodvis finns registrerad 1869 och 1871 (Se Almer & Larsson 1974 samt Norberg 1977). Trots detta kan man utläsa att laxfångsterna i Deje efter 1850 var som störst under åren 1850 – 1860 och uppgick då till mellan ca 20 – 30 ton, vilket skulle motsvara ca 7 000 – 14 000 fångade fiskar baserat på en antagen medelvikt på 3 kg (Lloyd 1854). Detta stämmer också relativt väl med ovan redovisade källor över antalet fångad lax och öring i Deje.

Under 1800-talets andra hälft minskade fångsterna i älven, först i Deje och därefter i älven som helhet (Almer & Larsson 1974, Norberg 1977). Förutom under några bra år runt 1875 då älvens totala fångst uppgick till ca 50 ton (ca 16 000 fiskar) pendlade årsfångsterna fram till förra sekelskiftet mellan 5 (Deje) – 20 ton (hela älven).

Allt eftersom och på grund av den tilltagande industrialiseringen på den svenska sidan sjönk värdet av laxfisket i de övre delarna av älven inklusive den norska sidan. Medan man till exempel i Deje kunde fånga 16-20 000 lax per år fångades det i Munkfors endast ett 10-tal och högre upp i älven ska det inte ha fångats någon lax alls (Norberg 1977). Amund Helland (1902) skriver till exempel att laxfisket i Trysil runt förra sekelskiftet var försumbart. År 1860-1870 fångades bara en tiondel

(10-12 lax per år med en vikt på ca 6 kg) av vad som fångats tidigare och under något år fångades inte en enda lax. Hetting (1871, cit. i Berg 1986) nämner att problemet med det dåliga fisket och alla vandringshinder på svensk sida togs upp i Stortinget redan 1845 men utan resultat. År 1865 tog dock fiskeriinspektör Hetting åter upp frågan med den svenske fiskeriintendenten Widegren. År 1867 fångades 300 laxar på den norska sidan (Berg 1986) och ett så stort antal hade inte fångats under de senaste 40-50 åren. Under 1869 och 1870 var dock de norska fångsterna åter nere på mycket låga nivåer. Man beslöt därför att göra ett tillsynsbesök längs älven i de båda länderna (Berg 1986) under vilket man upptäckte ett stängsel som hindrade laxens uppvandring. Vandringshindret

togs bort och efter det inbringade det norska fisket under sommaren 1871 ”10 000 daler” (Hetting 1872, cit. i Berg 1986).

År 1905, precis efter starten av älvens utbyggnad för vattenkraft (Deje 1904), fångades i hela älven ca 10 ton lax och öring (Norberg 1977) vilket skulle motsvara ca 3300 fiskar räknat på en medelvikt på 3 kg. Efter tillkomsten av vattenkraftverken under början av 1900-talet sjönk fångsterna, sannolikt som en följd av att fiskens reproduktionsområden blev otillgängliga eller dämades in. Norberg (1977) gör ett försök att sammanfatta älvfångsterna efter 1905 och från att ha legat på ca 15 ton sjunker fångsterna snabbt ner mot 2-3 ton under 1920 – 30-talet. Därefter sker en viss återhämtning och fångsterna i älven tangerar 10-ton under några få

år på 40- och 50-talet. Därefter sjunker fångsterna igen och under 1970-talet fångas endast mellan 0,3-2 ton lax och öring, dessa fångstsiffror överensstämmer även väl med yrkesfiskets låga fångster under samma period.

Den tidiga vattenkraftsutbyggnaden, flottningsrensning och hårt fisketryck påverkade bestånden negativt men andra faktorer som ledde till stora naturliga variationer i årsklassernas storlek och tillväxt var säkerligen också av stor betydelse. Till exempel kan det relativt kalla klimatet under perioden 1900-1930 (Persson et al. 2014) ha påverkat laxproduktionen negativt.

Ett varmare klimat efter 1930 samt att man under perioden 1940-50 satte ut uppemot 1 miljon laxyngel i älven kan också ha påverkat fångsterna positivt.

Dagens älvfiske efter lax och öring



Figur 52. Före Höljesutbyggnaden fiskade man gärna vid Varåforsen i Klarälven. Här prövar en holländsk turist fiskelyckan. Foto: G Rosén.

inskränker sig framförallt till sträckan nedströms Forshaga kraftverk (ca 2 km) samt mellan Deje och Forshaga kraftverk (ca 13 km). Fisket nedströms kraftverket sker på de vilda och odlade laxar och öringar som stiger från Vänern i samband med lek men som inte kommer längre upp på grund av kraftverksdammen. Allt upptag av lax och öring i Klarälven upp till första vandringshindret (Forshaga) är förbjudet enligt FIFS 2004:37. En del av de odlade fiskar som passerar sträckan nedströms kraftverket är dock undantagna förbudet via den dispens som Forshagaforsens Fiskevårdsområde samt dess samverkande organisationer varje år söker från Länsstyrelsen. Dispensen omfattas av särskilda villkor, t.ex. minimimått samt vilken fisk som får tas upp. Dispensen möjliggör ett mycket populärt fiske efter lax och öring som även lockar en stor mängd internationella gästfiskare från t.ex. Danmark och Tyskland. Enligt statistik från perioden 2001-2010 (lax- och öringfisket i Forshaga pågår i regel under perioden maj-september) fångades 3 304 fiskar, varav 2 590 laxar och 714 öringar. 2 092 var Klarälvslox och 495 Gullspångslaxar. När det gäller öringen var förhållandet det motsatta – 567 Gullspångsöringar och 146 Klarälvöringar. Tittar man på de senaste tre åren (2011-2013) fångades i medeltal 305 laxfiskar per år i Forshagafisket. Av den fisken var ca 50 % oklippt/vild Klarälvslox och ca 2 % oklippt/vild Klarälvöring och skall enligt dispenserregler och FIFS omedelbart återutsättas. Övrig fångst består av odlad Gullspångslax och Gullspångsöring. Forshagafisket regleras via dispens, fiskerättsbevis samt fiskekortsförsäljning och renderar intäkter till regionen.

Den totala fiskekortsförsäljningen uppgår till cirka 260 000 kr per år se *"Sportfiskets och Vänerlaxens värden"*, i del 2). Forshagaforsens sportfiskecenter, som ligger i direkt anslutning till älven, bistår bland annat med information om fiskevatten i kommunen, försäljning av fiskekort, bokning av fiskeguidning och

båtuthyrning, fångstrapportering samt spinn- och flugfiskeutrustning. Intill Sportfiskecentret finns också Forshagaforsens camping.

De laxar och öringar som efter fångst i Forshaga centralfiske och efter sortering inte transporteras uppströms Edsforsen för lek och heller inte behövs till avelsprogrammen inom kompensationsodlingen lyfts över Forshagadammen. Dessa blir därmed fiskbara på den ca 13 km långa sträckan mellan Forshaga – Deje i enlighet med fiskevårdsområdets regler. Under 2012 släpptes 733 öringar och laxar över dammen (Fortum 2013). Fisket bedrivs främst nära Deje kraftverk av gymnasieelever från Forshaga Akademin. Hur mycket av den uppläppta fisken som fångas är dock oklart eftersom FVOF:s regler saknar krav på fångstrapportering. Försäljningen av fiskekort och gymnasiekort (Forshagaelever) uppgår till cirka 20 000 kr per år (Lars Emilsson, muntligt Torp-Forshaga fiskevårdsområdesförening).

Sportfisket på den Klarälvfisk som transporterats upp för lek i Klarälvens strömmar och forsar mellan Höljes och Vingängsjön (cirka 30 km) är relativt betydande. Antalet landade laxar uppgår till uppskattningsvis 20-50 st per år (fiske efter så kallade vinterståndare inräknat) (muntligt Hans Nordberg, ordförande i Norra Finnskoga fiskevårdsområdesförening och Lasse Söderlund, ordförande i Sysselebacks fiskevårdsområdesförening). Detta skulle då motsvara ca 3-8 % av den lax som årligen transporterats upp för lek (i medeltal har ca 640 laxar transporterats upp per år under de senaste 5 åren). Fisket saknar dock rapporteringskrav och därmed statistik på hur mycket som egentligen fångas. Ett visst sportfiske efter lax och öring från Vänern bedrivs även i Klarälven mellan Edsforsens och Skoga kraftverk (muntligt Tony Sahlberg, sekreterare Klarälven Hagfors fiskevårdsområdesförening) samt mellan Almar (Skåre) och E18 i Karlstad (Urban Nyqvist, muntligt).

Laxfisket i Vänern

Sedan långt tillbaka har lax och öring vid tiden för fiskens lekvandring fångats utanför Klarälvens mynning i Vänern och utgjort en viktig resurs för befolkningen, både som födokälla och för försäljning. Till en början bestod fångstmetoderna framförallt av notdragning och så kallade katsor (Almer & Larsson 1974). En katsa påminner om en ryssja byggd av timmer, pålar, ris och sten och med ledarmer som förde fisken in i ett fast "fångstrum". Fisket i och utanför älvmynningsarna blev med tiden allt mer omfattande och efter det att fiskarena under 1700-talet spärrats av i stort sett hela mynningen med sina redskap infördes restriktioner för mynningsfisket till förmån för fisket längre upp i älven (Norberg 1977).

Fram till år ca 1860-70 var fisket med not och katsor fortsatt de huvudsakliga fångstmetoderna. I mitten av 1800-talet började man dock fiska mer aktivt ute på själva Vänern och man kan från den här tiden även börja tala om ett yrkesfiske efter lax och öring. Bland de första metoderna man använde sig av var långrev och så kallat svirvelfiske, en form av dragrodd eller mycket enkel trolling där man släpade drag eller naturligt bete fäst i tvinnat hästtagel (Almer & Larsson 1974). Fisket var relativt effektivt och fångster på uppemot 20-30 laxar per dag finns dokumenterade. En tillsynsman för fisket skrev även år 1881 att *"med svirvel har fångats minst 30 000 laxar uti stora sjön"* (Norberg 1977), vilket med en antagen medelvikt på 3 kg skulle innebära 90 ton lax/öring. Med tanke på den omfattning av båtar detta hade krävt samt brist på ytterligare dokumentation verkar siffrorna något osannolika. Den riktigt stora ökningen av fisketrycket på lax och öring både i mynningsområdet och ute i sjön startade dock runt 1860 och berodde framförallt på att fiskarena vid den här tiden började använda laxnät. Näten lades till exempel på grunda bankar utanför Hammarön och mellan åren 1869-78 fångades på detta sätt ca 27 ton lax per år och öring

i Hammarösjön och mellan 1879-1887 ökade fångsterna till drygt 45 ton per år i samma område (Almer & Larsson 1974). Nätfisket spred sig sedan till även andra delar av Vänern och runt år 1900 effektiviserades fisket ytterligare då man började med uppbojade och högre nät i ytan istället för som tidigare bottengarn.

Fångsterna av lax och öring ökade snabbt och från 1880-talet finns uppgifter om årliga fångster på över 120 ton utanför Hammarö och totalt 135 ton i hela sjön (motsvarande 45 000 fiskar med en antagen medelvikt på 3 kg), den senare dock innefattande alla Vänerns då kvarvarande stammar av lax och öring. Rapporten *"Lax fond Vänern"* har med stöd av äldre uppgifter uppskattat att den totala laxfångsten i Vänernsystemet inklusive Vänern, under vissa år på 1800-talet kunde vara så mycket som 200 ton. Av detta beräknas 120-150 ton ha utgjorts av fisk av Klarälvsstam (Petersson et al. 1990).

Från toppnoteringarna under 1800-talets senare hälft sjönk det kommersiella fiskets fångster av lax och öring i Vänern till mellan 5 - 10 ton per år under de första 20 åren på 1900-talet (Almer & Larsson 1974). Minskningarna berodde sannolikt på en kombination av kraftigt reducerad naturlig reproduktion som en följd av vattenkraftens snabba utbyggnad och hårt fisketryck under samma period. Redan 1888 beskrev oroad fiskeriintendenter laxfiskets utveckling i Vänern som *"hänsynslöst"* och att följden var minskade fångster i både Klarälven och Gullspångsälven (Almer & Larsson 1974, Norberg 1977).

I takt med fiskets minskande fångster i både sjö och älv och senare även på grund av minskad naturlig produktion startades runt 1905 ett avelsfiske i Klarälven för att odla fram laxyngel för stödutsättning. Till en början låg utsättningsmängderna i Klarälven på 100 000 – 200 000 laxyngel per år men mellan 1920–40 ökade utsättningarna med nästan det dubbla och under några år på 40-talet sattes ca 800 000 – 1 000

000 laxyngel ut i Klarälven (Norberg 1977, Petersson et al. 1990). Utsättningarna hade möjligen betydelse för fisket blev tillfälligtvis bättre. Under 1940- och 1950-talet noteras några av de bästa fångstarna för yrkesfiskarna sedan 1920. Men troligtvis hade även förändrade klimatförhållanden på 1930-talet (Persson et al. 2014) också en positiv inverkan på fisket.

Under 1960 och 1970 talet fortsatte dock nedgången och mellan 1962 och 1972 fångades endast några få ton lax och öring per år ute i Vänern. Bottennoteringen kom 1971 då endast 0,5 ton fångad lax och öring registrerades och yrkesfisket efter lax och öring var under den följande 10-årsperioden i stort sett nedlagt (Almer & Larsson 1974). Även om antalet fiskeansträngningar naturligtvis påverkar tonnaget fångad fisk sammanfaller utvecklingen av yrkesfiskets fångster väl med utbyggnaden av vattenkraften som i Vänerns älvar startade i början av 1900-talet och som i stort sett var avslutad 1965.

Från och med 1980 ökade dock det kommersiella fiskets fångst av lax och öring i Vänern igen och under 1980- och 1990-talet fångades ca 50 ton per år (Piccolo et al. 2011). Detta berodde dock inte på ökad naturlig produktion i Vänerns älvar utan var en direkt effekt av den kompensationsodling och utsättning av laxsmolt (Klarälv- och Gullspångsursprung) som startade 1960 och som fortgår än idag (utsättning av odlad öringsmolt startade 1982) (läs mer under rubriken *"Smoltutsättning"*).

Jämfört med yrkesfisket har sportfisket på Vänern under de senaste 30 åren växt fram som en lika stor nyttjare av Vänerns lax- och öringbestånd. Svirvelfisket på Vänern var som nämnts tidig föregångare till dagens moderna trolling, ett fiske som kan sägas startade samtidigt som utsättningarna av odlad smolt kom igång under 80- och framförallt 90-talet. Före det fanns egentligen ingen lax eller öring att fiska på. Enligt en beräkning från SLU (Johansson opubl.) baserat på trollingtävlingar på Vänern fångade trollingfiskarna ca 45

ton lax och öring under 2013. Den nivån är ungefär samma som under slutet av 90-talet (Piccolo et al. 2011).

Under 2011 fångades ca 15 ton lax och öring via yrkesfisket på Vänern, där nedgången främst beror på att man riktat in sig på andra arter som till exempel gös. Trollingfisket fångade som nämnts ca 45 ton under 2013 och det övriga fisket, t.ex. det registrerade husbehovsfisket, fångade ca 3 ton under 2011 (Nilsson 2014). Sammanlagt innebär det att Vänerns avkastning från lax och öring idag ligger på ca 65 ton per år. Direkta jämförelser mellan dagens fångster och historiska blir dock haltande eftersom basen för det nutida fisket enbart utgörs av odlad fisk och att inriktningen hos yrkesfiskarna skiftar. Grundat på tidpunkterna för laxstammarnas ungefärliga försvinnande, avelsfiskets och odlingsverksamhetens start samt införandet av fettfeneklippning på odlad fisk kan man grovt dela upp de kommersiella samt sportfiskade fångsterna i Vänern i fyra perioder:

- Före 1905: fångsterna utgjordes endast av vild fisk från alla Vänerns stammar
- 1905 – 1960: fisket skedde på ett blandbestånd av merparten vild fisk från kvarvarande stammar men till viss del även på odlad fisk (yngelutsättningar).
- 1960 – 1993: fisket bedrevs på ett blandbestånd av en okänd andel vild fisk från Klarälven och Gullspångsälven samt odlad fisk (smoltutsättningar)
- 1993 – nutid: efter fredning av den vilda laxen och öringen samt införandet av fettfeneklippning av odlad fisk består uttaget enbart av odlad fisk av Klarälv- och Gullspångsursprung.

Sedan 1993, då obligatorisk fettfeneklippning infördes på odlad laxsmolt och separering från de vilda bestånden blev möjlig, är den naturproducerade laxen skyddad från allt fiske i Vänern upp till första vandringshindret (FIFS 2004:37). Skyddet innebär att den som får en vild lax eller öring omedelbart ska släppa tillbaks den. Klippning av fettfenan och

fångstförbudet på oklippt fisk är sannolikt en av de viktigaste åtgärderna som skett för att bevara bestånden av vild fisk.

Forshaga centralfiske - en indikator på utvecklingen

Till och från sedan 1930-talet har de kvarvarande populationerna av lax och öring under sin lekvandring från Vänern fångats i en fiskfälla i de nedre delarna av Klarälven för att därefter antingen ingå i aveln eller transporteras uppströms för lek (figur 53). Förr fanns fällan vid Deje kraftverk men efter 1991 flyttades avelsfisket nedströms och idag fångas fisken vid Forshaga kraftverk ca 20 km från mynningen i Vänern.

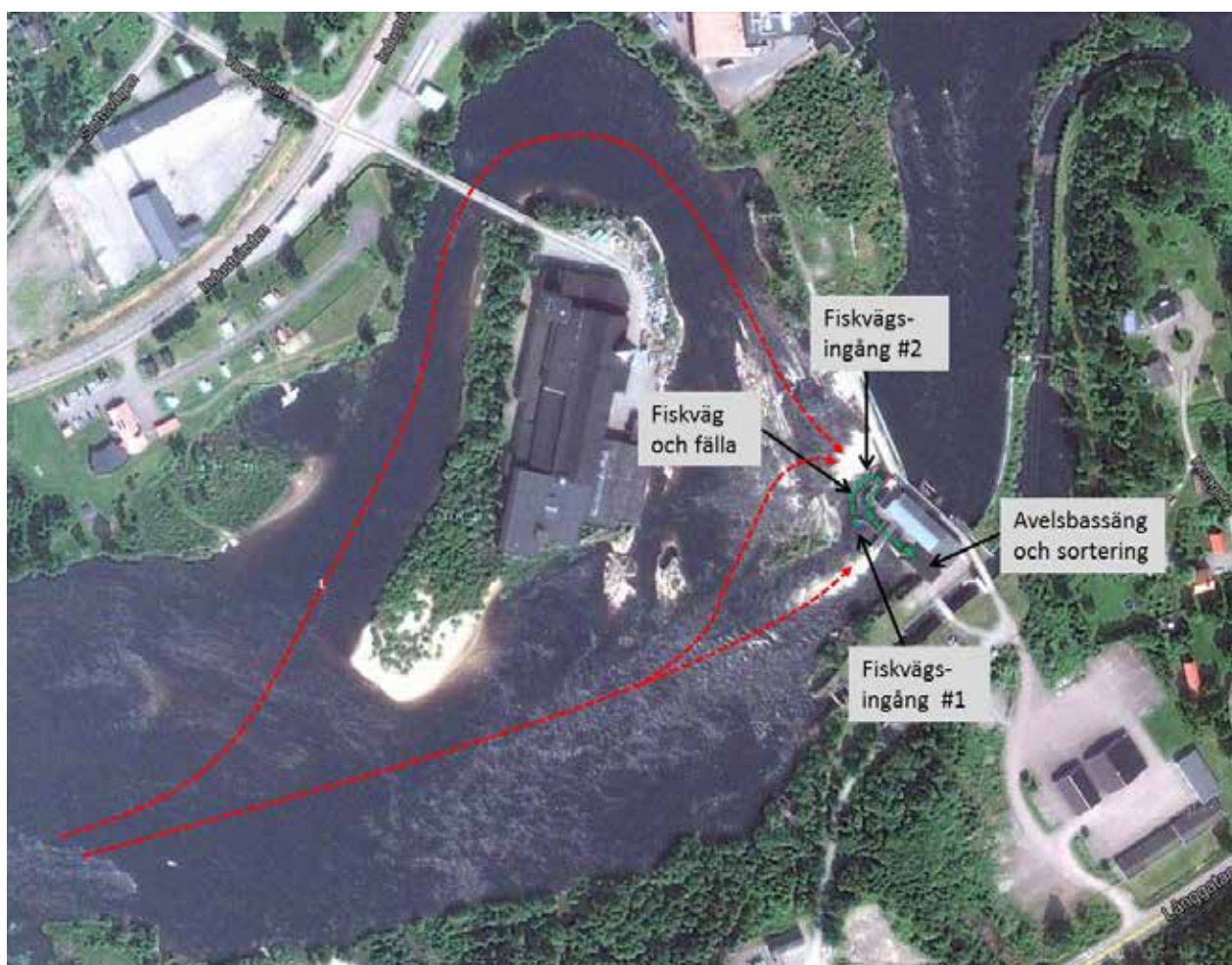
Efter sortering mellan stammar körs fisken med tankbil ca 70 km förbi åtta kraftverk och släpps ut i norra Klarälven

uppströms Edsforsens kraftverk. Syftet är att den utsläppta fisken ska leka på lekområdena söder om Höljesdammen (en sträcka på cirka 3 mil) och dess avkommor vandra ut som smolt i Vänern några år senare, växa upp och vandra tillbaka till Klarälven vid tiden för lek. Transporterna startade under 1930-talet då man bedömde att de anlagda fisktrapporna vid kraftverken inte var tillräckligt effektiva för att nå tillräckliga kvantiteter fisk till reproduktionsområdena uppströms Edsforsen.

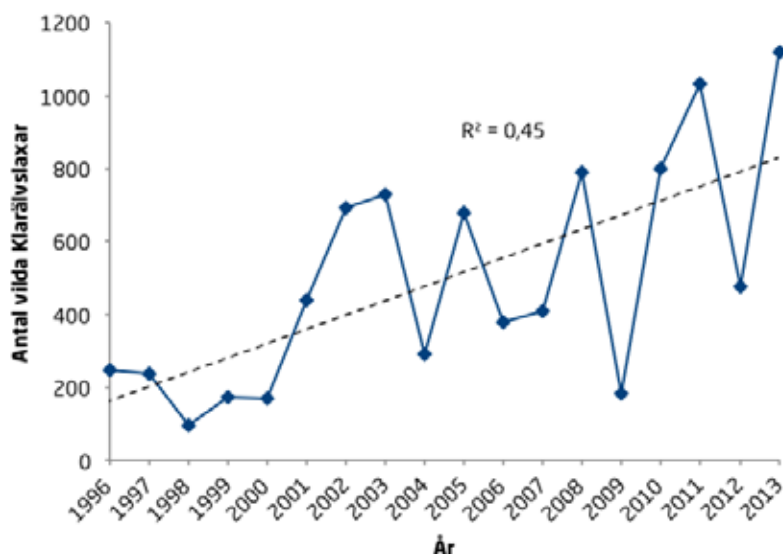
Mellan 1959 och 1988 har det med vissa avbrott även transporterats fisk till Norge för utsättning i Trysilelva. På grund av förmodad hög predation i Höljesmagasinet och förluster vid passage genom kraftverken i älven var dock återfångsterna av märkt smolt från

Norge såpass låga att man i praktiken lade ner verksamheten efter 1993. Med ett avbrott mellan 1988 – 1993 på grund av BKD-utbrott i två regnbågsodlingar inom Klarälvens avrinningsområde transporteras sedan 1993 lekfisk fångad i Forshaga centralfiske endast till sträckan Edsforsen - Höljes. Under BKD-avbrottet 1990-1993 sattes istället ca 260 000 simfärdiga yngel från friskförklarade föräldrar ut i huvudfåran varje år (Fiskeriverket 1998).

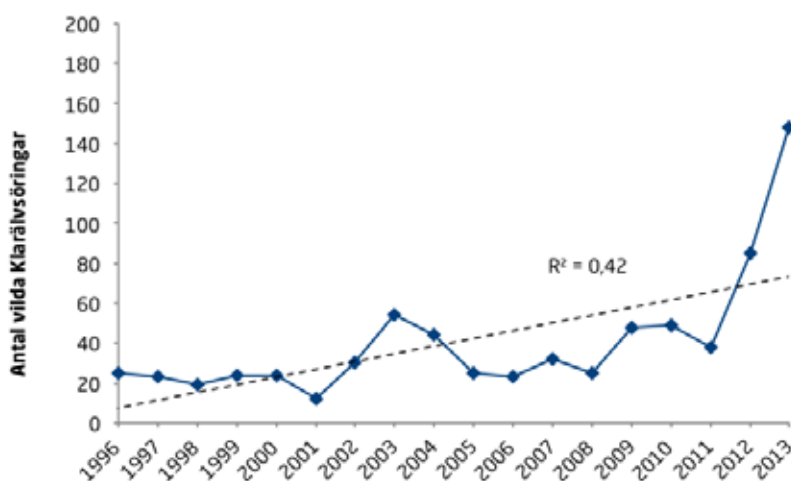
Före 1993 gjordes ingen åtskillnad på vild och odlad fisk eftersom man inte kunde avgöra skillnaden. Den fisk som fram till dess transporterats upp utgjorde därför en blandning av vild och odlad fisk med okänd fördelning där den odlade med okänd frekvens kunnat reproducera sig med den vilda.



Figur 53. Forshaga kraftverk med fiskens möjliga vandringsvägar upp mot fiskväg och fälla (streckad röd linje) samt de två ingångarna till fiskvägen.



Figur 54. Utveckling av antalet fångade vilda Klarälvslaxar i Forshaga centralfiske under perioden 1996 – 2013.



Figur 55. Utveckling av antalet fångade vilda Klarälvöringar i Forshaga centralfiske under perioden 1996 – 2013.

Från och med runt 1996 blev det i och med fettfeneklippningens införande 1993 emellertid möjligt att separera fångsten i Forshaga mellan naturproducerad och odlad Klarälvslax/öring. För första gången sedan 1961 kunde man nu börja följa utvecklingen av de vilda populationerna, och fångsterna av vild lax och öring i centralfisket i Forshaga kan därför ses som en indikator på hur dessa bestånd utvecklats (Figur 54 och 55).

Under de senaste 5 åren (2009–2013)

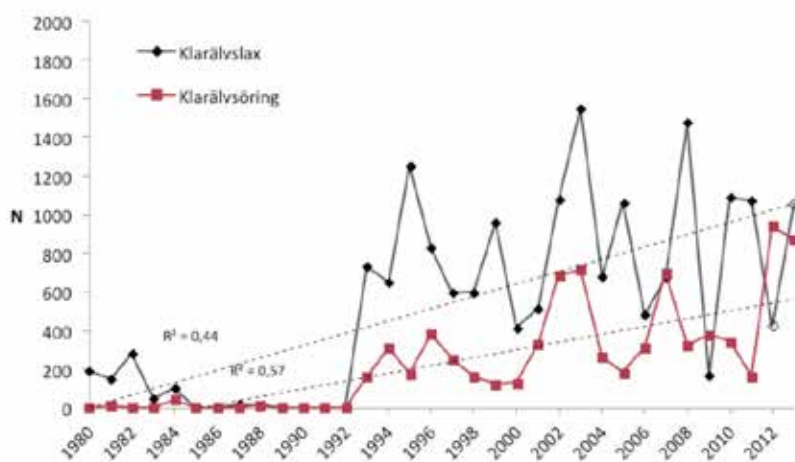
har i medeltal ca 720 vildfödda laxar och ca 75 öringar fångats i fällan varje år och som framgår av figuren finns en positiv trend för båda arterna men med ansevärd mellanårsvariation, framförallt hos laxen. Detta kan bero på både skillnader i antal upptransporterad fisk som i sin tur gett upphov till olika mängd avkomma och återvandrande fisk, mellanårsvariation i överlevnaden mellan olika livsstadier samt variation i fiskfällans öppethållande, funktion och effektivitet.

Transporter av lekfisk uppströms Edsforsen

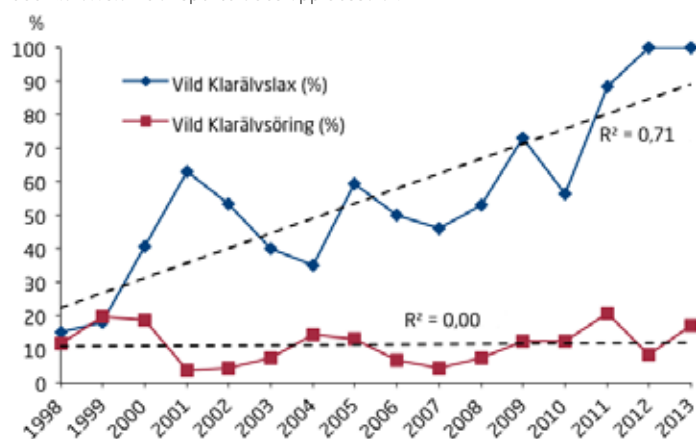
Sedan 1980 har det transporterats upp ca 18 000 Klarälvslaxar och ca 8000 Klarälvöringar för naturlig lek uppströms Edsforsen vilket ger ett medelvärde på ca 600 laxar och ca 270 öringar under de senaste 30 åren (åren med stoppad transport pga. BKD undantagna). Siffrorna innefattar då både vildfödd och odlad fisk. Om man utgår från den vilda produktionen är femårsmedelvärdet för perioden 2009–2013 ca 620 laxar och 70 öringar. Under 2013 transporterades 1052 vildfödda Klarälvslaxar och 148 vildfödda Klarälvöringar till lekområdena i norra Klarälven, vilket är den högsta noteringen sedan transportererna av separerad vild/odlad fisk inleddes 1996 (figur 56).

Fram till och med 2011 transporterades såväl vild som odlad Klarälvslax och öring till lekområdena uppströms Edsforsen. Bedömningen har varit att de vilda populationerna av både lax och öring krävt ett tillskott av odlad fisk för att smoltproduktionen ska bli tillräckligt hög för att antalet återvandrande från Vänern ska kunna upprätthållas. Det tas även in en del vild fisk i avelsprogrammet vilket gör att den odlade smolten har en genetisk uppsättning som utgör en blandning av ursprungligt Klarälvsmaterial och odlad. Ursprunget till den odlade smolten är från början vild fisk men pga. många generationer i odling kan såväl genetisk drift som ett lägre antal föräldrar påverka den odlade fisken, vilket även analyser av Klarälvslaxens genetik visat (se kapitel om Genetik i del 1 samt delrapporterna om "Genetik" i del 2). Den smolt som producerats av den odlade fisken i naturen har alltså delvis ett odlat ursprung med annat selektionstryck än i naturen. Denna fisk har dock utsatts för samma naturliga selektionstryck mellan olika livsstadier i älven som övriga, och när denna smolt återvänt till Forshaga som lekfisk har den betraktats som vild (vildfödd).

Från och med 2012 transporteras dock bara den vilda stammen av



Figur 56: Totalt antal upptransporterad lax respektive öring från Forshaga till Klarälvens svenska del (sträckan Edsforsen – Höljes) mellan 1980 och 2013. Ofyllda punkter anger att endast vildfödd Klarälvsörlax transporterades upp dessa år.



Figur 57. Andelen vildfödd klarälvsörlax och klarälvsörlax i transportererna uppströms Edsforsen 1998–2013. Under 2012 och 2013 transporterades endast vildfödd Klarälvsörlax.

Klarälvsörlax samt vild och odlad Klarälvsörlax. Anledningarna till förändringen är att genetiska analyser visat att den odlade Klarälvsörlaxen har en något större genetisk avvikelse än den vilda (se kapitlet om Genetik i del 1 samt delrapporterna om "Genetik" i del 2), att den odlade laxen uppvisat ett avvikande lekbeteende jämfört med den vilda (se "Uppströmsvandring av vuxen lax och örlax i Klarälven" i del 2) samt att utvecklingen för den vilda fisken varit positiv. Detta gjorde att Länsstyrelsen i samråd med genetikerna vid SLU beslutade att transporten av odlad klarälvsörlax tills vidare skulle upphöra från och med 2012.

När det gäller Klarälvsörlaxen har bedömningen hittills varit att eftersom det vildfödda beståndet legat på en såpass låg numerär nivå har ett tillskott av odlad fisk varit nödvändig. Med tanke på att antalet fångade vildfödda örlax i Forshaga centralfiske glädjande nog nu verkar öka (figur 55), den odlade örlaxens ovissa bidrag till reproduktionen (jfr odlad lax) samt att Klarälvsörlaxen, enligt de genetiska studier som gjorts (se kapitlet om "Genetik"), i väsentligt högre grad än laxen ännu har en stark genetisk integritet, bör det dock



Figur 58. Vild Klarälvsörlax i lekdräkt, fångad under båtelfiske i norra Klarälven 2013. Foto: Oskar Calson.

snarast utredas om även den förhållandevis lilla stammen av Klarälv-söring kan upprätthållas genom enbart transport och lek av vildfödd fisk.

Andelen vild Klarälvslax och Klarälv-söring i transportererna illustreras i figur 57 och har sedan 1998 i medeltal varit 43 % respektive 8 %. Utvecklingen för Klarälvslaxen har gått mot en allt högre andel vildfödd fisk vilket beror på att antalet vildfödda fiskar i fångsten ökat medan den utsatta mängden odlad smolt nedströms Forshaga legat mer stabilt. Eftersom det sedan 2012 alltså inte transporteras odlad Klarälvslax är andelen vild fisk för 2012 och 2013 100 %.

VÄNERLAXENS LIVSHISTORIA

Variationer i livshistorier, beteenden och fysiologiska karaktärer hos olika populationer av lax och öring är ofta tätt kopplade till miljön där de lever. Om miljön skiljer sig åt mellan olika geografiska områden eller om den förändras över tid kommer också fiskarnas livshistoria och yttre karaktärer att variera. Om skillnaderna är stora och pågår under lång tid kan selektionstrycket på fisken ge upphov till betydande skillnader mellan olika populationer (Jonsson och Jonsson 2011). Miljöfaktorer som vattentemperatur, flöde och djup, bottensubstrat, is, vandringshinder, näringstillgång mm påverkar naturligtvis fisken och dess karaktärsdrag. Men även biologiska faktorer som fisktäthet och konkurrens påverkar eftersom sparsamt med utrymme för en enskild individ, som en följd av till exempel höga tätheter, kan påverka tillväxt och storlek (Horton et al. 2009). Storlek och tillväxt är i sin tur avgörande faktorer för fiskens reproduktiva framgång och därmed hela beståndets utveckling.

Både lax och öring är kända för deras starka, strömlinjeformade kroppar som gör det möjligt att vandra i starkt strömmande vatten, passera forsar och vandra långa sträckor. Utseendemässigt är laxen och öringen ofta så lika att det även för en expert kan vara svårt att se skillnad, framförallt på ung fisk. Men skillnader finns och framförallt karaktäriseras laxen

av ett, relativt kroppstorleken, mindre huvud, bredare bröstfenor, smalare och längre stjärtspole samt en mer urgröpt stjärtfena än öringen. Dessa egenskaper avslöjar i sin tur att laxen är något mer anpassad till ett liv i starkt strömmande älvar jämfört med öringen, som oftare hittas i mer sjöliknande miljöer och även har en betydligt större benägenhet att bli strömstationär.

Vikt och längd

Evolutionära anpassningar har genom årtusenden anpassat atlantlaxen i Femund/Trysil/Klarälven till dess miljö och kroppstorleken är en av dessa. De senaste århundradena har mänskliga aktiviteter som till exempel vattenkraftsutbyggnad och som nämnts ovan utsättning av odlad lax och öring dessutom påverkat fisken ytterligare och format laxen till den vi känner idag. Rent morfologiskt liknar Klarälvslaxen sin släkting Östersjö-laxen men blir inte riktigt lika storvuxen. Medelvikten på den lekfisk som fångats i Forshaga centralfiske under 2000-talet uppgår till 3,8 kg (vild + odlad, hanar + honor), vilket kan jämföras med medelvikten för uppvandrande leklax i Torneälven på 7,9 kg (Palm et al. 2014) eller Mörrumsån med en medelvikt för leklax på nära 9 kg (Östergren et al. 2014). Exempel på uppemot 8 kg fångas dock regelbundet i centralfisket i Forshaga.

Den andra av de glacialrelikta laxstammarna i Vänern, Gullspångslaxen, har en storlek som närmar sig de havslevande laxarnas (maxvikt ca 20 kg). En ytterlighet när det gäller anpassning är den s.k. "Blegen", en dvärgform av atlantisk lax som stängdes in i Bygglandsfjorden i Norge i och med den postglaciala landhöjningen, vars maxlängd sällan överstiger 250 mm (Barlaup et al. 2009). "Namsblanken" är en motsvarande älvsstationär dvärgform som lever hela sitt liv i älven Namsen i Norge (Thorstad et al. 2009).

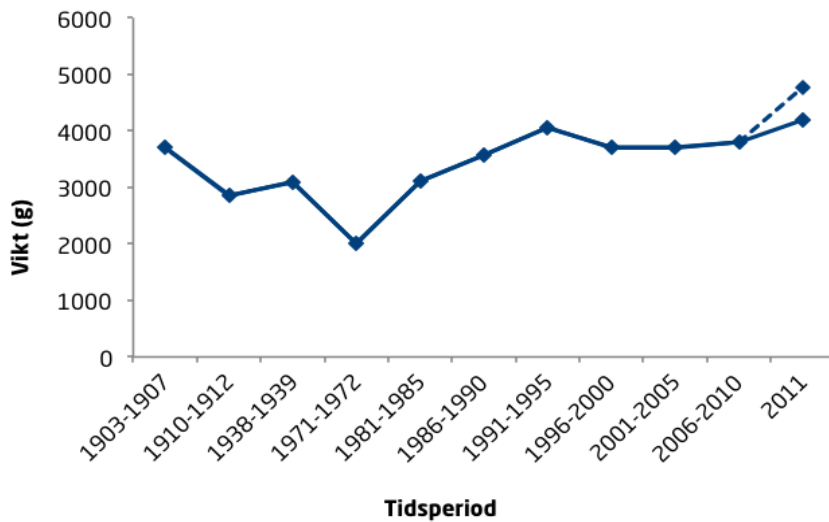
När det gäller laxens historiska medelvikt saknas styrkta uppgifter före år 1900. Fångster och vikter redovisas oftast som lax och öring sammanslaget

och dokumentationen har tidsluckor. Det finns dock flera mer eller mindre säkra källor att tillgå som anger hur stor fisk som fångats historiskt. Till exempel anger Smith (1784) att de största laxar som fångades i Trysil på 1700-talet vägde ungefär 6 kg men där de flesta hade en vikt på mellan 3,5–4,5 kg. Den engelska naturforskaren Lloyd (1854) nämner att medelvikten för "laxen" som fångades i Deje låg mellan 2,5–3 kg medan Aagard (1939) anger att det i gamla tider fångades stor lax men att det på 1930-talet sällan fångades laxar större än 5 kg.

Vidare citerar Almer och Larsson (1974) fiskeriintendent Widegren som i sin tur refererar till professor Rasch i dåvarande Oslo som menar att vissa exemplar av den lax som förr fångades Trysilelva kunde väga mellan 8,5–17 kg. Om det var lax eller öring som fångades är dock inte helt säkert, men med tanke på att den vänervandrande Klarälv-söringen stod för merparten av fångsterna i de nedre delarna av älven medan lax fångades framförallt högre upp (Almer & Larsson 1974) är det i alla fall inte otänkbart att fångstuppegifterna från de norra delarna av älven utgjordes av lax.

Osäkerheten i dokumentation och källor till trots kan man inte helt bortse ifrån de historiska uppgifterna. Med tanke på den positiva korrelation som dessutom normalt finns mellan laxens individstorlek och lekvandringens distans (Jonsson & Jonsson 2011) går det inte att utesluta att det förr fanns större exemplar av Klarälvslax än idag och att medelvikten därmed också var högre. Även det faktum att en del Klarälvslaxar förr sannolikt lekte fler än en gång under sin livstid kan peka mot att medelvikten hos laxen en gång varit högre. I märkningsstudien av Törnquist (1940) och senare märkningar av leklax som har återvandrat till Vänern visar till exempel att vikten hos lax mellan första och andra lek kunde öka med hela 250 %.

Om man begränsar sig till perioder med dokumenterade vikter där man även separerat mellan lax och öring



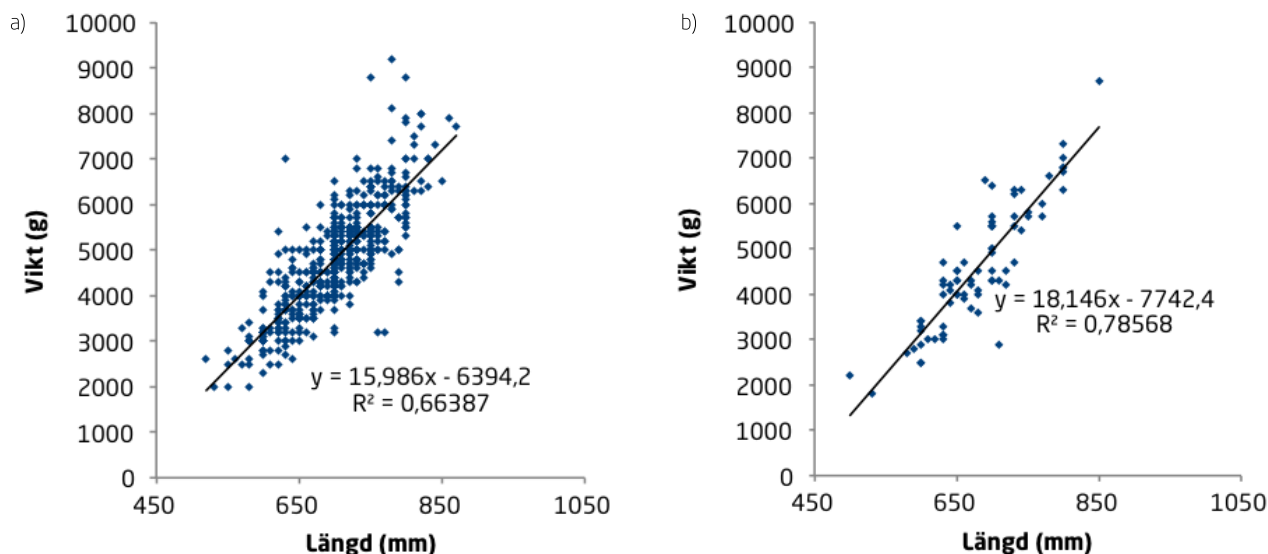
Figur 59. Medelviktens utveckling hos Klarälvs laxen (vild + odlad) under 1900- och 2000-talet. Mellan 1996 och 2011 innehåller heldragen linje ingen lax >5,5 kg, streckad linje (2011) innehåller lax >5,5kg (se text) (data från Törnqvist 1940, Fiskeriverket 1998 samt från Forshaga centralfiske 1998-2011).

(>1900) finner man att laxens medelvikt i början av förra seklet var ungefär lika som idag, mellan 3,5-4 kg. Under de första 70-80 åren av 1900-talet minskade dock medelvikten drastiskt för att under 70-talet ligga på ca 2 kg. Antalet laxar som fångades vid den här tidpunkten var mycket få och andelen flergångslekare sannolikt försumbar. Minskningen skulle kunna bero på att den långvandrande och mer storvuxna

genetiska andelen i populationen sjönk i takt med kraftutbyggnaden samt på grund av ett hårt fisketryck även på laxar av mindre storlek (minimimått var ännu inte infört). Som framgår av figur 59 ökade dock medelvikterna igen under 1980-1990-talen vilket skulle kunna vara ett resultat av att man under 1970-talet satte ut en begränsad mängd korsningar mellan Klarälvs lax och Gullspångslax i Klarälven (Fiskeriverket

1998) samt att man vid den här tiden även storskaligt började sätta ut odlad laxsmolt i kompensations syfte. En annan viktig anledning kan vara att den vilda laxen fredades och minimimått infördes på fisket i både sjö och älv (statistiken för medelvikt särskiljer inte på vild och odlad lax förrän under senare halvan av 90-talet).

Som tidigare nämnts fanns under 1990- och 2000-talet en strategi för upptransporterna av Klarälvs lax till lekområdena uppströms Edsforsen som innebar att individer >5,5 kg undantogs från transport. Anledningen var att dessa på grund av deras storlek ansågs vara hybrider med Gullspångslax. Senare analyser och även analyser inom projektet har dock visat att den genetiska skillnaden mellan Klarälvs lax över och under 5,5 kg är såpass liten att den inte motiverar den potentiellt stora förlusten av rom till lekområdena (se delrapporterna om "Genetik" i del 2). Sedan 2012 transporteras därför även lax >5,5 kg uppströms för lek. Den nya strategin gör att den upptransporterade laxens medelvikt påverkas vilket innebär att direkta jämförelser med tidigare medelvikter (då ingen lax över 5,5 kg transporterades upp) blir svårare.



Figur 60. Längd-vikt förhållandet hos a) vild och b) odlad Klarälvs lax (hanar + honor) fångad i Forshaga centralfiske 2011 ($N_{\text{vild}} = 576$, $N_{\text{odlad}} = 77$). I figurerna ingår lax över 5,5 kg (se text).

Tabell 9. Medellängd (mm) och medelvikt (g) för vild och odlad Klarälvslax fångad i Forshaga centralfiske 2011. I tabellen ingår lax >5,5 kg (se text).

	Medellängd (mm)	Medelvikt (g)
Klarälvslax totalt	697,7	4773,6
Vild totalt	700	4796
Odlad totalt	680,5	4606,5
Vild (hane)	704,1	4814,9
Vild (hona)	693,3	4765,5
Odlad (hane)	686,9	4644,4
Odlad (hona)	674,9	4573,2

Under 2011 genomfördes inom ramen för Vänerlaxens Fria Gång registrering av vikt och längd på samtliga vilda och odlade klarälvslaxar som fångades i Forshaga centralfiske (tabell 9). Som framgår av tabell 9 och figur 59 är laxens medelvikt högre idag än före 2012. För att illustrera effekten och för att jämförelserna med äldre data ska bli relevanta visas i figur 59 laxens tidigare kända medelvikt med och utan fisk över 5,5 kg. Om man exkluderar alla individer över 5,5 kg i 2011 års data uppgår medelvikten till ca 4,1 kg för vild och odlad sammanslaget. Inkluderas individerna över 5,5 kg i 2011 års data ökar medelvikten till nära 4,8 kg (streckad linje i figuren). Baserat på 2011 års data har alltså medelvikten ökat under de senaste ca 15 åren även om man beräknar medelvikten utan individer över 5,5 kg. Figur 60 illustrerar förhållandet mellan längd och vikt för odlad respektive vild klarälvslax fångad i Forshaga centralfiske 2011.

Lekvandring, lekplatser och tidpunkt

Lax och öring har ett starkt så kallat *homing-beteende* vilket innebär att de i samband med lek återvänder till i stort sett samma plats som de föddes på. Avståndet från uppväxtområden till lekområdena varierar men ofta är de flesta laxälvar relativt korta. Det finns dock exempel på att atlantisk lax företar lekvandringar på uppåt 90-180 mil (Jonsson & Jonsson 2011). Klarälvslaxen (och även öringen) kan sägas kvalificera sig bland dessa sällsynta

långvandrare eftersom den historiskt har vandrat uppemot 40 mil mellan Väneren och de övre delarna av Trysilelva.

Enligt historiska fångstuppgifter registrerade i Deje startade Klarälvslaxen sin lekvandring upp i älven i början av juli. Klarälvöringen, den då så kallade Grålaxen, steg betydligt tidigare och hade sin topp i maj/juni för att sedan successivt minska i antal under juli och augusti (Runnström 1940). Detta stämmer fortfarande väl med de fångster som registrerats i Forshaga under både 1990- och 2000-talet (Fiskeriverket 1998, fångstdata Forshaga centralfiske 2012, 2013). Figur 61 illustrerar den säsongsmässiga variationen i antalet fångade Klarälvslaxar och Klarälvöringar av vilt respektive odlad ursprung i Forshaga centralfiske under 2013. Förutom den säsongsmässiga skillnaden i uppsteg mellan lax och öring kan man i figuren se en avvikelse i tid vad gäller uppvandringens start och omfattning mellan vild och odlad lax. Den vilda laxen verkar stiga något tidigare på säsongen.

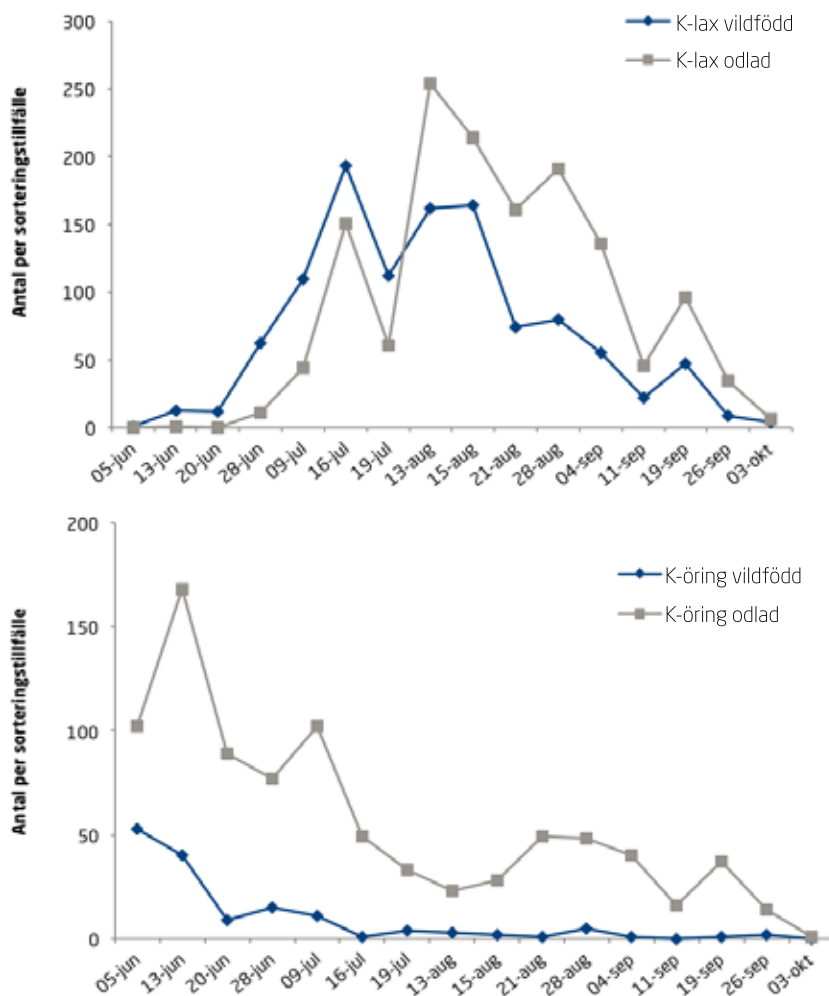
Könskvoten hos Klarälvslaxen låg enligt Runnströms undersökning av lax som lekvandrade mellan 1912-1921 på ca 60 % honor, vilket även överensstämde väl med vad man vid den här tiden också observerade hos Östersjölaxen och även med vad som anses gälla generellt för atlantlax idag (Jonsson & Jonsson 2011). Dagens könskvot, baserad på laxfångster i centralfisket i Forshaga mellan 1999 och 2013, indikerar att kvoten har jämnats ut och

idag fångas i det närmaste lika många honor som hanar (53 % respektive 47 %, $SD=\pm 5,3$). Den tidigare könsbestämningen utfördes på grundval av hanarnas underkäkskrok, vilken kan vara mer eller mindre framträdande. Det finns därför, som även Runnström själv påpekar, en viss risk att hanar kan ha misstagits för honor som därmed blev överrepresenterade. Dagens metod innefattar förutom identifiering av yttre karaktärer även att man med handen känner på fiskens buk efter romsäckarna och utifrån detta avgör könstillhörigheten.

Efter fångst, sortering och transport uppströms Edsforsen ska den vilda laxen vandra ca 100 km innan den når sina huvudsakliga lekområden i norra delen av Klarälven. Tidigare märkningsstudier har visat att Klarälvslaxen kan vandra ca 7-11 km per dygn vilket skulle göra att den inom loppet av ca två veckor når sina lekområden (Törnquist 1940).

Själva leken för både lax och öring äger generellt sett rum under oktober-november vilket alltså skiljer sig från de flesta andra fiskarter där majoriteten leker under våren/sommaren. Öringen både vandrar upp och leker dock vanligtvis tidigare än laxen. Även om laxen kan leka på djupare och områden med kraftigare ström än öringen har den sina preferenser när det gäller djup, substrat och flöde etc. Generellt sett bör vattenhastigheten vara mellan ca 0,35 - 0,8 m/s, djupet mellan 15-75 cm och substratet utgörs av sten och grus mellan ca 5 - 80 mm (Armstrong et al. 2003, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008) för att passa för laxlek.

Öringen har likartade krav men leker i större utsträckning än laxen även i mindre vattendrag med lägre vattenhastighet (från ca 0,15 m/s). Större individer klarar i allmänhet av starkare ström och att leka i grövre substrat. Detta mönster finns även i Klarälven där merparten av de laxungar som fångas vid elfiske fångas i huvudfåran medan öring oftare



Figur 61. Säsongsvariation i fångst av vildfödd lax (överst) och öring (nederst) i Forshaga centralfiske 2013.

fångas i biflödena (SERS 2014).

Antalet romkorn per lekvandrande laxhona är beroende av dess vikt där en större hona har fler romkorn. Data för specifikt klarälvslax saknas men i genomsnitt brukar man för östersjölax räkna med att en hona som regel innehåller ca 1350 romkorn per kilo kroppsvikt (Christensen och Larsson 1979, Dannewitz et al. 2013). Då medelvikten hos Klarälvslax fångad i centralfisket i Forshaga under de senaste 10 åren är ca 3,8 kg skulle antalet romkorn per laxhona i medeltal vara ca 5000 st. Om de senaste årens ökning av vikten hos Klarälvslax ligger kvar innebär det att antalet romkorn per hona, med utgångspunkt i 2011-års fångstdata, är ca 6200 st. Det finns även

uppgifter som menar att romkornens storlek hos just Klarälvslaxen skulle vara mindre, och därmed att varje hona skulle innehålla fler romkorn per kg kroppsvikt jämfört med dess Östersjölevande släktingar (jf Petersson et al. 1990).

Återvandringen till Vänern efter avslutad lek startar vanligtvis under november men vissa individer övervintrar i älven och vandrar ut efterföljande vår (se även "Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven" i del 2). Klarälvslaxen är liksom övriga laxar av arten *Salmo salar* så kallat *iteropar* vilket innebär att den, om den får chansen, kan leka flera gånger under sin livstid. I Klarälven är möjligheterna till detta små med tanke på de 8 kraftverk

som måste passeras på laxens nedvandring efter avslutad lek. I en märkningsstudie av Törnquist (1940), då det fanns fem kraftverk i älven för laxen att passera, kunde man se att ca 5 % av de märkta laxarna som återfångades var på väg upp för lek en andra gång. Dagens situation med nära dubbelt så många kraftverk gör sannolikt att Klarälvslaxen av idag i praktiken kan betraktas som *semelpar* (engångslekare) (se även "Åtgärdsförslag för förbättrad nedströmspassage vid Eidsforsens kraftstation i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring)" i del 2).

Uppväxt, smoltifiering och utvandring

Allmänt för lax och öring kräver den befruktade rommen ett högt vattenflöde genom substratet som för med sig syre och transporterar bort restprodukter. Höga nivåer av finsediment i substratet kan minska överlevnaden och kan också skada rommen genom nötning och senare även hindra de nykläckta ynglen från att komma upp ur bottarna (Jonsson & Jonsson 2011). Rommen kläcker under vårvintern, exakt när beror både på när rommen befruktades och på temperaturen i älven (antalet dygnsgrader). Efter kläckning och under de första veckorna efter att rommen kläckt gömmer sig ynglen nere i substratet och lever på sin gulesäck. När den reserven är tömd kryper de upp ur bottarna och börjar istället leva på små insekter.

En stor del av den naturliga dödligheten hos fisken inträffar under den första sommaren, d.v.s. under den period som fisken övergår från yngel till en fas då fisken kallas parr (parr-fasen känns ingen på att fisken får mörka vertikala streck på kroppen, figur 62). För det första kan det vara problem att överhuvudtaget övergå till att äta fast föda efter att gulesäcken är tömd. Finns inte insekter i rätt storlek och i tillräcklig omfattning svälter fisken ihjäl. Överlever de den första kritiska fasen och i takt med att fisken växer förändras födoval till allt större byten som insektslarver och sniglar. Stora individer



Figur 62. Klarälvs smolt överst och parr (inte utvandringsklar laxunge) underst (Foto Oscar Askling).

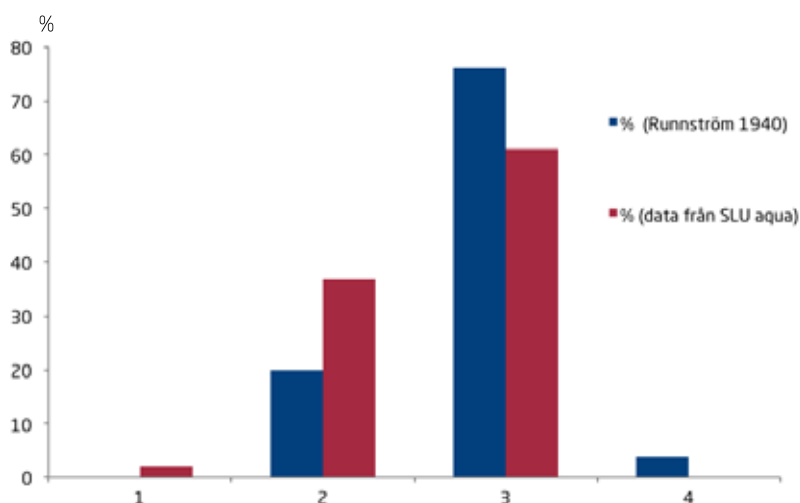
kan till slut övergå till att äta småfisk. Även denna period är känslig om inte födobasen är tillräcklig.

Efter att ha levt de första levnadsåren i älven som parr genomgår fisken en förvandling och en anpassning till ett liv i sjö eller hav – den så kallade smoltifieringen. Anpassningen innebär att fiskens såväl yttre anatomi som inre fysiologi förändras. Fisken smalnar av, blir silverblank med mörk rygg som ett kamouflage under sitt kommande pelagiska liv i hav eller sjö och anpassar sig till att tåla saltvatten. När smoltifieringen är klar har fisken blivit en s.k. smolt (d.v.s. utvandringsklar lax/öring-unge, figur 62) och startar då sin vandring nedströms. Vanligtvis påbörjas denna utvandring under våren/försommaren, och ofta i samband med högre flöden.

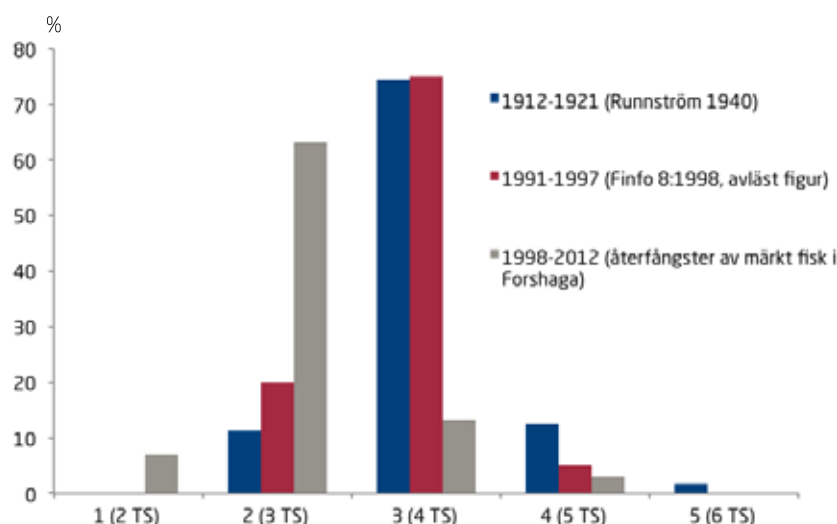
I dag saknas detaljerad kunskap om överlevnaden från rom till smolt för just Klarälvs lax och öring. Det finns generella mått på överlevnaden baserat på studier i andra älvar där överlevnaden ofta anges som 1–3 % beroende på omständigheterna (ICES 2013).

Informationen om det antal år som Klarälvs laxen lever i älven innan de smoltifierar och vandrar ut i Vänern är relativt begränsad. För att hitta den mest genomgripande studien av Klarälvs laxen får man gå tillbaka till 1940 då Sven Runnström publicerade sin rapport ”*Vänerlaxens ålder och tillväxt*” (1940). Förutom Runnströms genomgång finns en del information även i Fiskeriverkets rapport ”*Lax och öringfisket i Vänern*” (1998) samt via fjällanalyser genomförda av SLU på laxsmolt fångad 2007 och 2009 (SLU Aqua, opubl.).

När det gäller den ålder vid vilken laxen vandrar ut som smolt använde sig Runnström av fjällanalyser från nära 300 vuxna leklaxar fångade i Deje. Antalet år i älven kunde läsas av på fjällen genom den stora tillväxtskillnad som finns före och efter utvandring. Runnström kom i sin rapport fram till att merparten av laxarna stannade tre år i älven innan utvandring vilket även stöds av SLU:s fjällanalyser på smolt fångad 2007 och 2009 (SLU Aqua, opubl. data) (figur 63). Trots det begränsade antalet undersökningar kan en viss förskjutning märkas mot att en högre andel av laxen stannar färre år i älven idag jämfört med tidigare. Runnström kom 1940 fram till att 20,1 % av laxen utvandrade som två-åringar och ingen som ett-årig, medan datat från 2007 och 2009 visar på en i



Figur 63. Andel Klarävlaxsmolt som vandrar ut vid olika ålder.



Figur 64. Andel Klarävlax med olika antal levnadsår i sjön före lekvandring under perioderna 1912-21, 1991-1997 samt 1998-2012. (TS = tillväxtsånger).

princip fördubblad andel två-åringar där även en liten andel vandrar ut som ett-åringar.

Medellängden på den utvandrande laxsmolten från Klarälven var enligt Runnström (1940) 184 mm vilket kan jämföras med medellängden på utvandrande vild laxsmolt från Klarälven idag som är ca 150–160 mm (se delrapport "Produktion av vild laxsmolt" i del 2). Minskningen i längd skulle kunna vara ett resultat av att laxsmolten utvandrar vid en tidigare ålder idag jämfört med tidigare. Runnström (1940) observerade till exempel att de som vandrade ut som just två-åringar hade en medellängd

på ca 150 mm. Om Klarävlaxens genomsnittliga ålder vid smoltifiering och utvandring sjunkit kan det tyda på att älvens givna omständigheter har förändrats, t.ex. som följd av den konstaterat högre medeltemperaturen idag (se kapitlet om "Vattenföring och temperatur" i del 1 samt i "Sammanfattning och åtgärdsförslag"), vilket kan ha resulterat i en snabbare tillväxt hos fisken.

Tillväxt, könsmognad och uppehållstid i Vänern före första lekvandring

Efter utvandringen från älven som smolt övergår laxen och öringen

till nästa fas i sin livscykel och blir sjölevande, en tillväxtfas som sträcker sig ända fram till dess att den blir könsmogen och påbörjar sin återvandring till älven. För Klarävlaxens del livnär sig den mindre fisken till en början gärna på storspigg (*Gasterosteus aculeatus* L.) men i takt med att den växer blir bytesfiskarna större och utgörs främst av siklöja (*Coregonus albula*) och nors (*Osmerus eperlanus*) (Nilsson 2014).

Vad gäller laxens spridning ute i Vänern efter det att den vandrat ut och fram till dess att den återvänder för lek finns relativt begränsad kunskap. Generellt sett lever Klarävlaxen framförallt pelagiskt där den jagar de nämnda bytesfiskarna men är inte så vanlig i de grundare och södra delarna av Vänern (Dalbosjön). Klarävlaxen däremot hittas oftare mer strandnära, inte sällan inne i skärgården, ett beteende som också är generellt för sjövandrande öringpopulationer (Jonsson & Jonsson 2011).

Törnquist (1940) anger i sin rapport "Märkning av Vänerlax" att återfångster av Klarävlax utsatt i Klarälven nedströms Deje skett ända nere runt Mariestad och menar att laxen, liksom öringen, vandrar "vida omkring i Vänern". Detta gäller dock leklax på väg ut från älven efter avslutad lek och kan inte helt jämföras med smoltens vandringsbeteende. Dock visar återfångster av vuxen lax som märkts och satts ut som smolt i Forshaga under de senaste 20 åren att fisken spridit sig över i stort sett hela Vänern, med en viss förskjutning mot Värmlandssidan (återfångst-data SLU 2014). Om detta speglar det verkliga vandringsmönstret och uppväxtlokalerna eller om det speglar olikheter i fisketryck mellan olika delar av sjön är oklart.

Det antal år som Klarävlaxen uppehåller sig ute i Vänern mellan smoltifiering och utvandring och lekvandringen upp i älven vid köns-mognad illustreras i figur 64. Enligt Runnström och Fiskeriverkets rapport (Fiskeriverket 1998) av märkt smolt

återfångad i Forshaga centralfiske som vuxen börjar en liten andel av laxarna att återvända efter två år ute i sjön medan huvuddelen återkommer efter tre år. En mindre del stannar fyra år och Runnström fann även en ytterligare liten andel som tillbringade hela fem år ute i Vänern innan de startade sin lekvandring. Det kan jämföras med Gullspångslaxen där uppemot 30 % av fisken stannar fem år i sjön före det att lekvandringen påbörjas (Fiskeriverket 1998). Jämför man perioderna 1912-21 till 1991-1997 kan man i figuren se en viss förskjutning mot att Klarälvsaxen i genomsnitt tillbringar en kortare tid i sjön. Inkluderar man dessutom perioden 1998-2012 blir denna förändring mycket tydlig. Andelen lax som tillbringar tre år i sjön har då sjunkit från dryga 70 % till knappt 15 % - i så fall en dramatisk förändring i Klarälvs-laxens livshistoria.

Jämförelsen mellan tidsperioderna blir dock något osäker eftersom det i Runnströms material inte framgår om de laxar som analyserades var odlade eller naturproducerade. Det material som finns att tillgå för perioden 1991-2012 härstammar enbart från odlad märkt smolt av Klarälvsax utsatt i Forshaga och återfångad i Forshaga

vid tiden för dess lekvandring som vuxen. Förskjutningen i antalet tillväxtår i sjön mellan 1912-21 och 1991-1997 kan därför vara ett resultat av en skillnad mellan vild och odlad lax. Medellängden på en naturligt producerad smolt idag är till exempel ca 150-160 mm (184 mm enligt Runnström) jämfört med drygt 220 mm för de som odlades och märktes under 1990- och 2000-talet.

Däremot är det svårare att förklara den skillnad som verkar ha uppstått under de senaste 20 åren med en så pass stor förskjutning mot färre levnadsår i sjön före lekvandring. Möjligtvis kan den bero på att utsättningsmängderna av odlad smolt var väsentligt högre under 90-talet än under 2000-talet. En högre biomassa lax och öring i sjön kan ha inneburit högre födokonkurrens och lägre tillväxt. Om könsmognaden är tillväxtberoende skulle en lägre konkurrens och snabbare tillväxt under 2000-talet kunnat ge tidigare könsmognad och därmed tidigare återvandring. Olika temperaturförhållanden under de tre perioderna kan också vara en förklaring, jfr det som tidigare diskuterats för smolt. Enligt SLU kan ett likartat mönster med tidigare återvandring även ses hos laxen i Östersjön (Alfred Sandström, muntl.)

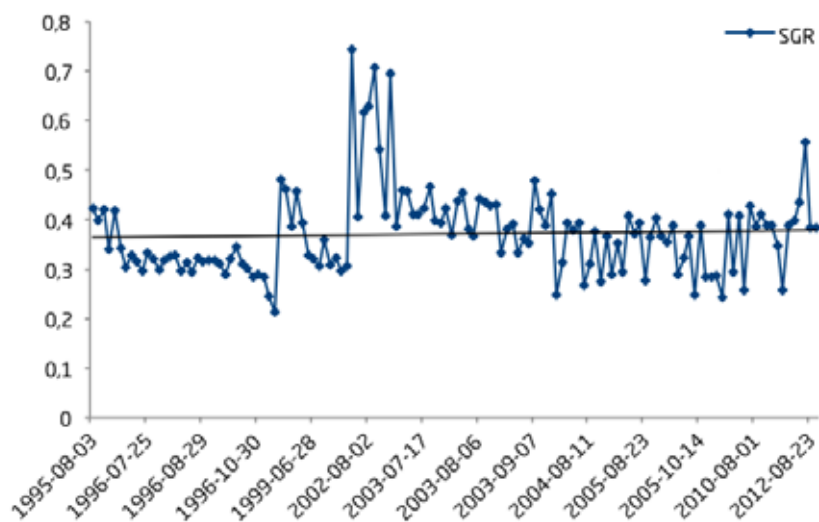
Figur 65 indikerar även att tillväxten, räknat i procent biomassaökning per dygn i sjön hos laxsmolt utsatt i Klarälven och återfångad som vuxen i Forshaga centralfiske, var lägre under 90-talet jämfört med 00-talet. Liknande data för vild lax saknas men om teorin med tidigare könsmognad på grund av högre tillväxt stämmer kan detta ha påverkat den vilda fisken på ett motsvarande vis. Ökningen i medelvikt hos Klarälvsaxen mellan 90-talet och 2000-talet som visas i figur 59 indikerar också att tillväxten kan vara högre nu än tidigare.

Runnströms data från 1940 visar att medellängden hos uppvandrande lax var i princip lika som idag. Medellängden uppgick 1912-1921 till 69,7 cm, 1995-2012: 68,7 cm för odlad lax (opubl. återfångstdata) och 2011: 70,7 cm för vild lax (Fortum 2011, opubl.). Om antalet tillväxtår i Vänern samtidigt har minskat under de senaste 100 åren borde detta innebära att laxens årliga tillväxt har ökat.

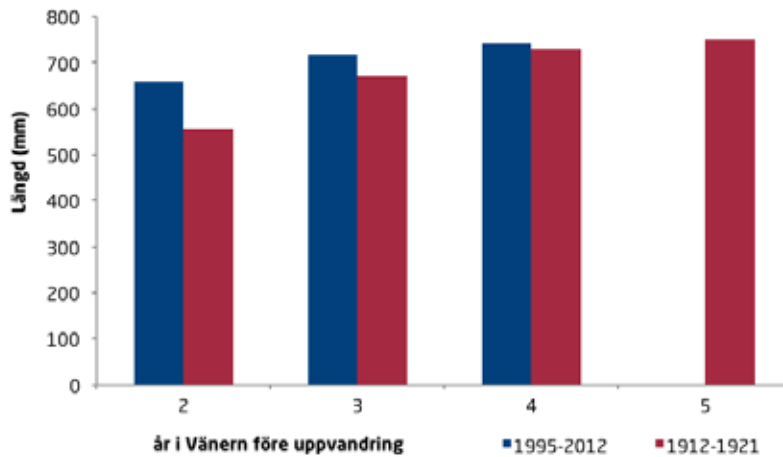
Figur 66 visar en jämförelse av klarälvsaxens längd efter olika år i sjön före uppvandring mellan Runnströms data och data från återfångad märkt fisk i Forshaga centralfiske 1995-2012. En fisk som idag vandrar upp efter två år i sjön är i princip lika lång som en fisk var efter tre år i sjön runt 1920. Tillväxten per år verkar alltså vara högre idag jämfört med tidigare. Återigen finns dock en viss osäkerhet i jämförelsen baserat på andelen vild/odlad fisk i Runnströms undersökning.

Genetik

De närbesläktade arterna lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) är för svenskt vidkommande uppdelade i ett stort antal genetiskt distinkta lokala populationer eller "stammar". Över längre geografiska avstånd anses de genetiska olikheterna ofta återspegla händelser i samband med senaste istiden. För laxen i Östersjön finns exempelvis tydliga skillnader mellan de nordliga bestånden i Bottniska viken och de östliga i Finska Viken och Baltikum, samtidigt som all



Figur 65. Specifik tillväxt i procent biomassaökning per dygn (SGR) i Vänern mellan utvandring som smolt och lekvandring tillbaka till Klarälven (tillväxt baserad på smolt utsatt i Forshaga och återfångad i Forshaga centralfiske som vuxen 1995-2012). N=132.



Figur 66. Klarälvs-laxens längd efter olika antal år i sjön vid uppvandring.

lax från Östersjöområdet skiljer sig från den vid svenska västkusten och i övriga Europa (t.ex. Verspoor et al. 2007). Liknande regionala skillnader finns även mellan öringar från olika delar av artens utbredningsområde (Bernatchez 2001). Dessa storskaliga mönster beror sannolikt på att arterna, som nämnts tidigare, efter senaste istiden återkoloniserade tidigare istäckta områden från flera olika "istidsrefugier" där de under lång tid hade levt isolerade och där markanta ärftliga olikheter hunnit utvecklas.

En viktig förklaring till de genetiska skillnader som finns även på kortare avstånd, som mellan olika tillrinnande vattendrag runt samma sjö, är annars att både lax som öring i hög grad återvänder till sitt födelsevattendrag för att reproducera sig. Som en konsekvens blir individer från samma vattendrag nära släkt medan de blir mindre släkt med artfränder i andra områden. Denna typ av släktskapskillnader mellan lokala populationer har kunnat konstateras med hjälp av s.k. genetiska markörer i en mängd studier av diverse organismer, inklusive av lax och öring från olika vattendrag och odlingar runt Vänern (Ståhl & Ryman 1987; Palm et al. 2012).

Den utpräglade driften hos laxfisk att återvända till sitt födelseområde för lek är knappast en tillfällighet. Genom att individerna återvänder finns möjlighet för populationen att utveckla lokala

särdrag som påverkar fiskens förmåga att överleva och reproducera sig i sin hemmiljö. Sådana ärftligt betingade skillnader (s.k. lokala anpassningar) kan omfatta beteenden samt morfologiska och fysiologiska egenskaper. Enligt tidiga studier av Runnström (1940) samt senare sammanställningar (Fiskeriverket 1998, Öst 1998) finns exempelvis skillnader mellan laxen och öringen från Klarälven, Gullspångsälven och Norsälven i tillväxthastighet, ålder och storlek vid smoltifiering, antalet år som tillbringas i sjön, tid för lekvandring samt medelstorlek som vuxen. Sannolikt utgör åtminstone delar av dessa skillnader lokala anpassningar. Bland annat har klara och konsistenta medelviktsskillnader kunnat observeras mellan smolt av klarälv- och gullspångslax uppvuxna på samma odlingar, vilket tyder på att det finns en ärftligt betingad tillväxtskillnad mellan dessa båda laxstammar (Öst 1998).

En betydande del av all genetisk mångfald inom en art finns dock inom enskilda populationer i form av variation mellan individer. Denna individvariation är viktig som "evolutionärt råmaterial" när populationen behöver anpassa sig till en föränderlig miljö, och utgör i regel samtidigt ett tecken på att populationen inte är fullständigt reproduktivt isolerad. I en population av begränsad storlek förloras genetisk variation tack vare

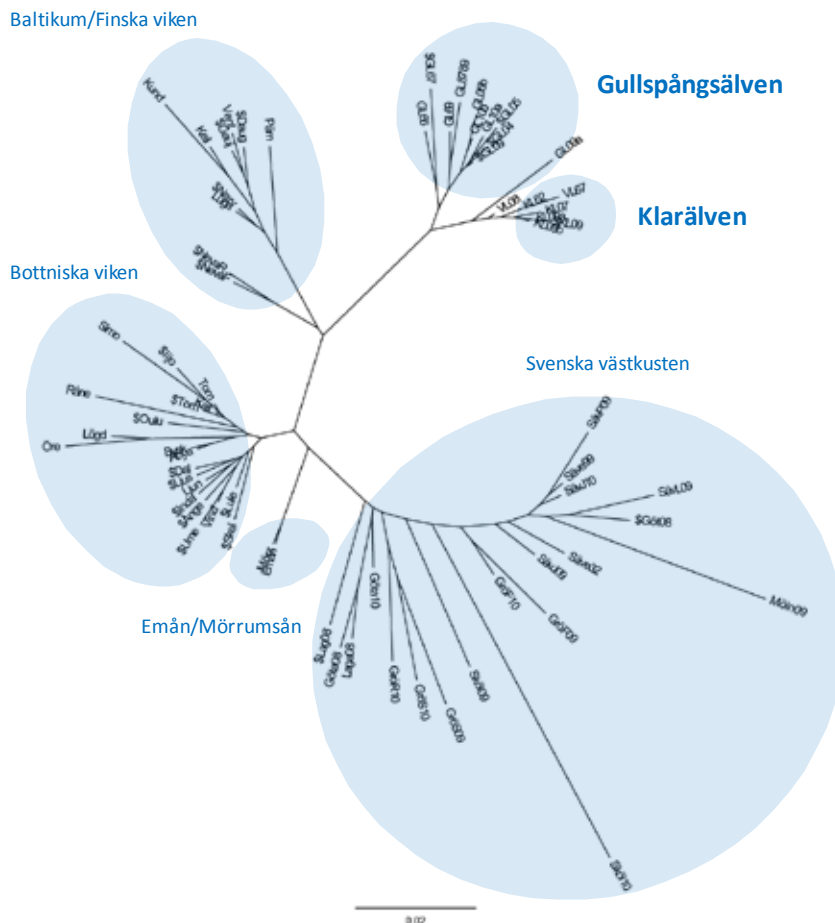
slumpmässig s.k. genetisk drift. Även inaveln ökar vilket kan påverka överlevnads- och reproduktionsförmågan negativt (s.k. inavelsdepression). Hastigheten med vilken inaveln ökar och genetisk variation förloras beror på det genetiskt effektiva antalet individer (N_e) vilket oftast är betydligt lägre än det totala antalet föräldradjur (N_T) i populationen (t.ex. Allendorf & Luikart 2007).

Hos laxfiskar finns dock alltid en liten andel av individerna som vandrar upp för lek i annat vattendrag än där de är födda. Även denna "felvandring" har sina biologiska poänger. Den spelar rimligen en viktig roll för artens förmåga att sprida sig och (åter)kolonisera nya områden. Om inte ett visst s.k. genflöde via felvandrare förekom skulle dessutom den genetiska variationen i många lokala populationer minska och inaveln öka alltför mycket. En hög grad av genetiskt utbyte kan å andra sidan begränsa möjligheterna till lokal anpassning. Att exempelvis sätta ut större mängder genetiskt avvikande individer från en annan miljö kan leda till dåligt anpassad hybridavkomma, med nedsatt överlevnad och reproduktion i populationen som följd. Vad som utgör en optimal grad av genetiskt utbyte mellan lokala populationer av laxfisk varierar sannolikt från fall till fall och mellan olika arter. En rimlig utgångspunkt är dock att evolutionen funnit en lämplig balans mellan inavel och "utavel" som återspeglar sig i hur ofta felvandring äger rum under naturliga förhållanden (Allendorf & Waples 1996).

Sammantaget är alltså den genetiska mångfald som finns inom och mellan lokala populationer inom samma art viktig att ta hänsyn till och bevara, om än av delvis olika anledningar. Skillnaderna mellan populationer är viktiga då de kan återspegla ärftligt betingade egenskapskillnader, medan variationen inom populationer (mellan individer) behövs inför framtida genetiska anpassningar.

Vildfödd och odlad – varför olika?

Av flera anledningar förväntas fisk född i odling skilja sig från sina vilda



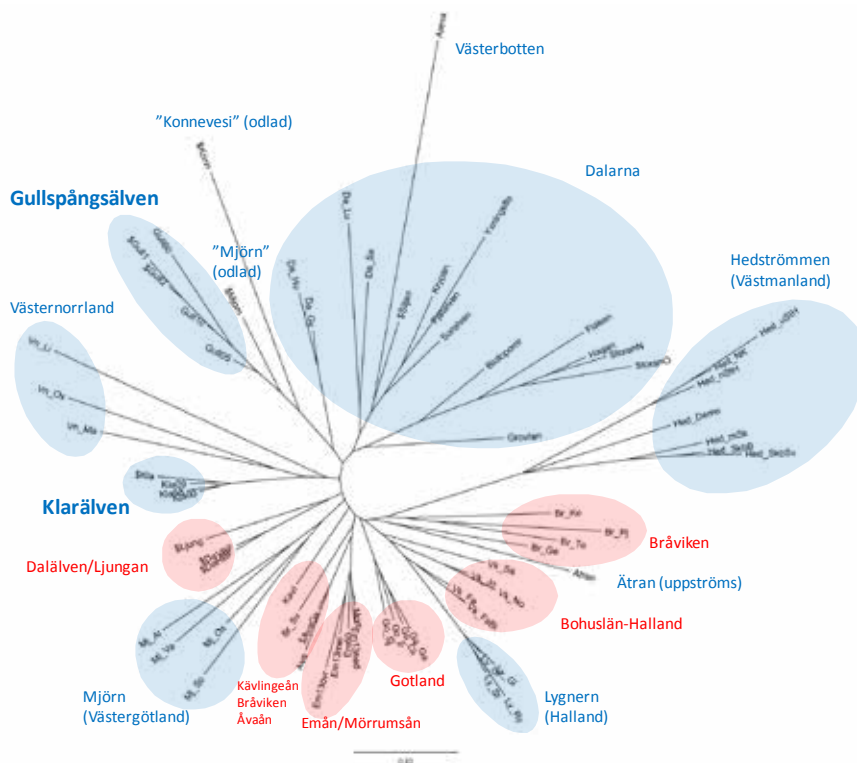
Figur 67. "Släktskapsträd" för lax från vattendrag i olika delar av Östersjöområdet, svenska västkusten och Vänerbaserat på sju mikrosatelliter och parvisa genetiska avstånd.

släktingar. Fiskar påverkas i hög grad av den omgivande miljön, och skillnader mellan odlad och vildfödd fisk kan uppstå i många egenskaper som påverkar individernas beteenden, överlevnad och reproduktiva framgång. Utöver miljöpåverkan på olika egenskaper förväntas även genetiska skillnader uppstå mellan odlad och vild fisk. Vid odling är det exempelvis människan som avgör vilka hanar och honor som paras samman vilket innebär att fiskens aktiva partnerval sätts ur spel. Trots att antalet kramade föräldrafiskar vid odling idag oftast är högre än under tidigare år, är den genetiskt effektiva populationsstorleken (se ovan) i odling i regel lägre än ute i naturen. I odling är miljön dessutom radikalt annorlunda den i älven, och tack vare regelbunden utfodring och avsaknad av predatorer är överlevnaden från ägg till smolt avsevärt högre. En hög överlevnad i odling är oftast önskvärd då huvudsyftet är att producera en stor mängd fisk för utsättning eller försäljning.

Den betydligt lägre dödligheten i odling innebär dock att det naturliga urvalet som annars alltid sker ute i naturen till stor del sätts ur spel. Samtidigt förekommer ändå viss dödlighet, vilket ger utrymme för andra selektionstryck än i naturen. Exempelvis finns många studier som visat att odlad laxfisk av födseln är mindre skygg och mer aggressiv än sina vildfödda släktingar, vilket är en fördel när det gäller att konkurrera om föda i en miljö där predatorer saknas, men som samtidigt kan utgöra en stor nackdel ute i naturen.

Genetisk status hos lax och öring från Klarälven

Dagens stammar av lax och öring med sitt ursprung från Klarälven har genom åren påverkats genetiskt av olika mänskliga aktiviteter. Bland annat vet man att det i början av 1960-talet sattes ut jämtländsk kallsjööring i älven (Pettersson et al. 1990). Strax därefter inleddes smoltutsättningar med gullspångslax och -öring. Under 1970-talet genomfördes också korsningar mellan klarälvslox och gullspångslax och mellan klarälvsöring



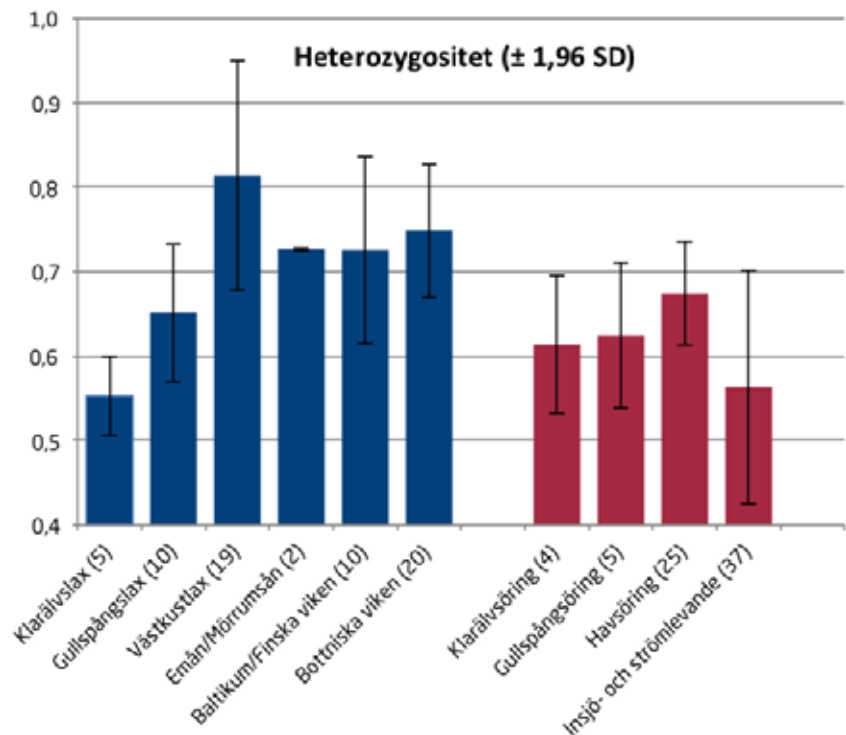
Figur 68. "Släktskapsträd" för öring från olika delar av Sverige baserat på 10 mikrosatelliter och parvisa genetiska avstånd. Ovaler i rött markerar havsvandrande populationer medan blått markerar sjö- eller strömvattenlevande öringar.

och gullspångsöring som sedan sattes ut som smolt (Petersson et al. 1990). Utöver dessa avsiktliga korsningar har det också funnits en konstant risk för oavsiktlig genetisk sammanblandning tack vare att kompensationsodlingen av gullspångsstammarna och klarälvstammarna sedan åtskilliga decennier sker parallellt i Klarälven (Palm et al. 2012). Under tidigare år har dessutom antalet föräldrafiskar som använts i odling och som transporterats upp för lek i Klarälven varit oroväckande lågt.

För att undersöka genetisk status hos dagens stammar av lax och öring från Klarälven (och Gullspångsälven) genomfördes nyligen en mer omfattande genetisk kartläggning baserad på vävnadsprover från nutida och äldre vävnadsmaterial (Palm et al. 2012). I korthet visade resultaten från studien att genetiska förändringar sedan 1960-talet hade ägt rum inom stammarna från Klarälven, särskilt för lax. Samtidigt var dessa förändringar mindre än de som kunde ses hos de båda gullspångsstammarna över samma tidsintervall. Hos dagens (odlade och vildfödda) klarälvslax skattades andelen ”ursprungliga gener” till 80-95%, vilket motsvarar ett genflöde från gullspångslax av 1-3% per generation, medan motsvarande genomsnittliga mängd genflöde från gullspångsöring till klarälvöring uppskattades till 0-1%.

Trots att de genetiska förändringarna i flera fall varit påtagliga återstår ännu tydliga skillnader mellan stammarna från Klarälven och Gullspångsälven. Således är det befogat att betrakta Vänerstammarna som genetiskt distinkta och skyddsvärda. De kvarvarande skillnaderna syns bland annat i genetiska ”släktskapsträd” för lax och öring (figur 67 och 68), där nutida och äldre stickprov från 1960-talet är inkluderade tillsammans med populationer från andra geografiska områden.

För lax finns en intressant likhet mellan Vänerbestånden och de i sydöstra Östersjön (Baltikum och Finska viken), vilken tyder på ett gemensamt postglacialt ursprung. Även tidigare studier har visat att laxen i Vänern är genetiskt



Figur 69. Genetisk variation i stickprov av lax från Vänern, svenska västkusten och olika delar av Östersjöområdet (blå staplar) respektive hos öring (röda staplar) med olika ursprung inom Sverige. Antalet stickprov bakom respektive stapel anges inom parentes. Samma genetiska markörer har använts som i figur 68 och 69.

mer lik laxen i Östersjön än den i västra Atlanten (Ståhl 1987, Nilsson et al. 2001). För öring finns endast data från svenska populationer inkluderade i det genetiska släktskapsträdet. Det är dock noterbart att differentieringen mellan Klarälvens och Gullspångsälvens öringar är påtaglig (figur 68).

I studien av Palm et al. (2012) observerades en låg grad av genetisk variation hos klarälvslax i jämförelse med gullspångslax, och denna skillnad fanns redan under 1960-talet. Av figur 69 framgår att mängden genetisk variation hos klarälvslax är påtagligt låg även i jämförelse med lax i andra geografiska områden, medan något likande mönster inte kan ses hos öring. En trolig förklaring till den låga variationsgraden hos klarälvslax är förluster av genetisk variation tidigare under 1900-talet tack vare få föräldrar i odling och det vilda (Palm et al. 2012). Att laxen i Klarälven skulle ha uppvisat en låg grad av genetisk variation redan

före vattenkraftsutbyggnaden framstår däremot som osannolikt eftersom antalet lekvandrande laxar (och öringar) under historisk tid var betydligt högre i Klarälven än i övriga laxvattendrag kring Vänern.

Sammantaget är klarälvslaxen idag mer genetiskt påverkad av människan än klarälvöringen, både när det gäller inslag av ”gullspångsgener” och tidigare förluster av genetisk variation. Samtidigt kan stammarna ses som i hög grad genetiskt ursprungliga (inte minst öringen), åtminstone så långt tillbaka som detta går att överblicka. Hur stammarnas ”genetik” såg ut längre tillbaka än tidiga 1960-talet är dock oklart. Älven är lång, och tidigare kunde fisken vandra närmare 40 mil uppströms till lekområden långt in i Norge. Samtidigt fanns lekområden även på betydligt närmare avstånd från Vänern. Det är därför inte osannolikt att det, precis som i exempelvis Gullspångsälven (Ros 1981), ursprungligen kan ha funnits flera

lokala varianter av lax och öring med delvis olika vandrings- (och morfologi m.m.) som var anpassade för vandring till och från den del av älvsystemet där de var födda. Dagens klarälvslaxar och -öringar utgör i så fall antagligen genetiska blandningar av sådana lokala ursprungsvarianter.

Ur genetiskt perspektiv är viktiga frågor inför framtiden att i möjligaste mån minska graden av onaturligt hög genetisk påverkan från den gullspångsfisk som odlas i Klarälven. Samtidigt måste mängden vuxen fisk som flyttas upp för lek (och verkligen leker) vara tillräckligt hög för att förhindra framtida fortsatta förluster av genetisk variation och tillåta framtida anpassningar. Tillgång till genetisk variation är inte minst viktig för att stammarna ska kunna (åter)anpassa sig till de specifika förhållanden som råder i olika delar av älven, och som sannolikt omfattar en flertal olika egenskaper som på olika vis påverkar fiskens förmåga till framgångsrik nedvandring, uppvandring och reproduktion.

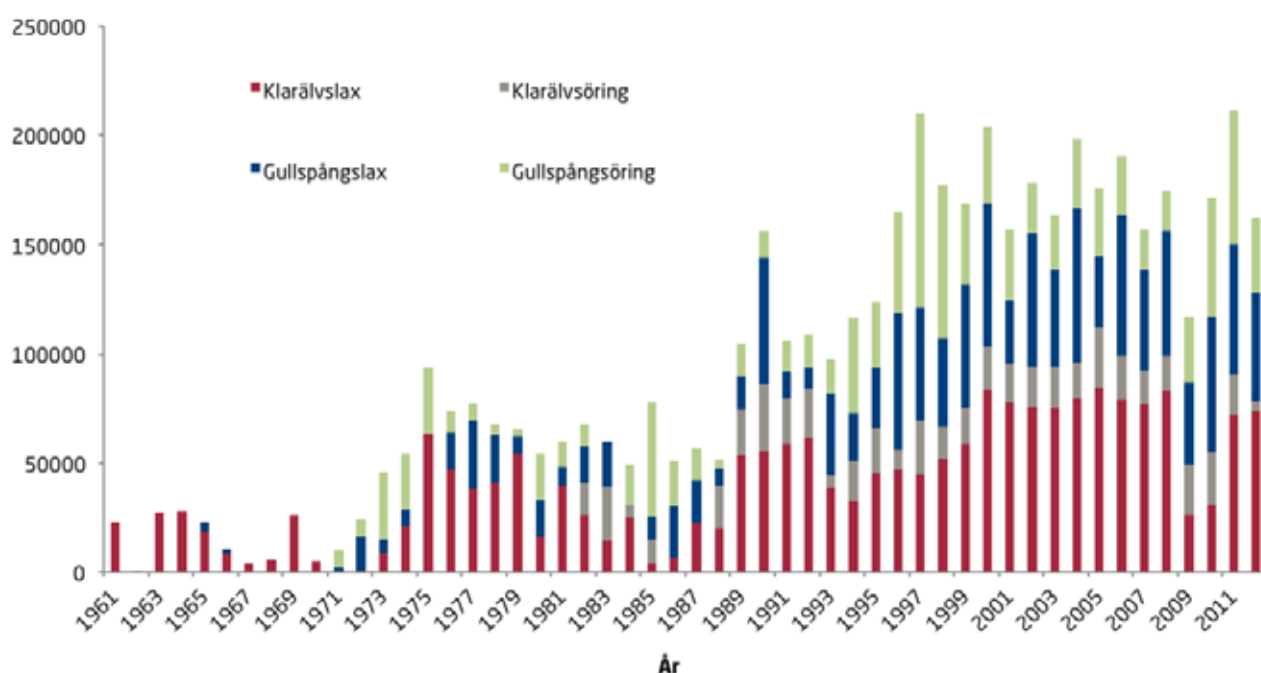
SMOLTUTSÄTTNINGAR

Utsättningar av rom, yngel och smolt från odling har på många platser i Sverige (och Norge) och under lång tid varit ett sätt att kompensera fisket i sjö och älv för de skador som orsakats av dammar, vattenkraftverk och vattenreglering, så även i Vänern och dess tillflöden. I takt med fiskets minskande fångster i både Vänern och älvarna runt förra sekelskiftet startades runt 1905 ett avelsfiske i Klarälven för att odla fram laxyngel för stödutsättning. Till en början låg utsättningsmängderna i Klarälven på 100 000 – 200 000 laxyngel per år men mellan 1920–1940 ökade utsättningarna med nästan det dubbla och under några år på 40-talet sattes ca 800 000 – 1 000 000 laxyngel ut i Klarälven (Norberg 1977, Petersson et al. 1990).

Under 1950-talet utvecklades fiskodlingstekniken och 1960–1965 startade den kompensationsodlingsverksamhet och utsättning av laxsmolt (Klarälv- och Gullspångsursprung) som kan sägas fortgå än idag (utsättning av odlad öringsmolt startade 1982). Till en

början sattes knappt 30 000 odlad smolt av Klarälvslax ut per år i Klarälven och/eller direkt i Vänern men under 70-talet ökade utsättningarna till nära 100 000 per år (varav ca 40 % Klarälvslax) i takt med att man blev allt bättre på att bemästra odlingsproblemen, t.ex. sjukdomar. Under mitten på 90-talet ökade utsättningsvolymerna till nära 200 000 kompensationsodlade smolt (både Klarälvslax/öring och Gullspångslax/öring) per år (figur 70).

De nuvarande kompensationsnivåerna för Vänern är fastställda i ett antal vattendomar för Vänerns tillrinningar där antalet smolt bygger på uppfattningar om vad älvarna skulle ha producerat utan kraftverk där fördelningen lax/öring bygger på antaganden om älvarnas historiska andelar (grovt räknat 70 % lax, 30 % öring). För kraftverken i Klarälven (Vattendom: VA 50/86 med flera) gäller utsättningskyldigheten 150 000 smolt per år, för Gullspångskraftverk (M3836-04) 25 000 smolt per år samt för Vänerns reglering i Göta älv (VA 55/74) 1300 smolt per år. För de övriga en gång laxförande älvarna runt



Figur 70. Antalet kompensationsutsatta smolt fördelat på Klarälv- och Gullspångsfisk under perioden 1961–2012.

Vänern saknas idag domar med krav på kompensation utan är istället ofta utlösta via t.ex. fiskeavgiftsmedel.

Kompensationsutsättningar för både Klarälven och Gullspångsälven är sedan 1965 samlade i Klarälven, d.v.s. även Gullspångslax och öring sätts ut i Klarälven. Anledningen är att man i slutet av 1960-talet (då Klarälvslaxen nådde sina lägsta fångstnivåer) hade tankar på att använda Gullspångslax för att bygga upp Klarälvens laxbestånd genom utsättningar av hybrider mellan Gullspång och Klarälvsfisk (ca 8000 sattes ut mellan 1971-1974, Fiskeriverket 1998). Dessutom ansågs det riskfritt då inga lekområden fanns nedströms Forshaga där en hybridisering annars skulle kunna äga rum.

Utsättningen av korsningar upphörde men verksamheten med Gullspångsfisk i Klarälven fortsatte. Dels eftersom man 1980 började gruppmarka Gullspångslaxen genom fenklippning och därmed kunde särskilja laxstammarna och dels på grund av att det fanns stora problem med att fånga tillräckligt med avelsfisk i Gullspångsälven. Tankar på att flytta Gullspångsfisken från Klarälven har dock funnits länge (Petersson et al. 1990) och är något som bör utredas på nytt. Om inte förr så vid ett framtida öppnande av fria vandringsvägar i Klarälven kommer en flytt att bli helt nödvändig.

All kompensationsodlad klarälvsfisk odlas idag i verksamhetsutövaren Fortums anläggningar i Gammelkroppa och Nykroppa och transporteras med tankbil till Forshaga för utsättning, en sträcka på ca 80 km. Från 1991 infördes även nationella regler för Vänern att all odlad smolt ska fettfeneklippas för att man vid återfångsten som vuxna lekfiskar ska kunna skilja dem från vildproducerad fisk (genomfördes 1993 i Klarälven). För att lättare särskilja Klarälvslax från Gullspångslax och Klarälvöring från Gullspångöring i fisket klipps även höger bukfen hos Gullspångslaxen och vänster bukfen hos Klarälvöringen.

Vissa villkor i domarna ska utformas

enligt anvisningar från fiskerimyndigheten eller utarbetas i samråd mellan fiskerimyndigheten, verksamhetsutövaren och fiskhälsokontrollen (idag Länsstyrelsernas djurskyddsfunktioner samt Fiskhälsan AB). Tidigare låg ansvaret för att ta fram de årliga anvisningarna hos Fiskeriverket i Örebro men efter bildandet av Havs- och vattenmyndigheten har arbetet med de fiskrelaterade villkoren och frågorna vad gäller Klarälvens vattendomar flyttats över till Länsstyrelsen i Västra Götaland. Länsstyrelserna i Västra Götaland och Värmland har enats om att dela ansvaret för anvisningarna medan ansvaret för tillsyn av villkoren ligger på den Länsstyrelse där verksamheten är förlagd, i detta fall hos Länsstyrelsen i Värmlands län. Exempel på anvisningar kan vara fördelningen av arter och stammar i avelsfisket, när smolten ska sättas ut samt vilken fisk som ska transporteras upp för naturlig lek i Klarälvens övre delar.

Utöver den smolt som sätt ut via kompensationsverksamheten har sedan 1987 även smolt satts ut direkt i Vänern via stiftelsen Laxfond Vänern. Syftet med fonden var ursprungligen att se till att Vänerlaxen bevarades och kunde reproducera sig i en naturlig miljö. Samtidigt fanns ett mål om att utveckla turism och upplevelseindustrin i Vänerregionen där ett bra laxfiske skulle spela en central roll. Som en viktig del i fondens verksamhetsplan fanns därför inköp och utsättningar av smolt. Från 1987 fram till 1995 sattes i fondens regi mellan 150 000 – 200 000 lax- och öringsmolt per år ut i Vänern vilket innebar att den totala utsättningsvolymen (kompensationsodlad + Laxfonden) kulminerade under 90-talet med nära 400 000 utsatta smolt.

Av ekonomiska anledningar har Laxfondens andel i den totala volymen successivt minskat, under andra halvan av 90-talet till ca 100 000 smolt per år och idag har antalet sjunkit ytterligare till ca 50 000 smolt per år. Från och med runt år 2000 och fram till idag uppgår därmed det totala antalet utsatta smolt per år (kompensation via

vattendomar + Laxfonden) i Vänern med tillflöden till ca 225 000 st.

FISKSJKDOMAR

Generellt sett har Sverige ett mycket bra fiskhälsoläge, kanske ett av det bästa inom EU, vad gäller de allvarigare smittsamma fisksjukdomarna. Sverige har fristatus från epizootiska virus på kust och i inlandet, med undantag för IPN på kusten. Sverige har dessutom så kallade tilläggsgarantier för IPN på kusten och BKD i inlandet. Det innebär att vi kan ställa krav på frihet för dessa sjukdomar vid handel med andra EU-länder liksom vid införsel från tredje land, vilket minskar riskerna för spridning av allvarliga sjukdomar både för svensk fiskodling och för den vilda fisken. Det goda fiskhälsoläget har uppnåtts genom att Sverige sedan länge (innan EU-inträdet) haft en restriktiv införselpolitik vad gäller odlad fisk samt att staten och fiskodlingsnäringen varit överens om, och också gemensamt finansierat, kontroll- och bekämpningsprogram för allvarliga fisksjukdomar (Fiskhälsan FH AB 2014). Sverige har, för inlandszonen, tillerkänts frihet för samtliga de virusinfektioner som är aktuella inom EU och har ett godkänt kontrollprogram för den bakteriella sjukdomen BKD. Även i Norge råder ett gott fiskhälsoläge.

För att en fisksjukdom ska bryta ut krävs först och främst att själva sjukdomen är närvarande (t. ex. virus, bakterier, parasiter). Utbrotten sker dock ofta i kombination med en försämrad vattenkvalitet och/eller att fiskens fysiologiska status har förändrats (till exempel att fiskens stressnivå ökat). Det finns många olika bakterier, svampar och parasiter i vattenmiljön som när rätt tillfälle ges förökar sig snabbt och kan orsaka sjukdomar. Framförallt är fisksjukdomar kopplade till fiskodlingsverksamhet. Miljön i en odling med ofta onaturligt höga tätheter innebär automatiskt högre risker för spridning och utbrott inom odlingen och därmed en risk för spridning till vilda bestånd. Alla svenska fiskodlingar omfattas av den offentliga obligatoriska kontrollen,

vilken från och med 2014 hanteras av Jordbruksverket. Dessutom är de flesta odlingar anslutna till Fiskhälsan och ingår därmed i ett frivilligt kontrollprogram. I Norge måste alla fiskodlingar ha tillstånd (koncession) i vilka det ställs krav på god fiskhälsa och regelbundna kontroller.

Idag finns fem tillståndsgivna fiskodlingar av varierande omfattning inom Trysil-/Klarälvens avrinningsområde och Vänern:

- Vänerns Laxodling: Sättfisk och matfisk, ca 126 ton regnbåge.
- Ekens skärgård (Vänern): Ingen verksamhet sedan 2008, tillstånd för ca 200 ton regnbåge finns.
- Gustavalax: Matfiskodling med regnbåge och öring, odlingen ligger i sjön Knon som via ca 40 km vattendrag och sjöar har förbindelse med Klarälven.
- Gröna (biflöde till Trysilelva): uppfödning av ett hundratal regnbågar för egen konsumtion. Denna odling är under avveckling.
- Snerta (biflöde till Femundselva): Sättfiskodling för öring och röding som drivs av Engerdal Fjellstyre. Använder älvegen rom.

Även fiskhälsoläget i Trysil-/Klarälvens avrinningsområde får idag anses som gott. De svenska odlingarna genomgår regelbundna kontroller via Jordbruksverket och i Norge sker regelbunden kontroll av fiskhälsoläget via distriktskontoren. Vad gäller provtagningar i de norska odlingarna i avrinningsområdet (läs Snerta) sker detta i enlighet med vad norska myndigheter beslutat i samband med observationer av förhöjd fiskdödlighet i odling. Fram till 2011, det vill säga när Norge fortfarande hade fristatus för BKD, togs prover för BKD vartannat år. Före 2011 togs även regelbundna prover för VHS (Mattilsynet 2013, muntligen). På senare år saknas rapporter om allvarigare sjukdomsutbrott i såväl svenska som norska odlingar inom avrinningsområdet. Utsättning av regnbåge i sjöar och vattendrag är dessutom sedan många år förbjuden i Norge vilket minskat risken för spridning av sjukdomar.

Även fisk som lever fritt i sjöar och vattendrag påverkas av olika sjukdomar (både naturligt förekommande och införda). Kännedomen om förekomst och utbredning av fisksjukdomar hos vild fisk inom avrinningsområdet är dock i allmänhet dålig. De två vi har bäst kunskap om är njursjukdomen BKD (Bacterial Kidney Disease) och laxparasiten *Gyrodactylus salaris*.

BKD är av särskild relevans för projektet eftersom den dels finns i systemet och dels att dess spridning kan påverkas av transport och/eller öppnandet av fria vandringsvägar. BKD är en bakteriesjukdom och anses vara ett fiskhälsoproblem i Sverige som drabbar laxfisk av alla åldrar, främst inom vattenbruket men har sällsynt även påvisats på vild fisk. BKD påvisades i Sverige första gången 1985 och under de efterföljande åren spreds sjukdomen snabbt till odlingar både längs kusten och i inlandet. Bakterien sprids både vertikalt (föräldrar – rom) och horisontellt (mellan individer) och kan i odling orsaka hög dödlighet. Sjukdomen är kronisk och kan akutiseras vid till exempel stress och då ge upp till 80 % dödlighet på de känsligaste arterna (lax och röding i odling). Fisk kan dock vara latent smittbärare utan yttre tecken på sjukdom men infektera mer mottagliga individer.

BKD är en anmälningspliktig sjukdom med tillhörande kontrollprogram i odling. Påträffas BKD leder detta till utslaktning av fiskbesättningen och sanering av odlingen. Någon effektiv behandling av eller förebyggande medicinering för BKD finns för närvarande inte (SVA 2014). Sverige har tilläggsгарantier för utrotning av BKD (enligt 2010/221/EU) medan norska myndigheter har släppt sin fristatus eftersom BKD inte anses som ett problem för vilda fiskbestånd. I Sverige och Norge finns mycket få konstaterade utbrott i vilda populationer.

Förekomsten av BKD i odling inom Klarälvens avrinningsområde har påvisats en gång i Vänern (1989), samt under sent 80-tal och i början på 90-talet i några regnbågsodlingar som ligger i

vattenområden tillrinnande till Vänern. Därutöver har bakterien påträffats i odlingar uppströms Forshaga vid två tillfällen, 1988 i Sunnemo laxodling samt i Rådasjön 1989 (SVA 2014).

Provtagning i vilda bestånd är svår eftersom metoden är dödlig och därmed inte tillämpbar för skyddsvärda bestånd som t.ex. Vänerlax. Det tas dock prover på den vilda och odlade avelsfisk (Klarälvsfisk + Gullspångsfisk) som fångas i Forshaga centralfiske och som används inom kompensationsodlingen av lax- och öringsmolt i enlighet med Klarälvens vattendomar. Provtagningen har pågått i ca 20 år där uppskattningsvis ca 4000 fiskar (med utgångspunkten 50 avelshonor per stam/art x 20 år) provtagits. Sammanlagt har BKD påträffats hos tre individer (1994, 1995 samt 2009) vilket motsvarar en prevalens på 0,5 % under respektive år med konstaterat fall samt en incidens på <0,1 %. De positiva fynden är gjorda på lekmogen fisk som fångats och hanterats innan provtagning vilket gett ökad kortisonfrisättning (via stress) och därmed kan ha orsakat en akutisering av sjukdomen.

Förekomsten av BKD är alltså låg men eftersom dagens provtagningsmetod inte är tillämpbar på lekfisk som transporteras uppåt i systemet finns en viss risk att fisk med BKD, under årens lopp, transporterats uppåt i systemet. Utifrån vad Länsstyrelsen känner till har det dock inte skett något akut utbrott av BKD hos varken den upptransporterade lekfisken eller den stationära fisken uppströms Edsforsen. Tvärtom har fångsten av vild lax och öring i Forshaga centralfiske ökat under den period som transporterarna pågått. Huruvida utbrott ändå har förekommit och om detta i så fall haft en begränsande effekt på populationerna av lax och öring är okänt. En akutisering på ett fåtal infekterade individer i det vilda i samband med lek kan ha passerat obemärkt i och med att en viss dödlighet på lekfisk alltid förekommer.

Eftersom provtagningsmetod för levande fisk saknas kan en framtida ökad upptransport av vild lax och öring eller fri vandring i systemet innebära

en ökad risk för spridning av BKD (Statens Veterinärmedicinska Anstalt, SVA, håller dock på att utveckla en icke-dödlig metod). Ur ett strikt smittskyddsmässigt perspektiv och enligt Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 2014:4, 8 §, 5 kap) är det inte tillåtet att flytta fisk från en för sjukdom icke friförklarad zon (Vänern) till en friförklarad zon (Klarälven uppströms Forshaga). Beroende på Sveriges fristatus för BKD och Norges avsaknad av en sådan finns idag även vissa smittskyddsmässiga hinder för återvandrande fisk från Norge till Sverige.

Den andra fiskhälsofrågan med koppling till projektet gäller laxparasiten *Gyrodactylus salaris*. *G. salaris* betraktas som en allvarlig patogen av OIE (World Organisation for Animal Health) och är uttryckligen omnämnd i EU-lagstiftningen. Parasiten finns i populationen av Östersjölax som dock till skillnad mot den norska atlantlaxen visat sig vara relativt motståndskraftig. I Norge har parasiten slagit ut många laxbestånd och stora resurser används för både bekämpning och förebyggande åtgärder. Norge har till exempel fristatus för *G. salaris* vilket innebär hårda restriktioner kring införsel av fisk från länder utan fristatus, däribland Sverige (läs mer om *G.s* i del 2 och i "Sammanfattande diskussion").

MILJÖGIFTER

Vänern och Klarälven omfattas av miljömål 4 - Giftfri miljö - dvs. att fram till år 2020 ska förekomsten av ämnen som skapats eller utvunnits av samhället befinna sig på sådana nivåer att de inte skadar människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen ska vara nära noll och dess påverkan på ekosystemet försumbar (www.miljomal.se).

Även om utsläppen av miljögifter till älvens avrinningsområde inklusive Vänern har minskat avsevärt under de senaste 30 åren anses målet vara mycket svårt att nå. Gamla synder i form av utsläpp av t. ex. kvicksilver, dioxin och PCB finns fortfarande kvar i sedimenten som kan läcka under lång tid.

Kvicksilverutsläppen skedde tidigare från bland annat pappers- och massa-industrin samt kemikalieindustrin men sedan 2009 är användandet av kvicksilver förbjudet i Sverige (vissa dispenser finns dock kvar). PCB är en grupp svårnedbrytbara organiska föreningar som påvisades i miljön under 1960-talet. Ämnena är svårnedbrytbara och anrikas i näringskedjan när de kommer ut i miljön. PCB-föreningarna har skadliga effekter på djur och människor och förekomsten i naturen härrör sig framförallt från förbränning av produkter från el- och byggindustrin. Dioxin släpptes tidigare ut genom bland annat bekämpningsmedel och vid pappersblekning. Dagens utsläpp kommer framförallt som luftdeposition via förbränning av PVC-plast och övrigt avfall.

Historiska och nuvarande utsläpp har fått till följd att fisk från framförallt Vänern innehåller förhöjda halter av olika gifter. Fet fisk som lax och öring kan innehålla mer gift jämfört med andra arter då många gifter dels är fettlösliga och dels eftersom gifterna vanligtvis anrikas hos rovfiskar högre upp i näringskedjan, s.k. biomagnifikation. Generellt innehåller fet fisk från både Östersjön, Vänern och Vättern halter av dioxin och PCB som ligger över EU:s gränsvärden. Från 2012 har dock Sverige ett permanent undantag från gränsvärdena som för Vänerns del omfattar både lax och öring. Fisket efter sik (ej med i undantaget), som länge varit mycket omfattande och betydelsefullt för yrkesfiskekåren i Vänern, ligger sedan 2011 nere efter det att mätningar visat att halterna av dioxin och dioxinlika PCB ligger över EU:s gränsvärden (för mer information och aktuella gränsvärden, se Livsmedelsverkets hemsida).

Övervakningen av miljögifter i fisk inom avrinningsområdet sker framförallt i Vänern genom provtagning av abborre och gädda. Provtagningen av Kvicksilver, PCB och dioxiner har pågått sedan 1996 och utförs dels via Vänerns vattenvårdsförbund samt inom den så kallade samordnade

recipientkontrollen i Norra Vänern. Resultaten visar på relativt låga halter av alla de nämnda parametrarna. Tidigare analyserades även öring från Vänern men har sedan 2008 utgått ur det nationella miljöövervakningsprogrammet. Livsmedelsverket tar dock egna prover. Resultaten visar sjunkande halter av PCB medan kvicksilverhalten ligger fortsatt över EU:s gränsvärde (Nilsson 2014).

Trots att situationen i Vänern i vissa mån förbättrats uppnår Vänern inte så kallad god kemisk status utifrån uppmätta halter av kvicksilver och PBDE (flamskyddsmedel) i fisk. Mätningar visar att EU:s gränsvärden överskrids. Dioxin och PCB ligger inte med i denna bedömning men kommer tas in i nästa utvärdering (www.viss.lansstyrelsen.se).

För att nå miljömålet på svensk sida måste först och främst de nuvarande utsläppen minska ytterligare. Det är dock oklart om det är luftnedfall, läckage från marken vid nedlagda industrier eller sediment som är den största källan. Först när vi fått kunskap om orsakerna till förekomsten i fisk kan rätt åtgärder vidtas. Arbetet är både tid- och resurskrävande och trots sjunkande halter får man sannolikt räkna med att gränsvärdena i fisken för vissa parametrar kommer överskridas under lång tid framöver.

När det gäller miljögifter i den norska delen av avrinningsområdet visar mätningar av kvicksilver i öring och gädda från den nedre delen av Trysilälva att varken öring eller gädda innehåller högre halter än de uppställda gränsvärdena på 0,5 mg Hg/kg (1,0 mg Hg/kg för öring och gädda). Halterna i fisken från Trysilälva skilde sig inte från fisk med samma storlek från Femunden, Isteren, Sennsjøen eller Engeren (Rognerud & Fjeld 2002). De flesta av de undersökta större öringarna (>1kg) från Femunden visade dock kvicksilverhalter högre än gränsvärdet. Också i stor öring (>2 kg) från sjöarna Isteren och Engeren hittades förhållandevis höga halter av kvicksilver.



DEL 2

Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil- /Klarälven.....	96	Genetisk analys av klarälvslox från Forshaga avelsfiske (2011-2012).....	246
Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven	102	Genetisk föräldraskapsanalys av vildfödd lax i Klarälven.....	254
Produktion av vild laxsmolt i Klarälven.....	110	Risiko for spredning av <i>Gyrodactylus</i> <i>salaris</i> fra Vänerne og Klarälven til norske vassdrag ved reetablering av laks i Trysil- / Femundselva.....	264
Potentiell laxsmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra vid Höljes kraftverk.....	120	Risikalanlys och konsekvensutredning avseende förekomst av bakterien <i>Renibacterium salmoninarum</i> (Rs) i samband med möjliggörande av fri vandring eller opp-/ nedtransport av laxfisk från Vänerne/Klarälven/Trysilälven).....	268
Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt.....	136	Fisketurisme i Femund-/ Trysilvassdraget.....	272
Interaktioner mellan ung lax och harr	144	Sportfiskets och Vänerlaxens värden.....	276
Biotopkartering av vattendrag – Klarälvens tillflöden.....	150	Fiskevårdsområden I Samverkan, Klarälven (FISK)	286
Vann- og habitatkvalitet – er det fortsatt levelig for laksen i Norge?	156	Effekter av vattenreglering på strandvegetation i Klarälvens avrinningsområde	290
Vilken potential for laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?.....	160	Rapport från delprojekt med juridiskt arbeite i projektet Vänerlaxens fria gång.....	306
Tiltak for å reetablere toveis konnektivitet for vandrede fiskearter forbi 11 elvekraftverk i Klarälven i Sverige og Trysil-elva i Norge.....	174		
Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring)	214		
Förbättringsåtgärder vid Forshagafällan.....	228		
Elektrisk fiskbarriär/avledare Forshaga.....	234		
Fiskevårdsplan för lax och öring i Klarälven med biflöden	238		

Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil-/Klarälven

Resultater fra båtelfiske i perioden 2011 - 2013

Jon Museth, John Gunnar Dokk & Kjetil Olstad
Norsk institutt for naturforskning, NINA

Båtelfiske er en relativt ny metode i Skandinavia for å undersøke fiskesamfunn i store elver. Vi vil takke "Vänerlaxens fria gång" for å gjennomføre forsøk med denne metoden i Femund-/Trysil-/Klarälven. Flere personer har deltatt under båtelfiske og disse fortjener en stor takk for innsatsen: Olav Berge, Frøde Næstad (Høgskolen i Hedmark), Oskar Calson, Richard Gow og Teemu Collin (Länsstyrelsen i Värmland).

INNLEDNING

Femund-/Trysil-/Klarälven er et stort vassdrag og elvas karakter endrer seg betraktelig på sin vei fra Rogen/Femunden i nord til Väneren i sør. Fiskesamfunnet på den om lag 400 km lange elvestrekningen er en funksjon av de ulike artenes innvandringsmuligheter etter den siste istid, spredning av mennesker og de fysiske/kjemiske/biologiske forhold (for nærmere beskrivelse av vassdraget, se Del 1).

Dagens kunnskap om fiskesamfunnet i vassdraget baserer seg på tidligere undersøkelser, opplysninger fra fiskere (rapporterte fangster) og opplysninger fra lokalkjente. Det er totalt registrert 13 ulike fiskearter fra den norske delen av elva, inklusive laks (Qvenild 2010). Fra den svenske delen av elva er det registrert 24 ulike arter (se Del 1). Det foreligger ikke overvåkingsdata fra vassdraget som beskriver fiskeartenes dominansforhold i ulike deler av elva.

Implementeringen av EUs Vannrammedirektiv i både Norge og Sverige, og gjennom dette kravet som stilles til beskrivelse og overvåking av fiskesamfunn i ulike typer vannforekomster, har satt søkelyset på de metodiske utfordringene knyttet til kunnskapsinnhenting om fiskesamfunn i store elver (Museth et al. 2013). I Nord Amerika er det utviklet spesialbygde elfiskebåter

for overvåking av fiskesamfunnet i store elver og erfaringene med denne metoden er god (Maret et al. 2007, Neebling & Quist 2011, Koupal et al. 2013). Metoden er også blant annet brukt i Danmark (Menezes 2012) og i Sverige (Bergquist et al. 2005). Metoden er tidligere forsøkt i Klarälven (Carlstein et al. 2006).

I Klarälven har det vært store utfordringer knyttet til å vurdere tettheten av lakseunger på strekninger av elva med naturlig rekruttering. Tradisjonelt elfiske har gitt svært lave fangster (i gjennomsnitt ca. 1-2 lakseunger per 100 m², SERS 2014), og det har vært stor usikkerhet knyttet til om dette skyldes at tetthetene faktisk er svært lave, og/eller om en stor del av lakseungene ikke fanges ved bruk av denne metodikken på grunn av elvas størrelse (dvs. de står på dype og/eller strøms sterke partier som ikke er tilgjengelige ved vadbart elfiske). I tillegg har det vært et stort behov for å kartlegge hvilke deler av elva som i dag faktisk produserer ville lakseunger: *Er produksjon knyttet til kun strykstrekninger eller er det også produksjon av lakseunger på mer stilleflytende deler av elva?* Dette er kunnskap som er avgjørende for å vurdere potensialet for produksjon av vill laks i Klarälven i framtiden (se delrapport "Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?").

I regi av "Vänerlaxens fria gång" er det gjennomført båtelfiske i vassdraget både på norsk og svensk side. I 2011 ble det gjennomført undersøkelser i Klarälven fra Strångforsen til Forshaga med hovedfokus å beskrive fiskesamfunnet og å avdekke hvilke strekninger av elva som produserer ville lakseunger (Museth et al. 2012). Året etter ble det gjennomført båtelfiske i Femund-/Trysilelva på

strekningen Femundsenden til Lutufallet (nær riksgrensen) med hovedmål å gi en beskrivelse av fiskesamfunnet i ulike deler av elva. Samme år ble det gjennomført en grundigere kartlegging av Klarälven fra Höljes til Vingängsdel-taet for å få bedre kunnskap om status og tetthet av ville lakseunger på denne strekningen (Museth et al. 2013). Dette ble også gjennomført i 2013 (Museth m.fl. 2014). I 2012 og 2013 ble det samlet inn lakseunger for undersøkelse av *Gyrodactylus salaris* (se kap. «Risiko for spredning av *Gyrodactylus salaris* fra Väneren og Klarälven til norske vassdrag ved reetablering av laks i Trysil-/Femundselva»).

Hovedmålsettingen med dette delprosjektet har derfor vært å:

- Gi en oppdatert beskrivelse av fiskesamfunnet i ulike deler av vassdraget (dominansforhold og bestandsstruktur)
- Øke kunnskapen om hvilke områder av Klarälven som i dag produserer vill laks.
- Øke kunnskapen om tettheten av lakseunger på svensk side av vassdraget

METODE OG MATERIALE

Båtelfiske i Femund-/Trysil-/Klarälven ble gjennomført på ulike strekninger i perioden 2011 – 2013. Målsettingen ved de ulike undersøkelsene varierte. For nærmere beskrivelse av metodikk, fangster og undersøkelsesområder vises det til ulike delrapporter (se tabell 1).

Selve gjennomføringen av båtelfiske var relativt likt ved de ulike undersøkelsene. I 2011 ble det benyttet en 18 fot lang aluminiumsbåt, men denne ble erstattet av en mindre båt (konstruert som en "rafting båt") i 2012 og 2013 (se bilde 1). Fordelen med sistnevnte båt er at den kan benyttes på grunne



Bilde 1: Elfiskebåt av typen CATARAFT som er tilpasset bruk i strømssterke og grunne elver. Denne båten ble benyttet i 2012 og 2013 (foto: Børre K. Dervo).

og steinete strekninger av elva med høy vannhastighet slik at alle habitattyper undersøkes.

Prinsippene for gjennomføringen av båtelfiske var imidlertid de samme for begge båtene: Foran baugen på båtene er det anbragt to anoder med stålvaier festet til justerbare svingarmer. Under det elektriske fisket fungerer båtenes skrog som katode. Når strømmen slås på oppstår et elektrisk felt rundt hver anode. Strømmen sendes ut via en 7,5 kW generator drevet av pulsator. Strømfeltet har en maksimal horisontal og vertikal rekkevidde på henholdsvis 5 og 3 meter. Det ble benyttet pulserende likestrøm (DC), og spenning (opp til 1000 volt) og pulsfrekvens (7,5-120

hertz) ble kontinuerlig justert etter vannets ledningsevne. Dette sikret at den akutte dødeligheten til fisk fanget under båtelfiske var meget lav (< 1 %). Utgangseffekten lå i intervallet 1,5 – 2,5 Ampere. Under fisket ble båten kjørt medstrøms og litt raskere enn aktuell strømhastighet. Fiskene som ble svimeslått under elektrofisket ble høvet opp av to personer som stod i forkant av båten (bilde 1). Fanget fisk ble overført til to vannfylte baljer med friskt ellevann på hver side av båten. All fanget fisk ble artsbestemt og lengdemålt i naturlig utstrakt stilling til nærmeste millimeter, og mesteparten av fisken ble satt tilbake til elva etter avsluttet fiske (unntaket var et utvalg av lakseunger ble avlivet og

konservert i etanol for senere analyser for eventuell forekomst av *Gyrodactylus salaris*).

RESULTATER

Fiskeartenes dominansforhold i ulike deler av elva

Femund-/Trysilelva

Fangstene av ulike arter under båtelfiske varierte betydelig mellom ulike partier av elva (Figur 1). Fangstene av ørret og harr var jevnt over relativt lave i de øvre deler av Femund-/Trysilelva (Femundsenden – Sennsjøen, Figur 1a), men med noe høyere fangster av harr enn ørret. Strekningen fra Jordet – Innbygda (Figur 2b) skilte seg ut med de klart høyeste fangstene av ørret. Her ble det fanget ca. en ørret per minutt under båtelfiske og dette vurderes som fra moderate til gode tettheter av ørret. På denne strekningen var fangstene av harr relativt lave og om lag halvparten av ørretfangsten. Dette var den eneste strekningen i hele vassdraget hvor ørret var dominerende art. På de nedre delene av Femund-/Trysilelva (Innbygda – Rundfloen, Figur 1c) var harr dominerende i fangstene og det ble fanget ca. en harr per minutt båtelfiske. På denne strekningen var fangstene av ørret svært lave.

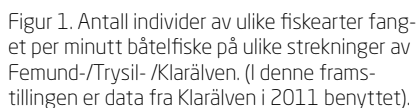
I tillegg til harr og ørret ble det fanget gjedde, ørekyt, steinsmett og sik under båtelfisket, men harr og/eller ørret var dominerende på stasjoner.

Klarälven

I de øvre delene av Klarälven (Strängsforsen – Syssleback, figur 1d) var harr dominerende fiskeart i fangstene og faktisk høyere enn på den beste strekningen i Norge (data fra 2011 benyttes).

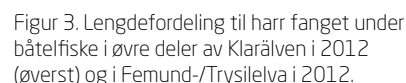
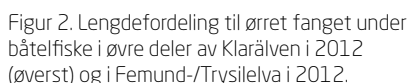
Tabell 1. Oversikt over de gjennomførte båtelfiskeundersøkelsene i Femund-/Trysil-/Klarälven i perioden 2011 – 2013.

År	Strekning	Periode	Effektiv fisketid	Fangst	Referanse
2011	Klarälven: Strängsforsen - Almarholmen/Skårer	30. August - 2. September	295 min	18 fiskearter, 793 ind. (2.7 ind. minutt ⁻¹)	Museth et al. 2012
2012	Klarälven: Höljes - Vingängsdeltaet (sør for Syssleback)	19. - 21. September	317 min	10 fiskearter, 831 ind. (2.6 ind. minutt ⁻¹)	Museth et al. 2013
2012	Femund-/Trysilelva: Røsgjoltvelta - Rundfloen	14. - 18. Juni, 4. - 5. September	650 min	7 fiskearter, 603 ind. (0,92 ind. minutt ⁻¹)	-
2013	Klarälven: Kärrbackstrand - Skyllbacksholmen	3. - 6. September	445 min	8 fiskearter, 931 ind. (2.1 ind. minutt ⁻¹)	Museth et al. 2014



I de midtre delene av Klarälven (Varnäs camping – Deie, figur 1e) endret artssammensetningen i fangstene markant karakter med laue (löja) som dominerende fiskeart, men innslaget av gullbust (stäm) og mort (mört) var betydelig i fangstene. På denne strekningen var arter som harr, ørret og laks (kun ett individ) nær sagt helt fraværende i fangstene. I tillegg ble det fanget abbor, vederbuk (id), gjedde, brasme (braxen), gjørs (gös) og sørv (sarv) på denne strekningen. På strekningen nedstrøms Forshaga (Forshaga – Almarholmen, figur 1f) var laue (löja) tallmessig enda mer dominerende, men antall arter i fangsten økte (15 arter påvist under 47 minutters effektivt båtelfiske) (Figur 1f). I tillegg til artene som ble fanget

Observert lengdefordeling til harr fanget i øvre deler av Klarälven og i Femund-/Trysilelva viser at alle årsklasser er tilstede i fangstene, men innslaget av årsunger av harr (6-11 cm) var betydelig høyere på svensk enn norsk side. Også for harr er innslaget av stor fisk (≥ 40 cm) relativt beskjedent til



tross for at fangstene av harr ≥ 30 cm er relativt høye (Figur 3).

Tettheten av laksunger i Klarälven

Tre år med båtelfiske i Klarälven har vist at det først og fremst er strykpartiene i de øvre delene av elva som produserer laksunger. Metodikken har variert en del fra år til år, men vi har dekket strekningen Strängsforsen – Sysslebäck samtlige år. På denne strekningen var fangst per minutt båtelfiske i 2011, 2012 og 2013 henholdsvis 0,60, 0,51 og 0,55. Dette er relativt stabile fangster, men lengdefordelingen indikerer at det er relativt stor variasjon i årsklassestyrken (Figur 4), og det er verdt å merke seg at årsunger av laks trolig er underrepresentert i fangstene i alle år (pga. lav fangbarhet ved båtelfiske). Laks født i 2009 og spesielt 2011 synes å være relativt sterke årsklasser. Årsklasse 2011 er den desidert sterkeste årsklassen som er registrert i løpet av undersøkelsene og disse antas å vandre ut som smolt våren/forsommeren 2014. Laks født i 2010 og 2012 ser ut til å representere svake årsklasser. Spesielt årsklasse 2010 framstår som svært svak (Figur 4). Lengdefordelingen som viser adskilte årsklasser av laks indikerer også at laksen smoltifiserer som treåring-er (eventuelt delvis som toåring-er).

DISKUSJON

I dette delprosjektet har vi forsøkt å kartlegge fiskesamfunnet i den mer enn 400 km lange Femund-/Trysil-/Klarälven. Undersøkelsen på svensk side i 2011 og på norsk side i 2012 hadde som formål å beskrive fiskesamfunnet i hele vassdraget. I alt 19 fiskearter ble påvist. Selv om båtelfiske vurderes å være en relativt effektiv metode er det verdt å merke seg at effektiv fisketid (fisketid med strøm i vannet) i Klarälven i 2011 var på kun 4,9 timer og på 10,8 timer (fordelt på to perioder i juni og september) i Norge i 2012 (mye tid gikk med til forflytning mellom ulike elveavsnitt). Undersøkelsene gir sannsynligvis et godt bilde på dominansforholdene i ulike deler av elva, men innsatsen er for liten til å gi et godt bilde på status og

bestandsstruktur til alle arter. I tillegg gir undersøkelsene et “øyeblikksbilde” i tid og de ulike artenes habitatbruk kan variere gjennom året. Det foreligger helle ikke sammenlignbare før-data på dominansforhold på ulike strekninger av elva – så det er vanskelig å vurdere utviklingstrekk, f.eks.: *Har det blitt mindre lake og sik i systemet?*

Kartleggingen på norsk side viste at det ble fanget om lag like mye harr som ørret i de øvre delene av Femund-/Trysilelva (Femundsenden – Sennsjøen), ørret var dominerende i de midtre delene (Jordet – Innbygda) og harr klart dominerende i de nedre delene (Innbygda – Rundfloen). Observerte forhold mellom antall harr og ørret er relativt likt de resultatene som ble funnet i en tidligere merkestudie (Kjosnes et al. 2004), selv om det her ble fanget omtrent like mye harr og ørret i de midtre delene av elva (Jordet – Innbygda). En forklaring kan være at harr er kjent for å være langt mer fangbar ved stangfiske enn ørret (Nort-hocote 1995) og at man stangfiske derfor kan overvurdere mengden harr i forhold til andre arter.

Totalt er det kjent 12 fiskearter fra denne strekningen (se hovedrapport – «*fiskarternas utbredning*»), men bare 6 ble påvist i denne undersøkelsen. Det ble fanget overraskende lite av arter som gjedde og sik, og abbor ble ikke påvist. Dette er arter som vanligvis fanges relativt effektivt under båtelfiske (Museth et al. 2013). En forklaring kan være at båtelfiske ble gjennomført utenom selve sommersesongen, relativt tidlig (juni) og sent (september) i sesongen, og disse artene kan ha stått på dypere partier av elva på undersøkelsestidspunktene. Det må også nevnes at innsatsen på de mer stilleflytende delene av Femund-/Trysilelva var relativt begrenset. Niøye skal finnes opp til Sennsjøen, men også denne foretrekker stilleflytende partier hvor det ble fisket lite. Gullbust, mort og laue begrenser seg til de nedre partier hvor det ikke ble fisket. Heller ikke lake ble påvist. Den er antatt å være vanlig forekommende i vassdraget, men

forekomstene skal ha avtatt de senere årene (Morten Aas, pers. medd.). Dette ser ut til å være en generell trend i vassdragene på Østlandet, og kan muligens ha sin forklaring i økt vanntemperatur de senere årene (se “Klimatförändringar och fisk”, i del 1).

Et annet noe overraskende funn var at observerte tettheter av harr og ørret i de øvre delene av elva på norsk side var relativt lave. Dette kan skyldes relativt tøffe fysiske forhold (lav vannføring vinterstid, isganger m.m.), lav effektivitet ved båtelfiske og/eller hardt fiske. Områdene av elva som er klassifisert som de beste gyte- og oppvekstområdene for laks (se delrapport om “*Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?*”) er partier av elva med relativt høy vannhastighet og mye tilgjengelig skjul (relativt grov stein). Disse overlapper i relativt liten grad med de beste “harrstrekningene” som er mer stilleflytende “glattstrøm” områder. Det er spesielt strekningen fra utløpet av Sennsjøen til Innbygda som er klassifisert som det beste gyte- og oppvekstområdene for laks, og dette er områder som i dag er dominert av ørret.

Båtelfiskeundersøkelsene på svensk side viser også hva vannhastighet har å si for sammensetningen av fiskesamfunnet. I de øvre delene av Klarälven er det laksefiskene harr, laks og ørret som dominerer, men straks man kommer til mer stilleflytende områder er det karpefisk som laue, gullbust og mort som dominerer i fangstene. Vi har tre år med data fra de øvre delene av Klarälven og observerte dominansforhold var som følger i samtlige år: 1) Harr, 2) Laks, 3) Ørret, 4) Steinsmett, 5) Gullbust. Båtelfiske gir nødvendigvis ikke det perfekte bilde av artssammensetningen i elva, men disse resultatene viser at båtelfiske gir konsistente data på dominansforhold, og vi forventer at større endringer i artssammensetningen vil fanges opp ved båtelfiske som metode. Som i Norge ble det fanget overraskende lite sik og lake, og vi kan ikke utelukke at disse har hatt en negativ bestandsutvikling de senere

årene. Manglende før-data gjør at dette imidlertid blir spekulasjoner.

Vi kan selvsagt ikke utelukke at det er produksjon av ville laksunger på stilleflytende deler av Klarälven, men elfiskeundersøkelsene viser relativt entydig at det er strykpartiene som er viktig for produksjon av laks. Noe overraskende er det allikevel at det ikke ble fanget laksunger nedstrøms Forshaga i 2011, da det trolig gyter laks her pga. lav effektivitet på fisketrappa. Lite optimale gyte- og oppvekstforhold, og et komplekst fiskesamfunn med tilstedeværelse av predatorer (f.eks. gjedde, gjørs m.fl.) kan medføre svært høy dødelighet på laksunger i dette området.

De høyeste tetthetene av laksunger ble påvist i området ved Kärrbackstrand og Skyllbäcksholmen (Museth 2013). Dette stemmer godt overens med telemetristudier utført av KAU – som fant ansamling av gytefisk i nettopp disse områdene (se kap. *”Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven”* i del 2).

Det ble fanget fra 0,51 – 0,66 laksunger per minutt båtelfiske i årene 2011–2013 på de beste områdene i Klarälven (Strängsforsen – Syslebäck). Dette vurderes som relativt lave tettheter av laksunger. Til sammenligning var fangstene i lakselva Namsen i Nord-Trøndelag (Midt-Norge) i gjennomsnitt 3,15 laksunger per minutt båtelfiske, og på de beste strekningene ble det fanget 7 laks per minutt båtelfiske. Lengdefordelingen til fangede laksunger viser at fangbarheten til årsunger (0+) av laks ved båtelfiske var lav sammenlignet med eldre laksunger ($\geq 1+$). Dette er i tråd med erfaringene fra båtelfiske i andre laksevasdrag (Bremset et al. 2012). Sammenlignet med tradisjonelt elfiske er midlertid båtelfiske en overlegen metode for å overvåke årsklassestyrke og tetthet av laks i Klarälven. Laksunger fanges kun sporadiske med denne metoden i Klarälven. Det ble parallelt med båtelfisket i 2011 gjennomført forsøk med spesialkonstruerte elvegarn, men disse fanget ikke laks og Johansson et al. (2012)

konkluderte med at videre metodeutvikling var nødvendig.

Et svært interessant resultat fra disse undersøkelsene er at det er påvist betydelig variasjon i årsklassestyrke, og dette ser ut til å sammenfalle med mengden laks som er transportert oppstrøms Edsforsen. Laks født i 2010 er den desidert svakeste årsklassen av laks som er dokumentert i denne undersøkelsen og sammenfaller med transport av svært få gytefisk i 2009 (kun 198 gytefisk). Også 2012 årsklassen er relativt svak, men sterkere enn 2009, og dette året ble det opptransportert 872 laks. Laks født i 2009 og spesielt 2011 synes å være relativt sterke årsklasser og i disse årene ble det opptransportert 1473 og 1260 laks. Antall gytefisk er ikke trolig ikke den eneste faktoren som forklarer variasjon i tetthet av ungfisk. Temperatur og vannføring gjennom året forventes å påvirke årsklassestyrken, og dette bør studeres nærmere i årene framover.

Alle naturlig bestander av Atlantisk laks sameksisterer med ørret (Thorstad et al. 2011), og det generelle bildet er en viss habitatsegregering mellom de to artene: Laksunger okkuperer dypere og strømsterke partier, mens ørret okkuperer grunnere og mer sakteflytende partier av elva (Heggenes 1996, Heggenes et al. 1999, Bremset og Heggenes 2001). En nyere studie har vist at habitatbruken til laks i liten grad påvirkes av tilstedeværelse av ørret, mens man på den annen side ser at habitatbruken til ørret påvirkes av tilstedeværelsene av laks (Berg et al. 2013). Ut i fra dette kan man anta at reetablering av laks til Norge, med påfølgende høye tettheter av laksunger, kan føre til noe reduserte tettheter ørret i enkelte områder. Vi vet imidlertid ikke om habitat og/eller skjul er flaskehalsen for ørretproduksjonen i vassdraget i dag. Når det gjelder harr viser resultatene at den trives best og har de høyeste tetthetene på noe mer sakteflytende strekninger enn strykpartiene vi vurderer vil ha høyest verdi som gyte- og oppvekstområde for laks. Det er derfor liten grunn til å tro at økt tetthet av

laks på svensk side eller reetablering på norsk side vil ha store konsekvenser for tettheten av harr.

Vår vurdering er at tettheten av laks og ørret er lav, og at elva i framtida bør kunne produsere betydelig mer laks og ørret enn hva som er tilfellet i dag. Det konkluderes med at bestanden på svensk side fortsatt befinner seg på den lineære delen av “stock-recruitment kurva”, og transport av flere gytefisk vil derfor resultere i økt produksjon av smolt. For å kunne bygge opp produksjonen av vill laks framstår det som svært viktig å etablere effektive opp- og nedstrøms vandrings-/transportløsninger ved kraftverkene og dammene i Klarälven. De lave tetthetene av laks i Klarälven kombinert med høy kraftverksrelatert dødelighet til utvandrende laksesmolt gjør at situasjonen for vill Klarälvlaks vurderes som svært alvorlig og på lengre sikt kritisk.

REFERENSER

- Bergquist B, Axenrot T, Carlstein M, Degerman E. 2005. Utveckling av kvantitativ metodik för båtelfiske i större vattendrag – pilotprojekt. Slutrapport – Miljöövervakningsprojekt: Avtalsnummer 216 0540 (NV Dnr: 721-1413-05Mn).
- Berg OK, Bremset G, Puffer M, Hansen K. 2013. Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish*. doi: 10.1111/eff.12107.
- Bremset G, Heggenes J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lotic environment. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 127–142.
- Carlstein M, Boberg J, Bruks A. 2006. Bestandsuppskattningar och inventering av laxfisk i Klarälven 2006. Rapport från F.A.S.T – Fiskeresursgruppen, Älvdalen Utbildningscentrum.

Heggenes J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 155–169.

Heggenes J, Bagliniere JL, Cunjak RA. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1–21.

Johansson U, Gow R, Fjälling A, Degerman E, Hedenskog M. 2012. Kartläggning av fisksamhället i Klarälven med strömsöveriktsnät hösten 2011. Rapport från interregprosjektet ”Vänerlaxens fria gång”.

Kjøsnes AJ, Museth J, Nashoug O, Qvenild T. 2004. Studier av vandringsmønster hos harr og ørret i Femund/ Trysilvassdraget 1999–2003. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2-04. 22 s.

Koupal KD, Peterson BC, Schoenebeck CW. 2013. Assessment of a rotenone application event at Mormon Island West lake in Central Nebraska. *Transactions of the Nebraska Academy of Sciences* 33: 1–6.

Maret TR, Ott DS, Herlihy AT. 2007. Electrofishing effort required to estimate biotic condition in southern Idaho rivers. – *North American Journal of Fisheries Management* 27: 1041–1052. Menezes RF, Borchsenius F, Svenning JC, Søndergaard M, Lauridsen TL,

Landkildehus F, Jeppesen E. 2012. Variation in fish community structure, richness, and diversity in 56 Danish lakes with contrasting depth, size, and trophic state: does the method matter? *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-012-1025-0.

Museth J, Johnsen SI, Grønness S, Qvenild T. 2010. Gjærfloen Fluefiske.

Utvikling i fisket i perioden 2002–2009 - NINA Rapport 564: 24 pp.

Museth J, Dokk JG, Kraabøl M. 2012. Kartlegging av fiskesamfunnet i Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2011 - NINA Minirapport 380. 9 s.

Museth J. 2013. Kartlegging av tettheten av laksunger i øvre del av Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2012. - NINA Minirapport 444: 10 s. + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Lillehammer.

Museth J. 2013. Kartlegging av tettheten av laksunger i øvre del av Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2012. - NINA Minirapport 493: 12 s. + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Lillehammer (in prep.)

Museth J, Johnsen SI, Kraabøl M, Dokk JG, Skurdal J. 2013. The EU Water Framework Directive and the monitoring of fish populations in large rivers and lakes. *Vann* 2013 (2) s. 205–216 (in Norwegian with English abstract).

Qvenild T. 2010. Fiske I Hedmark. TUN Forlag.

Neebling TE, Quist MC. 2011. Comparison of Boat Electrofishing, Trawling, and Seining for Sampling Fish Assemblages in Iowa's Nonwadeable Rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 31: 390–402.

Northcote TG. 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). *Reviews in fish biology and fisheries* 5(2): 141–194.

Sers, B. (Redaktor). 2014. Svenskt ElfiskeRegiSter – Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen for akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret>

Thorstad E, Whoriskey F, Rikardsen AH, Aarestrup K. 2011. Aquatic nomads:

The life and migrations of the Atlantic salmon. In: Aas Ø, Einum S, Klemetsen A & Skurdal J, eds. *Atlantic Salmon ecology*. Oxford: Blackwell, pp. 1–32.

Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven

Larry Greenberg, Olle Calles, Anna Hagelin, Johnny Norrgård, Daniel Nyqvist, John Piccolo & Eva Bergman
Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet

SAMMANFATTNING

Under 2011-2013 studerade vi vuxen lax och öring på sin lekvandring uppströms i Klarälven med hjälp av radiotelemetri. Studier av uppströmsvandring från Klarälvens mynning till kraftverket och fiskfällan i Forshaga visade att fiskfällans fångsteffektivitet varierade mellan år. Under 2012, ett år med höga flöden, var fångsteffektiviteten 18 % och under 2013, ett år med lägre flöden, var fångsteffektiviteten högre. Fångsteffektiviteten under 2013 berodde på tidigare erfarenhet av fiskfällan, där fångsteffektiviteten för fiskar utan erfarenhet av fiskfällan (fångades i sjön) var högre (78 %) än för fiskar med erfarenhet (45 %; tidigare fångade i fällan). Dessutom vandrade 45 % av de erfarna fiskarna inte uppströms efter förflyttningen, vilket är betydligt högre än de 10 % oerfarna fiskar som inte vandrade uppströms. Laxens positionering i älven var delvis förknippat med förhållandet mellan turbinutflöde och spillflöde. Under 2012 hade man högst andel lax vid spillluckorna när spillet var som störst, och under 2013 förflyttade sig laxen till området framför spillluckorna när turbinutflödet var noll.

Lekvandringstudier längs den ofrakterade sträckan mellan Edsforsens kraftverk och Höljes kraftverk visade att lax huvudsakligen lekte i huvudfåran i nedre delarna av Strängsforsområdet medan öringen huvudsakligen lekte i biflödena, främst i Höljan. Vandringsbeteendet skilde mellan vild och odlad lax, där de flesta av de vilda laxarna (82 %) simmade direkt till lekplatserna, medan endast 29 % av de odlade uppvisade ett liknande beteende. Dessutom var andelen som simmade nedströms och hamnade nedströms Edsforsens kraftverksdam (kallade fallbacks) betydligt högre för odlad lax än för vild

lax (50 % mot 12 %). Odlad fisk (21 %) uppvisade oftare ett oregelbundet vandringsbeteende (irrade omkring) jämfört med den vilda laxen (6 %) och en större andel vild lax (87 %) uppvisade ett så kallad stationärt eller "holding" beteende än odlad lax (50 %). En jämförelse mellan tidigt och sent uppflyttad vild lax visade att andelen fallbacks var högre för tidigt (39 %) än för sent (10 %) uppflyttad lax. Andel fallbacks var lägre för öring än för tidigt uppflyttad lax.

INLEDNING Bakgrund

Idag kan såväl vild som odlad lax och öring endast vandra drygt två mil uppströms Klarälven från Väneren till Forshaga, där den första kraftverksdammen finns. Här fångas lekfisken och en del av fiskarna transporteras vidare uppströms med lastbil och släpps ut uppströms kraftverksdam nummer åtta (Edsforsen), för att kunna reproducera sig längst den cirka 14 mil långa sträckan mellan Edsforsen och nästa kraftverksdam (Höljes). Vid fiskfällan i Forshaga har man under perioden 1990-2007 fångat cirka 2300 lax och öring tillsammans per år, vilket inkluderar både vild och odlad fisk från två olika stammar (Gullspång och Klarälven) (Piccolo et al. 2012). Det antal som årligen fångas i Forshaga idag kan jämföras med de ca 20 000-30 000 lax och öring som fångades (endast Klarälvstam) per år i Klarälven under 1800-talets första hälft, vilket var innan det fanns ett etablerat storskaligt yrkesfiske i Väneren (Piccolo et al. 2012).

Trots att systemet med att transportera upp fisk i systemet mer eller mindre pågått ända sedan 1930-talet (då kraftbolagen tills vidare befriades från villkoret att anlägga fisktrappor vid varje

kraftverk) har effektiviteten och resultatet av åtgärden inte utvärderats vetenskapligt i någon större omfattning (men se rapporten av Petersson et al. 1990). Med andra ord saknas kunskap om hur många av de uppflyttade fiskarna som bidrar till lek och om det finns en skillnad i lekframgång mellan odlad och vild fisk. Misstankar har även funnits om att fällan i Forshaga inte har fångat alla uppströmsvandrande lekfiskar, och det finns ingen egentlig utvärdering av fällans funktion och effektivitet.

Syftet med dessa studier var att följa vuxen lekfisk, framför allt lax, under dess uppströmsvandring i Klarälven. Detta inkluderar 1) uppströmsvandring från Klarälvens mynning till kraftverket och fiskfällan i Forshaga (kraftverk 1) samt 2) uppströmsvandring från Edsforsen (kraftverk 8) till lekområdena. När det gäller uppströmsvandring mot Forshaga ville vi studera lekfiskens beteende nedströms fällan i Forshaga samt uppskatta fällans effektivitet. För lekfisken uppströms Edsforsen ville vi identifiera var laxen och öringen leker samt studera deras beteende vid uppströmsvandring. Dessutom ville vi jämföra beteendet vid uppströmsvandring hos vild och odlad lax samt tidigt och sent uppvandrande vild lax.

MATERIAL OCH METODER Uppströmsvandring från Väneren till Forshaga

Två olika studier av Forshaga fiskfällans funktion utfördes, 2012 respektive 2013. Flödessituationen skilde sig mellan åren, med högre flöden 2012 (årsmedelflöde 231 m³/s, maximumflöde 541 m³/s och flöde under juni-september 266 m³/s) än 2013 (årsmedelflöde 143 m³/s, maximumflöde 393 m³/s och flöde under juni-september 138 m³/s).

Fisken som användes under dessa

Tabell 1. Antal och längd (cm; medelvärde + SD) på lekfisk som märktes de olika åren.

År		Öring	Vild lax	Odlad lax
2011	Antal Längd		34 sent 47-81 (72±7)	28 46-81 (66±9)
2012	Antal Längd	28 49-74 (60±7)	28 tidigt 33 sent 63-91 (75±6)	
2013	Antal Längd		29 tidigt 29 sent 50-96 (74±7)	

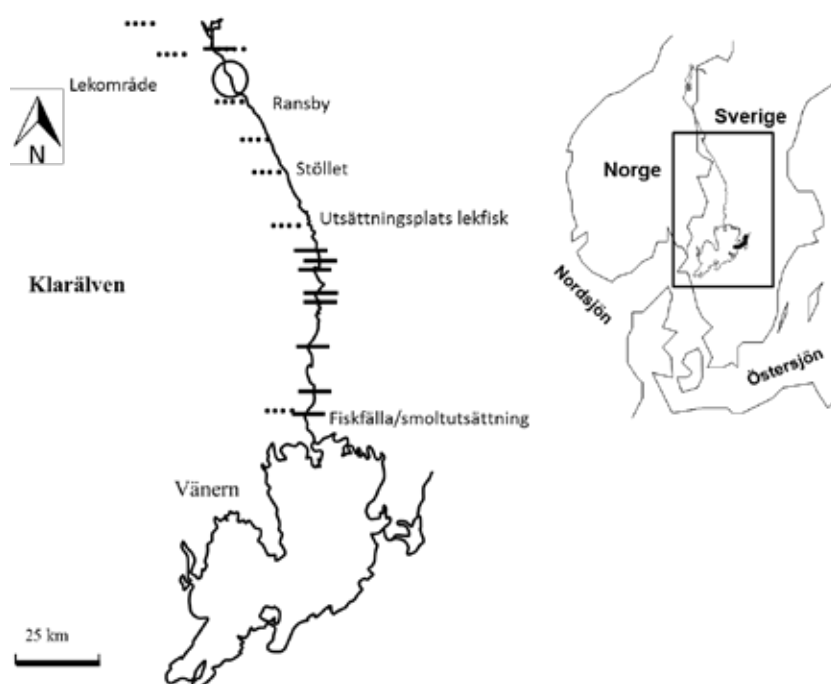
studier fångades antingen i ryssjor i sjön med hjälp av en yrkesfiskare (2012 och 2013) eller togs från fiskfällan i Forshaga (2013). Fisken som fångades i sjön märktes från 19 juni till 6 (2012) respektive 8 (2013) juli. Sammanlagt 16 (2012) respektive 20 (2013) laxar av vilt ursprung fångades i ryssjor utanför Klarälvens östra mynning (Hammarö-sjön). Dessa fiskar märktes med externa radiosändare (ATS F2120, med mortalitetssignal efter 8 timmar utan rörelse). Varje radiosändare hade en unik frekvens (mellan 151.000 - 151.640 MHz) och vägde 16 g, vilket är klart under rekommendationen att radiosändarens

vikt bör utgöra $\leq 2\%$ av fiskens kroppsvikt (Brown et al 1999, Jepsen et al 2005). All märkt fisk längdmättes innan de sattes tillbaka. Av de 16 märkta fiskarna 2012 sattes tio tillbaka direkt i sjön medan sex kördes upp i älven och släpptes nedströms Gubbholmen, ca 3 km uppströms älvens mynning. År 2013 sattes alla de 20 märkta fiskarna tillbaka direkt i sjön. Fisken var mellan 61 och 79 cm långa 2012 (medel + 1 standard avvikelse: 71 ± 5 cm) och mellan 57 och 86 cm långa 2013 (73 ± 5).

Under 2013 jämfördes beteende hos lax med och utan erfarenhet av att ha simmat in i fiskfällan i Forshaga

(Wolfbrandt 2014). I många tidigare studier har man endast använt erfaren fisk, d. v. s. fiskar som fångas i en fälla vars funktion studeras, eftersom det är lättare att få tag på dessa fiskar. Oerfarna laxar, d. v. s. fiskar som aldrig har varit i fällan, fångades i Vänern (se stycket ovan). Erfaren lax, 62-85 cm långa (74 ± 6 cm), fångades i fällan och sattes ut ca 4 km nedströms Forshagafällan efter märkning. Tjugo av dessa märktes med radiosändare (ATS, se ovan) den 28 juni.

All märkt fisk följdes med tre stationära loggrar (ATS R4500S) i Klarälv-deltats mynning och ytterligare tre på kraftverket i Forshaga 2012 och fyra 2013. Under 2012 pejlades fisken också manuellt 36 gånger från 20 juni 2012 fram till 27 november 2012 (när sista fisken vandrat ner från Forshaga), vilket motsvarar i snitt ungefär var fjärde dag. Under 2013 pejlades de märkta fiskarna vid 23 tillfällen från 2 juli 2013 fram till 3 september 2013 med ett intervall på cirka tre dagars mellanrum.



Figur 1. Karta över Klarälven och Vänern som visar kraftverksdamarna (feta streck) och placeringen av loggrarna (streckade linjer). Cirkeln visar det primära lekområdet för lax i huvudfåran.

Uppströmsvandring från Edsforsen till lekområdena

Radiotelemetriska studier av lekvandring utfördes under tre år, dock med några skillnader mellan år. År 2011 jämfördes odlad och vild lax (Tabell 1). År 2012 studerades både vild öring och vild lax. Dessutom jämfördes vild lax som flyttades förbi Edsforsen tidigt på säsongen med vild lax som flyttades senare på säsongen. Det sista året, 2013, jämfördes tidigt och sent uppflyttade laxar. All fisk fångades i fiskfällan i Forshaga, märktes med externa radiosändare, längdmättes och kördes samma dag upp för utsättning ovan Edsforsen.

Totalt märktes 181 laxar och 28 öringar (Tabell 1). Fisken märktes mellan mitten av augusti till början av oktober 2011, mitten av juni till slutet av augusti 2012 (tidiga 27 juni – 11 juli; sena 4 juli – 23 augusti), samt mitten av juni 2013. Totalt sett varierade storleken på laxen mellan 47 och 96 cm under de tre åren och för öring mellan 49 och 74

cm (Tabell 1). Efter utsättning följdes fiskarna med hjälp av 8 loggrar som var utplacerade på olika platser längs älven, från Edebäck till strax nedströms Höljes kraftverk (Figur 1). Dessutom pejlades fisken manuellt var 3-6 dag tills efter lek i mitten av november.

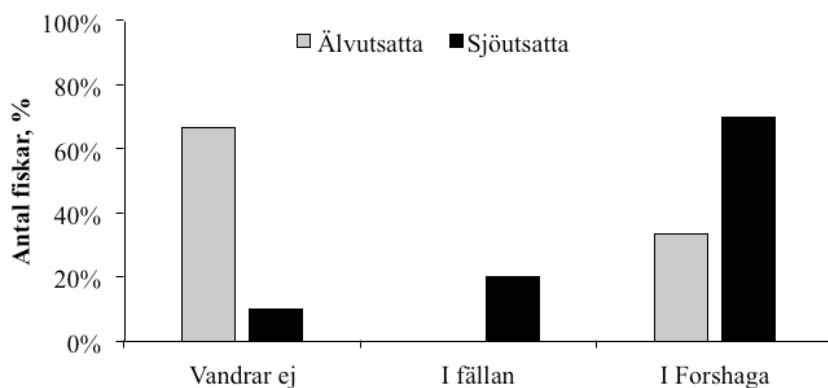
RESULTAT

Forshagafällan: Fiskens beteende och fällans effektivitet

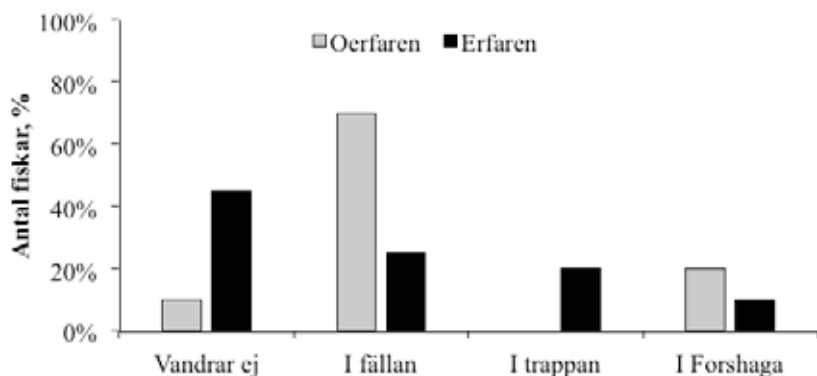
Det fanns fyra olika beteenden hos laxen: 1) fiskar som aldrig vandrade uppströms mot fällan, 2) fiskar som fångades i fällan, d. v. s. tog sig upp för fisktrappan (Denilrännan) och in till uppsamlingsbassängen, 3) fiskar som

tog sig in i fisktrappan men simmade ut igen (skedde bara 2013), 4) Fiskar som simmade uppströms till Forshagadammen men tog sig aldrig in i varken trappan eller fällan.

Under 2012 märktes 16 laxar i Vänern varav 11 simmade uppströms till Forshaga. Det tog fisken i genomsnitt 27 dagar att simma upp efter att de sattes ut. Fiskarna spenderade i snitt 47 dagar i området strax nedströms Forshagadammen. Av dessa 11 fiskar fångades två i fällan, vilket motsvarar 18 % effektivitet (Figur 2). Fiskar som sattes ut i älven vandrade inte i samma utsträckning som de som släpptes direkt i Vänern (Figur 2).



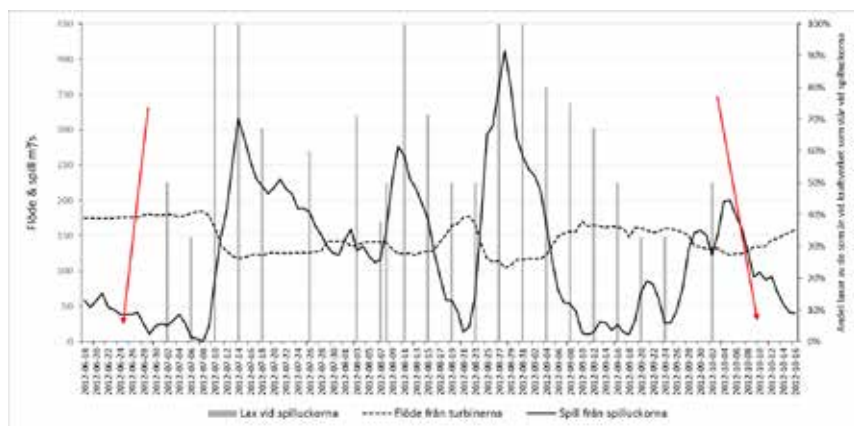
Figur 2. Beteendet för de 16 laxar som fångades i sjön 2012 och sedan sattes ut antingen i sjön (n=10) eller i älven (n=6). För fiskar som vandrade uppströms i älven hade de antingen simmat in i fällan eller hamnat vid dammen i Forshaga utan att simma in i fällan.



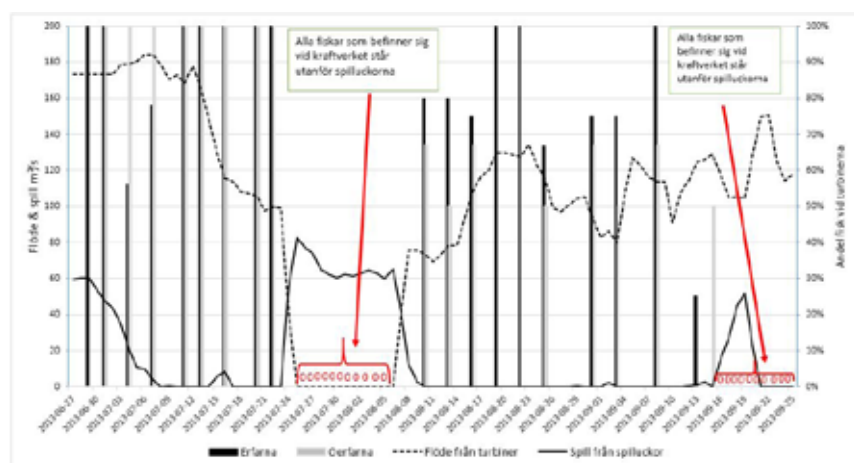
Figur 3. Beteendet hos de 20 oerfarna (fångades i sjön och sattes ut i sjön) och 20 erfarna laxar (fångades i Forshagafällan och sattes ut 4 km nedströms fällan). För fiskar som vandrade uppströms i älven klassificerades beteendena som: fisken fångades i fällan; fisken simmade in i fisktrappa utan att bli fångade i fällan; fisken simmade fram till dammen i Forshaga utan att ens simma in i fisktrappan.

Under 2013 lyckades 14 av de 20 oerfarna fiskarna (65 %) som fångades i Vänern hitta in i fällan (Figur 3). Om man räknar bort de två fiskar som aldrig vandrade uppströms var fångsteffektiviteten 78 % (14 av 18 fiskar). För de fiskar som fångades i fiskfällan och sedan satts ut nedströms Forshaga, d. v. s. erfarna fiskar, var fångsteffektiviteten 25 % (5 av 20 fiskar; Figur 3). Fyrtiofem procent (9 av 20) av de erfarna fiskarna vandrade inte, vilket är betydligt högre än de 10 % (2 av 20 fiskar) oerfarna fiskar som inte vandrade (Figur 3). Om man räknar bort de fiskarna som inte vandrade blir fångsteffektiviteten för erfarna fiskar 45 % (5 av 11 fiskar). Under 2013 spenderade de fyra erfarna laxarna som simmade in i trappan utan att fångas i fällan i genomsnitt 18 dagar i Forshaga. Av de oerfarna (n=14) och erfarna (n=5) laxar som simmade in i fällan spenderade de oerfarna i snitt 6,6 och de erfarna 6,0 dagar i Forshaga, vilket inte var en signifikant skillnad (t-test, $t_{17} = 2,11$, $P = 0,88$). Under den period som studien ägde rum var fällan avstängd mellan den 18 juli – 8 augusti, vilket medförde att fisk under denna period inte kunde simma in i fällan. Om man räknar bort tiden då fällan var avstängd spenderade de erfarna i snitt 4,8 dagar vid Forshaga och de oerfarna ca 3,5 dagar, vilket inte var en signifikant skillnad (t-test, $t_{17} = 2,11$, $P = 0,58$). Däremot kunde man se att då fällan åter igen öppnades simmade fem laxar (oerfarna) in i fällan, inte vid något annat tillfälle under säsongen simmade så många fiskar in på samma dag.

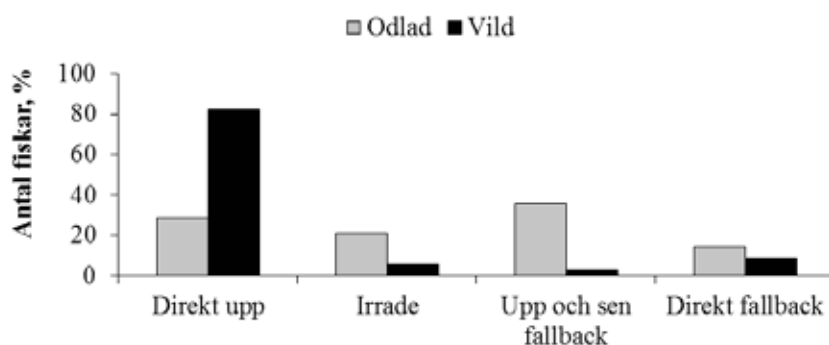
Det visade sig att laxens positionering i älven i viss utsträckning berodde på förhållandet mellan turbinflöde och spillflöde. Under 2012 ändrades inte turbinutflödet markant och högst andel lax återfanns vid spilluckorna när spillet var som störst (Figur 4). Under 2013 fanns det stora förändringar i både turbinutflöde och spillflöde. Laxen stod vid turbinerna när turbinflödet var störst men förflyttade sig till spilluckorna under senare delen av juli och början av augusti när turbinutflödet



Figur 4. Förhållandet mellan turbinutflöde, spillflöde och närvaron av lax vid spilluckorna vid dammen i Forshaga, 2012. Obs att ingen lax nådde kraftverket innan den 28 juni, och ingen lax fanns kvar efter den 6 oktober.



Figur 5. Förhållandet mellan turbinutflöde, spillflöde och närvaron av lax vid turbinutflödet vid dammen i Forshaga, 2013. Pilarna visar när laxarna förflyttade sig till spilluckorna. Obs att få erfarna och oerfarna fiskar fanns kring dammen innan 2013-07-07 (< 2) samt efter 2013-08-16 (< 3).



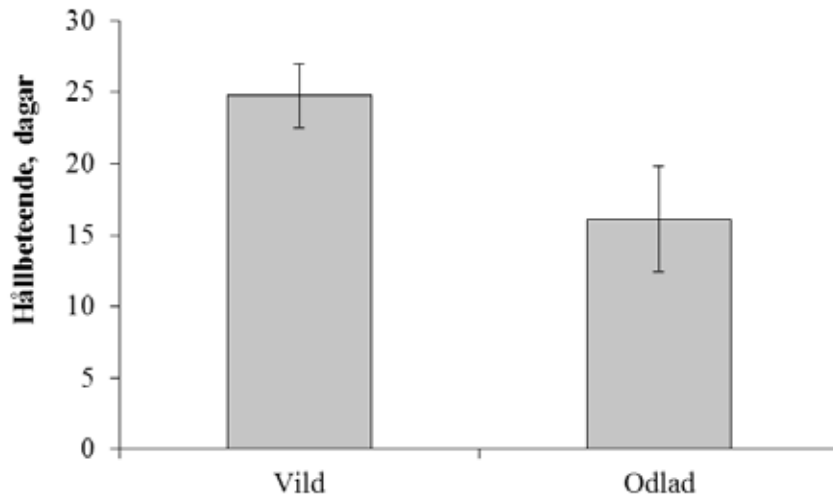
Figur 6. Procent vilda och odlade laxar som visar olika vandringsbeteende under uppströmsvandring under 2011: (a) direkt uppströms, (b) irrade, med flera uppströms och nedströms rörelser före lek, (c) en uppströms och nedströms rörelse, vilket resulterar i en fallback, och (d) direkt fallback. N = 34 vilda och 28 odlade fiskar.

var noll (Figur 5). Även en ökning av spill under senare delen av september resulterade i en förflyttning av lax till spilluckorna, men antalet fiskar kvar i området kring Forshaga var få. Observationer för 2013 gällde både erfaren och oerfaren lax (d. v. s. de betedde sig på samma sätt).

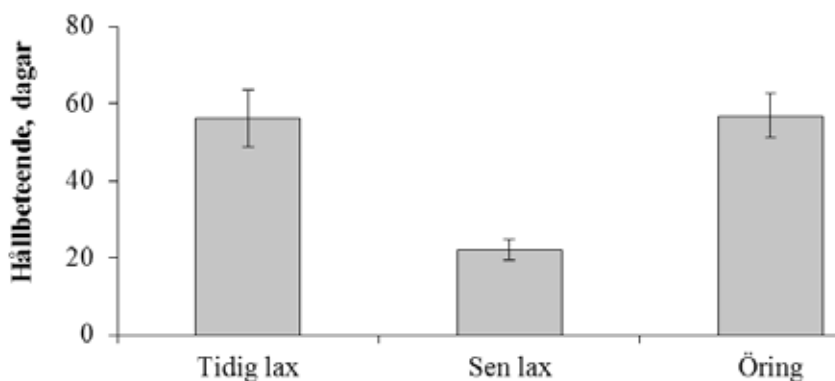
Lekvandring uppströms Edsforsen

Enligt vår telemetristudie var de viktigaste lekområden för lax belägna längst en ca 5 km lång sträcka i de nedre delarna av Strängsforsen. Specifikt lekte laxen huvudsakligen på två områden i Strängsforsen (Figur 1), ett nedströms bron vid Kärrbackstrand och ett kring Skyllbäcksholmen. All lax, med undantag för en vild och en odlad individ, lekte i huvudfåran. Dessa två fiskar använde biflödet, Höljan, nära norska gränsen. Öring lekte huvudsakligen i biflödena. Sammantaget lekte fem öringar i huvudfåran, elva i Höljan, en i Likan och en i Täsan. Dessutom fastnade en individ i torrfåran vid Höljes; de övriga dog innan lek eller blev fallbacks. En fallback definierades som en individ som simmade nedströms och hamnade nedanför Edsforsens kraftverk efter upptransport från Forshaga inför lek. Denna definition skiljer sig från tidigare definitioner som syftar på uppströmsvandrande fisk som har simmat igenom en fiskväg för att sedan hamna nedströms dammen via t ex spill eller genom turbiner (Boggs et al. 2004).

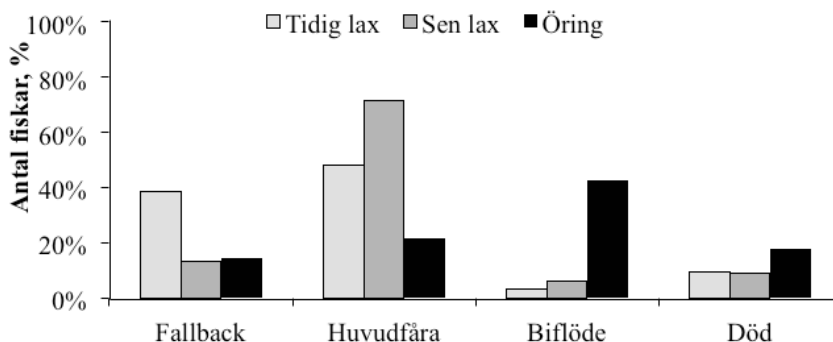
Vi identifierade fyra huvudsakliga vandringsbeteenden efter utsättning uppströms Edsforsen: (a) direkt uppströms rörelse (80 km) till lekplatserna, (b) ett irrade beteende som bestod av flera uppströms och nedströms rörelser före lek, (c) en uppströms och nedströms rörelse, vilket slutligen resulterar i en fallback, och (d) direkt fallback. Vandringsbeteendet för vild och odlad lax, baserat på studien från 2011, skiljde sig signifikant (2011; $\chi^2_{22} = 18,3$, $p < 0,0001$). De flesta av de vilda laxarna (82,4 %) simmade direkt till lekplatserna, medan endast 28,6 % av de odlade uppvisade ett liknande



Figur 7. Antal dagar (medel + SE) som vilda och odlade laxar stannade på lekområdet, d. v. s. uppvisade holding-beteende. Data från 2011.



Figur 8. Antal dagar (medel + SE) som tidig uppflyttade och sen uppflyttade laxar samt öring stannade på lekområdet, d. v. s. uppvisade holding-beteende.



Figur 9. Ödet för tidig och sen uppflyttade laxar samt öring. Fiskarna har lekte i huvudfåran eller biflödet, blivit fallbacks eller dött före lek. Sammanställning är baserad på en sammanslagning av data från 2011 och 2012. N= 31 för tidig lax, 67 för sen lax och 27 för öring (eftersom en öring fastnade i Höljes torrfåra och har därför exkluderats).

beteende (Figur 6). Andelen fallbacks var 50 % för odlad lax och 11,8 % för vild lax. En högre andel odlad fisk (21,4 %) uppvisade ett oregelbundet vandringsbeteende (irrade) jämfört med den vilda laxen (5,9 %).

En större andel vild lax (86,7 %, 26 av 30 fiskar) uppvisade ett så kallad stationärt eller "holding" beteende jämfört med odlad lax (50 %, 7 av 14 fiskar). Uppvisandet av holding-beteende tolkades som att lek var pågående (se Östergren et al. 2011 som beskriver perioden direkt efter lek). Holding-beteendet hos vild lax varade längre än för odlad lax (Figur 7). Dessutom visade tidigt uppflyttad fisk längre holding-beteende (medel 56,2 dagar) jämfört med sent uppflyttad fisk (medel 22,3 dagar; Figur 8).

Om man tittar på år 2011 och 2012 och jämför tidig och sen lax fanns det en signifikant skillnad i andel fallbacks mellan tidigt (38,7 %) och sent (13,4 %) uppflyttad lax (Figur 9). Under 2013 studerades bara fallbacks (inte lek) för sent uppflyttad lax och då var andelen fallbacks 3,4 %. Sammantaget för 2011-2013 var andelen fallbacks för sent uppflyttad lax 10,4%. Det fanns ingen skillnad mellan längd eller kön för de som blev fallbacks och för de som inte blev fallbacks. Det fanns en signifikant skillnad i fallbackfrekvens mellan tidig lax och tidig öring 2012, där öringen inte blev fallback i samma utsträckning som laxen (Figur 9).

DISKUSSION

Syftet med studierna i denna rapport har varit att kartlägga situationen i Klarälven idag för både uppströmsvandrande vuxen lax, och även öring till viss del. Alla studierna har observerat problem som kräver olika åtgärder för att förbättra situationen för fisken.

Fångsteffektiviteten vid fällan i Fors-haga studerades under två år med olika flödessituationer och med olika inriktningar och omfattning på studierna. Första året baserades på 16 fiskar och var ett år med höga flöden. Misstankarna om att höga flöden skulle medföra

en låg fångsteffektivitet blev bekräftade, eftersom endast två fiskar gick in i fällan, vilket motsvarar en effektivitet av 18 %. Andra året av studien var ett år med lägre flöden. Under detta år var fångsteffektiviteten betydligt högre än året innan, med en fångsteffektivitet av 78 % (14 av 18) för oerfaren och 45 % för erfaren (5 av 11) fisk. Att dra slutsatser från två års studier är svårt och särskilt när skillnaden är stor mellan åren, men trots det, indikerar våra resultat och allmänna observationer att det finns utrymme för förbättringar av fällan som t.ex. manipulationer med lockvatten eller spillvatten och öppet-hållandet av fällan.

En åtgärd man bör fundera över är att förändra hur lockvattnet till fällan fungerar i syfte att öka effekten av det. En sådan åtgärd kompliceras av att lockvattnet idag kommer underifrån och bildar en "bubbelpool" precis nedströms Denil-rännan. En annan möjlighet som kanske kan användas i kombination med bra lockvatten är att använda sig av ljus som attraktion. Tidigare studier (Wickham 1973; Larinier & Travade 1999; Kemp et al. 2008) som undersökt fiskens attraktion till ljus, hävdar att ljus kan attrahera fisk och andra akvatiska organismer. Studier har t.ex. visat hur man kan använda ljus och mörker för att minska antalet fiskar som passerar en damm via kraftverksturbiner (Nestler et al. 1995; Ploskey et al. 1995; Greenberg et al. 2012). Att belysa fiskfällan så att ingångarna till fällan blir upplysta skulle potentiellt kunna öka fällans effektivitet, då både ljus och lockvattnet lockar fisken in i fällan. Ännu en åtgärd är att spilla vatten så nära fällan som möjligt, när man måste spilla vatten. Ytterligare en åtgärd för att öka totalfångsten av lax i fiskfällan är att arbeta för att fällan inte ska stängas pga. hög temperatur. Detta skulle kunna åstadkommas t.ex. genom att kyla vattnet i uppsamlingsbassängen. Man bör också fundera över behovet av att anlägga en eller flera fiskfällor till. Särskilt vid högt vattenflöde är man tvungen att spilla långt ifrån turbinut-flödet. Strömförhållanden kring ön

nedströms Forshaga damm är komplexa och fisken kan ta olika vägar fram till dammen, vilket kan kräva flera fiskfällor för att möta alla flödessituationer.

Som väntat, lekte inte lax och öring på samma platser. Laxen lekte huvudsakligen i huvudfåran, i de nedre delarna av Strängsforsen medan öringen huvudsakligen lekte i biflödena (Törnqvist 1940). Vidare var fallback-frekvensen betydligt högre för lax än för öring. Tidpunkten för att flytta upp lax hade betydelse för lekvandringen. Fallback-frekvensen för laxar som flyttades upp tidigt på säsongen var betydligt högre än för sena uppflyttade laxar. Detta kan indikera att man skulle begränsa uppflyttningen till senare delen av säsongen men en sådan lösning vore problematisk; antalet lekfiskar som fångas i Forshaga varje år är begränsat och att bara flytta fisk sent skulle minska antalet ytterligare. Dessutom kan ett sådant selektivt urval ha genetiska konsekvenser. Ett sannolikt bättre alternativ skulle kunna vara att bygga en fiskväg vid Edsforsen eller vid flera av dammarna så att fiskarna som har hamnat nedströms Edsforsen har möjlighet att simma uppströms igen och därmed har en fortsatt möjlighet att bidra till reproduktion. Man kan även fundera på om flyttning av utsättnings-lokalen längre uppströms skulle kunna minska fallbacks. Det är emellertid osäkert om det skulle fungera med tanke på att en del fiskar hamnade nedströms flera kraftverksdammar, t.o.m. nedströms Forshaga.

Ett helt annat sätt att angripa problemet med fallbacks är att undersöka varför andelen fallbacks är större i början av säsongen än senare. En möjlig förklaring för denna säsongsskillnad skulle kunna handla om stress i samband med uppflyttning av laxarna uppströms i kombination med en förmodad svagare lekvandringsmotivation tidigt på säsongen. Laxen som fångas i fällan i Forshaga hålls kvar i uppsamlingsbassängen upp till en vecka innan de flyttas. Denna hantering kan skapa ökad stress som kan påverka

negativt fiskens motivation av att vandra uppströms, särskilt i början på säsongen när motivationen att vandra uppströms tros var svagare än senare under säsongen. Ytterligare en indikation på att fisken som fångats i fällan är stressade såg vi i våra resultat med den erfarna laxen i studien av fiskfällan i Forshaga. I den studien, som utfördes tidigt på säsongen (fisken märktes den 28 juni), vandrade bara 55 % av de erfarna fiskar uppströms efter att de flyttats 4 km nedströms Forshaga; de övriga 45 % höll sig i älven och kom aldrig upp till Forshagaområdet igen. Ett sätt att testa betydelsen av stress för uppströmsvandring skulle vara att jämföra beteendet hos utsatta fiskar som har spenderat olika mycket tid i uppsamlingsbassängen vid Forshaga.

Det fanns skillnader i lekvandring för vild och odlad lax, vilket har också visats av tidigare studier på havsvandrande laxpopulationer (Jonsson et al., 1990, Økland et al., 1995, Thorstad et al., 1998). Cirka 82 % av den vilda laxen simmade från utsättningsplatsen direkt till lekplatserna, medan bara 29 % av de odlade uppvisade ett liknande beteende. Även andelen fallbacks var högre för odlad lax (50 %) än för vild lax (12 %). Dessutom uppvisade odlade laxar (21 %) ett mera oregelbundet vandringsbeteende jämfört med den vilda laxen (6 %). Sådant beteende har observerats tidigare för odlad lax som har rymt från odlingskassar (Økland et al., 1995, Thorstad et al. 1998). Thorstad et al. (1998) spekulerade att odlade fiskar som inte har prägats till lekområdena har ingen signal för att stanna när de kommer till ett lekområde. Dessa skillnader mellan odlad och vild lax indikerar att bidraget från odlad lax till laxpopulationen i Klarälven nog är begränsat, och att man kan ifrågasätta värdet av att transportera fisk av odlad ursprung uppströms. Sedan 2012 har man slutat flytta odlad lax uppströms av denna anledning.

REFERENSER

- Boggs CT, Keefer ML, Peery CA, Bjornn TC. 2004. Fallback, reascension, and adjusted fishway escapement estimates for adult chinook salmon and steelhead at Columbia and Snake River Dams. Transactions of the American Fisheries Society 133, 932-949.
- Brown RS, Cooke SJ, Anderson WG, McKinley RS. 1999. Evidence to challenge the "2% rule" for biotelemetry. North American journal of fisheries management 19, 867-71.
- Greenberg L, Calles O, Andersson J, Engqvist T. 2012. Effect of trash diverters and overhead cover on downstream migrating brown trout smolts. Ecological Engineering 48, 25-29.
- Jepsen N, Schreck C, Clements S, Thorstad EB. 2005. A brief discussion on the 2 % tag/bodymass rule of thumb. Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9-13 June 2003. Rome, FAO/COISPA. 2005. 295 sidor.
- Jonsson B, Jonsson N, Hansen LP. 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? Behavioral Ecology and Sociobiology 26, 225-30.
- Kemp PS, Gessel MH, Williams JG. 2008. Response of downstream migrant juvenile Pacific salmonids to accelerating flow and overhead cover. Hydrobiologia 609, 205-217.
- Larinier M, Travade F. 1999. The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. In: Odeh, M. (Ed.), Innovations in Fish Passage Technology. American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, s. 25-42.
- Nestler JM, Ploskey GR, Weeks G, Schneider T. 1995. Development of an operational, full-scale fish protection system at a major pumped-storage hydropower dam. In: Waterpower '95. Proceedings of the International Conference on Hydropower, American Society of Civil Engineers, San Francisco, CA, pp. 152-161.
- Petersson, Å, Mehli, SA, Qvenlid, T, Sjöström, T., Karlsson, R. 1990. Tryselelva/Klarälven: Norsk-svenska avtalet 1969 om "Vänerlaxens fria gång". Utvärdering och förslag. Rapport från Fiskeristyrelsen, Fiskenämden i Värmlands län, Direktoratet för naturförvaltning och Fylkesmannen i Hedmark. 30 oktober 1990.
- Piccolo J, Norrgård J, Greenberg L, Schmitz M, Bergman E. 2012. Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case-study from Lake Vänern, Sweden. Fish and Fisheries 13: 418-433.
- Ploskey G, Nestler J, Weeks G, Schilt C. 1995. Evaluation of an integrated fish protection system. In: Waterpower '95. Proceedings of the International Conference on Hydropower, American Society of Civil Engineers, San Francisco, CA, s. 162-171.
- Thorstad, EB, Heggberget, TG, Økland F. 1998. Migratory behaviour of adult wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., before, during and after spawning in a Norwegian river. Aquaculture Research 29, 419-428.
- Törnquist, N. 1940. Märkning av Vänerlax. Meddelanden från Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket. No. 17.
- Wolfbrandt, J. 2014. Beteende hos lekvandrande lax i Klarälven – utvärdering av en fiskfälla. Examensarbete, Biologi, Karlstads universitet, Löpnummer 14:01
- Wickham DA. 1973. Attracting and controlling coastal fish with nightlights. Trans. Am. Fish. Soc. 102, 816-825.
- Økland F, Heggberget TG, Jonsson B. 1995. Migratory behavior of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) during spawning. Journal of Fish Biology 46, 1-7.
- Östergren, J, Lundqvist, H, Nilsson, J. 2011. High variability in spawning migration of sea trout, *Salmo trutta*, in two northern Swedish rivers. Fisheries Management & Ecology 18, 72-82.



Produktion av vild laxsmolt i Klarälven

Eva Bergman, Larry Greenberg, Johnny Norrgård & John Piccolo
Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet.

SAMMANFATTNING

Att förstå tidpunkt, varaktighet och storlek på smoltvandringen är en nyckelfaktor för att framgångsrikt kunna förvalta eller rehabilitera ett laxbestånd. Kunskap om smoltvandring och smoltproduktionen möjliggör en förståelse för dödligheten i vattendraget och i sjön, vilket i sin tur möjliggör en prioritering av olika förvaltningsåtgärder som t.ex. reglering av flödet och restaurering av lek och uppväxtmiljöer. Målet i detta projekt var att utveckla en fungerande smoltövervakningsmetod för Klarälven, och att dessutom beskriva tidpunkt, varaktighet och omfattning för smoltvandringen. Vi utvecklade en metod med en ryssja som tidigare använts i Vindelälven och Torne älv och såg att smoltvandringen inleds i början av maj och fortsätter tills slutet av juli. Pilotstudien 2012 pågick under 25 fiskedagar, 8 maj till 2 juli, och det fångades 162 laxsmolt med en fälleffektivitet på 17 %. Under 2013 fångades under 78 fiskedagar, 2 maj till 25 juli, med samma metod över 700 laxsmolt, och under 2014 var motsvarande siffra 1423 laxsmolt på 67 fiskedagar mellan 1 maj och 23 juli. Fångsteffektiviteten på ryssjan var i genomsnitt 19 % 2013 och 7 % 2014 vilket leder till en uppskattning av 3800 respektive 19800 laxsmolt som passerat under de dagar fällan var i drift. Ryssjan fiskade inte under 7 dagar 2013 och 17 dagar 2014 på grund av en hög flödestopp i maj 2013 respektive maj-juni 2014, vilket inte möjliggör en tillförlitlig uppskattning av den totala smoltproduktionen. För att med större säkerhet beräkna omfattningen av smoltmigrationen behövs ytterligare utveckling av metoden med smolttryssjan, eller en kombination av olika smoltfällor. I syfte att sätta gränsvärden för potentiell smoltproduktion utvecklade vi en livshistoriebaserad mekanistisk modell av Klarälvens laxpopulation

genom att använda Klarälvs specifika och litteraturvärden för modellparametrarna. Modellsценарier indikerar att det krävs en ökning från 30 % till minst 80 % för antingen smoltens överlevnad under nedströmsvandringen eller för lekfiskfångsten i Forshagafällan om man vill bibehålla en fortsatt populationstillväxt hos den vildfödda laxen. Om man kan höja överlevnaden för både smoltens nedströmsvandring och lekfiskens uppströmsvandring till 80 % kan man nå nivåer på upp till 4500 återvändande lekfisk.

INLEDNING

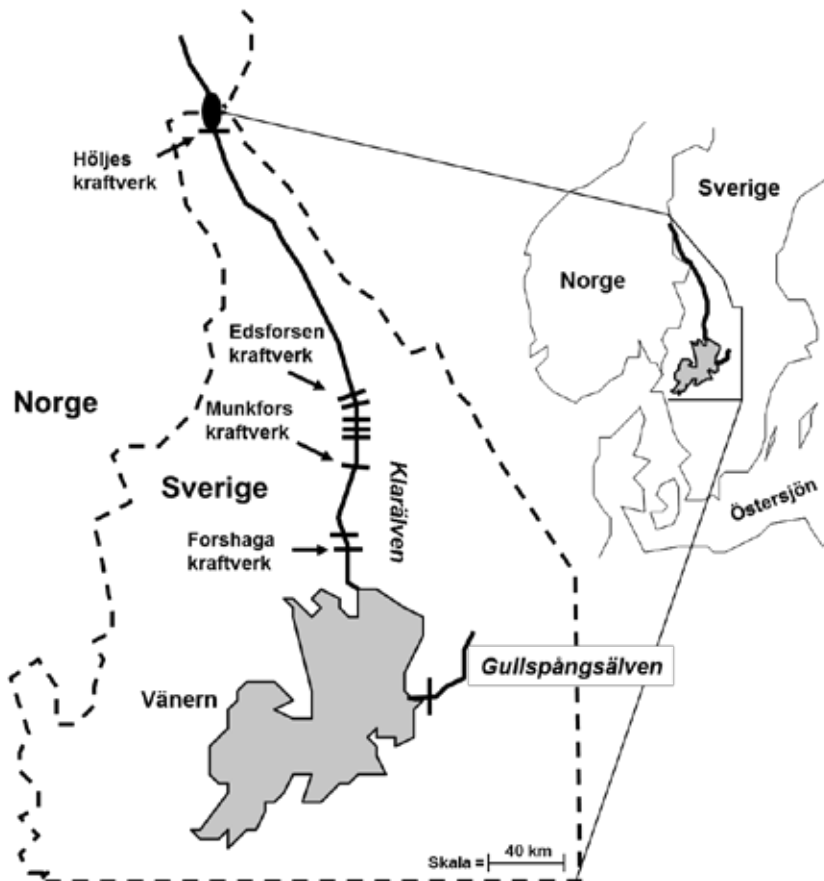
Bakgrund

För att effektivt förvalta vandrande laxbestånd är kunskap om dödlighet i olika livsskeden avgörande. Även om laxförvaltning tidigare fokuserat på rekrytering av vuxen lekfisk (Ricker 1954, Hillborn et al. 1999, Jonsson and Jonsson 2011), innebär mätning av tätheten av yngre fisk att man kan urskilja när under livsrytmen dödligheten sker och därmed få bättre underlag för olika förvaltningsåtgärder som fiskvägar eller habitatrestaurering (Volkhardt et al. 2007, Muir and Williams 2012, Williams et al. 2014). I Klarälven har mängden återvändande vildfödd lekfisk ökat sedan 1996 (Piccolo et al. 2012, Magnusson et al. 2013). Orsaken till denna ökning kan vara antingen en ökning av antalet producerade vildfödda smolt eller minskad dödlighet i Vätern, eller en kombination av dessa faktorer. Utan en uppskattning av produktionen av vildsmolt är det omöjligt att förstå orsaken till ökningen i Forshagafällan av vild lekfisk. Vidare var tidpunkten och varaktigheten för smoltvandringen okänd i Klarälven men Norrgård et al (2013) indikerar att smoltutvandring sker under juni-juli. Avsaknaden av kunskap om smolttäthet gör det svårt att utvärdera effektiviteten av restaure-

ringar i älvens habitat, förbättringsåtgärder vad gäller fiskens passagemöjlighet, eller förändringar flödesregim. Detta innebär ett risktagande vad gäller en långsiktigt hållbar förvaltning mot en långsiktig hållbarhet av det vilda laxbeståndet riskerar att bli chansartad.

Trots en mängd ny kunskap om smoltens fysiologi och vandringsbeteende (se Thorstad 2012), är det fortfarande en stor utmaning att noggrant genomföra bra mätningar av smoltproduktionen. Detta beror huvudsakligen på att det är svårt att fånga smolt – de är goda simmare som tenderar att vandra vid högflöden i den del av vattendraget där vattenhastigheten är som störst (Svendsen et al. 2007; Williams et al. 2012). Smolt är känsliga för förändringar i turbulens och de kan snabbt flytta sig vertikalt i vattenkolumnen, inklusive runt ingången till fiskfällor (Enders et al. 2009). Den vanligaste smoltfällan, en roterande skruvfälla, har i större älvar oftast en effektivitet, dvs. hur stor andel av populationen den fångar, på långt under 10 %, ofta bara 2-3 % (Volkhardt et al. 2007). Detta kan vara tillräckligt när man ska göra populationsbestämningar av riktigt stora laxpopulationer (eg. Stilla Havslax) som ändå ger robusta uppskattningar. När relativt små smoltmängder vandrar i en stor älv, vilket är vanligare hos Atlantlax, blir dessa låga effektiviteter otillräckliga för säkra smoltuppskattningar med hjälp av fångst-återfångststudier. Då behövs metoder som ger högre återfångst för att kunna göra en tillförlitlig smoltuppskattning.

Syftet med denna studie var att testa några olika metoder för att fånga nedströmsvandrande smolt för att hitta en fungerande metod. I förlängningen ville vi kunna föreslå en metod för att i framtiden kontinuerligt kunna uppskatta den årliga smoltproduktionen i Klarälven. Dessutom ville vi



Figur 1. Karta över studieområdet för smoltfångst. Den roterande skruvfällan var placerad nedströms Forshaga och uppströms Munkfors kraftverk 2011. Ryssjan var placerad uppström Edsforsens kraftverk 2012-2014. Se text för exakta koordinater.



Figur 2. Roterande skruvfälla placerad vid Skårebron i Karlstad 2011.

bygga en enkel modell för att använda dessa smoltproduktionsuppskattningar tillsammans med andra uppgifter på t.ex. överlevnad och storlek på juvenila årsklasser av lax, information om mängd och storlek på uppkörd lekfish samt information om mängden lek- och produktionshabitat i älven. Utifrån dessa uppgifter ville vi analysera olika scenarier och konsekvensen för laxpopulationens storlek i Klarälven. Sammantaget, med denna studie, ville vi:

1. Undersöka när och hur länge smoltvandringen varar.
2. Uppskatta smoltproduktionens storlek.
3. Uppskatta smoltpopulationens utveckling för några olika scenarier, där vi i modellen varierar överlevnaden för fisken både vid upp- och nedströms vandring.

MATERIAL OCH METODER

Smolt har fångats på tre olika platser i Klarälven under åren 2011-2014 (Figur 1). År 2011 fiskade vi med en roterande skruvfälla (Figur 2), först vid Skåre och sedan i kraftverkskanalen i Munkfors. År 2012-2014 fiskade vi med en smolttryssja uppströms bron i Edebäck (Figur 3, 4). Fiskena under fältsäsongerna 2011 och 2012 är att betrakta som pilotstudier, men 2013 och 2014 satsade vi ensidigt på ett fiske med smolttryssjan under en längre sammanhängande period.

Roterande skruvfälla

En skruvfälla (Thedinga et al., 1994) utan ledarmar låg placerad i Skåre, precis vid Skårebron i Karlstad (59.399127, 13.504760), mellan den 26 april och den 25 maj 2011. Efter detta flyttades den till kraftverkskanalen vid Munkfors kraftstation (59.848638, 13.546817), där den låg mellan den 9 juni och den 10 juli.

Skruvfällan tömdes dagligen och all fisk artbestämdes, vägdes och längdmättes. För att uppskatta fällans effektivitet i Skåre använde vi oss av ett känt antal odlade smolt som sattes ut nedströms Forshaga. Personal vid

fiskodlingen informerade oss dagligen om vilken stam och hur mycket smolt de satte ut, och vi kunde sedan notera deras återfångst i skruvfällan i Skåre. Den låga effektiviteten av skruvfällan i Skåre med avseende på odlad smolt ledde oss till beslutet att flytta fällan till Munkfors i ett försök att fånga vild smolt lite senare under säsongen 2011.

Smoltryssja

Under 2012-2014 var en smoltryssja placerad i Edebäck (Figur 1 och 4; 60.064055, 13.559949). Vi använde två olika smoltryssjor under fältsäsongen 2012, en mer tjocktrådig (10 mm, knutlös; 8-24 maj) och en mer tunntrådig (10 mm, med knut; 8 juni-1 juli). Ryssjan med grövre trådtjocklek klarade inte av de höga flödena, mycket skräp i älven pluggade igen ryssjan så att den fick lyftas ur vattnet under långa perioder. Ryssjan med tunnare trådtjocklek fungerade bättre, så 2013 och 2014 använde vi en nyinköpt ryssja med den tunnare trådtjockleken. Under 2013 låg ryssjan i älven mellan den 2 maj till 25 juli förutom en vecka i maj (23-28 maj) då flödet var för högt för att ryssjan skulle kunna fungera och under 2014 låg den i vattnet 1 maj till 23 juli förutom 17 dagar i slutet av maj (22 maj – 8 juni). Fällan bestod av en ryssja och två ledarmar som vardera var 40 m långa (Figur 3). Ledarmarna och fällan förankrades i bottenstrukturatet

med 6-7 m långa järnstolpar med en diameter på 20 mm. Dessa drevs ner i bottenstrukturatet för hand med stor kraft. Ett beslag förankrat i botten möjliggjorde att man kunde dra ner ledarmen mot botten med hjälp av ett rep.

Smoltfällan tömdes och rengjordes varje dag och all fisk bedövades, artbestämdes, vägdes och mättes. På lax och öring gjordes en smoltstatusbestämning, fjäll, och DNA-prov togs och smolten märktes med ett streamermärke (med unikt identifikationsnummer) innan den kördes med bil uppströms ca tre km för att sättas ut i älven igen. Återfångsten av märkt fisk noterades och användes för att räkna ut fällans effektivitet (Volkhardt et al. 2007).

Uppskattning av smoltproduktion

Uppskattning av smoltmängden i älven gjordes genom en fångst-återfångst studie, där smolt som fångades i ryssjan märktes och släpptes ut ca 7 km uppströms ryssjan (Volkhardt et al. 2007). Fångsteffektiviteten av flytande fällor (eg. roterande skruvfällor) varierar med flöde i mindre vattendrag. Därför görs ofta uppskattningar av smoltabundansen med periodspecifika fälteffektiviteter. Effektiviteten i vår ryssja var dock inte relaterad till flödet 2013 och 2014 var fångsterna väldigt små under stora delar av tiden efter flödestoppen så

därför använde vi medeleffektiviteten över hela fångstperioden när vi gjort en uppskattning av mängden smolt som vandrat 2013 och 2014.

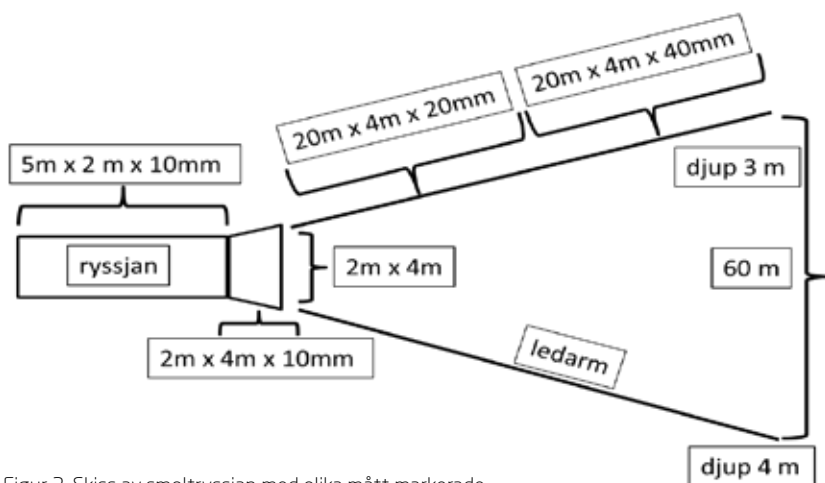
Vi utvecklade en åldersstrukturerad smoltproduktionsmodell med hjälp av uppmätta data från den vilda lekfisken (antal återvändande och storlek) som fångats i fällan i Forshaga 2000-2013 samt med hjälp av litteraturvärden för antal ägg per kg lekbona, överlevnad från ägg-smolt och smolt-adult stadier (Tabell 1). Modellen användes för att projicera antalet vuxna fiskar som borde återkomma till Forshaga under perioden 2005-2050. Vi modellerade fyra olika scenarier: 1) ingen förändring från dagens system, 2) inkluderat en åtgärd som höjde Forshaga fällans effektivitet 80 %, 3) inkluderat en åtgärd i Edforsens som sänkte den totala smolt dödligheten till 20 %, samt 4) åtgärdat både Forshagafällan och Edsforsen (scenario 2 och 3).

RESULTAT

Skruvfälla i Skåre och Munkfors 2011

Arbetet med skruvfällan 2011 gav inga stora fångster, varken när den låg i Skåre eller i Munkfors. Vår förhoppning när vi placerade fällan i Skåre var att vi skulle kunna få ett bra effektivitetsmått direkt genom att fånga odlad smolt i samband med att den sattes ut. Det visade sig att fällans effektivitet var så låg (0,06 %) där den var placerad att vi drog slutsatsen att vi inte kunde använda den roterande skruvfällan i nedre Klarälven som metod för att uppskatta smoltproduktionen i älven. Däremot fångades många andra arter, inte bara lax och öring (Tabell 2). Vattentemperaturen varierade mellan 9 och 13 °C under fångstperioden och medelflödet var 155 m³/sec.

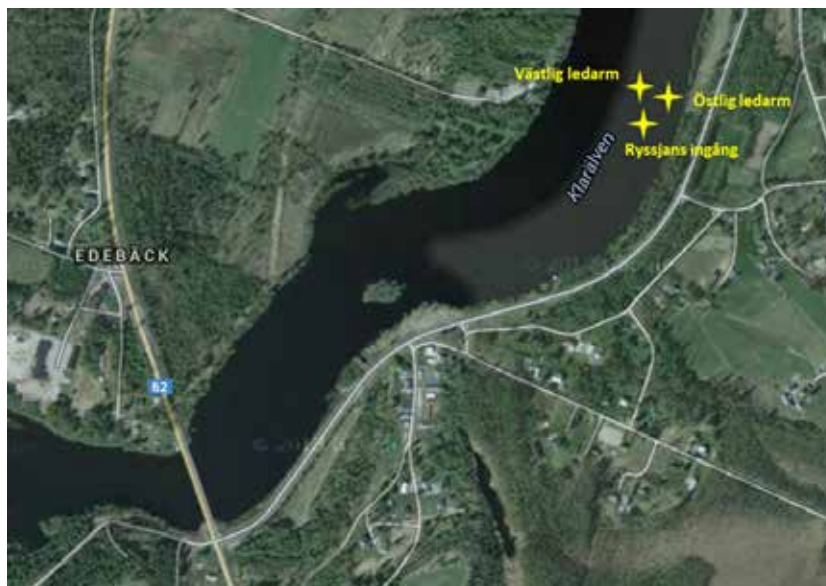
När den roterande skruvfällan placerades i Munkfors kraftverksskanal fångade den sammanlagt 16 laxsmolt och några andra arter (Tabell 2). Vattentemperaturen varierade mellan 13 och 16 °C och medelflödet var 180 m³/sec.



Figur 3. Skiss av smoltryssjan med olika mått markerade.

Tabell 1. Konstanter som använts som modellparametrar för att modellera smoltscenarierna i denna rapport. Värdena är noterade som antingen specifika för Klarälven 2000 och framåt eller från litteraturen. Dessa parametrar kan ändras om man vill använda modellen för andra scenarier.

Parameter	Värde	Källa
Medelvikt (kg)	3,7	Lekfisk i Forshaga 2000-2009
Antal romkorn/kg fiskvikt	1350	Christensen och Larsson (1979), Dannewitz et al. (2013), K. Jarmuzewski, Fortum, muntl.
Överlevnad rom till 0+	0,075	Gibson (1993)
Överlevnad 0+ till 1+	0,66	Elliott (1994), B. Jonsson muntl.
Överlevnad 1+ till 2+	0,66	Elliott (1994), B. Jonsson muntl.
Andel 2+ smolt	0,5	Klarälven 2013 smolt fjällanalys
Överlevnad 2+ till 3+	0,66	Elliott (1994), B. Jonsson muntl.
Uppväxthabitat	3 774 293 m ²	Se "Biotopkartering och Lekbeståndsmål"
Maximal smolt produktion	3/100 m ²	Uusitalo et al. (2005)
Uppväxthabitatets bärförmåga	114 000	((3 774 293 m ² /100) * 3).
Överlevnad smolt till vuxen	0,3	Behnke (2007), Seelbach et al. (1994)



Figur 4. Placering av ryssjan vid Edebäck (övre bilden). Älven är ca 210 m bred. Den grovmaskiga smolttryssjan placerad i Edebäck, när den fiskar effektivt (nedre vänstra bilden), samt smolttryssjan när den har satt igen i samband med ett högt flöde 2013 (nedre högra bilden).

Smolttryssja i Edebäck

Under 2012 fiskade vi från 8 maj till 1 juli (enlig överenskommelse med Vildmark i Värmland) och smolt fångades hela tiden ryssjan var i vattnet utom de sista dagarna i juni och då avbröts fisket. Sammanlagt fångades ca 162 smolt under de 25 dagar som ryssjan fiskade (Figur 5 överst). Effektiviteten var ca 17 % 2012 och grundades på 109 märkta smolt och en återfångst av 19. Smoltens medellängd var 165 mm och medelvikten 38,0 g. Antalet vandrande smolt uppskattades till 1150 under de 25 fiskade dagarna. Under perioden varierade flödet mellan 130 och 335 m³/s (medelvärde 211 m³/s), och temperaturen var mellan 11 och 16 °C.

Under 2013 utökades fiskeperioden så att vi fiskade mellan den 2 maj och 25 juli och hela tiden användes ryssjan med tunn trådtjocklek. Sammanlagt fångades 727 laxsmolt på 84 fiskande dagar under 2013, och generellt var fångsterna högst mellan 10 maj till 10 juli (Figur 5 mitten). Effektiviteten var ca 19 %, baserat på 492 märkta smolt och 92 återfångade smolt. Smoltens medellängd var 159 mm och medelvikten 30,0 g. Totalt 3800 smolt uppskattades ha passerat under de 78 fiskade dagarna. Under perioden varierade flödet mellan <100 och ca 375 m³/s (medelvärde 196 m³/s), och temperaturen var mellan 6 och 20 °C.

Under 2014 fiskade vi mellan den 1 maj och 23 juli och även 2014 användes ryssjan med tunn trådtjocklek. Sammanlagt fångades 1423 laxsmolt på 67 fiskande dagar 2014, och generellt var fångsterna högst mellan 18-22 maj (Figur 5 nederst). Den 22 maj fångades 158 smolt på bara 5 fiskade timmar, vilket motsvarar över 700 smolt på ett dygn. Effektiviteten var ca 7 %, baserat på 819 märkta smolt och 59 återfångade. Smoltens medellängd var 152 mm och medelvikten 29,9 g. Sammanlagt 19753 smolt uppskattas ha passerat under 67 fiskade dagar. Flödet varierade mellan 84 och 651 m³/s (medelvärde 217 m³/s) och temperaturen var mellan 5 och 22 °C.

Tabell 2. Total fångst i skruvfällan i Skåre och Munkfors 2011 samt i smolttryssjan i Edebäck 2012, 2013 och 2014.

Art/Stam	Skåre 2011	Munkfors 2011	Edebäck 2012	Edebäck 2013	Edebäck 2014
Vild lax	2 *	16	162	727	1429**
K-lax	33				
G-lax	18				
Vild öring		2	16	82 ***	44****
K-öring	24				
G-öring	29				
Harr		8		3	
Abborre	34			2	
Gärs	1	1			1
Nejonöga	39			1	
Benlöja	3				
Nors	10				
Lake			1	6	1
Mört	16		7	114	55
Braxen	2				
Sik				31	12
Stäm			19	57	88
Ål	1				
Gädda	4	23		36	20
TOTALT	216	50			
* Fångades 15 maj			*** Varav 2 kelt		
** Varav 5 kelt			**** Varav 1 kelt och 3 lekfisk		

Modellering av smoltproduktion

Smoltmodelleringen visar att 1) sannolikheten att bevara en självförsörjande vild laxpopulation ökar om man antingen ökar mängden lekfisk (ökade fångster i Forshagafällan) eller överlevnaden på nedströmsvandrande smolt (en effektiv smoltfälla i Edsforsen, 2) att åtgärder vid både Forshaga och Edsforsen behövs för att få en stor ökning av lekfisk 3) en del av de litteratur- och fältbaserade parametrarna behöver förfinas.

I scenario 1, dvs. utan förändring från dagens system och med både en smoltöverlevnad och en effektivitet i Forshagafällan på 30 %, predikterades att populationen skulle dö ut till år 2035 (Figur 6). Man bör dock observera att modellprognosen inte passar med observerade data från 2006-2013, vilket tyder på att en eller flera parametrar är för låga.

I scenario 2 och 3, när Forshagafällans effektivitet respektive smoltöverlevnaden ökar till 80 % (Figur 7), ökar

populationen på likartat vis eftersom båda scenarierna påverkar antalet lekfisk, och därmed antalet ägg, på samma sätt. Ytterligare simuleringar (inga figurer) visar att om Forshagafällans effektivitet eller smoltöverlevnaden ensam ökas behöver dessa ökas till minst 75 % för att populationen inte ska dö ut under den simulerade tidsperioden.

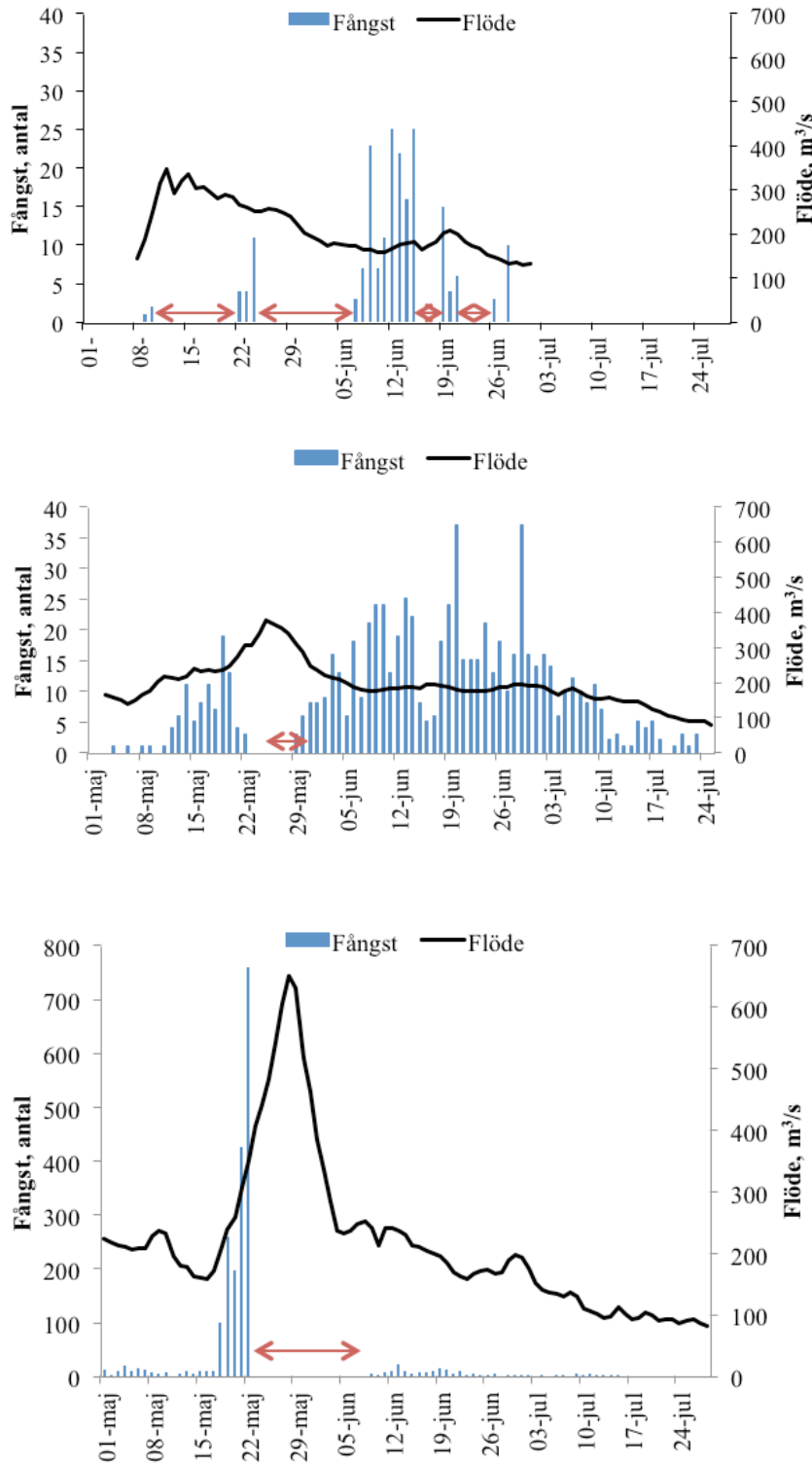
I scenario 4 (Figur 8), som inkluderar förbättringar i både Forshagafällans effektivitet och smoltöverlevnaden, växte populationen till 4 380 lekfiskar. Populationen begränsas då av täthetsberoende processer (dvs. begränsad tillgång på lek- och uppväxtområden) som begränsar smoltproduktionen. Modellen förutsäger att för att ytterligare öka populationsstorleken behövs bättre eller ytterligare tillgång på lek- och uppväxthabitat.

DISKUSSION

Genom denna studie har vi utvecklat en övervakningsmetod för att klarlägga

tidpunkten och varaktigheten av smoltvandringen i Klarälven. Vi har sett stora skillnader i smoltfångst mellan åren, t.ex. var den maximala fångsten under en och samma dag 37 smolt 2013 men uppskattningsvis över 750 smolt 2014. För att uppskatta den totala smoltproduktionen krävs dock ytterligare förbättringar av ryssjan och metodiken för att även kunna fiska i högre flöden, även om det troligen inte är möjligt att fiska med denna typ av ryssja under de allra högsta flödena. Under 2012 användes den roterande skruvfällan i Munkfors för att fånga smolt till en märkningsstudie under den period när smolttryssjan inte kunde användas på grund av höga flöden. Flytande fallor är mindre känsliga för höga flöden än ryssjan, och det skulle kunna vara framgångsrikt att kombinera flytande fallor med ryssjan i syfte att få en bättre uppfattning om mängden vandrande smolt även under de högsta flödena och därmed kunna göra säkrare uppskattningar av smoltproduktionen.

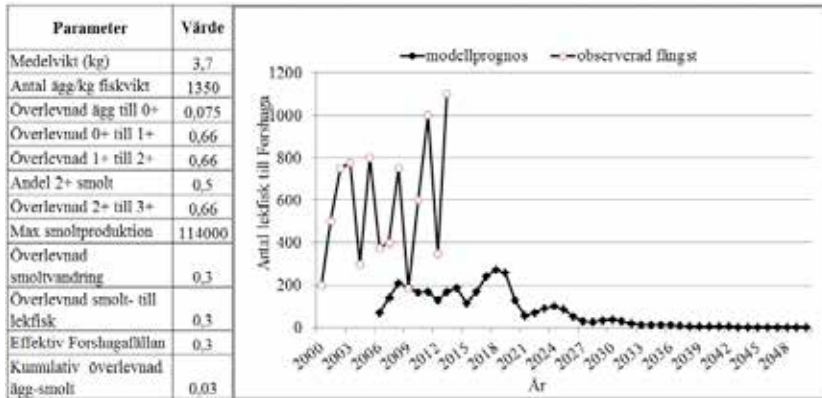
Smoltvandringen i många vattendrag med Atlantlax beskrivs ofta som att den största delen smolt vandrar på mindre än en månad (Thorstad et al. 2012). I Klarälven pågick den längre (minst 3 månader) 2013 då det inte fanns någon tydlig smoltvandringstopp. Under 2014 fångades stora mängder smolt under början av en flödestopp i slutet av maj och när ryssjan lades i igen fångades mycket lite smolt under resten av säsongen. Med mer kunskap om variationerna under smoltvandringsperioden kan man komma att bedöma att även situationen i Klarälven är sådan att största delen av smolten går i maj, men det krävs fler års studier innan detta kan bekräftas. Tidigare har det beskrivits att det finns en smoltvandringstopp kring midsommar i Klarälven, men våra studier visar att en del av perioden för smoltvandring i Klarälven sker tidigare än man tidigare trott (Norrgård et al. 2013). Under 2014, när isen var borta redan i april, fångades laxsmolt i Edebäck i relativt stor mängd redan den 2 maj då fällan sattes ut, och bara



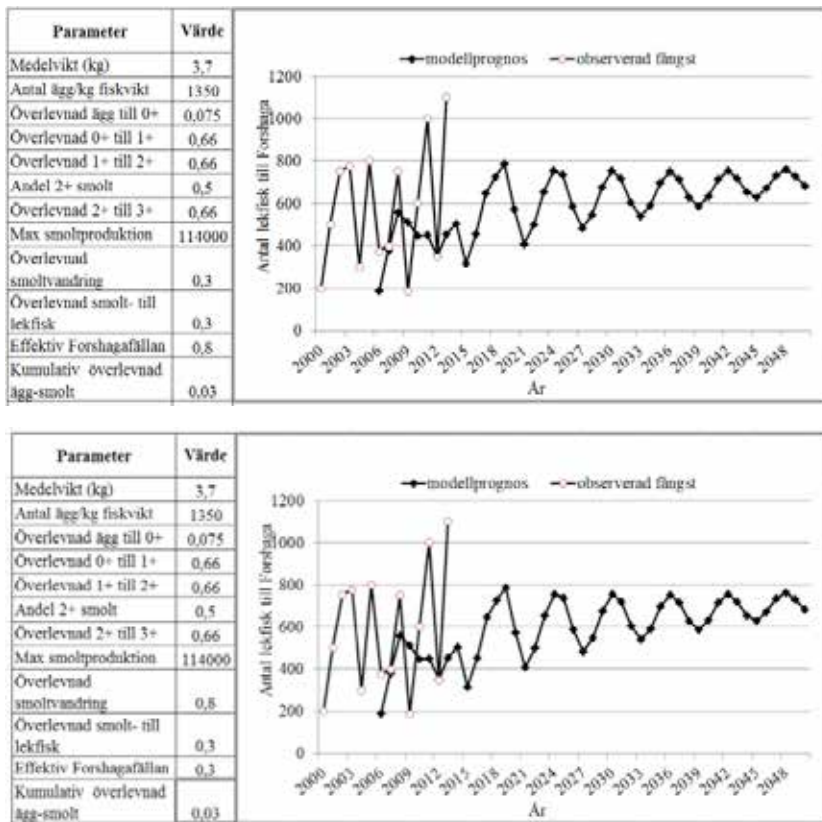
Figur 5. Smoltfångst (antal) och flöde i Klarälven (m³/s) 2012 (överst), 2013 (mitten) och 2014 (nederst). 2012: Under perioden 8-24 maj 2012 användes en tjocktrådig ryssja och från den 8 juni till 1 juli 2012 en tunntrådig. Den tunntrådiga klarade bättre av förhållandena i älven. Den 8 maj och 1 juli 2012 var fångsten 0 smolt. 2013: Under hela perioden 3 maj till 25 juli 2013 användes en tunntrådig ryssja. 2014: Under hela perioden användes en tunntrådig ryssja. Röda pilar i figuren markerar när ryssjan inte varit i vattnet. Högsta värden (22/5 2014) är omräknat från 5 timmars fiske (158 smolt). Observera att y-axlarna har olika skala de tre åren.

under perioden 18-22 maj beräknades nästan 16 000 smolt ha passerat, men även under 2013 vandrade en del smolt redan i maj. Eftersom vi ännu inte har kunnat fiska med önskad effektivitet vid högflödena finns en fortsatt osäkerhet på om och hur stor mängd smolt som vandrar vid denna relativt korta flödestopp. Utan bättre kunskap om detta är det svårt att ge bra råd vad gäller spillvattenstrategier. Om smoltvandringen är utan större toppar men med lång varaktighet (som 2013) bör man ha en förvaltningsstrategi där man ökar spillvattenmängden vid kraftverken under en lång tid, ca 15 maj till 15 juli, om man skall erhålla den förmodade nyttan. Om man istället har en stor vandringstopp i maj som det var 2014, när det vanligtvis spills en del vatten (Figur 9), kan den rekommenderade spillperioden vara kortare.

Arbetet med att använda en smolttryssja för att övervaka en sjövandrande population av Atlantlax är lite av ett pionjärbete. Basmotodiken har utvecklats för havsvandrande lax de senaste 10 åren i Torneälven och Vindelälven, men används ännu inte i större omfattning på andra platser. Både Torne älv och Vindelälven är betydligt större vattendrag med större laxpopulationer än Klarälven, och i dessa älvar fiskar man inte under högflödesperioder då vattenhastigheten överstiger 1 m/s (Pers kom T. Hasselborg). Eftersom laxpopulationerna i dessa två vattendrag är så stora uppgår antalet fångade smolt likväld till en sådan nivå att det möjliggör goda skattningar av smoltproduktionen. I en älv som Klarälven, med en mindre laxpopulation och färre smolt, innebär avbrott i fisket under högflöden att man inte kan fastställa smoltproduktionen tillfredsställande. I Klarälven vore det önskvärt med en övervakningsmetod som täcker hela utvandringsperioden. Under 2013 fiskade vi i flöden upp till 0,9 m/s, och under 2014 till 1,1 m/s. Under 2014 gjordes försök att gradvis höja fångstarmarna under högflöden för att kunna fiska även i högflödesperioder, om än med lägre effektivitet.



Figur 6. Scenario 1, med effektiviteten i Forshagafällan och smoltöverlevnaden satt till 30 %.



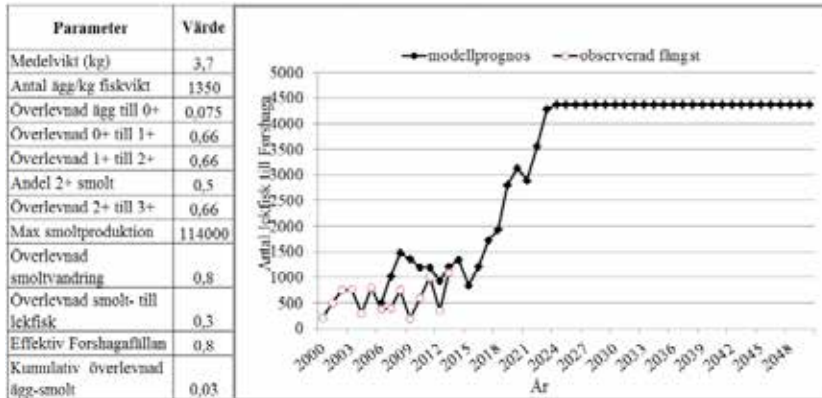
Figur 7. Modellering av scenario 2 och 3, med effekten av ökad effektivitet av Forshagafällan från 30 till 80 % (överst), och effekten av ökad smoltöverlevnad från 30 till 80 % (nederst).

Genom att beräkna sambandet mellan flöde (vid Höljes kraftverk) och vattennivå, i kombination med information från Fortums driftcentral angående predikterade flöden, kunde vi planera nödvändiga åtgärder i tillräcklig tid för att säkerställa en så kontinuerlig drift av ryssjan som möjligt. Snabba flödesförändringar och ökad transport av

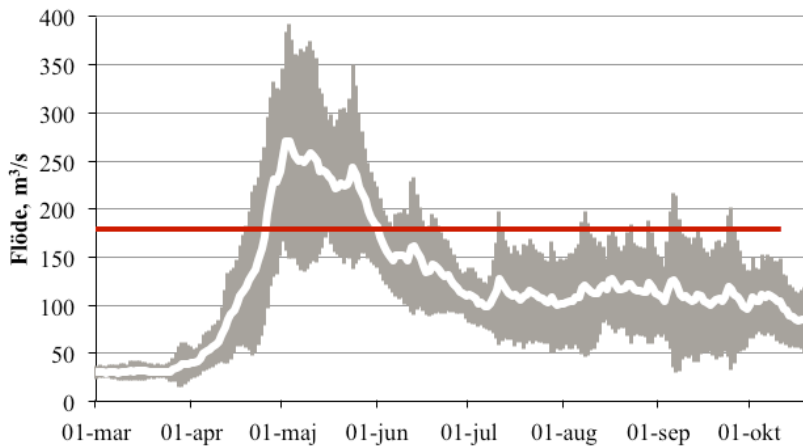
organiskt material (träd, löv, markvegetation etc.) vid flödestoppar är dock problematiskt och svåra att förutse. Flödestoppen i Klarälven under slutet av maj 2014 var den högsta på många år med flöden på över 500 m³/s, vilket medförde att vi inte kunde fiska hela perioden. Man måste vara medvetens om att det är en lång process att

utveckla nya övervakningsmetoder i nya älvsystem, i de flesta fall utvecklas metodiken successivt genom att pröva sig fram med erfarenhet från tidigare år och andra vattensystem (Williams et al. 2005). Framgångsrika övervakningsprogram, som t.ex. i Alaska, Columbiafloden, Torne älv och Vindelälven, visar dock att produktionsberäkningar fyller en mycket viktig del i förvaltningen av vattendragen (Uusitalo et al. 2005). Information och skattningar av den vilda smoltproduktionen torde vara viktig när förvaltande myndigheter ska prioritera bland olika potentiella åtgärder som t.ex. spill av vatten vid kraftverk, restaurering av uppväxthabitat, och fiskpassageförbättringar.

De enkla beräkningar av fångst-återfångst vi genomförde gav en betydligt lägre uppskattning av antalet smolt än vad som är biologiskt rimligt för år 2013, men inte för 2014 (i och med att vi lyckades fanga en del av smoltvandringstoppen i maj 2014). I modelleringsscenarierna 2 och 3, där modellprognosen passar någorlunda med observerade data från Forshagafällan, är smoltproduktionen beräknad till 17 000 under 2013. Under 2013, när vi hade en välfungerande säsong med smolttryssjan beräknade vi att enbart 3 800 smolt skulle passerat fällan under de 78 dagarnas drift, vilket är långt under de 17 000 som modellen uppskattade. Fällan fiskade inte under 6 dagar i maj 2013, och med kunskap om situationen 2014 är det inte osannolikt att en så stor mängd smolt passerade under dessa dagar, eg. 13 000. Under 2014 uppskattades smoltvandringen under perioden 1-22 maj till drygt 17 000 smolt, vilket visar att det är möjligt att en stor del av produktion vandrar redan i maj. Om stora mängder smolt vandrar i maj varje år, när man vanligen spiller mycket vatten (Figur 9), är det möjligt att överlevnaden av smolt kan vara högre än 30 %. De studier som gjorts om smoltöverlevnaden vid kraftverkspassagen är både 2009 och 2013 genomförda i juni, och överlevnaden var högre 2013, då det spilldes vatten vid 75 % av kraftverken



Figur 8. Modellering av scenario 4 med effekten av både ökad effektivitet av Forshagafällan (30 till 80 %) och smoltöverlevnad (30 till 80 %).



Figur 9. Flöde (medelvärde och SD) i Klarälven 2001-2012. Perioder med ett flöde över 180 m³/s (röd linje), dvs. maximal turbopumpkapaciteten vid de flesta kraftverken, leder till att man spiller vatten i spilluckorna. Observera att spill kan förekomma även vid andra perioder när man av olika anledningar inte kör turbinerna för fullt.

under hela studieperioden, än 2009 då det inte spilldes (Norgård et al. 2012).

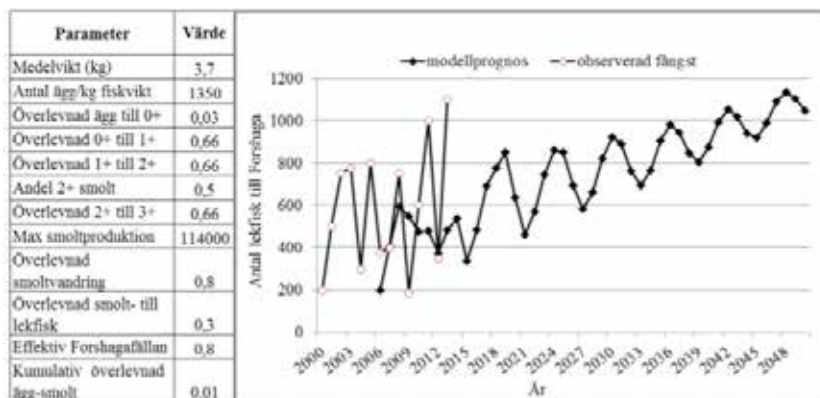
I syfte att öka noggrannheten i modellens prediktioner bör man förfinas de ingående parametrarna. Ett sätt att göra detta är genom att ha en fortsatt smoltövervakning samt ett utökat märkningsprogram som även omfattar vild parr. Även skattningar av åldersstrukturen i laxpopulationen med hjälp av t.ex. båtelfisken, mer detaljerad data om äggstorlek och mängd för olika storlekklasser av honor bör samlas in (Gibson 1993; Jonsson och Jonsson 2011). Dessutom kan man ta fjällprov på fisken som transporteras upp till lekområdena. Detta kan avsevärt förbättra skattningarna av smoltproduktionen och den

åldersspecifika dödligheten (ägg-vuxen), och därigenom effektiviteten av habitatrestaurering och fiskeförvaltning. Storskaliga och långsiktiga PIT-märkningsprogram i Columbiafloden har t.ex. avsevärt förbättrat förståelsen för åldersspecifik dödlighet, effektivitet hos åtgärder som smoltutsättningar och smolttransporter (Muir and Williams 2012, Holsman et al. 2012). Dessutom har dessa studier kunnat följa populationens demografiska utveckling i relation till kraftverk och klimatförändringar, vilket potentiellt gynnar en långsiktig hållbar förvaltning. Eftersom det tar flera år innan sådana märkningsstudier ger resultat är det viktigt att det görs ansträngningar för att genomföra

detta så snart som möjligt i Klarälven. Märkning av parr i samband med elfiskeundersökningar skulle kunna förbättra skattningar av ägg-smoltöverlevnaden och bidra med att identifiera flaskhalsar i populationens livscykel. Märkningsstudier av vild smolt har använts och bör fortsätta användas för att förbättra skattningar av dödligheten både vid dammarna och i Vänern. För närvarande är laxens dödlighet i Vänern en av de viktigaste kunskapsluckorna att fylla för en framgångsrik laxförvaltning i Klarälven.

Eftersom man kan kritisera modellen för att ha för höga överlevnadsparametrar för laxens första år gjorde vi ett modelleringsscenario med en sammanlagd ägg-smoltöverlevnad på 1 % (istället för 3 %). Vidare satte vi smoltvandringsoverlevnaden på 60 % (eftersom 2014 års data visar att mycket smolt kan vandra under maj), och en effektivitet på Forshagafällan på 80 % (vilket var en realitet 2013; Wolfbrandt 2014). Modelleringens prediktioner passar de observerade fångsterna väl (Figur 10), och skulle ge en smoltproduktionsuppskattning på 8800 smolt under 2013. Detta scenario ligger närmre vår egen uppskattning av smoltmängden (3 800; exklusive flödestoppen i maj) baserad på fångst-återfångstberäkning från ryssjan 2013 än scenario 2 eller 3. Vidare ligger vår uppskattning av nästan 20 000 smolt 2014 nära modellens prediktion av 24 800. Detta belyser vikten av att utveckla övervakningsmetodiken så att även höghödesperioder kan innefattas. Det bör poängteras att även små ändringar i överlevnaden under juvenila stadier kan påverka modellens prediktioner kraftigt. T.ex. har en förändring på 1 % under "ägg-yngel"-stadiet mycket högre påverkan än en förändring på 1 % under "smolt-vuxen"-stadiet. Klarälvs-specifik kunskap om juvenila stadier är därför av största vikt för att kunna förfinas modellen så att den effektivt kan förvalta populationen.

En annan förklaring till vår låga uppskattning av smoltmängden skulle



Figur 10. Modellskenario vid en hög smoltöverlevnad (80 %) istället för hög ägg-smoltöverlevnad.

kunna bero på att vår uppskattning av ryssjans effektivitet är för hög, särskilt 2013, och inte relaterad till variationer i flödet. Vid tidigare smoltproduktionsberäkningar baserade på fångst-återfångst i t.ex. Emån har man indikationer på att fällornas effektivitet överskattats beroende på att fällorna alltid har en viss selektivitet (pers kom O. Calles), detta torde dock till stor del kunna undvikas och beräkningsjusteras om man använder flera fällor av olika modell.

För att sluta livscykeln och kunna producera en livshistoriebaserad modell behövs även en ökad kunskap om den totala dödligheten (naturliga och i fisket) under fasen smolt-vuxen i Vänern (Piccolo et al. 2012). Dagens fångst uppskattningar av odlad fisk ligger på 75 ton (ca 18000 fiskar). Även med avsevärda förbättringar av passagemöjligheterna (modellskenario 4), är det osäkert om och när man kan nå en så hög produktion av vild smolt som kan möjliggöra ett fiske (med fångstuttag) på ett långsiktigt hållbart bestånd av Klarälvslax. Det kan dock finnas större möjlighet om man också genomför fortsatta habitatrestaureringar i norra Klarälven och börjar nyttja norska lekområden. Detta bör utredas ytterligare innan man med säkerhet kan uttala sig.

REFERENSER

Behnke RJ. 2007. About trout: the best of Robert J. Behnke from Trout magazine. Globe Pequot.

Elliott JM 1994. Quantitative ecology and the brown trout (p. 286). Oxford: Oxford University Press.

Enders EC, Gessel MH och Williams JG. 2009. Development of successful fish passage structures for downstream migrants requires knowledge of their behavioural response to accelerating flow. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 66: 2109-2117.

Gibson RJ 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 3: 39-73.

Hilborn R., Bue BG och Sharr S. 1999. Estimating spawning escapements from periodic counts: a comparison of methods. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56: 888-896.

Holsman KK, Scheuerell MD, Buhle E, och Emmett R. 2012. Interacting effects of translocation, artificial propagation, and environmental conditions on the marine survival of Chinook salmon from the Columbia River, Washington, USA. Conservation Biology, 26: 912-922.

Jonsson B och Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout: habitat as a template for life histories (Vol. 33). Springer.

Magnusson H, Gustafsson P, och Hedenskog M. 2013. Lax och öring i Gullspångsälven och Klarälven. Vänern årsskrift. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 77 2013.

Muir WD och Williams JG. 2012. Improving connectivity between freshwater and marine environments for salmon migrating through the lower Snake and Columbia River hydropower system. Ecological Engineering, 48: 19-24.

Norrgård JR, Greenberg LA, Piccolo JJ, Schmitz M och Bergman E. 2013. Multiplicative loss of landlocked salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. River Research and Applications, 29: 1306-1317.

Ricker WE. 1954. Stock and recruitment. Journal of the Fisheries Board of Canada, 11: 559-623.

Piccolo JJ, Norrgård JR, Greenberg LA, Schmitz M och Bergman E. 2012. Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case study from Lake Vänern, Sweden. Fish and Fisheries, 13: 418-433.

Skalski JR, Smith SG, Iwamoto RN, Williams JG och Hoffmann A. 1998. Use of passive integrated transponder tags to estimate survival of migrant juvenile salmonids in the Snake and Columbia rivers. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55: 1484-1493.

Seelbach PW, Dexter JL och Ledet ND. 1994. Performance of steelhead smolts stocked in southern Michigan warmwater rivers. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Research Report 2003.

Svendsen JON, Eskesen AO, Aarestrup K. Koed A och Jordan AD. 2007. Evidence for non-random spatial positioning of migrating smolts (Salmonidae) in a small lowland stream. *Freshwater Biology*, 52: 1147-1158.

Thorstad EB, Whoriskey F, Uglem I, Moore A, Rikardsen AH och Finstad B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, 81: 500-542.

Uusitalo L, Kuikka S, och Romakkaniemi A. 2005. Estimation of Atlantic salmon smolt carrying capacity of rivers using expert knowledge. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 62: 708-722.

Volkhardt GC, Johnson SL, Miller BA, Nickelson TE och Seiler DE. 2007. Rotary screw traps and inclined plane screen traps. *Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations.* American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 13: 235-266.

Williams JG, Armstrong G, Katopodis C, Larinier M och Travade F. 2012. Thinking like a fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Research and Applications*, 28: 407-417.

Williams JG, Smith SG, Fryer JK, Scheuerell MD, Muir WD, Flagg TA, Casillas E. 2014. Influence of ocean and freshwater conditions on Columbia River sockeye salmon *Oncorhynchus nerka* adult return rates. *Fisheries Oceanography*, 23: 210-224.

Williams JG, Smith SG, Zabel RW, Muir WD, Scheuerell MD, Sandford BP och Achord S. 2005. Effects of the federal Columbia River power system on salmon populations. *NOAA Technical Memorandum, NMFS-NWFSC*, 63

Wolfbrandt J. 2014. Beteende hos lekvandrande lax i Klaräven – utvärdering av en fiskfälla. Mastersuppsats i Biologi. Karlstads Universitet. Karlstad. 18s.

Potentiell laxsmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra vid Höljes kraftverk

Stefan Stridsman*, Niclas Hjerdt** & Mikael Hedenskog***

*Länsstyrelsen i Norrbottens län, **Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, ***Länsstyrelsen i Värmlands län

BAKGRUND

En av vattenkraftregleringens extremaste effekter uppstår när skolltappning tillämpas, men metoder för att motverka sådana miljöskador har utarbetats världen över. Ett miljöanpassat (reglerat) flöde har definierats som det flöde som "speglar den magnitud, timing och kvalitet av vattenflöde som behövs för att upprätthålla fungerande ekosystem i sjöar, vattendrag och estuarier och de människor som är beroende av dessa" (Brisbane Declaration 2006). Holistiska metoder för "miljöflöden" utgår från att ekosystemet ska utvecklas uthålligt och att hela ekosystemet och flödesvariabiliteten ska beaktas, och när det gäller vattenkraftsreglering är detta synsättet "bästa miljöteknik" (Malm Renöfält och Ahonen 2013).

En vanlig arbetsmetod för miljöanpassade reglerade flöden är Building Block Methodology (Tharme och King 1998, King et al. 2008). Den första byggklossen består av ett miniflöde för vattendraget. Den andra byggklossen är flöden för att upprätthålla geomorfologiska processer och fårans struktur. Därefter adderas flöden för att tillgodose livsmiljöbehov, reproduktionsbehov och spridningsbehov för organismer. Målsättningen för sådana "miljöflöden" kan till exempel vara att uppfylla EU:s vattendirektiv, eller att gynna fiskproduktionen. En vattenförande fåra har alltid högre naturvärden och större ekologisk betydelse än en torrfåra, och en avsevärd återhämtning av ekosystemet skulle sannolikt ske om en miljöanpassad tappning skulle införas (Renöfält och Ahonen 2013).

Minimivattenföring i värdefulla laxfiskvatten bör vara 30-40% av medelvattenföringen (MQ) (Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008), och även för flera stora norska älvar anses relativt

höga minimiflöden vara avgörande för att goda laxbestånd ska kunna upprätthållas (Bakken et al 2012). De flesta svenska dammar saknar bestämmelser om vandringsvägar och "miljöanpassade" flöden, och de som finns är i regel statiska och uppgår i regel till ca 5% av MQ, men det finns undantag (Malm Renöfält och Ahonen 2013). I till exempel Mörrumsån finns en minimitappning från sjön Åsnen på 7 m³/s under perioden 6 juli-15 oktober vilket motsvarar MLQ (7,41 m³/s, SMHI 2014) samt en tappning på 9 m³/s under perioden 16 oktober-5 juli. Detta innebär minimitappning om ca 27% respektive 35% av årsmedelvattenföringen (25,6 m³/s). I England anses "Good Practice" vara att flödet i en torrfåra är minst 23 % av MQ (Robson et al 2011). Data från till exempel Mörrumsån visar att det krävs förhållandevis hög vattentappning för att locka upp lekvandrande lax (se Malm Renöfält och Ahonen 2013).

För att underlätta flottning rensades många svenska älvar på stenar och block (Törnlund och Östlund 2002, Törnlund 2006), men genom restaurering kan den rensade älvens morfologi justeras. Flödesmotsståndet i fåran ökar genom till exempel återutläggning av sten, block och död ved, och det kan även påverkas genom öppnande av sidofåror som genom uppschaktade stenvallar avstängts från huvudfåran. Detta påverkar samband mellan vattenbredd, -djup, -hastighet och vattenföring (Hjerdt et al 2007). Praktiska utvärderingar av restaurering i flottningsrensade vattendrag i norra Sverige har visat att strömhastigheten minskar till förmån för ökad bredd och djup, samt att variationen ökar (Nilsson et al 2005, 2007).

Ett områdes lämplighet som lek- och uppväxtområde för lax styrs bland annat lutning, vattenföring, strömhastighet,

djup och substrat (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008, Armstrong et al 2003). Laxungar finns i regel i starkare strömmar och forsar (Karlström 1977), och i högre tätheter i stora vattendrag i främst södra Sverige, än öring (SERS 2014a). Produktion av lax och öring i ett vattendrag kan styras av biotiska och abiotiska variabler, geografiska läge och vattendragets karaktär. Tidigare analyser av lutningen påverkan på tätheten av laxungar i vattendrag i Bottenviken visade att de högsta tätheterna av laxungar fanns vid 0,1-0,9 % lutning, utan tydlig koppling mellan tätheten av ensomriga och äldre laxungar (Karlström opubl.). Optimal strömhastighet och vattendjup för lax och öring är 0,2-0,9 m/s resp 0,25-0,75 m (Armstrong et al 2003, Degerman 2008), men i Klarälven finns många laxungar på 1,5-2 meters djup (se Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil-/Klarälven).

Analysen i Norrbotten och Västerbotten visar att ensomriga laxungar finns i högre tätheter i områden med mindre stenar. Nyckelområden för reproduktion och produktion av ensomriga laxungar är grynnor (grunda och stråkande områden). En mix av grynnor och relativt strömhårda forsar av mindre storblockig karaktär ger speciellt goda förutsättningar för alla årsklasser och laxreproduktion (Karlström opubl.). Enligt norska studier är hållrummen mellan stenar och block den parameter som bäst förklarar tätheten av laxungar (Finstad et al 2009, Forseth et al 2013). Genomströmningen av vatten i bottnarna, har också betydelse. Ju mer finpartikulärt material som finns i bottnarna desto mindre flöde och lägre överlevnad hos rommen (McNeil och Ahnell 1964). En annan faktor för laxfiskproduktionen kan vid låga

flöden vintertid vara issörpa/bottenfrysning, vilket minskar överlevnaden av fiskungar.

Påverkan av flottledsrensningar har stor inverkan på habitatkvaliteten och vattendragets produktionsförmåga. Restaurering i nordiska vattendrag har ofta gynnat fiskfaunan, framförallt lax, öring och harr men även bottenfaunan (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008). Rensade områden kan i många fall restaureras hydrologiskt och morfologiskt så att mycket gynnsamma förhållanden (ström, djup och bottenstruktur) återskapas för t ex lax. Ett rensat och reglerat vattendrag gynnas mer av både fysisk och hydrologisk restaurering än vad som skulle åstadkommit med den ena eller andra åtgärden (Malm Renöfält och Ahonen 2013).

Klarälven nedströms Höljesdammen är som regel torrlagd på en sträcka av ca 6 km ("naturfåran") p g a vattenkraftsreglering. Det i förhållande till Klarälven (MLQ 32,8 m³/s) lilla vattendraget Höljan (MLQ 0,4 m³/s) bidrar till att ca 2 km (nedersta delen av naturfåran) inte är fullständigt torrlagd. Längs naturfåran finns p g a rensningar fyra sidoområden som avstängts av sten- och blockvallar. 0-tappningen från Höljesdammen och den höga vattenföringen i kraftverkskanalen i förhållande till låga vattenflödet från Höljan gör att naturfåran kan vara ett partiellt vandringshinder för fisk som har för avsikt att vandra upp i Höljan och ett definitivt hinder för fisk som avser vandra till Trysilvelva-Femundselva. Därför är naturfårans ekologiska status klassad som Dålig med avseende på vattenflödesförändringar enligt ramdirektivet för vatten (se Ny statusklassning och bedömning av ekologisk status).

Denna rapport redogör för SMHI:s studier av faktiska och simulerade flöden i naturfåran och de avstängda sidoområdena vid Höljes (Hjerdt et al 2007, Hjerdt och Eklund 2010) samt Länsstyrelsens och f d Fiskeriverkets bedömning av ekologiska flöden, restaurering och potentiell laxsmoltproduktion i dessa områden. Även den lekvandrande

laxens möjlighet att snabbt hitta upp i naturfåran och en tänkt framtida fiskväg förbi Höljesdammen för vidare vandring upp till Trysilvelva och Femundselva har beaktats. Rapporten har utarbetats under 2014 inom ramen för projektet Vänerlaxens fria gång. Hydraulikstudier och tappningar har finansierats av Fortum (tappningar 2007) och Naturvårdsverket.

MATERIAL OCH METODER

Från Höljesdammen (reglerad MLQ 32,8 m³/s och MQ 95,7 m³/s, SMHI Vattenwebb 2014) gjordes provtappningar 2007 med tre olika flöden till naturfåran (se figur 2), varvid vattenföring, bredd, djup och strömhastighet mättes (Hjerdt et al 2007). 2008 utfördes två högre provtappningar (Hjerdt et al 2008). Vattenföringen mättes i naturfåran uppströms och nedströms biflödet Höljan (MLQ 0,44 m³/s, MQ 4,08 m³/s, SMHI Vattenwebb 2014) med akustisk Doppler-strömprofilerare (RD Instruments 1996, Oberg och Mueller 2007).

Den våta arean i naturfårans delsträckor (se nedan) vid 9,2 m³/s och 20,2 m³/s från Höljesdammen beräknades med foton från helikopter, vilka importerades i ArcGIS (2014) och rektifierades efter grundortofoto (Lantmäteriet 2014). Efter rektifiering digitaliserades vattenytan i polygoner och våta area hos polygonerna beräknades av programmet (tabell 3). Vid tillfället för Lantmäteriets ortofoto över området 2007-06-03 rann ca 1,59 m³/s från Höljan (SMHI Vattenwebb 2014) vilket möjliggjorde direkt digitalisering av vattenytan vid detta flöde i ArcGIS och arealberäkning i programmet. Med hjälp av de uppmätta våta areorna kunde den våta arean för övriga flöden i naturfåran beräknas med en enkel regressionsmodell.

För att skatta hydrauliska förhållanden i sidoområdena höjdkarterades de i fält (Sehalic 2009), och inmätta punkter användes för att skapa en höjdmall av dessa (Hjerdt och Eklund 2010). 1309 höjdpunkter mättes och

användes i en hydraulisk modell (HEC-RAS) med tvärsektioner var 10:e meter. HEC-RAS använder en numerisk lösning av den endimensionella energiekvationen för att beräkna vattenstånd och strömhastigheter. Tre flödesscenarier simulerades i sidoområdena: 2, 6 och 12 m³/s. Flödena antogs vara konstanta vid varje simulering i tid och rum. Genom empiriska samband från hydraulisk geometri (Leopold et al., 1964) generaliserades resultaten från beräkningarna av vattenytans utbredning.

Naturfåran och sidoområdena karakteriserades vid nolltappning och provtappningar från Höljesdammen med avseende på bottenstruktur, rensning/uppensade sten-/blockvallar, beskuggning, död ved och indämda sträckor.

Naturfåran delades in i 15 delsträckor uppströms och sju delsträckor nedströms Höljan (figur 1) utifrån deras karaktär. Planering av biotoprestaurering utgick från rensningarnas omfattning med inriktning på att optimera laxsmoltproduktion. Exempel på restaurering är återutläggning av sten och block samt öppnande av avstängda sidoområden.

Klassning av potentiellt lek- och uppväxtområde för lax skedde per delsträcka vid tappningarna från Höljesdammen om 2,9 m³/s (+2,5 m³/s från Höljan), 5,8 m³/s (+2,9), 9,2 m³/s (+1,6), 13,1 m³/s (+4,6) och 20,2 m³/s (+4,4) enligt SLU:s inventeringsmodell i indexvattendraget Sävarån (Molin 2008, modifierad efter Halldén et al 2002) (tabell 1). Även sidoområdena Bertefallet, Nabben Övre och Nabben Nedre klassades vid flödesobservationer i fält (ca 2, 5 och 20 m³/s). Också fältobservationer vid 0-tappning, foton/filmer vid nolltappning/tappningar och rapporterna om hydrauliken i naturfåran (Hjerdt et al 2007) och sidofåror (Hjerdt och Eklund 2010) till grund för klassningen. Då behovet av biotoprestaureringsåtgärder visade sig vara omfattande avsåg klassningen av laxbiotoper endast förhållandena efter (planerade) biotoprestaureringar. Habitatklasserna i naturfåran och



Figur 1. Klarälvens torrlagda naturfåra sträcker sig från Höljesdammen till sammanflödet med kraftverkskanalen. Sträckan är indelad i 22 delsträckor efter deras huvudsakliga karaktär. Begränsningarna i nord-sydlig riktning hos de avstängda sidoområdena av älven (Bertefallet, Nabben Övre, Nabben Nedre och Grävingsmon) är markerade med svarta sträck. Biflödet Höljan ansluter till Klarälven vid delsträcka 14-15.

Tabell 1. Klasser för lek och uppväxt för öring/lax (Molin 2010, Halldén et al 2002).

	Klass 0	Klass 1	Klass 2	Klass 3
Lekområde	Lekmöjligheter saknas	Inga synliga lekområden men rätt strömförhållanden	Tämligen goda lekmöjligheter men inte optimala	Goda-mycket goda lekmöjligheter
Uppväxtområde	Inte lämpligt	Möjliga men inte goda	Tämligen goda	Goda-mycket goda uppväxtområden

sidoområdena indexerades enligt klass 3=1, klass 2=0,5, klass 1=0,25 och klass 0=0.

Uppväxt- och lekområdets potential som produktionsområden för lax har dels bedömts enligt f.d. Fiskeriverkets utredningskontor tidigare inventeringar av laxbiotoper i älvar i Norrbotten och Västerbotten, och dels enligt ICES (2013) produktionsberäkningar av potentiell laxproduktion i vattendrag mynnande i Östersjön.

Potentiell smoltproduktion för Östersjöns vildlaxförande älvar har redovisats (ICES 2013), och medelvärdet för tio vattendrag i Bottenviken är 2,7 laxsmolt per 100 m². Till grund för beräkningen ligger Simojoki (Finland), Torneälven (Finland/Sverige), Kalix-, Råne-, Åby-, Byske-, Vindel-, Öre- och Lögdeälven samt Sävarån. För dessa varierar den beräknade potentiella smoltproduktionen mellan 1,9 – 4,6 smolt/100m² med en 95 % CI av 0,9 – 10,8 smolt/100 m² (tabell 2). Vid beräkning av medelvärdet av smoltproduktionen för de största älvarna (>50 m³/s) erhålls en något högre smoltproduktion, 3,42 än vattendrag med lägre medelvattenföring (<50m³/s). Den beräknade potentiella smoltproduktionen har för t ex Torneälven ökat med mer än fyra gånger (d v s underskattats) under de senaste fem åren och ligger nu på 5 smolt/100m². Samma potentiella smoltproduktion, d v s 5 st/100 m², har uppskattats gälla för Klarälven av Fiskeriverket med flera myndigheter (Petersson et al 1990).

Klassningarna och smoltproduktionsberäkningarna har förutsatt att flottledsrensade områden är restaurerade, d v s att block och sten har återutlagts i älvfåran, att uppväxt- och lekområden har återskapats och att sidoområdena har öppnats så att strömvatten erhålls året om.

Tabell 2. Potentiell produktion (95% CI) av laxsmolt per 100 m² för vattendrag i Bottenviken samt Klarälven och tidigare beräknad potentiell smoltproduktion (data från ICES WGBAST report 2013 och SMHI).

Vattendrag	Medelvattenförlust (m ³ /s)	Produktionsareal (ha)	Potentiell produktion per 100 m ²	Potentiell produktion per 100 m ² CI	
Simijoki (Fi)	38	254	2,12	1,65	5,24
Torneälven (Fi+Sv)	390	4997	4,6	3,8	6,5
Kalixälven	290	2570	2,86	1,77	4,42
Råneälven	46	384	1,92	0,86	4,89
Åbyälven	10	84	2,21	0,95	3,81
Byskeälven	40	560	2,85	1,53	5,7
Sävarån	12	21	2,3	1,43	7,62
Vindelälven	173	1242	2,79	1,27	2,08
Öreälven	35	105	2,07	0,95	3,52
Lögdeälven	18	104	3,13	0,96	10,77
Medel alla			2,69	1,52	5,46
Medel <50 m ³ /s			2,37	1,48	5,05
Medel >50 m ³ /s			3,42	2,12	7,19
Klarälven	172	322*	5		

De större älvarna (Torne-, Kalix- och Vindelälven), med tillrinning från fjällen, har stora likheter med Klarälven utom humushalten som är lägre för dessa vatten. För t ex Torneälven som kanske är den mest humösa är medianvärdet av CODMn lägre än 10 mg/l, oftast under 5 mg/l, vilket innebär att

Tabell 3. Humushalter mätt som permanganatförbrukning (KMnO₄) i några svenska vattendrag under tidigt och sent 1900-tal. Resultaten från 1916-1925 analyserades av J.V.Eriksson och senare data av SLU. Provtagningsstationerna ligger nära varandra men är inte identiska vid de två inventeringarna.

Vattendrag	Tidsperiod år	KMnO ₄ (mg/l)	Antal obs.
Domneån	1916-1925	61.3	51
	1966-2001	71.4	375
Klarälven	1916-1923	23.4	37
	1965-2000	28.4	426
Ljusnan	1916-1923	30.3	37
	1969-2001	36.0	356
Ljungan	1916-1923	23.6	36
	1969-2001	25.6	389
Indalsälven	1916-1923	19.9	35
	1969-2001	18.1	364
Skellefteälven	1916-1923	16.2	31
	1969-2001	17.3	382
Piteälven	1916-1923	13.2	34
	1969-2001	14.6	412
Abiskojoek	1916-1923	6.2	19
	1969-2000	5.2	226

halten organiskt material är ganska låg. Medianhalterna av totalmängden organiskt kol (TOC) var 5,1 mg/l i Torneälvens nedre del. Vattnets konduktivitet (mått på mängden fria joner i vattnet) ökar i regel nedströms i en älv. I Tornes och Muonios huvudfåror är konduktiviteten vanligtvis 2-6 mS/m, vilket är den karaktäristiska nivån för näringsfattiga naturvatten (Länsstyrelsen i Norrbottens län 2001) (tabell 3).

RESULTAT

Omfattande maskinschakt har genomförts för att rensa älven och stänga av områden i syfte att förhindra intransport av timmer i sidogrenar och grunda partier. Sannolikt har rensningsarbetena förstärkt i "modern tid". Hela naturfåran har schaktats och den ursprungliga karaktären har påverkats kraftigt. Större block har flyttats från naturfåran upp på land eller strandkant och finare sedimentfraktioner har genom spilltappningar i naturfåran transporterats nedströms. Höljesdammen kan ha eliminerat den naturliga tillförseln av grus från områden uppströms, vilket i så fall medfört att bottensubstratet blivit successivt grövre.

Sidoområdena har i hög grad behållit

sin ursprungliga karaktär då de endast i ringa grad är påverkade av rensningar. Av Häradskartan framgår att naturfåran mellan Bertefallet och Grävingsmon var betydligt bredare i slutet av 1800-talet än den är idag (Lantmäteriet 2014). Det bekräftar att denna älvsträcka är kraftigt rensad/omgrävd och att de "avstängda sidoområdena" som syns i dag tidigare varit en del av huvudfåran.

Rensningspåverkan i naturfåran nedströms Höljan är kraftig-omgrävd på 2/3 av sträckan och försiktig på 1/3 av sträckan (nedersta delen). Uppströms Höljan är ca 90% av naturfåran kraftigt rensningspåverkad och 10% omgrävd (närmast Höljans inlopp). Både uppströms och nedströms Höljan finns långsgående mycket stora vallar uppe på strandkanten och vid den tidigare älvstrandens kanter. Dessa uppschaktade vallar består av stenar, block och grus. I synnerhet nedströms Höljan finns stora inslag av grus i dessa vallar.

Bottensubstratet i naturfåran uppströms Höljan består mest av block och stenar, med grövre fraktioner närmast dammen. Mindre än 5% är grus. Nedströms Höljan är substratet något finare med dominans av sten och block, men med inslag av grus (5-50%) och sand (<5%). Två "spegeldammar" i naturfåran uppströms Höljan påverka en sammanlängd sträcka om ca 0,8 km. Beskuggningen är normal och förekomst av död ved ringa längs hela naturfåran.

Bottensubstratet i Bertefallet domineras av block och stenar, med inslag av grus. Området bedöms som opåverkat-ringa påverkat av flottledsrensningar. Beskuggningen är relativt hög och förekomsten av död ved ringa. Substratet i Nabben Övre domineras av små och stora stenar och block. Grus förekommer också. Beskuggningen är relativt hög och förekomsten av död ved ringa. Området bedöms som opåverkat av rensning. Nabben Övre och Nabben Nedre är likartade med dominans av sten och block med inslag av grus. Grävingsmon domineras av mindre block och sten och har många



Figur 2a-b. Klarälvens naturfåra vid (a) delsträcka 2-3 och (b) och delsträcka 21 (vattenföring från Höljan ca 1,3 m³/s, SMHI 2014). Foto: (a) Jan Tomperi och (b) Mikael Hedenskog.

Figur 3a-d. Sidoområdena av Klarälven (a) Bertefallet, (b) Nabben Övre, (c) Nabben Nedre och (d) Grävingsmon. Foto: Mikael Hedenskog.

träddbevuxna åsar som skapar en heterogen miljö.

Grus och mindre stenar förekommer relativt rikligt. Området är i sin övre del kraftigt rensat. Lutningen är relativt låg med en plan tvärsnittsprofil som gör Grävingsmon till det klart bredaste

sidoområdet (medelca 100 m mot ca 35-50 m för övriga). Beskuggningen är relativt hög och förekomsten av död ved ringa.

Vid flödesökning i naturfåran, både uppströms och nedströms Höljan ökade medelströmhastigheten betydligt

snabbare än medelvattendjup och våt area (tabell 4).

När flödet i naturfårans övre del (delsträcka 1-6) ökade från 2,9 m³/s till 20,1 m³/s ökade medelvattenhastigheten från 0,30 m/s till 0,91 m/s och medeldjupet från 0,28 m till 0,40

Tabell 4. Vattnets genomsnittliga hastighet och djup i naturfårans delsträckor vid provtappningar från Höljesdammen (max- och minvärden inom parentes) under rensade, d v s oresterade förhållanden (efter Hjerdt et al 2007).

Delsträcka 1-6	2,9 m³/s	5,8 m³/s	9,2 m³/s	13,1 m³/s	20,1 m³/s
vattenhastighet (m/s)	0,30 (0,22-0,36)	0,45 (0,35-0,52)	0,58 (0,46-0,67)	0,71	0,91
vattendjup (m)	0,28	0,32	0,35	0,37	0,40
Delsträcka 8-13	2,9 m³/s	5,8 m³/s	9,2 m³/s	13,1 m³/s	20,1 m³/s
vattenhastighet (m/s)	*	0,44 (0,29-0,50)	0,59 (0,41-0,66)	0,73	0,97
vattendjup (m)	*	0,29	0,37	0,40	0,44
* ingen mätning pga problem med utrustningen.					

m. Vattenhastigheten och djupet på delsträckorna 8-13 var påfallande lika. Den lokala vattenhastighetens och djupets variation var däremot avsevärd. Inom 100 m² kunde hastigheten variera mellan 0,45 och 1,2 m/s och djupet mellan 0,28 och 0,82 m, och variationen ökade generellt med ökad vattenföring (se Hjerdt et al 2007). Mätningar av djup och vattenhastighet nedströms Höljan var mycket begränsade, men följande resonemang kan ändå nöjaktigt beskriva dessa förhållanden: Naturfåran nedströms Höljan har i genomsnitt en lägre lutning (0,3%) än uppströms Höljan (0,5%) (snitt för hela sträckan 0,4%) (Hjerdt et al 2007). Sett till strömbild (fors/stark ström) liknar de förhållandevis korta delsträckorna 15, 19 och 21 nedströms Höljan sannolikt delsträckorna 1-6 och 8-13 ovan Höljan med avseende på djup och vattenhastighet medan variationen torde vara något mindre på 15,19 och 21 beroende på något finare substrat. Övriga flackare sträckor (ström-svag ström) nedströms Höljan (<0,3%) – d v s 16-18, 20 och 22 – har sannolikt något lägre vattenhastigheter och större djup.

När vattenföringen gick från 2,9 till 20,2 m³/s ökade den våta arealen från ca 14,4 hektar till ca 19 hektar uppströms Höljan (tabell 5a-b). När vattenföringen nedströms Höljan gick från 1,6 till 24,6 m³/s ökade den våta arealen från ca 7,8 hektar till ca 12,9 hektar.

Bland sidoområdena avvek Grävingsmon markant när det gäller

strömhastighet, vattendjup och area (tabell 6). Strömhastigheten var lägre, t ex 0,22 m/s jämfört med 0,32-0,50 m/s i Nabben Övre/ Nedre och Bertefallet vid ett flöde på 10 m³/s. Vid 10 m³/s är vattendjupet i Grävingsmon 0,38 m jämfört med 0,39-0,50 m i de övriga tre områdena.

Den våta ytan ökade med vattenföringen i alla sidoområden, men störst variation återfanns i Grävingsmon. Den stora yta som präglar detta område kräver en större vattenföring för att fyllas. I jämförelse fylls övre områden vid relativt låg vattenföring. Vid 10 m³/s är den våta ytan i Grävingsmon ca 4 ggr så stor som den våta ytan i övriga områden (ca 8 ha mot 1,2-2,2 ha). Nabben Nedre har ett större område med relativt hög strömhastighet, medan hastigheten i övriga områden var lägre och varierade i större grad.

För att återskapa den naturliga älvmiljön måste de flottledsrensade områdena restaureras. En generell åtgärd för sträckan är utläggning av stenar och block. Hur mycket och på vilket sätt massorna ska läggas ut styrs av vattenföringens storlek och de lokala förhållandena på platsen. Där lutningen är högre bör de starkaste strömmarna ”slås isär” och kraftigare strukturer skapas med stora block i grupper, grundtrösklar och mindre höljor. Där lutningen är lägre och substratet finare bör främst grövre substrat utläggas i grupper. En annan generell åtgärd är att återskapa lekplatser. Detta bör ske i områden med

lägre strömhastighet och inslag av grövre substrat som ”läser fast” gruset. Speciellt i de övre sträckorna är detta viktigt.

I naturfåran finns fyra delsträckor med klart lägre lutning (< 0,1%) – 7 (indämd), 13 (indämd), 14 (delvis indämd) och 22. Sträcka 7 är en spegeldamm som anlagts med sten/trätröskel som skapar lugnvatten uppströms. Område 13 och 14 har kraftigt påverkats av rensningar vilket medfört att områdena fått en något lägre lutningsgradient delvis på grund av anlagda stentrösklar. Dessa sträckor bör restaureras så att högre vattenhastighet återskapas.

Sträckorna ovan Höljan som har en högre lutningsgradient och har påverkats genom rensningsarbeten då större block och sten schaktats upp på stränderna och bildat vallar. Restaureringsåtgärder utförs på dessa områden genom utläggning av sten och block för återskapande av en naturlig älvmiljö. I dessa områden är återställning av lekområden mycket viktig och avgörande för produktion av lax och öring. De övriga områdena, förutom de med lägre lutningsgradients, har en varierande bottenstruktur som domineras av mindre sten – mindre block. Inom vissa områden, exempelvis 17 och 18, förekommer inslag av grus i bottenstrukturer vilka kommer utgöra viktiga lekområden för främst lax och öring.

De högsta lutningarna återfinns på delsträckorna 2, 4, 6, 8, 12 och 15. Dessa områden håller en hög klass som



Tabell 5a-b. Våt areal (m2) per delsträcka i naturfåran uppströms (a) respektive nedströms (b) Höljan vid rensade d v s oresterade förhållanden beräknade med flygbilder i Arc GIS.

a	Q Höljesdammen		2,9	5,8	9,2	13,1	20,2
	Delsträcka						
	1		11242	12096	12700	13183	13800
	2		7942	8561	9000	9351	9800
	3		5954	6276	6500	6677	6900
	4		3731	4394	4900	5326	5900
	5		6232	7021	7600	8076	8700
	6		16354	19003	21000	22671	24900
	7		24533	27125	29000	30524	32500
	8		12352	13487	14300	14956	15800
	9		9662	10501	11100	11581	12200
	10		19647	20913	21800	22505	23400
	11		8658	9212	9600	9908	10300
	12		2329	2923	3400	3818	4400
	13		9020	10106	10900	11550	12400
	14		6841	7515	8000	8393	8900
	Summa		144499	159134	169800	178518	189900
b	Q Höljesd+Höljan	1,6	5,4	8,3	10,8	17,7	24,6
	Delsträcka						
	15	2000	2306	2437	2400	2686	2900
	16	10200	11440	11911	12200	12790	13200
	17	8400	10703	11594	12800	13346	13700
	18	11400	16894	19320	21800	24473	26400
	19	3400	5327	6168	7500	7987	8300
	20	26700	32136	34435	34600	38894	42100
	21	2000	2911	3372	3200	4368	5400
	22	13900	14675	15093	14100	15859	17200
	Summa	78000	96391	104330	108600	120404	129200

Figur 4 a-f. Klarälvens naturfåra uppströms Höljan vid delsträcka 5 under provtappning om (a) 2,9 m³/s, (b) 9,2 m³/s och (c) 17,7 m³/s från Höljesdammen. Klarälvens naturfåra nedströms Höljan vid delsträcka 21 under provtappning om (d) 5,4 m³/s, (e) 10,8 m³/s och (f) 24,6 m³/s från Höljesdammen och Höljan. Foto: Jan Tomperi (a-b, d-e) och Dag Cederborg (c,f).

Tabell 6. Vattenhastighet, djup och våt yta vid olika simulerade flöden i sidoområdena Bertefallet, Nabben Övre, Nabben Nedre och Grävingsmon, den senare vid rensade d v s orestaurade förhållanden (efter Hjerdt och Eklund 2010).

Bertefallet	2 m³/s	6 m³/s	10 m³/s	Nabben Nedre	2 m³/s	6 m³/s	10 m³/s
strömhastighet (m/s)	0,18	0,23	0,32	strömhastighet (m/s)	0,28	0,41	0,50
vattendjup (m)	0,20	0,35	0,47	vattendjup (m)	0,21	0,38	0,50
våt areal (ha)	1,3	1,6	1,7	våt areal (ha)	0,9	1,1	1,2
Nabben Övre	2 m³/s	6 m³/s	10 m³/s	Grävingsmon	5 m³/s	10 m³/s	15 m³/s
strömhastighet (m/s)	0,20	0,31	0,38	strömhastighet (m/s)	0,18	0,22	0,26
vattendjup (m)	0,20	0,35	0,39	vattendjup (m)	0,34	0,38	0,38
våt areal (ha)	1,5	1,9	2,2	våt areal (ha)	6,3	8,0	9,3



Figur 5a-c. Klarälvens sidoområden (a) Bertefallet (okulärt uppskattad vattenföring ca 2 m³/s), (b) Nabben Övre (5 m³/s) och (c) Grävingsmon (20 m³/s). Vid fototillfället "spiltappades" ca 91 m³/s från Höljesdammen (Fortum, flödesstatistik) vilket tillsammans med flödet från Höljan (ca 15 m³/s, SMHI 2014) gjorde att viss mängd vatten rann över och trängde igenom stenvallarna och vattenfylld sidoområdena. Foto: Mikael Hedenskog.

uppväxtområden för främst äldre lax- och öringungar.

De fyra sidoområdena öppnas helt eller delvis beroende på vattenföring. Sidoområdena utgör potentiellt mycket viktiga områden för ungfiskproduktion, och i dessa ska lekområden anläggas. Sidoområdena kan nyttjas för lek av främst öring men även lax. De restaureras genom att schakta bort sten- och blockvallarna som skiljer dessa från naturfåran. Stenmaterialet läggs främst ut i naturfåran varvid vattenytan höjs och vatten styrs in i sidoområdena samtidigt som den omgrävda-kraftigt rensade naturfåran bli mer heterogen vad avser djup, strömhastighet och substrat.

Död ved läggs främst ut och förankras med block på sträckor med lägre lutning och finare substrat i naturfåran och sidoområdena.

Hela naturfåran och de fyra avstängda sidoområdena bedöms vara potentiella produktionsområden för lax, öring och harr. Områdets lutning och bottenstruktur varierar på sträckan. Områden med låg lutning, speciellt område 22, har en liten potential som uppväxtområde för lax och öring. De övriga sträckorna med låg lutningsgradient (7,13,14) har också en lägre potential som uppväxtområde men bedöms efter restaurering bli viktiga för främst harr men även lax och öring. De områden som har högst potential för lax- och öringreproduktion är 9, 10, 11, 17, 18, 19 och 21.

Mängden vatten som släpptes vid

provtagningarna har indexerats så att $20,2 - 9,2 \text{ m}^3/\text{s} = 1$ och $5,8 \text{ m}^3/\text{s} = 0,75$ samt $2,9 \text{ m}^3/\text{s} = 0,5$. Indexeringen grundar sig på genomförda inventeringar av habitat i Norr- och Västerbotten (Karlström opubl.) i lax- och öringförande älvar som är klassade av ICES som "vildlaxälvar" (ICES 2013).

I tabell 7 redovisas beräknad smoltproduktion för respektive delsträcka med en produktionspotential på 5 smolt per 100 m² (Peterson et al 1990) inkluderat indexvärdet för habitatklassning och vattenföring. Den beräknade smoltproduktionen utifrån Peterssons bedömning på sträcka 1-22 uppgår till ca 4 900 st vid en vattenföring av 2,9 m³/s och 13 100 smolt vid en vattenföring av 20,2 m³/s.

I tabell 8 redovisas beräknad smoltproduktionen för sidoområdena med en produktionspotential av 5 smolt per 100 m² och viktat för habitatklassning och vattenföring. Den beräknade produktionen uppgår då till ca 2 000 smolt vid en vattenföring av 2 m³/s och 6 700 smolt vid en vattenföring av 12 m³/s.

Den beräknade totala smoltproduktionen i naturfåran och sidoområdena utgående från 5 st per 100 m², uppgår till 10 000 (8000+2000) smolt vid en vattenföring av ca 6 m³/s varav ca 2 m³/s i sidoområdena. Motsvarande beräkning för 20 m³/s varav 12 m³/s i sidoområdena ger 19 800 (13 100+6700) smolt. Beräkningarna förutsätter att de kraftigt rensade delsträckorna i naturfåran som är belägna i höjd med sidoområdena bibehåller sin

a.Provtappning Höljes (m³/s)	Smoltproduktion (antal) per område i naturfåran från Höljes kraftverksdamm ner till Höljan														Sa omr 1-14
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
2.9	281	199	149	93	156	409	153	309	242	491	216	58	113	43	2911
5.8	454	321	235	165	263	713	254	506	394	784	345	110	189	70	4804
9.2	635	450	325	245	380	1050	363	715	555	1090	480	170	273	100	6830
13.1	659	468	334	266	404	1134	382	748	579	1125	495	191	289	105	7178
20.2	690	490	345	295	435	1245	406	790	610	1170	515	220	310	111	7633

b.Provtappning Höljes(m³/s)	Smoltproduktion (antal) per område i naturfåran nedströms Höljans utlopp till kraftverkets utloppskanal								Sa omr 15-22	Sa omr 1-22
	15	16	17	18	19	20	21	22		
2.9	58	143	268	422	133	803	73	92	1992	4903
5.8	91	223	435	725	231	1291	126	141	3265	8068
9.2	120	305	640	1090	375	1730	160	176	4596	11426
13.1	134	320	667	1224	399	1945	218	198	5106	12284
20.2	145	330	685	1320	415	2105	270	215	5485	13118

Tabell 7a-b. Beräknad smoltproduktion för delsträckorna 1-22 vid olika flöden utifrån 5 st per 100/m² efter restaurering och indexering för habitatklass och flöde.

våta areal, trots att en viss mängd av detta vatten avleds till sidoområdena, på grund av att utläggning av stora mängder sten och block bland annat leder till ökad våt bredd (Nilsson et al 2005, 2007).

Vid flöden från 20 m³/s och mer kommer allt det sten- och blockmaterial som idag skiljer de fyra sidoområdena åt från naturfåran utläggas i naturfåran och återställas till rinnande vatten, (d v s naturfåran och sidoområdena kommer återställas till att bli en fåra). En uppskattning av den våta ytan vid dessa sten- och blockvallar vid observationer i fält och simulerade flöden ger vid ett flöde i naturfåran om 20 m³/s följande: Bertefallet 460 m x 15 m = 0,69 ha, Nabben Övre 470 m x 10m = 0,47 ha,

Nabben Nedre 400 m x 10 m = 0,4 ha och Grävingsmon 1400 m x 20 m = 2,8 ha (för Grävingsmon tillkommer 2,26 m³/s från Höljan): Totalt 4,36 ha. Samtliga områden bedöms efter restaurering (avlägsna stenvallarna och lägga ut stenmaterialet i främst den rensade naturfåran) som goda-mycket goda lek- och uppväxtområden för lax och öring (klass 3). En smoltproduktion på 5 st per 100 m² skulle ge en total smoltproduktion i dessa områden om 2180 st. Denna smoltproduktion ska således läggas till den produktion som redovisas ovan.

Vid ett antagande om att det i framtiden erhålls en tappning från Höljesdammen om 20 m³/s (= något under naturlig MLQ, ca 25 m³/s) under stora

delar av sommarhalvåret och man ska beräkna den potentiella smoltproduktionen i naturfåran kan man räkna med ett tillskott om 2,7 m³/s från Höljan, vilket motsvarar medianvärdet för Höljanflödet under perioden 1 maj-30 november 1999-2012 (SMHI 2014). Detta ger totalt 22,7 m³/s i naturfåran nedströms Höljan.

Det ovanstående ger en total smoltproduktion i hela naturfåran inkl sidofåror på ca 22 200 st smolt per år vid ett flöde på 20 m³/s (+2,7 m³/s från Höljan). Om inga restaureringar utförs på dessa kraftigt rensade/omgrävda avsnitten av Klarälven ska den beräknade potentiella smoltproduktionen reduceras med en faktor på 0,5 för naturfåran. I de fyra sidoområdena erhålls då ingen smoltproduktion då dessa förblir torrlagda.

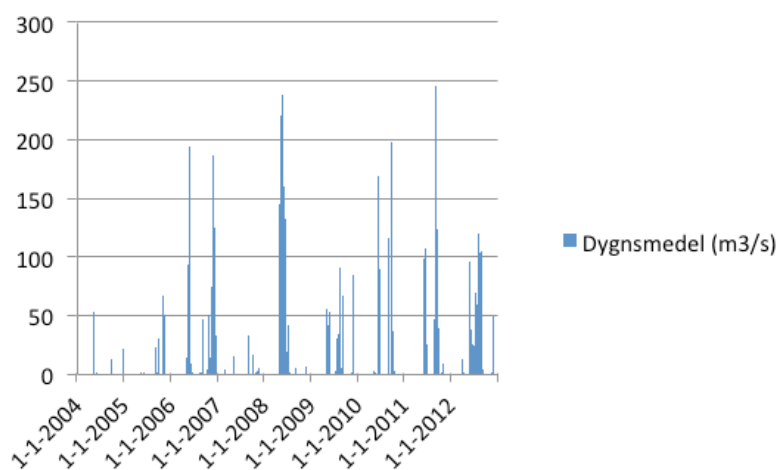
En reglerad ”miljöanpassad” vattenförling ska inte vara statisk utan bör avspejla den naturliga variationen under året (se Inledning). Den naturliga tillrinningen till Klarälven vid Höljes är lägst under vinterhalvåret och högst under april-första halvan av juni (figur 6). Mot bakgrund av vad som framkommit i denna rapport föreslås en ”miljöanpassad” vattentappning från Höljesdammen till naturfåran och dess

Tabell 8. Beräknad smoltproduktion i sidoområdena vid olika flöden utifrån 5 st per 100/m² efter restaurering och indexering för habitatklass och flöde.

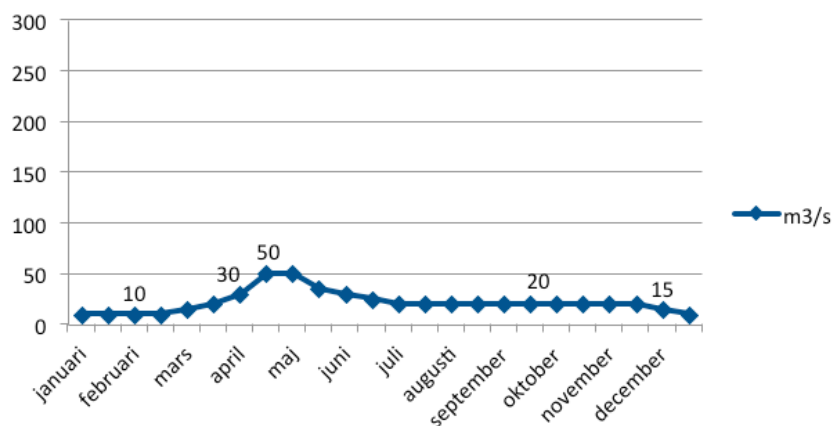
Vattenförling (m³/s)	Smoltproduktion (antal) per sidområde				
	Bertefallet	Nabben nedre	Nabben övre	Grävingsmo	Summa sidoområden
0	0	0	0	0	0
2	338	238	375	1100	2050
6	775	525	950	3450	5700
12	850	625	1100	4125	6700



Figur 6. Naturlig tillrinning till Höljesdammen (1999-2011) (statistik från Fortum).



Figur 7. "Nolltappningar" och "spilltappningar" från Höljesdammen till Klarälvens naturfåra under perioden 2004-2012 (statistik från Fortum). "Spilltappning" skedde under 13% av tiden.



Figur 8. Förslag till ekologisk flödesreglering från Höljesdammen till naturfåran.

sidoområden som redovisas i figur 8. Till dessa reglerade "miljöflöden" ska läggas "spilltappningar" som skett i naturfåran (figur 7) och som kommer ske i framtiden, om än sannolikt i något mindre omfattning.

DISKUSSION

Ekosystem knutna till rinnande vatten, både i älvsfåran och på stranden, har under årtusenden anpassats till vattendragens flödesvariationer. Ekologiskt viktiga flödeskomponenter utgörs främst av frekvensen, varaktigheten, "timingen" och förändringshastigheten hos så kallade basflöden (främst grundvatten), extrema lågflöden, högflödespulser och större översvämningar (se Renöfält Malm & Ahonen 2013). Sötvattenekosystem anses vara bland de mest hotade i världen, och till stor del anses detta bero på den störning som vattenkraften genom fragmentering och flödespåverkan medför (WWF 2010).

Av de relationer som beskriver naturfåran vid Höljes hydrauliska geometri syns att hastigheten ökar snabbast med flödet, medan fårans bredd och djup ökar betydligt långsammare.

Resultatet från modellen för den våta arealen i naturfåran nedströms Höljan från SMHI-studien 2007 (Hjerdt et al 2007) överensstämmer inte helt med nu föreliggande modell. Modellerna får anses visa nöjaktig överensstämmelse vid flöden mellan ca 5 och 18 m³/s men vid det högsta (24,6 m³/s) respektive lägsta flödet (1,6 m³/s) visar nu föreliggande modell lägre respektive högre arealer. Detta kan förklaras av att 1,6 m³/s-flödet uppskattats med en hydrologisk modell och är därför mer osäkert än de på plats uppmätta flödena, att endast tre lägre flöden användes i den ursprungliga modellen (=extrapolering för högre flöden med den modellen därför ger osäkra resultat) och att vattenförlingen i kraftverksskanalen påverkar den våta arean i den nedre delen av naturfåran olika vid olika provtappningar.

En viktig funktion med det föreslagna miljöflödet är, förutom laxfiskproduktion i fåran nedströms Höljesdammen,

att lekfisk snabbt ska hitta upp i naturfåran, och in och igenom en framtida tänkt fiskväg förbi Höljesdammen upp till de norska delarna av älven. Det föreslagna flödet antas uppfylla de kraven.

Klarälvens naturfåra nedströms Höljan har elfiskats vid två tillfällen (delsträcka 19). Då fångades abborre, bergsimpa, elritsa och harr. Medianflödet från Höljan för perioden 1 juli-30 november till denna fåra är som tidigare nämnts 2,6 m³/s. Vad kan då nuvarande laxsmoltproduktion vara på denna sträcka? Mot ovanstående bakgrund och det faktum att vinterflödena generellt är klart lägre (SMHI Vattenwebb 2014) samtidigt som sträckans lutning generellt (och därmed vattenhastigheten) är låg (<0,3%) (=risk för bottenfrysning) antas att laxsmoltproduktionen är mycket låg och i huvudsak begränsad till de delsträckor som har högst lutning, d v s 15, 19 och 21. Vid en vattenföring om 2,6 m³/s uppgår dessa sträckors totala area till ca 8000 m², vilket ger ca 200 laxsmolt per år (efter indexering för flöde=0,5 och habitatklass=1). Till detta ska läggas ev laxsmoltproduktion för övriga fyra delsträckor (delsträcka 22 antas inte smoltproducerande vid detta låga flöde då denna sträcka är regleringspåverkad av vattenföringen i kraftverkskanalen) vilken uppskattas till 100 smolt, d v s totalt 300 smolt per år antas i nuläget produceras i naturfåran nedströms Höljan.

Så långt det är möjligt bör föreslagna flödesförändringar under året från Höljesdammen ske långsamt. Ju lägre den ursprungliga vattenföringen är desto långsammare bör sänkningen vara (Halleraker et al. 2007, Harby et al. 2012).

Öring antas produceras med föreslagna tappningsregim i Höljesområdet. Mot bakgrund av vildlaxförande älvar i Bottenviken (Karlström opubl) antas att öringsmoltproduktionen vid Höljes kommer uppgå till 10% av uppskattad laxsmoltproduktion, d v s ca 2220 st (22 200 st x 0,1).

Harr kommer att med stor sannolikhet att produceras inom det nu

aktuella området vid Höljes, och i första hand i delsträckorna 7, 9-11, 13-14, 16-18, 20 samt 22 och de fyra sidoområdena och de områden som idag utgörs av stenvallar och som avskiljer sidoområdena från naturfåran. Vid en tappning om 20 m³/s från Höljesdammen uppgår den totala våta ytan i dessa områden till ca 29 ha. Det är svårt att kvantifiera den förväntade harrproduktionen här, men ett riktvärde kan utgöras av båtelfisket som Carlstein et al (2006) gjorde i Klarälven vid Gråa. Enligt fångst-återfångstmetoden uppgick biomassan av harr till 49 kg/ha, vilket skulle motsvara ca 1400 kg per år i områdena ovan.

Sett till senare års uppgifter och undersökningar bör utöver lax, öring och harr följande förekommande fiskarter i Klarälven uppströms Edsforssens kraftverk etableras i naturfåran vid Höljesdammen: abborre, bergsimpa, bäcknejonöga, elritsa, gädda, mört, stensimpa och stäm (se Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil- och Klarälven, SERS 2014).

Förutom fisk, vilken övrig biologisk mångfald skulle kunna etablera sig på sikt nedströms Höljesdammen efter hydrologisk och fysisk restaurering? Strandvegetationen längs Klarälvens steniga stränder på sträckan Höljes-Sysslebäck har nyligen undersökts (se ”Effekter av vattenreglering...” i del 2). Man fann då 105 arter. Vid Syssebäck fann man 40-45 taxa av bottenfauna varav fem rödlistade/ovanliga arter (Rådén et al 2012).

Naturfåran bör på sikt kunna erbjuda ett hållbart sportfiske efter främst lax, öring och harr. Sportfiske efter lax och öring i rinnande vatten tillhör de kategorier sportfiske som har den högsta ekonomiska omsättningen, och vid Forshagaforsen i Klarälven har lax- och öringfiskets ekonomiska värde beräknats till cirka 0,8-1,6 MSEK/år (se Sportfiskets och Vänerlaxens värden...).

Landskapsbilden kommer att förbättras avsevärt om nu föreslagna åtgärder genomförs vid naturfåran vid Höljesdammen.

Miljöflödet till den torrlagda älvfåran

skulle även kunna bidra till positiva ekologiska effekter i Klarälven som helhet genom att mildra skadorna av korttidsreglering och lågvattenflöden. Detta skulle kunna öka produktionen av lax, öring och harr främst på sträckan Höljes - Syssebäck, men vidare undersökningar krävs för att kvantifiera den effekten.

Vid planering och genomförande av restaureringsåtgärder får inte åtgärder som riskerar att skada Höljesdammen, vägar och rallycrossbanan utföras. Särskilda skyddsåtgärder är sannolikt nödvändigt för att förhindra att vatten tränger in till rallycrossområdet.

Tillämpningen av det föreslagna miljöflödet bör vara adaptiv, d v s det är viktigt att följa upp responsen både i den abiotiska och biotiska miljön vid Höljes och vid behov justera flödet för att optimera nyttan.

Det föreslagna miljöflödet, på 21 m³/s i årsmedel, skulle innebära ett produktionsbortfall på ca 105 GWh/år (bilaga 1). ”Miljöflödet” skulle dock kunna driva ett nytt kraftverk vid Höljesdammen som anläggs till en kostnad om ca 300 MSEK, och som skulle producera ca 81 GWh/år. Produktionsförlusten skulle då sjunka till ca 24 GWh/år. På liknande sätt har man t ex gjort vid Stornorrforss kraftverk (Calles et al 2013).

För Sverige finns underlag från SMHI om potentialen för ökad vattenkraftsproduktion till följd av pågående och framtida klimatförändringar (Andreasson et al 2007). Beroende på val av drivande global klimatmodell och utsläppsscenario varierade ökningen med mellan +5 till +21 TWh per år (+7 till +32 % av nuvarande svensk vattenkraftproduktion).

REFERENSER

Andreasson, J., Hellström, S. S., Rosberg, J., och Bergström, S. 2007. Översiktlig kartpresentation av klimatförändringars påverkan på Sveriges vattentillgång. Underlag till klimat- och sårbarhetsutredningen. SMHI hydrologi nr 106. 30 sidor.

- ArcView*. 2014. <http://www.esri.com/software/arcgis>
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J.* 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research* 62, 143-170.
- Bakken, T. H., Zinke, P., Melcher, A., Sundt, H., Vehanen, T., Jorde, K. och Acreman, M.* 2012. Setting environmental flows in regulated Rivers: Implementing the EU Water Framework Directive (EU WFD) in Norway. Sintef Energy Report TR A7246.
- Brisbane Declaration (2007)*. http://www.nature.org/initiatives/freshwater/files/brisbane_declaration_with_organizations_final.pdf.
- Calles Olle, Degerman E, Wickström H, Christiansson J, Gustafsson Stina och Näs-lund I.* 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk förbi vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndigheten, rapport nr 2013:14.
- Carlstein M, Boberg J och Bruks A.* 2006. Beståndsuppskattningar och inventering av laxfisk i Klarälven 2006. F.A.S.T Fiskeresursgruppen, Älvdalens utbildningscentrum, Box 54, 796 22 ÄLVDALÉN. 13 s exkl bilagor.
- Naturvårdsverket och Fiskeriverket.* 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Fiskeriverket och Naturvårdsverket. Redaktör Erik Degerman.
- Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. & Forseth, T.* 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 78: 226-235.
- Forseth, T., Fiske, P., Barlaup, B., Gjøsæter, H., Hindar, K & Diserud O.* 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. *Environmental Conservation* 40 (4): 356–366.
- Halldén A., Liliegren Y. & Lagerkvist G.* 2002. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Meddelande nr 2002:55. Jönköpings Länsstyrelse.
- Halleraker, J. H., Sundt, Y. H., Alfredsen, K. T. och Dangelmaier, G.* 2007. Application of multiscale environmental flow methodologies as tools for optimized management of a Norwegian regulated national salmon watercourse. *River Research and Applications*, 23: 493–510.
- Harby, A. och Bogen, J. (red).* 2012. *Rapport nr. 1 - 2012*. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat. http://webby.nve.no/publikasjoner/rapport_miljoebasert_vannfoering/2012/miljoebasert2012_01.pdf 20130826
- Hjerdt N och Eklund D.* 2010. Hydraliska modellberäkningar i Klarälvens torrfåra vid Höljes kraftverk. SMHI. 2010/1140/204. 2010-30. 28 sidor.
- Hjerdt N, Jonsson C och Gustafsson C.* 2008. Vattenföringsmätningar i Klarälvens torrfåra vid tappningar från Höljes kraftverksdamm. SMHI. 2008/2075/204. Rapport nr 94. 4 sidor.
- Hjerdt N, Andersén M, Jonsson C och Eklund D.* 2007. Hydraulik i Klarälvens torrfåra vid tappningar från Höljes kraftverksdamm. SMHI Hydrologi. Nr 109, 2007. 53 sidor.
- Halldén A, Liliegren Y, Lagerkvist G.* 2002. Biotopkartering - vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Reviderad i december 2002. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2002:55. 145 sidor.
- ICES* 2013. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES CM 2010/ACOM:08
- Karlström, Ö.* 2002. Kartering av produktionsarealer för lax i vattendrag I Norrbotten och Västerbotten (opubl.).
- Karlström Ö.* 1977. Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenska vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet 6:1977.
- King, J. M., Tharme, R. E., och de Villiers, M. S.* 2008. Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology. Water Research Commission. Report No. TT 354/08.
- Lantmäteriet.* 2014. <http://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Flyg--och-satellitbilder/Flygbilder/GSD-Ortofoto/>
- Leopold, L.B., Wolman, M.G., Miller, J.P.* 1964. Fluvial Processes in Geomorphology. Freeman, San Francisco, CA. 522 pp.
- Länsstyrelsen i Norrbottens län.* 2001. Torne älvs tillstånd och belastning. ISSN 0283-9636
- Löfgren, S.* 2003. Mer humus i svenska vatten. Fakta Skog Nr. 15, 2003. SLU.
- Malm Renöfält B och Ahonen J.* 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12 63 sidor.
- Maynard, C. M. och Lane, S. N.* 2012. Reservoir compensation releases: impact on the macroinvertebrate community of the Derwent River, Northumberland, UK—A longitudinal study. *River Research and Applications*, 28: 692–702. DOI: 10.1002/rra.2557.

McNeil, W.J. & W.H. Ahnell, 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. US Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report no 469, 15 s.

Molin, J. 2008. Linking habitat characteristics and juvenile density to quantify *Salmo salar* & *Salmo trutta* smolt production in River Sävarån, Northern Sweden. Examensarbete 30 hp. Ht-2007. Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), 901 83 Umeå.

Molin, J., Kagervall, A. and Rivinoja, P. K. (2010). Linking habitat characteristics with juvenile density to quantify *Salmo salar* and *Salmo trutta* smolt production in the river Svarån, Sweden. Fisheries Management and Ecology, 17: 446–453. doi: 10.1111/j.1365-2400.2010.00743.

Nilsson, C. (red.), 2007. Återställning av älvar som använts för flottning – en vägledning för restaurering. Naturvårdsverkets Rapport 5649.

Nilsson C, Lepori F, Malmqvist B, Tornlund E, Hjerdt N, Helfield JM, Palm D, Ostergren, J, Jansson R, Brannas E, Lundqvist H, 2005. Forecasting environmental responses to Restoration of rivers used as log floatways: An interdisciplinary challenge. Ecosystems 8 (7): 779-800

Oberg K och Mueller D S. 2007. Validation of Streamflow Measurements Made with Acoustic Doppler Current Profilers.

Perä I. 2006. Kartering av reproduktionsarealer för lax i vattendrag i Norrbotten och Västerbotten. Fiskeriverket rapport. Utredningskontoret Luleå. 2006-05-16.

Pettersson, Å., Sjöström, T., Karlsson, R., Mehli, S-Å, Qvenild, T. 1990. Trysilelva Klarälven. Norsk-svenska avtalet 1969 om "Vänerlaxens fria gång". Utvärdering och Förslag. Felles innstilling fra Fiskeristyrelsen, Fiskerisnämnden i Värmlands län, Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmannen i Hedmark. 17 s + bilagor.

Renöfält Malm Birgitta och Abonen Jani. 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12. 63 s.

RD Instruments. 1996. Acoustic Doppler Current Profiler Principles of Operation: A Practical Primer, Second Edition.

Robson, A., I.G. Cowx & J.P. Harvey, 2011. Impact of run-of-river hydro-schemes upon fish populations. Phase 1 Literature review. Sniffer (Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research, 71 s.

Rådén R, Larsson H, Johansson J, Johansson K och Christensen N. 2012. Bottenfauna i Värmlands län 2012. Del 1. Bilaga 1. Medins biologi AB. 133 sidor.

Sehalic B. *Inmätning av Klarälvens torrfåra nedanför Höljes kraftverk. SMHI Rapport M 2009-43.*

Sers B. (Redaktör). 2014. Svenskt ElfiskeRegiSter – Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret>

SMHI Vattenwebb. 2014. <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>

Tharme, R. E. och King, J. M. 1998. Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. Water Research Commission Report No. 576/1/98. 452 pp.

Törnlund, E. 2006 (b). Investments and Changing Labour Productivity in Timber floating: the Case of Tributaries in Northern Sweden, 1930-1960. Scandinavian Economic History Review. Volume 54. No: 1: 22-46.

Törnlund, E. & L. Östlund. 2002. Floating Timber in Northern Sweden. The Construction of Floatways and Transformation of Rivers. Environment and History. Vol. 8. Nr. 1: 85-106.

VISS. 2014. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=-SE676209-132349>

World Wide Fund for Nature. 2010. Living Planet Report. http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/living_planet_report_timeline/2010_lpr2/ 20130317



Bilaga 1 till Potentiell laxsmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra vid Höljes kraftverk

Nytt kraftverk i Höljes spillfåra

Johan Östberg
Norconsult AB

En mintappning på med ett årsmedel-flöde på ca 21 m3/s, med variation mellan 10 och 50 m3/s, är tänkt att gö-ras i Höljes spillfåra. För att ta till vara energin kan ett minikraftverk byggas för denna tappning.

Det placeras nedströms Höljes damm på vänster sida av spillfåran och vattnet släpps ut i fåran så nära dammen som möjligt. Det ansluts till Höljes magasin på en nivå under dämningssgräns via en tunnel. En tunnel väljs för att inte göra några arbeten i själva dammkroppen. Detta bör undvikas då Höljes damm är klassad som en konsekvensklass 1+ damm vilket betyder att ett damm-brott i denna damm får mycket svåra konsekvenser.

Kostnaden för byggande av tunnel, intag med fingrind, kraftverkshus och all elektromekanisk utrustning uppskattas till cirka 300 MSEK.

I den kostnaden ingår då ett djupintag och en tunnel vilket gör att priset blir högt. Det är ju väldigt djupt om man skall bygga fångdamm av spontkasun och tiden man har på sig vid avsänkt magasin är mycket kort. Vatten måste hämtas under magasinets sänknings-gräns då det skall tappas i spillfåran vid alla magasinssnivåer. Den plats för ett ytterligare aggregat som finns i den befintliga stationen kan inte utnyttjas då nivån på denna är avpassad för dagens utloppskanal vilken har en nivå som är 20 m lägre än spillfårans översta del. Ett aggregat i den befintliga stationen kommer då att ligga för lågt i förhållande till utloppet.

Kraftverket får en nominell maximal fallhöjd på cirka 65 m och en medel-fallhöjd på ca 55 meter när förluster i intag och vattenvägar räknats bort och hänsyn tas till magasinssnivåns

variation. Installerad effekt blir mellan 20 och 25 MW.

Vid beräkning av produktionen har ett spill på 1,9 m3/s i årsmedel antagits för dagens förhållanden av vatten som inte kan tas om hand i turbinen eller magasineras. Med ett nytt kraftverk i spillfåran med en slutförmåga på bortåt 50 m3/s sätts flödespill till 0. De få höglödesår då flödesspill kan före-komma försummas.

Nuvärdet för kostnaderna i tabell 1 har uppskattats med årskostnaderna enligt tabell 2 och med investerings-kostnaden för det nya kraftverket i Höljes och med en grov uppskattning av de underhålls investeringar som krävs för att driva det gamla kraftverket vidare i 40 år. Underhållsinvesteringar är sådant som byte av turbin, gene-rator, kontrollutrustning, transfor-mator och ställverk.

Tabell 1: Nuvärdet av produktion och kostnader beräknat med antagande om ett elpris på 40 öre/kWh, 5 % kalkylränta, 2 % inflation och för 40 år. Negativa värden på sista raden visar på en minskning gentemot dagens förhållanden.

	Fallhöjd brutto m	Fallhöjd netto årssnitt ¹⁾ m	Produktion GWh/år	Nuvärde produktion MSEK	Nuvärde kostnader ²⁾ MSEK	Nuvärde vinst MSEK
Höljes nuvarande	88	75	540	5040	1697	3343
Höljes nuvarande vid 21 m³/s i mintappning i årsmedel	88	75	435	4060	1443	2617
Höljes nytt med en tappning på 21 m³/s i årsmedel	68	55	81	756	528	228
Summa produktion vid mintappning 21 m³/s i årsmedel			516	4816		
Skillnad mot nuvarande kraftverk			-24	-224	274	-498

1) Hänsyn tas till olika magasinssnivåer och förluster i vattenvägen (tunneln) 2) Kostnaderna inkluderar löpande drift och underhållskostnader och investerings-kostnader för större åtgärder.

Tabell 2: En uppskattning av de årliga driftkostnaderna för Höljes före och efter att mintappning införs och att ett nytt mindre kraftverk byggs för att producera med mintappningsvattnet. Negativa värden på sista raden visar på en minskning gentemot dagens förhållanden.

En uppskattning av årskostnader för drift av kraftverket i Höljes i dag och kostnaderna för det befintliga kraftverket och ett nytt mindre kraftverk i spillfåran när en mintappning införs i spillfåran.	Kostnader			
	Skatt MSEK/år	Nät MSEK/ år	DoU MSEK/ år	Summa MSEK/år
Höljes nuvarande	50	9	8	67
Höljes nuvarande vid 21 m³/s i mintappning i årsmedel	39,8	8,3	8	56,1
Höljes nytt med en tappning på 21 m³/s i årsmedel	6,7	1,4	1,6	9,7
Summa kostnader med två kraftverk när mintappning införts	46,5	9,7	9,6	65,8
Skillnad mot med nuvarande kraftverk	-3,5	0,7	1,6	-1,2



Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt

Eva Bergman & Johnny Norrgård

Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet.

SAMMANFATTNING

Vild smolt fångades i en smoltryssja i Edebäck under maj-juni 2013, märktes med akustiska sändare och följdes från fyra utsättningsplatser i Klarälven på sin vandring nedströms ända ner till Vänern. Det fanns ytspill och oftast också bottenspill vid alla kraftverk utom två under hela undersökningsperioden. Resultatet visade att 30 % av fisken klarade sig förbi Forshaga kraftverk och 29 % hela vägen ut till Vänern. I en liknande studie 2009, då inget vatten spilldes vid sidan av turbinerna, klarade sig 16 % hela vägen förbi Forshaga kraftverk. Förutom förluster vid kraftverkspassager förekom det även förluster på älvsträckor utan kraftverk, på sträckan mellan Skoga-Krakerud (Rådadammen) var förlusten 17 % och i sjön Lusten 28 %. På referenssträckorna (sträckor utan kraftverk och sjöhabitat) var förlusterna små (< 7 % smolt), särskilt om man tar hänsyn till hur långsträckta dessa områden var (< 0,22 % smolt/km).

Vandringsframgången mellan utsättningsplatsen för odlad smolt nedströms Forshaga och Vänern studerades för vild och odlad smolt under maj-juli 2012. Tre grupper av smolt jämfördes; en grupp tidigt utsatta odlade smolt (eg. normal utsättningsstid), en grupp sent utsatt odlad smolt (eg. utsatt när den vilda smolten gick) och en grupp vild smolt. Vandringsframgången för den vilda smolten var 89 %, vilket var signifikant högre än för den odlade smolten. För tidigt utsatt odlad smolt var vandringsframgången 22 % och för sent utsatt 11 %.

INLEDNING

När man arbetar för att bevara en hotad art eller population är det viktigt att man förstår vilket av artens livsskeden som utgör "flaskhalsen", dvs. vilket/vilka livsskede(n) behöver mest en åtgärd för att populationen ska kunna öka i storlek. För att kunna avgöra detta

är det viktigt att man först skaffar sig kunskap om storleken och överlevnaden i olika livsstadier. I en utbyggd älv är det av stor vikt att veta hur stora förlusterna av smolt är på deras nedströmsvandring från uppväxtområdena och ut till havet/sjön. I Klarälven måste smolten idag passera åtta kraftverk på sin väg från uppväxtområdena i norra Klarälven till Vänern. Hur väl klarar de denna vandring med så många hinder på vägen?

År 2009 genomfördes en fältstudie där vild laxsmolt märkta med akustiska sändare följdes på sin vandring från Sysslebäck till Forshaga. Den beräknade överlevnaden förbi de åtta kraftverken beräknades till endast 16 % (Norrgård et al. 2013). Under perioden som studien genomfördes var flödet i älven sådant att inget, eller väldigt lite vatten spilldes. Eftersom man kan tänka sig att mängden spill påverkar den vandrande smoltens överlevnad i samband med kraftverkspassagera är det angeläget med fler studier. Om flera studier genomförs med olika mycket spill kan man få en uppfattning om betydelsen av spill. Denna kunskap kan användas för rekommendationer om spill i samband med smoltvandringen. Det var just det som var tanken med studien som rapporteras här; att upprepa 2009 års studie men med ett spill vid kraftverken under perioden då smolten följdes på sin nedströmsvandring.

Det är inte bara kraftverken som utgör en potentiell fara för nedströmsvandrande smolt. Även predation från bl. a. gädda påverkar troligen hur mycket smolt som når Vänern. Eftersom man sätter ut odlad smolt i Klarälven och flera studier med odlad smolt har visat på totala förluster mellan Forshaga och Vänern på 15-100% för olika utsättningsplatser (Lans et al. 2011; opublicerat mtrl) är det av intresse att se om även vild smolt har så låg vandringsframgång nedströms

det sista kraftverket. Det är också känt att vild fisk är bättre på att undvika predatorer (Einum and Fleming 2001) så även därför är det av intresse att veta hur stor vandringsframgång vild smolt har jämfört med odlad i den nedre outbyggda delen av Klarälven.

Syftena med dessa studier var 1) att studera nedströmsvandring av vild laxsmolt från uppväxtområdena till Vänern och 2) att jämföra vild och odlad smolt från utsättningsplatsen för odlad smolt till Vänern. Vad gäller vild smolt nedströmsvandring från uppväxtområdena till Vänern ville vi studera förluster av vild laxsmolt på deras vandring och jämföra utbyggda områden med längre outbyggda älvsträckor. Efter en överenskommelse med Fortum Generation AB fanns under hela studieperioden ett ytspill (minst 30 cm) vid sex av de åtta kraftverk som smolten måste passera. Vid de övriga (Forshult och Krakerud) var det inte möjligt med ytspill. Resultaten diskuteras i relation till 2009 års resultat då inget eller mycket lite vatten spilldes vid kraftverken. Vad gäller jämförelsen mellan vild och odlad smolt ville vi studera deras vandringsframgång från Forshaga till Vänern. Våra frågeställningar var:

1. Hur stor var vandringsframgången hos vild laxsmolt på olika sträckor i Klarälven?
 - a. Totalt uppväxtområden – Forshaga - Vänern
 - b. Mellan utbyggda respektive icke utbyggda delsträckor
 - c. Förbi varje kraftverk
2. Hur fort vandrar smolten längs olika sträckor i Klarälven?
 - a. Totalt Ransby – Forshaga – Vänern
 - b. Mellan utbyggda respektive icke utbyggda delsträckor
3. Hur stor var vandringsframgången hos vild respektive odlad laxsmolt från utsättningsplatsen för odlad smolt i Forshaga till Vänern?

MATERIAL OCH METODER

Insamling och märkning av fisk

Vild smolts kraftverkspassage
Under tiden 4 till 16 juni 2013 togs 120 vilda laxsmolt som fångades i smoltryssjan i Edebäck undan för vandringsstudien. Temperaturen under insamlingsperioden varierade mellan 13,5 och 14,5 °C. All fisk längdmättes och vägdes till närmaste mm och gram innan de märktes med akustiska sändare med unika identiteter (VEMCO Ltd, Canada V5, luftvikt 0,65 g, 49 dagars batteritid, Figur 1). Sändarna vägde mellan 0,6 % till 4,3 % av fiskvikten. Studier har visat att Atlantlaxsmolt är opåverkade av märken på mellan 2,4 % till 4,3 % av fiskvikten (Connors et al., 2002), och upp till ca 5 % har rapporterats för Chinooklax (Adams et al., 1998). Fisken sövdes med Benzocain (Sigma-Aldrich, www.sigmaaldrich.com) tills gälslagsfrekvensen var långsam och oregelbunden (1-3 min). Ett ca 1 cm långt snitt gjordes i buken och sändaren fördes försiktigt in (Norrgård et al. 2013). Snittet förslöts med två separata suturer (Vicryl, Ethicon Ltd, Sweden). Operationstiden (inklusive sövning) varade mellan 3-5 min. Innan operationen steriliserades all utrustning i 70 % etanol. All märkt smolt lämnades att återhämta sig under 28-35 timmar i 200-250 liter stora plastsumpar, maximalt 12 fiskar sumpades per sump. Vid transport till utsättningslokalerna användes transporttankarna försedda med syrepump. Innan utsättning inspekterades varje fisk.

Smoltstatusen uppskattades enligt en 4-gradig skala från 0 (parrmärken och inte silverfärgad) till 3 (fullt silverfärgad och utan synliga parrmärken) (Birt and Green, 1986; Sigholt et al., 1995).

Jämförelse mellan vild och odlad smolt

Vild smolt fångades i smoltryssjan i Edebäck samt med en roterande skruvfälla vid Munkfors (Thedinga et al. 1994). Under tiden 23 maj till 16 juni 2012 samlades 52 laxsmolt in. Temperaturen under insamlingsperioden

varierade mellan 11 och 16 °C. All fisk längdmättes och vägdes till närmaste mm och gram innan de märktes med akustiska sändare med unika identiteter (Thelma Biotel AS, Trondheim, Norge, modell LP-7.3, luftvikt 1,2 g, ca 60 dagars batteritid). Sändarna vägde mellan 1,8 % till 5,4 % av fiskvikten. Märkningsproceduren var densamma som ovan.

Dessutom märktes 100 odlade smolt från Forstums fiskodling i Gammelkroppa. Denna fisk märktes och sattes ut vid två olika perioder; 3-8 maj och 29 maj-1 juni, med samma sändare som den vilda fisken.

Utsättning och pejling

Vild smolts kraftverkspassage

Vi valde att jämföra älvsträckor med och utan kraftverk. Sträckan mellan Edsforsen och Forshaga har 8 kraftverk (ca 100 km; kraftverk (KRV) 1 - 8). Sträckan mellan Ransby och Edsforsen (ca 80 km; KRV 8 - KRV 9) saknar kraftverk liksom sträckan mellan Forshaga och Vänern (ca 25 km; Vänern - KRV 1) och fungerar som referenssträckor. Ytterligare två referenssträckor är två lite längre sträckor mellan kraftverk; mellan KRV 3 - 4 (19 km) samt mellan KRV 2 - 3 (38 km). Vi väntade oss stora förluster av fisk, så för att vara säkra på att ha tillräckligt med fisk i hela den studerade älvsträckan sattes fisk ut på flera platser längs älven; 1) vid Ransby nedströms lekområdena och Vingängsjön (ca 200 km från Vänern), 2) uppströms Edsforsens kraftverk (KRV 8, ca 120 km från Vänern), 3) nedströms Munkfors kraftverk (KRV 3, ca 80 km från Vänern), och 4) nedströms Forshaga (KRV 1, 25 km från Vänern).

Fisken följdes mellan 5 juni och 23 juli 2013. Totalt sattes 63 loggrar ut (VEMCO Inc., VR-2W, 180 kHz) på 23 stationer längs hela älvsträckan från uppväxtområdena till Vänern. Genom att placera loggerstationer både uppströms och nedströms varje kraftverk kunde vi utvärdera förlusterna vid varje enskilt kraftverk. Dessutom placerades loggrar så att vi

kunde studera förlusterna av smolt vid passagen genom Krakerudsdammen och Lusten. Detektionsavståndet vid stationerna testades genom att drifta förbi loggern på ett bestämt avstånd med båt och med en nedsänkt sändare. Detektionsavståndet varierade mellan 25-300 m. Vid stationer med litet detektionsavståndet placerades upp till fyra mottagare för att ge tillförlitliga data. Fisken följdes också med manuell pejling (VEMCO Inc. VR100, 180 och 90 graders hydrofoner).

I telemetrisk studier följer man fiskens vandring genom att registrera varifrån sändarnas signaler kommer. Tekniken i sig, ger inga direkta svar på om t.ex. en fisk blivit prederad eller inte. Eftersom vi inte exakt vet vad som händer en fisk som inte längre registreras vid loggerstationerna har vi valt att använda termen *förlust och vandringsframgång* när vi beskriver vad som händer fisken i studien. Termen *förlust* används när en fisk inte längre registreras av loggrarna, eller om en fisk vid upprepade tillfällen registreras i lugnflytande habitat med vegetation, som normalt associeras med hög tillgång på predatorer, i samband med manuell pejling. Termen *vandringsframgång* beskriver fisk som passerat en eller flera loggerstationer. Vidare stryks fiskar som uppvisar ett onormalt beteende som att t.ex. simma uppströms längre sträckor (sannolikt prederad) (Pollock et al. 1989).

När vi gjort jämförelser med 2009 fick vi slå ihop värdena på vandringsframgången vid några kraftverk eftersom vi inte hade lika många loggerstationer 2009 som 2013. Upplösningen på data-materialet blev grövre när vi tvingades slå samman vandringsframgången förbi Forshult och Skymnäs, liksom Deje och Forshaga kraftverk.

Jämförelse mellan vild och odlad smolt

Vi studerade älvsträckan från den normala utsättningsplatsen nedström Forshaga till Vänern. Fisken följdes mellan 3 maj och 19 juli 2012 med hjälp av 36 loggrar upp vid 17 stationer mellan



Figur 1. Akustisk sändare (V6 Vemco) och mottagare. Foto: Olle Persson och Johnny Norrgård

Forshaga och Vänern (VEMCO Inc., VR-2W, 69 kHz). Detektionsavståndet vid stationerna testades som ovan och upp till fyra mottagare placerades vid stationer med litet detektionsavstånd. Även 2012 följdes fisken med manuell pejling (VEMCO Inc. VR100, 360 och 90 graders hydrofoner).

Vi använde tre grupper av laxsmolt:

- 1) Tidig odlad smolt, dvs. laxsmolt utsatt i samband med ordinarie utsättning (början av maj; 50 st.),
- 2) Sen odlad smolt, dvs laxsmolt utsatt när den viltfödda smolten vandrar (maj-juni; 50 st.), och
- 3) viltfödd smolt (maj-juni; 52 st.).

Dataanalys

Statistiska analyser har gjorts med SPSS Windows (version 20; SPSS Inc., Chicago, IL, USA). Vi använde parametriska tester när varianserna var homogena och materialet normalfördelat, i annat fall använde vi icke-parametriska tester. Benferronikorrektion användes om upprepade tester gjordes. Konditionsfaktor beräknades enligt Fulton (1904).

Uppskattning av smoltens vandringsframgång gjordes med Kaplan-Meier modellen (Pollock et al., 1989, men se också Castro-Santos och Haro, 2003; Serrano et al., 2009, Norrgård et al. 2013). Denna analys tillåter att fisk tillkommer till analysen vid olika tillfällen igenom hela analysen (ekvation 1). Funktionen $S(t)$ är

sannolikheten för att en individ vandrar t enheter från början av studien:

$$S(t) = \prod_{x \leq t} \left(1 - \frac{d(x)}{n(x)}\right) \quad (\text{Ekvation 1})$$

Och $d(x)$ är antalet förluster vid tiden x och $n(x)$ är antalet individer som befinner sig i risk vid tiden x , d.v.s. individer exkluderas som antingen redan förlorats eller tagits bort (=individer som inte uppfyllde kriterierna att aktivt vandra) innan tiden x . Vandringsframgången 2009 och 2013 jämfördes med ett log-rank test (Pollock et al. 1989).

Beräkningen av vandringsframgång baserades på *skenbar överlevnad*, dvs. vi antog att fisken var både levande och aktivt vandrande när den passerade en loggerstation. Vid beräkningen av förlusterna vid kraftverkspassager ströks även de förluster som skett på referenssträckor mellan kraftverken. Vid studien 2012 hade tre av de vilda fiskarna noteringar om klämskada och fjällsläpp som härstammade från fällan, och ytterligare två hade noteringar om svårare

komplikationer vid operationen, dessa ströks från analysen. Vid studien 2013 ströks 23 fiskar ur analysen eftersom de inte uppvisade någon fortsatt migrationsvilja vid utsättningen.

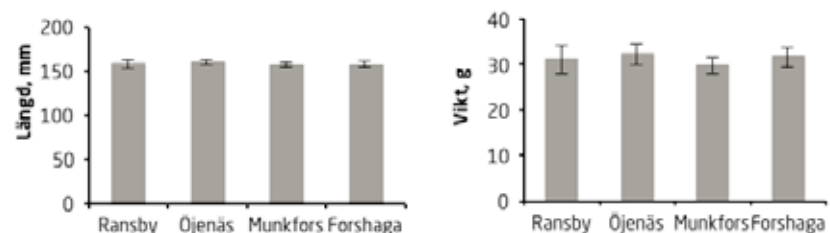
Vandringshastigheten beräknades mellan de olika loggerstationerna och dessa grupperades sedan som antingen kraftverkspassage eller referenspassage. För varje fisk beräknades ett medelvärde och vandringshastigheten testades parvis.

RESULTAT

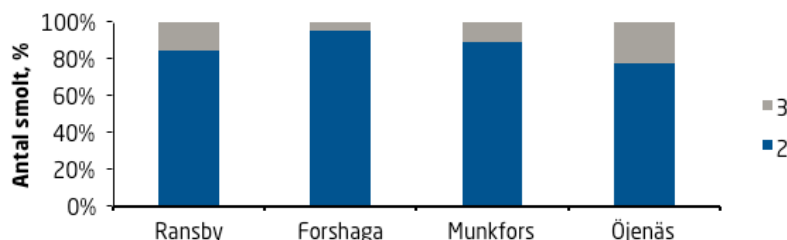
Vild smolts kraftverkspassage

Basdata

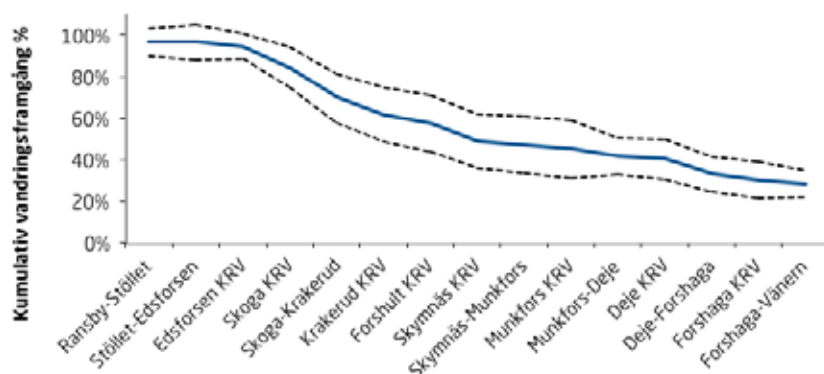
Längden på smolten var 158 mm ($\pm 1,4$ SE) och vikten 31,2 g ($\pm 1,04$ SE) och det fanns ingen skillnad i varken längd eller vikt på fisken som sattes ut på de olika lokalerna (1-vägs ANOVA, $P=ns$; Figur 2). Smoltstatusen varierade mellan 2-3 på all smolt och inte heller denna skilde sig åt på smolten som sattes ut på de olika lokalerna (Chi-2 test, $P=NS$; Figur 3).



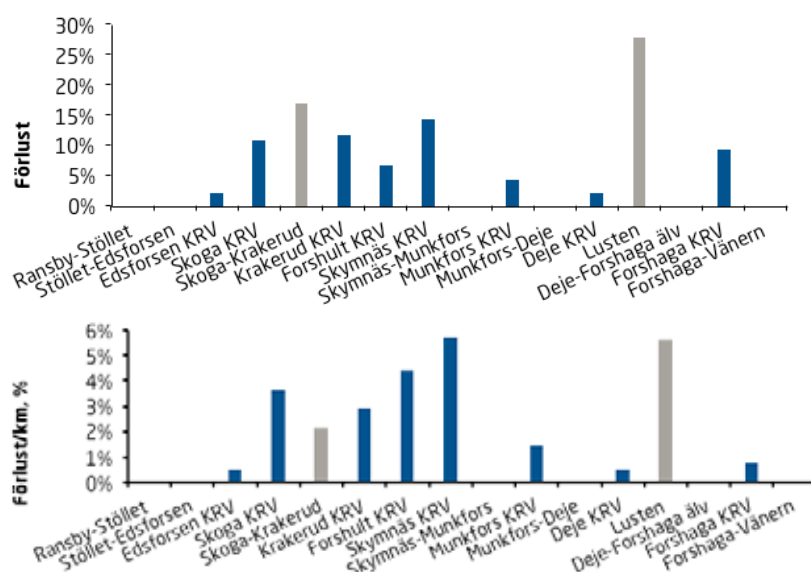
Figur 2. Längd (mm) och vikt (g) hos vild smolt som sattes ut vid de fyra olika utsättningsplatserna 2013; Ransby, Öjenäs, Munkfors, och Forshaga. Felstaplarna avser standard error.



Figur 3. Antal smolt som hade smoltstatus 2 respektive 3 i smoltgrupperna som sattes ut på de fyra olika utsättningsplatserna 2013; Ransby, Öjenäs, Munkfors, och Forshaga.



Figur 4. Kumulativ vandringsframgång (överlevnad; enligt Kaplan-Maier-metoden) hos vild smolt på deras nedströmsvandring från uppväxtområdena till Vänern. De streckade linjerna utgör 95 % konfidensintervall.



Figur 5. Förluster respektive förlust/km (dvs hänsyn taget till avstånd mellan loggerstationerna) av smolt vid enskilda älvsträckor. Varje sträcka avgränsas av två loggerstationer. Vita staplar är sträckor utan kraftverkspassage, grå staplar är sjöliknande habitat och blå är kraftverkspassager. Observera att y-axeln har olika skala i de två delfigurerna.

Vandringsframgång och hastighet

Den beräknade totala vandringsframgången med Kaplan-Meiermodellen från Ransby till Vänern var 29 % (Figur 4). Om man jämför förlusterna mellan olika loggerstationer såg vi att de största förlusterna förekom på sträckorna Skoga-Krakerud (dvs Rådadammen), Krakeruds KRV, Skymnäs KRV samt nedströms Deje där en del smolt väljer vägen via sjön Lusten (Figur 5 överst). Om man också tar hänsyn till hur långa de olika sträckorna var, var förlusterna på de fyra referenssträckorna låga medan förlusterna på sträckor med kraftverk eller mer sjölika habitat var höga (Figur 5 nederst).

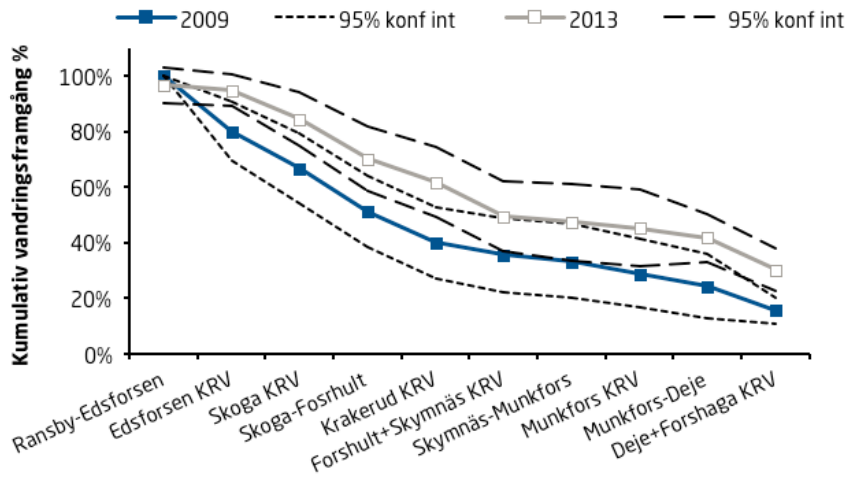
Den kumulativa vandringsframgången från Ransby till nedströms Forshaga 2013 var högre (30 %) än 2009 då den bara var 16 % ($\chi^2_1=6,19$; $P=0,01$; Figur 6). Förlusten vid de enskilda kraftverken (observera att vissa kraftverk summerats eftersom det var gjort så 2009, det gäller Fors-hult+Skymnäs och Deje+Forshaga) varierade mellan 11 och 36 % 2009 och mellan 2 och 28 % 2013. Förlusterna var högre 2009 än 2013 vid alla kraftverkspassager förutom vid Fors-hult+Skymnäs kraftverk (Figur 7). Även vid de flesta sträckor utan kraftverk var förlusterna högre 2009, undantaget är den första referenssträckan mellan Vingängsjön och Edebäck där 3 % (1 fisk) förlorades 2013. Eftersom vi hade fler loggerstationer 2013 än 2009 är det inte lika många sträckor i figurerna 5 överst och 7.

Smolten hade en högre vandrings-hastighet på referenssträckor ($3,5 \text{ BL/s} \pm 0,19 \text{ medelvärde} \pm \text{SE}$) än när de simmade förbi kraftverken ($2,7 \text{ BL/s} \pm 0,20 \text{ medelvärde} \pm \text{SE}$; Parat t-test, $t_{43}=2,02$, $P=0,002$; Figur 8).

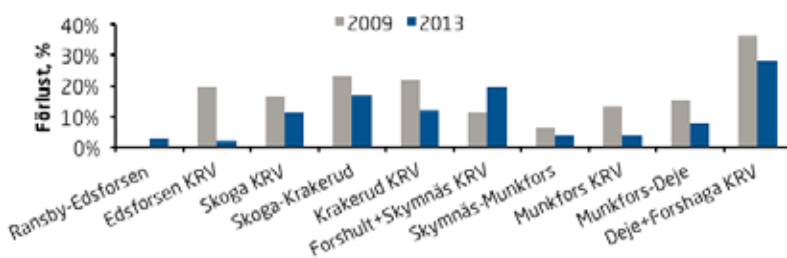
Jämförelse odlad och vild smolt Forshaga-Vänern

Basdata

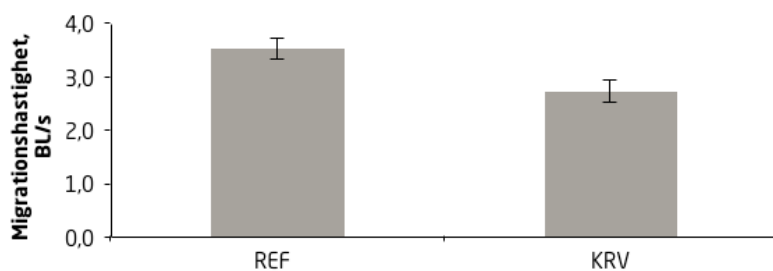
Medellängden på smolten var 235 mm ($\pm 3,24 \text{ SE}$) för den tidigt utsatta odlade smolten, 254 mm ($\pm 3,13 \text{ SE}$) för den sent utsatta odlade smolten och 169 mm



Figur 6. Kumulativ vandringsframgång (överlevnad; Kaplan-Meier-metoden) hos vild smolt på deras nedströmsvandring från uppväxtområdena till Vänern. De streckade linjerna utgör 95 % konfidensintervall.



Figur 7. Förluster 2009 och 2013 vid enskilda älvsträckor och kraftverk. Alla sträckor med kraftverkspassage är märkta med KRV övriga sträckor saknar kraftverkspassager. Deje+Forshaga kraftverk inkluderar också förluster i sjön Lusten eftersom dessa inte kunde urskiljas 2009 pga av loggerstationernas placering.



Figur 8. Vandringshastighet hos smolten uttryckt som kroppslängd/sekund (bodylengths BL/s) vid referenssträckor (REF) och kraftverkssträckor (KRV). Felstaplarna avser standard error (SE).

(+ 1,54 SE) för den vilda smolten. På motsvarande sätt var medelvikten 139,8 g (+ 5,24 SE), 164,1 g (+ 7,69 SE) och 39,0 g (+ 1,31 SE) för de tre grupperna (Figur 9). Både med avseende på längd och vikt var den vilda smolten minst och den sena odlade smolten störst (1-vägs ANOVA, $F_{2,151}=273,1$; $P=0,0001$ för

längd, $F_{2,151}=155,3$; $P=0,0001$ för vikt). Smoltstatusen var 2 eller 3 på all smolt från de tre grupperna men det fanns flest smolt med smoltstatus 3 i den sent utsatta odlade smolten och minst i den tidigt utsatta. Skillnaden mellan de tre grupperna var signifikant (Chi-2 test, $P=0,001$; Figur 10).

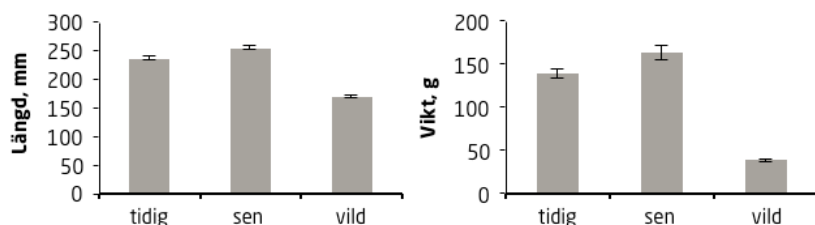
Vandringsframgång

Nästan 90 % av den vilda smolten passerade loggerstationerna ända ut till Vänern, medan motsvarande siffror för tidigt och sent utsatt odlad smolt var 22 respektive 12 %. Vandringsframgången var således signifikant högre hos den vilda smolten än hos den odlade oavsett om smolten hade satts ut tidigt eller sent (Chi-2 test, $X^2=59,08$; $P=0,0001$; Figur 11). En stor andel (32-36 %) av den odlade smolten påbörjade aldrig sin vandring, och ytterligare en stor del av förlusten var koncentrerad till sträckan mellan Sanna och Grava, då 32 % respektive 28 % av den tidigt och sent utsatta odlade smolten förlorades.

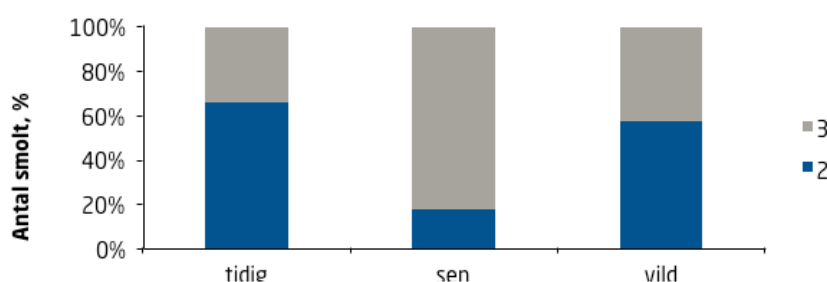
DISKUSSION

Vild smolts kraftverkspassage

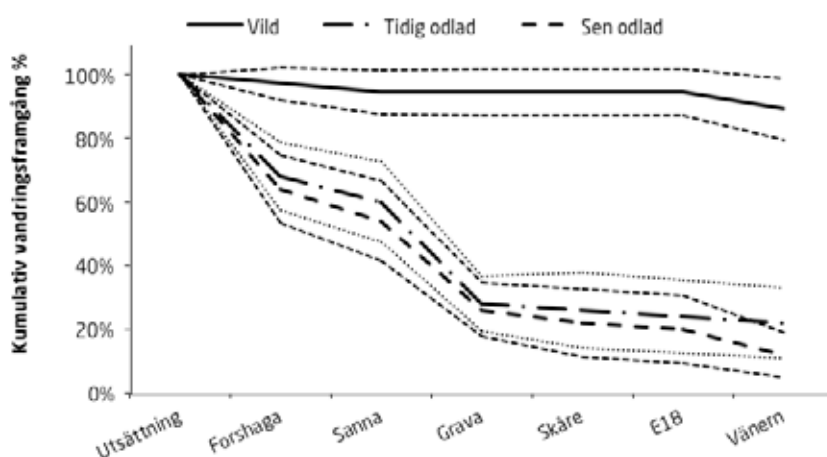
Den totala vandringsframgången på 29 % 2013 var högre än 2009 då endast 16 % tog sig ända till Forshaga. År 2009 spilldes i princip inget vatten under undersökningsperioden medan det 2013 fanns ytspill under hela undersökningsperioden vid alla kraftverk utom två. Detta antyder att det är positivt för smoltens vandringsframgång med ytspill. Det är emellertid viktigt att påpeka att det även 2013 är ett stort bortfall av smolt, vilket sannolikt beror på att det är många kraftverk fisken måste passera (Norrgrård et al. 2013). Om man studerar förlusterna vid de enskilda kraftverken och även relaterar till vad vi vet om det totala spillet (yt- och bottenpill) vid de olika kraftverken är det dock mer oklart i vilken utsträckning man kan sluta sig till att det är förekomsten av spill eller höjd över tröskeln vid ytspillet som orsakat den bättre vandringsframgången. Kraftverk som t.ex. Forshult och Krakerud hade inte något spill alls (förutom 1-2 cm i en bottenlucka vid Krakerud under en vecka i slutet av undersökningsperioden), men hade liknande förluster som Skoga och Forshaga där man haft ytspill och även bottenpill under hela respektive delar av säsongen. Vidare var förlusterna relativt låga i Edsforsen och Deje. I Edsforsen spilldes vatten i den



Figur 9. Längd (mm) och vikt (g) hos odlad och vild smolt som sattes ut nedströms Forshaga 2012. Felstaplarna avser standard error (SE).



Figur 10. Antal smolt bland tidigt odlade, sent odlade och vilda som hade smoltstatus 2 respektive 3.



Figur 11. Kumulativ vandringsframgång (överlevnad) hos tidigt odlade, sent odlade respektive vild smolt. De tunt streckade linjerna utgör 95 % konfidensintervall.

stora timmerslussen, och vid Deje är ingången till timmerrännan bred, vilket troligen bidrog till de relativt sett lägre förlusterna vid dessa två kraftverk. Sammantaget antyder detta dels att spillet har betydelse, men också att de specifika förutsättningarna vid varje kraftverk är av stor betydelse, vilket är känt från andra typer av passagestudier (Calles et al. 2013).

Smolt förlorades även på sträckor som saknar kraftverkspassager; t.ex.

mellan Skoga och Krakerud (Rådadammen) samt på sträckorna uppströms Edsforsen, uppströms och nedströms Munkfors och mellan Forshaga och Vänern. Framför allt är förlusterna anmärkningsvärt höga vid passage genom Rådadammen och Lusten. Eftersom dessa sträckor generellt också är mycket längre än kraftverkspassagesträckorna har vi beräknat förlusten per km. Förlusterna på sträckorna utan kraftverkspassager kan bero på antingen

predation eller vara s.k. sekundär mortalitet orsakad av skador som smolten ådragit sig vid en uppströms liggande kraftverkspassage. Om det är predation eller sekundär mortalitet kan vi dock inte urskilja utan ytterligare studier av predationstrycket. Nedströms Deje kraftverk simmade huvuddelen av smolten in till sjön Lusten istället för att följa älven. Förlusten av smolt i Lusten var 28 % medan den var 0 % i själva älvsräckan. Lokala fiskare bekräftar förekomst av gädda, gös och lake i både Rådadammen och Lusten varför man kan anta att predationsrisken är stor, vilket överensstämmer med andra studier som visar en ökad predation på smolt i lugna, sjölika habitat (Olsson et al. 2001; Olsson et al. 2009).

Mortaliteten på älvsräckorna var högre 2009 än 2013, och om man antar att predationstrycket var lika 2009 och 2013 så kan skillnaden i förluster tolkas som en högre sekundär mortalitet 2009 orsakad av att all smolt passerade via turbinerna. Den kumulativa sekundära mortaliteten torde öka i takt med varje passage genom turbiner, eftersom fisken t.ex. löper risk att skadas rent fysiskt och bli desorienterad och därmed bli ett lättare byte för predatorer.

Smolten vandrade snabbare på referenssträckorna än kraftverkssträckorna, vilket överensstämmer med resultaten från 2009 (Norrgård et al. 2013). Även om det var en signifikant skillnad mellan referenssträckor och kraftverkssträckor så var skillnaderna mindre 2013 än 2009 (Norrgård et al. 2013). En förklaring till detta kan vara att spillet under 2013 ökade vandringshastigheten generellt jämfört med 2009 då det inte var något spill alls.

Jämförelse odlad och vild smolt Forshaga-Vänern

Vandringsframgången för vild fisk har inte tidigare studerats i nedre Klarälven och våra resultat visade att den vilda fisken hade avsevärt högre vandringsframgång än den odlade smolten. Tidigare studier har visat att i snitt når endast hälften av den märkta

odlade smolten som sätts ut nedströms Forshaga kraftverk Vänern (Norrgård et al. 2014 a, Norrgård 2014; opublicerat mtrl), vilket är högre än i denna studie då bara ca 20 % nådde Vänern. De tidigare studiernas variation (15-100%) för odlad smolt kan bero på hur fisken varit matad (Lans et al. 2011, Bergman et al. 2013, Norrgård et al. 2014 b) där fisk som fått mindre mat eller mindre fet mat haft högre vandringsframgång. Den odlade fisken i denna studie hade förts upp på en födoregim rekommenderad av fodertillverkaren. Vad gäller skillnaden i vandringsframgång mellan vild och odlad fisk kan den bero på att vild smolt är bättre på att undfly predatorer än vad odlad smolt är (Einum och Fleming 2001). Studier av predationstrycket i nedre Klarälven visar att det finns en relation mellan gäddförekomst och smoltförluster, men även utsättningstid i relation till förekomst av alternativa byten som t.ex. lekande nors och nejronöga kan påverka vandringsframgången för den odlade fisken (Norrgård et al. 2014 a).

REFERENSER

- Adams NS, Rondorf DW, Evans SD, Kelly JE. 1998. Effects of surgically and gastrically implanted radio transmitters on growth and feeding behavior of juvenile Chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 128-136.
- Bergman E, Piccolo JJ, and Greenberg L. 2013. Raising brown trout (*Salmo trutta*) with less food – effects on smolt development and fin damage. *Aquaculture research*, 44:1002-1006. doi:10.1111/j.1365-2109.2011.03086.x
- Birt TP, Green JM. 1986. Parr–smolt transformation in female and sexually mature male anadromous and non-anadromous Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 680–686.
- Calles O, Degerman E, Wickström H, Christiansson J, Gustafsson S, Näslund I. 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar – Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport, 114 s.
- Castro-Santos T, Haro A. 2003. Quantifying migratory delay: a new application of survival analysis methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 986–996.
- Connors KB, Scruton D, Brown JA, McKinley RS. 2002. The effects of surgically implanted dummy radio transmitters on the behaviour of wild Atlantic salmon smolts. *Hydrobiologia* 483: 231-237.
- Einum S, Fleming IA. 2001. Implications of Stocking: Ecological Interactions Between Wild and Released Salmonids. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75:56-70.
- Fulton TW. 1904. The rate of growth of fishes. Fisheries Board of Scotland, Annual Report 22 (part 3): 141–241.
- Jepsen N, Schreck C, Clements S, Thorstad EB. 2005. A brief discussion on the 2% tag/bodymass rule of thumb. *Aquatic telemetry: advances and applications*. Proceedings from the Fifth Conference of Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9-13 June 2003. Spedicato MT, Lembo G, Marmulla G (eds). Rome, FAO/COISPA 295p.
- Lans L, Greenberg LA, Hultman J, Calles O, Schmitz M, Bergman E. 2011. The effects of ration size on migration by hatchery-reared Atlantic salmon and brown trout. *Ecology of freshwater fish* 20:548-557.
- Norrgård JR. 2014. Migration and quality of landlocked Atlantic salmon smolt - Implications for conservation and management. Karlstad University Studies. Doktorsavhandling.
- Norrgård J, Greenberg L, Piccolo JJ, Schmitz M, Bergman E. 2013. Multiplicative loss of landlocked Atlantic Salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. *Regulated Rivers and Applications*, 29:1306-1317, doi: 10.1002/rra.2616
- Norrgård JR, Ludvigsson A, Bergman E. 2014 a. Predation by northern pike *Esox lucius* on hatchery-released Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta* smolts in the River Klarälven, Sweden. Manuscript.
- Norrgård JR, Schmitz M, Bergman E, Greenberg L. 2014 b. Effects of feeding regimes and early maturation on migratory behavior of landlocked hatchery-reared Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. Manuscript Under revision, *J Fish Biology*.
- Olsson IC, Greenberg LA, Eklöv AG. 2001. Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North American Journal of Fisheries Management* 21:498-506.
- Olsson IC, Eklöv A, Degerman E. 2009. Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.). Rapport Länsstyrelsen i Skåne Län, nr 36, 61s.
- Pollock KH, Winterstein SR, Bunck CM, Curtis PD. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management* 53: 7-15.
- Serrano I, Rivinoja P, Karlsson L, Larsson S. 2009. Riverine and early marine survival of stocked salmon smolts, *Salmo salar* L., descending the Testebo River, Sweden. *Fisheries Management and Ecology* 16: 386-394.
- Sigholt T, Staurnes M, Jakobsen HJ, Åsgård T. 1995. Effects of continuous light and short-day photoperiod on smolting, seawater survival and growth in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 130: 373–388.

Theedinga JE, Murphy ML, Johnson SW, Lorenz JM, Koski KV. 1994. Determination of salmonid smolt yield with rotary-screw traps in the Situk River, Alaska, to predict effects of glacial flooding. North American Journal of Fisheries Management 14: 837-851.

Interaktioner mellan ung lax och harr

Eva Bergman, Anna Hagelin & Larry Greenberg

Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet.

SAMMANFATTNING

I ett laboratorieexperiment jämfördes konkurrensförmågan hos lax och harr med avseende på aktivitet, födosök och aggression. Resultaten visade att harr är mer aktiv både med avseende på hur mycket den simmar, hur många attacker och hur mycket den jagar andra fiskar än lax. Däremot är det ingen skillnad mellan arterna vad gäller födosök.

Vidare visade resultaten att lax påverkades av harr så att lax åt mindre och blev mer jagad tillsammans med harr än ensam. Harr påverkades inte av lax på motsvarande sätt. Resultaten tyder på att harr är den starkare konkurrenten under de förutsättningarna som rådde i experimentet.

INLEDNING

När man vill kartlägga en populations potential i ett ekosystem är det viktigt att ta hänsyn till flera olika livsstadier. För att förstå varför biomassan eller antalet individer i en population i ett givet livsstadium ser ut på ett visst sätt är det viktigt att också studera mekanismerna bakom observationerna. Det kan t.ex. finnas flera olika flaskhalsar av både abiotisk (temperatur, substrat, ström-hastighet etc.) och biotisk (konkurrens, predation etc.) karaktär som en individ behöver passera under sin uppväxttid. Konkurrens om föda eller gömslen har stor betydelse för uppväxande laxungar (Finstad et al. 2007; Griffiths et al. 2004) och deras möjligheter att överleva till smoltstadiet då de lämnar uppväxt-habitaten.

Harr och lax har liknande krav på levnadsmiljö och födobehov (Curry-Lindhal 1985). Deras mikrohabitat överlappar även om det också finns vissa skillnader, till exempel brukar harren inte gömma sig under stenar vilket laxen gör, och harren utnyttjar också ofta ett annat djup än laxen (Greenberg, Svendsen och Harby, 1996). Harren är

inte lika välstuderad som laxen och man vet inte lika mycket om hur harrens konkurrensbeteende mot laxen ser ut.

Klarälven/Trysilälven/Femundsälven har en divers fiskfauna och laxen är inte den enda lax-artade fisken i ekosystemet utan där finns även harr och öring. Öringen dominerar i älvens övre delar från Isterfossen till Jordet, men det finns också gott om harr (Kjøsnes et al. 2004). På den nedre norska sträckan dominerar harr, och även i stora delar av älven på svensk sida finns gott om harr (Kjøsnes et al. 2004; Museth 2014). Lax har varit försvunnen från de norska delarna av älven i flera årtionden, men har återintroducerats under 2012 och 2013 genom romutsättningar i liten skala. Konkurrensen mellan lax och harr är relativt outforskad, även om det finns studier om interaktioner mellan harr och öring (Greenberg et al. 1999) och lax och öring (Berg et al. 2014; Harwood et al. 2001; Stradmeyer et al. 2008).

Syftet med den här undersökningen var att experimentellt studera hur konkurrensförmågan ser ut för ung lax och harr samt om konkurrensförmågan förändras tillsammans med den andra arten. Detta kan vara till nytta för att förstå vad som kan hända när man återintroducerar lax i ett system där bland annat harr lever. Hur blir de potentiella interaktionerna mellan lax och harr när de delar uppväxtområden? Hur konkurrerar de om föda och interagerar i en miljö där de inte kan söka föda eller skydd i ett " eget " mikrohabitat? Konkurrerande arter delar ofta på sig längs någon nischdimension, men vad händer om arterna tvingas samsas om samma uppväxtområde? Eftersom provfisken med elfiskebåt visat att det finns gott om harr i de övre delarna av Klarälven fokuserade experimentet på att jämföra konkurrensförmågan hos lax och harr. De frågeställningar vi specifikt

ville studera var:

1. Hur stor är aktiviteten hos lax respektive harr?
 - a. Hur påverkas aktiviteten om arterna är tillsammans?
2. Hur stor är födosökseffektiviteten hos lax respektive harr?
 - a. Hur påverkas födosökseffektiviteten om arterna är tillsammans?
3. Hur stor är aggressiviteten hos lax respektive harr?
 - a. Hur påverkas aggressionen om arterna är tillsammans?

MATERIAL OCH METODER

Experimentanläggning och fisk

Vi använde 0+ odlad lax och harr i försöket. Laxen var Klarälvsax från Fortums fiskodling i Gammelkroppa och harren var från Bröderna Olssons fiskodling i Bollnäs. Laxen hämtades den 5 september 2013 och var 56,4 mm och vägde 1,7 g, och harren hämtades den 26 augusti och 4 september 2013 och var 93,9 mm och 5,3 g. Fisken transporterades i luftade tankar till Karlstads universitet där de placerades i akvarier i tätheter mellan 1,5-2 cm fisk/l vatten. Temperaturen hölls konstant vid 13°C, dygnsrytmen hölls vid 11 timmar ljus och 13 timmar mörker och akvarierna hade kontinuerlig vattengenomströmning.

Själva experimentet genomfördes i tre 7 m långa strömrännor i akvarieanläggningen på Karlstads universitet. Strömrännorna består av tre olika habitat, en "riffle" (175 x 65 cm), en "run" (185 x 95 cm) och en "pool" (175 x 135 cm), där alla habitat har ett fönster längs ena sidan så att fisken kan observeras. Våra försök genomfördes i ca hälften av run-habitatet (0,85-0,92 m²). Vattendjupet varierade mellan 22-26 cm och vattenhastigheten var 7,4 cm/s ± 0,4 (SD). Botten var täckt med ett 10 cm tjockt lager med grus (kornstorlek 4-8 mm) samt en större sten och en lerkruka

som fungerade som gömsle för fisken. Försöken genomfördes mellan den 30 september och den 21 oktober 2013.

All fisk aklimatiserades i minst 21 dagar innan de användes i något försök. Under aklimatiseringen vandes fisken vid vatten, dygnsrytm, temperatur samt mat; fisken matades med röda mygglarver (Chironomider; ca 1 % av sin kroppsvikt per dag) varje kväll. Både lax och harr uppvisade ett aktivt födobeteende i förvaringsakvarierna.

Experimentell design

Experimentet designades för att kunna studera konkurrens-effekten både inom en art och mellan arterna. Arterna observerades var för sig och tillsammans med kontroll för täthet (Tabell 1), vilket innebär fem olika behandlingar. Behandlingarna slumpades både med avseende på i vilken ordning och i vilken ränna de skulle genomföras i. Alla behandlingar upprepades nio gånger och inga fiskar användes mer än en gång.

Tabell 1. Experimentell design för konkurrens-försök mellan 0+ lax och harr.

	Antal fiskar	Antal fiskar
Lax	2	4
Harr	2	4
Lax och harr	2+2	

Fisken, som hade svultit under minst 12 timmar, valdes slumpmässigt från förvaringsakvarierna och flyttades direkt till strömakvarierna. Alla fiskar aklimatiserades i strömrännorna under en timme innan observationerna påbörjades. Varje försök filmades under 30 min; 10 minuter innan matning, 10 min under matning och 10 minuter efter matning. Vid matningen släpptes en chironomid per minut ner i akvariet i mitten av vattenkolumnen i början av försöksarenan. Detta matningsintervall var tillräckligt långt för att fiskens förmåga att ta nästkommande byte inte skulle begränsas av fiskens hanteringstid av bytet (van Zwol et al. 2012, Watz et al. 2014). Sammanlagt släpptes 10 byten i under 10

minuter. Efter försökets slut avlivades, vägdes och längdmättes försöksfisken.

Mätvariabler

Fiskens beteende observerades utifrån de filmer som spelades in under försökets gång. Vi noterade följande aktiviteter: 1) aktivitet, som beskrevs utifrån andel tid fisken spenderade för att simma, så kallat "cruising", samt andel tid när fisken spenderade inaktiv på botten, 2) födosök, dvs. hur många fiskar som tog ett byte, och 3) aggressiva beteenden, dvs. antalet jakter (jagar respektive blir jagad) samt antalet attacker (attackerar respektive blir attackerad). Jakt innebär att en individ följt efter en annan (ingen tid är dock mätt) till skillnad från attackerad då det rör sig om ett utfall.

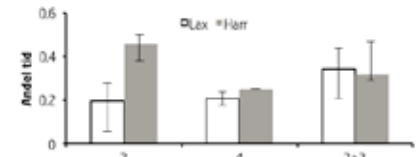
Eftersom våra uppmätta värden inte var normalfördelade har vi använt median, 25- respektive 75-procentig kvartil samt gjort statistiska tester med icke-parametrisk statistik. När vi velat jämföra lax och harr har vi använt Mann Whitneys U-test, och för att se om en art påverkar sig själv eller den andra arten mest har vi använt Kruskal Wallis envägsanova. P-värden över 0,05 betraktas som icke signifikanta och anges som "NS".

RESULTAT

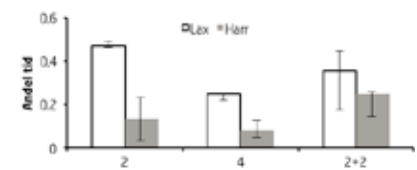
Simaktivitet

Laxen simmade (cruising) mellan 20 och 34 % av tiden och det fanns ingen skillnad i simaktivitet mellan de olika behandlingarna, dvs. om det var två, fyra laxar eller både lax och harr (Kruskal Wallis P=NS; Figur 1). Harren simmade mellan 25 till 45 % av tiden och mindre i försöken med 4 harrar än när de var två eller tillsammans med lax (Kruskal Wallis alla behandlingar P=0,01; 2 vs 4 fiskar P=0,003; 4 vs 2+2 fiskar P=0,034; 2 vs 2+2 fiskar P=NS; Figur 1). Harren simmade mer än laxen när arterna var ensamma, men inte när de var tillsammans (Mann Whitney U-test, 2 fiskar P<0,05; 4 fiskar P<0,01; 2+2 fiskar P=NS).

Laxen var inaktiv på botten mellan



Figur 1. Simaktivitet (median + 25 och 75 % kvartil) uttryckt som andel tid som fisken ägnade åt cruising-simning.

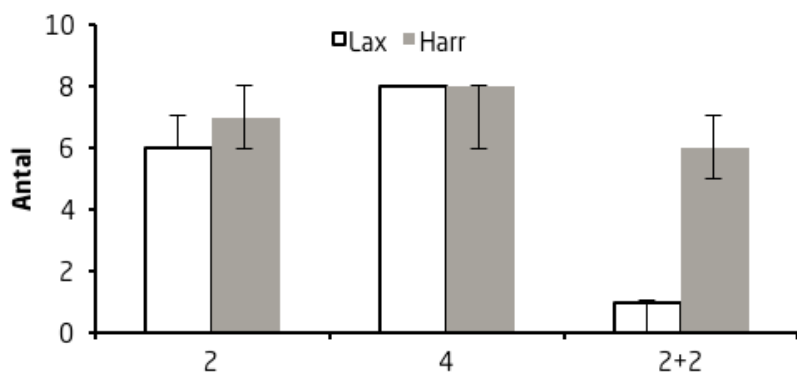


Figur 2. Inaktivitet (median + 25 och 75 % kvartil) uttryckt som andel tid som fisken var inaktiv på botten.

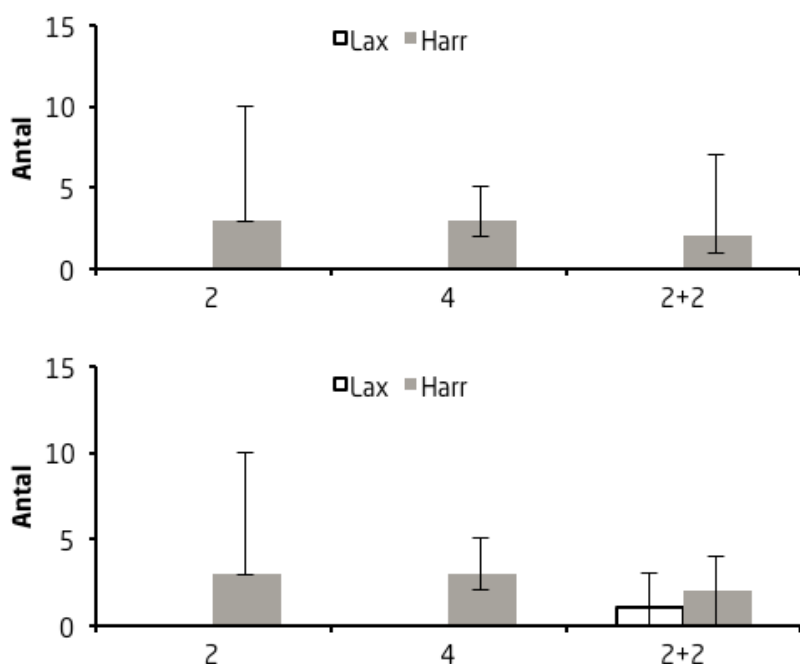
25 och 47 % av tiden och den enda behandlingsskillnaden låg mellan hög och låg täthet. Det fanns en skillnad mellan de olika behandlingarna så att laxen var mindre aktiv när de var 4 än när de var 2 (Kruskal Wallis P<0,03; 2 vs 4 fiskar P=0,0001; 4 vs 2+2 fiskar P=NS; 2 vs 2+2 fiskar P=NS; Figur 2). Harren var inaktiv och låg stilla mellan 8 och 25 % av tiden och det fanns ingen skillnad mellan behandlingarna (Kruskal Wallis P=NS; Figur 2). Laxen var mer inaktiv än harren när arterna var ensamma, men inte när de var tillsammans (Mann Whitney U-test, 2 fiskar P<0,01; 4 fiskar P<0,01; 2+2 fiskar P=NS; Figur 2).

Födosök

Harren fångade mellan 6 och 8 av de tio bytena under försöket, oavsett behandling (Kruskal Wallis P>0,05; Figur 3). Laxen fångade också mellan 6 och 8 byten av de tio bytena så länge det bara var lax i strömrännan (Figur 3). För laxen var det en signifikant skillnad mellan de olika behandlingarna så att de fångade flest byten när det var fyra laxar och minst byten tillsammans med harren (Kruskal Wallis P < 0,0001; 2 vs 4 fiskar P=0,004; 4 vs 2+2 fiskar P=0,0001; 2 vs 2+2 fiskar P=0,004). När arterna var tillsammans åt harren signifikant fler byten än laxen (Mann Whitney U-test,



Figur 3. Födosöksbeteende (median + 25 och 75 % kvartil) hos lax och harr uttryckt som antal gånger en fisk fångade ett byte under försökets gång.



Figur 4. Aggressionsbeteende (median + 25 och 75 % kvartil) uttryckt som antal tillfällen en fisk jagar (överst) respektive blir jagad (nederst).

2 fiskar $P=NS$; 4 fiskar $P=NS$; 2+2 fiskar $P<0,01$).

Aggression

Laxen jagade inte någon annan fisk och blev då heller inte jagad när den var enda arten, medan harren jagade andra fiskar vid flera tillfällen i alla tre behandlingarna (Figur 4 överst). Det var ingen skillnad mellan behandlingarna i hur mycket harren jagade andra fiskar eller hur mycket den blev jagad (Kruskal Wallis, $P=NS$ i båda fallen). Däremot blev laxen jagad (av harren) signifikant

mer i behandlingen med både lax och harr (Kruskal Wallis $P=0,04$; Figur 4 nederst) än när laxen var själv. I en direkt jämförelse mellan hur mycket harr och lax blev jagade, var det bara i experimenten med både lax och harr som laxen blev jagad och då blev den jagad lika mycket som harren (Mann Whitney U-test $P=NS$). I alla andra fall var det harren som jagade eller jagades.

Laxen attackerade väldigt sällan någon annan fisk och blev inte heller attackerad särskilt mycket, inte ens när harren fanns närvarande (Kruskal Wallis

$P=NS$; Figur 5). Harren både attackerade och blev attackerad mer än laxen (Mann Whitney U-test, $P<0,01-0,05$ i samtliga jämförelser), men det var ingen signifikant skillnad mellan de olika behandlingarna (Kruskal Wallis $P=NS$; Figur 5).

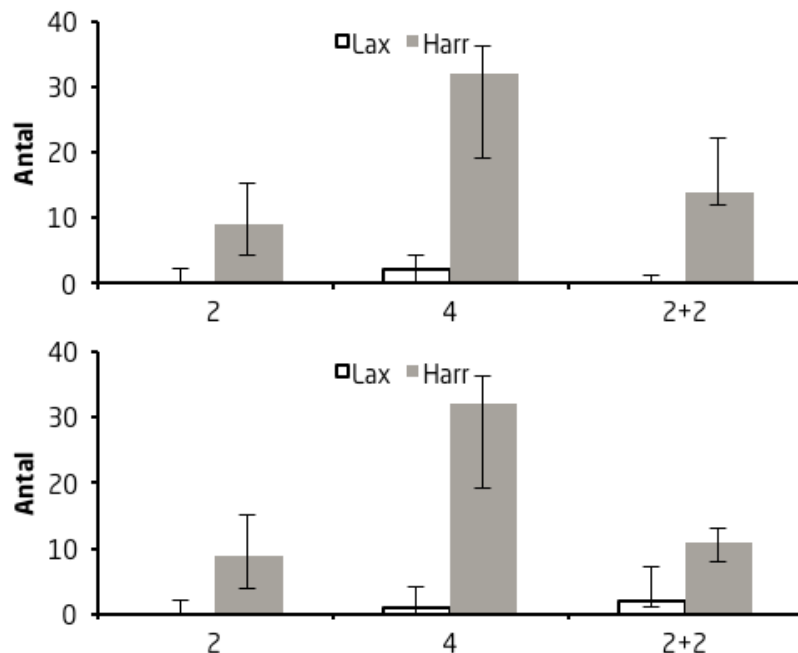
DISKUSSION

Både födosök och aggression är vanliga mått som används när man ska undersöka konkurrensförmågan hos olika fiskarter. Födosök och att få tillgång till föda är centralt för att en population ska tillväxa och skillnaden i en fisks förmåga att fånga byten när de är ensamma eller tillsammans med en annan art kan visa om arterna påverkar varandra. Även olika mått på aggression används ofta för att se hur arter påverkar varandra i en konkurrenssituation.

Våra resultat visade att lax och harr åt lika bra när de var ensamma. Även Watz et al. (2014) visade att lax och harr har likartad sannolikhet att fånga byten när de är ensamma. När arterna testades tillsammans i våra försök påverkades lax av harr så att den åt betydligt mindre tillsammans med harr än när den var ensam. Däremot påverkades inte harr av lax, vilket tyder på att harren är den starkare konkurrenten i våra experiment.

Både lax och harr är arter som kan uppvisa aggressivt beteende både mot artfränder och andra arter (Hughes 1992; Salonen och Peuhkuri 2006). Det finns också studier på lax som visar att de ibland kan hitta strategier för att undvika aggressiva beteenden (Höjesjö, Armstrong och Griffiths, 2005). Våra resultat visade att ingen art påverkade den andra vad gäller antalet aggressiva utfall. Däremot påverkades lax av harr på så sätt att laxen blev jagad av harren när arterna var tillsammans. Laxen påverkade inte harren vad gäller att jaga eller bli jagad. Även detta tyder på att harren är den mest dominanta och starkare konkurrenten.

När det gäller arternas aktivitet kunde vi inte dra några slutsatser eftersom



Figur 5. Aggressionsbeteende (median + 25 och 75 % kvartil) uttryckt som antal tillfällen en fisk attackerar (överst) respektive blir attackerad (nederst).

arterna inte påverkade varandras aktivitet. Harren var mer aktiv än laxen när arterna var ensamma men det fanns ingen skillnad mellan deras aktivitet när de var tillsammans. Tidigare studier har visat att lax och öring är mer aktiva i större grupper än i små (Enefalk 2014, Gustafsson et al. 2012, Orpwood et al. 2006, Ward et al. 2009) medan harren uppvisade det omvända i denna studie.

Vi använde odlad fisk i våra försök, vilket medför att man kan behöva vara försiktig innan man drar för långtgående slutsatser utifrån resultaten. Det finns flera andra studier som visar att odlad fisk kan påverka vild fisk negativt, men dessa studier handlar om att man antingen sätter ut odlad fisk eller att odlad fisk av misstag kommer ut i system där vild fisk redan finns (t ex Berg & Jørgensen 1991).

Vårt experiment jämför lax och harr ensam och tillsammans i syfte att avgöra den inbördes konkurrensförmågan. Vi fann att harren påverkade laxen mer än laxen påverkade harren, vilket tyder på att harren är den starkare konkurrenten om arterna tvingas samexistera. I Klarälvens övre svenska delar finns både lax och harrungar, men båtelfisken

tyder på att harrspopulationen är större än laxpopulationen (Museth et al. 2012, Museth 2013). Det finns områden kring Kärrbäckstrand och nedströms Strängsforsen, men också lite vid Skylbäcksholmen, som har mer hålrum än i andra delar av övre delen av Klarälven (Kapitel Habitatkartering), och dessa är troligen viktiga för laxen som uppväxtområden men mindre så för harr (Greenberg, Svendsen & Harby 1996). Även om det är väldigt grova uppskattningar verkar det vara i de områdena som båtelfisket funnit mest lax (Museth et al. 2012, Museth 2013). Dock skall man vara försiktig med att dra för långtgående slutsatser utifrån en laboratoriestudie, där ett begränsat storleksomfång har använts och där harren var betydligt större än laxen. Dessutom finns det inga experimentella studier om konkurrens mellan andra storlekar av lax och harr eller i fält, som vi kan använda som stöd för att harren är den starkare konkurrenten. Vidare genomfördes denna studie med ett ganska fint (4-8 mm) bottenmaterial, vilket kan ha gynnat harren, eftersom laxungar gömmer sig i hålrum (Finstad et al. 2007; Griffiths et al. 2004).

REFERENSER

Berg OK, Bremset G, Hanssen K, Puffer M. 2014. Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish*. DOI: 10.1111/eff.12107

Berg S, Jørgensen J. 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L. of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. *Journal of Fish Biology* 39, 151-170.

Curry-Lindahl K. 1985. Våra fiskar. Norstedt & söner. Stockholm.

Finstad AG, Einum S, Forseth T, Ugedal O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52(9): 1710-1718. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01799.x

Greenberg L. 1999. Effects of predation and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, and grayling, *Thymallus thymallus*, in artificial streams. *Arch. Hydrobiol.* 145: 433-446.

Greenberg L, Svendsen P, Harby A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regul River*. 12:287-303.

Griffiths SW, Collen P, Armstrong JD. 2004. Competition for shelter among over-wintering signal crayfish and juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 65(2): 436-447. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2004.00460.x

- Harwood AJ, Metcalfe NB, Armstrong JD, Griffiths SW. 2001.* Spatial and temporal effects of interspecific competition between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; Jun 2001, 58: 1133-1140.
- Hughes NF. 1992.* Ranking of feeding positions by drift-feeding Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in dominance hierarchies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1994-1998.
- Höjesjö J, Armstrong JD, Griffiths SW. 2005.* Sneaky feeding by salmon in sympatry with dominant brown trout. *Animal behavior* 69(5): 1037-1041. doi.org/10.1016/j.anbehav.2004.09.007
- Kjosnes AJ, Museth J, Nashoug O, Qvenild T. 2004.* Studier av vandringsmønster hos harr og ørret i Femund/ Trysilvassdraget 1999-2003. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2-2004. 22 s.
- Museth J, Dokk JG, Kraabøl M. 2012.* Kartlegging av fiskesamfunnet i Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2011. NINA Minirapport 380.
- Museth J. 2013.* Kartlegging av tettheten av laksunger i øvre del av Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2012. NINA Minirapport 444.
- Orpwood JE, Griffiths SW, Armstrong JD. 2006.* Effects of food availability on temporal activity patterns and growth of Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 75(3):677-685,
- Salonen A, Peuhkuri N. 2006.* The effect of captive breeding on aggressive behaviour of European grayling, *Thymallus thymallus*, in different contexts. *Animal Behaviour* 72(4): 819-825. doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.12.012
- Stradmeyer L, Höjesjö J, Griffiths SW, Gilvear DJ, Armstrong JD. 2008.* Competition between brown trout and Atlantic salmon parr over pool refuges during rapid dewatering. *Journal of Fish Biology*, 72: 848-860.
- van Zwol A, Neff BD, Wilson CC. 2012.* The effect of competition among three salmonids on dominance and growth during the juvenile life stage. *Ecology of freshwater fish* 21:533-540.
- Ward DM, Nislow KH, Folt CL. 2009.* Increased population density and suppressed prey biomass: relative impacts on juvenile Atlantic salmon growth. *Transactions of the American Fisheries Society* 138(1):135-143.
- Watz J, Bergman E, Piccolo JJ, Greenberg LA. 2014.* Prey capture rates of two species of salmonids (*Salmo trutta* and *Thymallus thymallus*) in an artificial stream: effects of temperature on their functional response. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. doi.org/10.1080/10236244.2014.900210



Biotopkartering av vattendrag - Klarälvens tillflöden

Richard Gow, Mikael Hedenskog & Pär Gustafsson
Länsstyrelsen i Värmlands län

SAMMANFATTNING

För att kunna föreslå lämpliga åtgärder och därmed bidra till måluppfyllnad enligt till exempel ramdirektivet för vatten är det viktigt att beskriva och kartlägga den fysiska vattenmiljön. Länsstyrelsen startade därför ett biotopkarteringsprojekt år 2005 som en del i arbetet med miljö kvalitetsmålet ”Levande sjöar och vattendrag”. I de regionala miljömålen för länet angavs då att inventering av nyckelbiotoper i vatten samt bedömning av restaureringsbehov skulle genomföras i alla vattendrag med ett avrinningsområde på mer än 10 km² senast 2010. Utöver storleksavgränsningen har inventeringen också inriktats på vattendrag med höga kända naturvärden. Som en del i arbetet med ”Vänerlaxens fria gång” har befintligt biotopkarteringsmaterial använts och kompletterats med en utökad biotopkartering under 2011 och 2012 för att redovisa en mer högupplöst bild av Klarälvens tillflöden på svensk sida.

Biotopkarteringen har flera syften. Resultaten kan exempelvis utgöra underlag för restaurering, skydd, skötsel samt naturvärdesbedömningar av vattendragsmiljöer. Resultaten kan också avslöja status och potential för enskilda arter, t.ex. lax och öring. Informationen omfattar uppgifter om olika biotopvariabler, påverkan, potentiella nyckelbiotoper och vandringshinder. Information som är viktig för laxen, öringen och andra organismers framtid.

Resultaten visar på en stor variation både inom och mellan vattendrag. Det förekommer många fina vattendragsmiljöer med höga naturvärden, men också många som är negativt påverkade av t.ex. dammar och rensning.

I den fullständiga rapporten redovisas 101st tillflöden i Klarälvens huvudavrinningsområde. Varje tillflöde presenteras genom vattenkartor, fiskkartor,

sammanställningar för vattenbiotoper och vandringshinder. En digital version av rapporten har utformats, där alla 101 vattendrag presenteras genom egna hemsidor. Från en dator, surfplatta eller en modern mobiltelefon finns alla kartor och sammanställningar tillgängliga. Det finns även möjligheter att producera egna sammanställningar och analyser eftersom rådata finns tillgängligt för varje vattendrag. Information av den här typen är färskvara, men genom hemsidorna kan informationen uppdateras och förbättras kontinuerligt.

SYFTE OCH BAKGRUND

Klarälven/Trysilelva har sina källor i Härjedalens fjällandskap i Jämtlands län och på sin väg söderut rinner vattendraget genom Norge innan vattnet rinner in i Sverige igen, där älven sträcker sig från norra Värmland till mynningen i Vänern. Avrinningsområdet är ca 11 800 km² varav ca 5200 km² ligger i Norge. Omkring 6600 km² finns i Sverige fördelat på ca 4930 km² i Värmland, ca 1350 km² i Dalarna och ca 320 km² i Jämtland. Skogsmark dominerar omgivningen i nästan hela avrinningsområdet.

I Klarälvens avrinningsområde finns höga naturvärden bl.a. genom hotade och sällsynta arter såsom flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*), flodkräfta (*Astacus astacus*), Atlantisk lax (*Salmo salar*) och svämmossa (*Myrinia pulvinata*) (Berglund et al 2010), dessutom ingår flera vattendrag i det europeiska nätverket Natura 2000 (Johansson et al 2009). Samtidigt finns många verksamheter som påverkar och hotar dessa värden t.ex. vattenkraftproduktion, skogsbruk och jordbruk, som t.ex. har medfört förorening, reglering, uppdämning, fragmentering, kanalisering och rensning.

För att på ett ändamålsenligt sätt

kunna arbeta med skydd och restaurering av värdefulla vattenmiljöer i Värmland län togs problematiken kring vattenmiljön upp i miljömålsarbetet. I de regionala miljömålen för angavs därför under miljö kvalitetsmålet ”Levande sjöar och vattendrag” att: ”Senast 2010 ska en inventering av nyckelbiotoper i vatten samt en bedömning av restaureringsbehov ha genomförts i alla vattendrag med ett avrinningsområde större än 10 km²”. Mellan 2005-2010 genomfördes därför ett stort biotopkarteringsprojekt, där över 290 mil av Värmlands vattendrag inventerades. Syftet med biotopkarteringsprojektet var att samla in information om länets vattendrag och deras närmiljö för att få en samlad bild av olika biotopers omfattning och för att beskriva påverkan i och kring vattendragen.

Resultaten från karteringen kommer bl.a. utgöra underlag för tillsyn, restaurering, naturskydd, skötsel, naturvärdesbedömning, statusklassning, inventering, bevarandeplaner, miljömålsarbete, miljömålsuppföljning och miljöövervakning.

År 2011 startade InterReg-projektet ”Vänerlaxens fria gång”. Ett samarbete mellan Sverige och Norge som ska undersöka och redovisa vilka åtgärder som behövs för att bygga upp det vänervandrande vildlekande beståndet av lax i Klarälven/Trysilelva med tillflöden. Projektet ska även redovisa vilka åtgärder som krävs för att Klarälven ska uppnå god ekologisk status eller potential. En viktig del för att nå projektmålen är att beskriva och kartlägga den fysiska vattenmiljön.

Målsättningarna med det här delprojektet var att beskriva den fysiska miljön i Klarälvens tillflöden på svensk sida genom befintligt biotopkarteringsmaterial och kompletterande biotopkartering, samt att presentera, visualisera

och tillgängliggöra informationen för bästa möjliga användbarhet och att skapa hållbarhet genom att möjliggöra uppdateringar eftersom informationen är insamlad från en föränderlig miljö. En separat rapport om den fysiska miljön på norsk sida kommer också att produceras. Tillsammans kommer rapporterna leverera en gedigen bild av Trysilelvas/Klarälvens tillrinnande vattendragsmiljöer.

Några viktiga uppgifter som skulle kunna utläsas i rapporten var information om bottenstrukturer, strömförhållanden, vattenvegetation, skuggning, förekomst av död ved, öringbiotoper, nyckelbiotoper, vandringshinder för fisk, fragmentering, kulturlämningar och andra strukturelement, samt var och i vilken omfattning ingrepp har gjorts i form av rensningar, invallning, indämning m.m.

MATERIAL OCH METODER

Inventeringen har utförts med utgångspunkt från den metod som utarbetats av Länsstyrelsen i Jönköping (2002) och anpassats för Värmlands län (Woronin et al 2006). Inventeringen omfattar bedömningar av vattenbiotoper och vandringshinder i vattendrag. Den huvudsakliga inventeringen utfördes mellan 2005-2010, men kompletterades mellan 2011-2012. Inventeringen var till en början främst inriktad vattendrag med höga kända naturvärden och till viss del vattendrag i samma områden som dessa. Urvalet gjordes bland annat med hjälp av den sammanställning som Länsstyrelsen Värmland gjorde över värdefulla sjöar och vattendrag 2005. En av projektets målsättningar var att kvalitet skulle gå före kvantitet varvid stor vikt lades på att utbilda fältpersonalen. Den fältutrustning som utnyttjades i projektet bestod av GPS för att lagra koordinater, mobiltelefon för att möjliggöra kontakt och digitalkamera för att fotografera utvalda objekt. Ytterligare hjälpmedel var måttband, kartor och protokoll av vattenbeständigt papper samt bilar för transport.

Vid inventeringen fotvandrades

vattendragen motströms och karteringen skedde från vattendragens ena sida. Vattenbiotopen undersöktes genom en indelning av olika sträckor som huvudsakligen baserades på strömförhållanden. Andra parametrar som föranledde sträckavgränsning var vandringshinder för fisk, dammar, indämda sträckor, torrfårar, förändring i rensningsgrad för rensade partier, raviner, kulverterade partier och kvillområden samt sidofårar som inventerats som egna sträckor. Sjöar, tjärnar och större indämda sträckor inventerades inte varför sträckavgränsningar gjordes även vid dessa. Vandringshinder för fisk undersöktes noggrant, där information som typ av vandringshinder, passerbarhet och användning angavs.

Som regel fotograferades nyckelbiotoper och vandringshinder men även andra objekt av intresse för inventeringen, såsom körsdador, avverkningar, sidofårar och signalarter eller för att visa vattendragets karaktär. Vid varje sträckavgränsning, sidofåra, potentiell nyckelbiotop och vandringshinder togs GPS-koordinater. På kartan ritades även symboler för vandringshinder, strukturelement, nackar, höljor och fotolöppnummer in.

Insamlad data lagras i en accessdatabas. Databasen innehåller inmatningsformulär samt möjlighet att göra sammanställningar för hela avrinningsområden, enskilda vattendrag eller utvalda sträckor. Efter dataläggning av all information gjordes en kvalitetssäkring för att minimera antal felaktiga uppgifter och för att öka tillförlitligheten. I princip innebar det att alla parametrar kontrollerades så att de var korrekt ifyllda genom sorteringar och rimlighetsanalyser. Genom att studera mätvärden, foton och skisser av vandringshindren kunde vid behov revideringar av de tidigare bedömningarna utföras.

Digitaliseringen utfördes i ArcMap med stöd från Länsstyrelsens GIS-enhet. Då databasen kvalitetssäkrats och alla GPS-koordinater överförts till den digitala kartan startade digitaliseringsarbetet

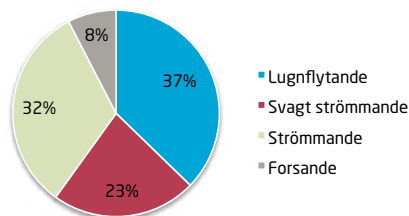
i den ekonomiska kartan med att dela in vattendragen i de olika sträckorna. Varje sträcka och vandringshinder fick ett unikt ID, sammansatt av vattendragets utloppskoordinater och sträcknummer, för att de lätt ska kunna identifieras och för att möjliggöra koppling till databasen. Genom digitaliseringen av sträckorna erhöles sträcklängden som senare användes i olika beräkningar i databasen.

För att få ut värden som beskriver ett helt vattendrag (eller hela inventeringen) används längdviktade medelvärden, som är ett relativt mått på i vilken utsträckning typerna för de olika parametrarna förekommer. Organismers vandrings- och spridningsmöjligheter påverkas av vandringshinder och för att få ett översiktligt mått på ingrepp i vattendragen används här fragmenteringsgrad, vilken utgår från artificiella definitiva vandringshinder för öring som har påträffats vid biotopkarteringen. Fragmenteringsgraden är den längsta sammanhängande vattendragssträckan, exklusive sidofårar och mellanliggande sjöar, utan artificiella definitiva vandringshinder.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Lugnflytande vatten dominerar längst 37 % av den totala inventerade vattendragssträckan följt av strömmande vatten med 33%. Block var den typ av bottenstrukturer som förekommer mest (36%) följt av sand (18%). Ringlande vattendragslopp var vanligast förekommande med 68% av den inventerade vattendragssträckan följt av rakt lopp med 26% medan meandrande lopp enbart återfanns vid ca 7 %. Drygt 16 km rann genom tydligt nedskurna raviner men denna siffra kan vara aningen missvisande eftersom större raviner faller utanför metodikens definitioner.

Strax över hälften av vattendragens sammanlagda längd hade en påväxt som täcker 5-50 % av bottenstrukturer. Den vanligaste vattenvegetationstypen utgjordes av rotade och/eller amfibiska övervattenväxter såsom starr och säv. Förekomsten av död ved var liten till

Strömtyp

Figur 1

måttlig; 41 % av den inventerade vattendragslängden hade upp till 6 stockar per 100 m och 35 % hade mellan 6-25 stockar per 100 m.

Skuggningsgraden längs de inventerade vattendragen var förhållandevis låg; 42 % av den sammanlagda längden hade 5-50 % beskuggning. Det största antalet vattendrag som ingått i inventeringen har varit förhållandevis små och runnit genom skogsmark vilket borde föranlett en högre grad av

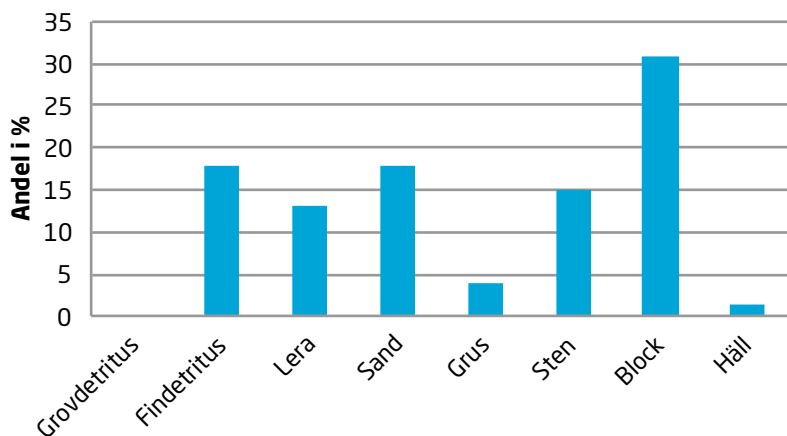
beskuggning än vad resultaten visar.

Vattendragens lämplighet som öringbiotop undersöktes med avseende på lek- och uppväxtområden samt ståndplatser. Lejmöjligheter saknades längs 55 % av den inventerade vattendragssträckan medan endast 4 % hade goda eller mycket goda lejmöjligheter. Uppväxtområden saknades vid 41 % av den totala sträckan medan 27 % hade tämligen goda uppväxtområden. Endast vid 9 % av den inventerade vattendragslängden förekom mycket goda uppväxtområden. Över hälften av den totala sträckan saknade antingen ståndplatser helt eller endast enstaka ståndplatser för större fiskar att uppehålla sig.

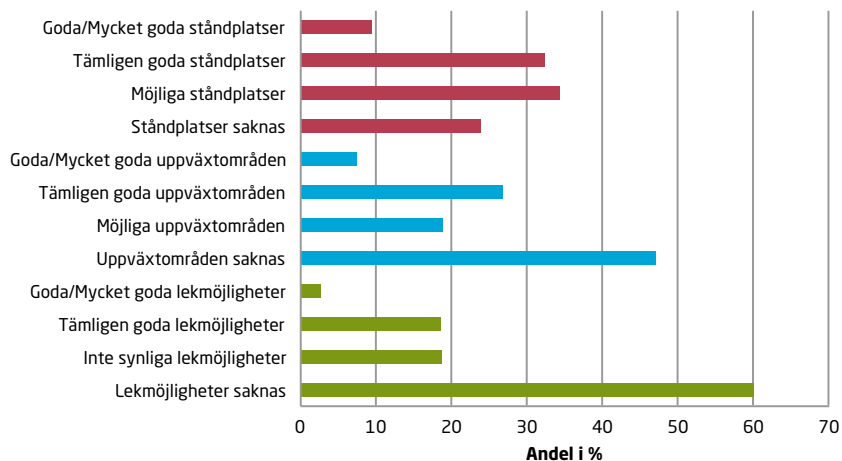
Totalt noterades 385 potentiella nyckelbiotoper i de inventerade vattendragen där översilade klippor (97 st.) förekom mest frekvent. Ytterligare objekt som har registrerats i karteringen är kulturlämningar, t.ex. stenbro eller rest av (35 st.) och övriga strukturelement t.ex. strömnacke (459 st.).

Förutom information om vattenbiotoper omfattar biotopkarteringsprojektet uppgifter om olika påverkan, såsom rensning, diken och vandringshinder. Rensning i vattendragen bidrar till att livsmiljöer för vattenlevande organismer försämrats eller försvinner. 10 % av den totala inventerade vattendragssträckan bedömdes vara kraftigt rensad, 4 % var omgrävd och 18 % var försiktigt rensad. Vidare analys visade dock att 62 % av den forsande och strömmande arealen hade blivit utsatt för rensning (Figur 4).

I flertalet av de inventerade vattendragen finns vandringshinder för fisk. Vid inventeringen registrerades totalt 404 vandringshinder varav 167 artificiella och 237 naturliga. Den vanligaste typen av artificiella och naturliga hinder var dammar (116 st.) respektive forsar och fall (154 st.) (figur 5, 6). Fragmentering innebär att miljön delas upp i fragment mellan vilka genetiskt utbyte blir svårt. Fragmenteringsgraden är ett mått på den längsta samman-

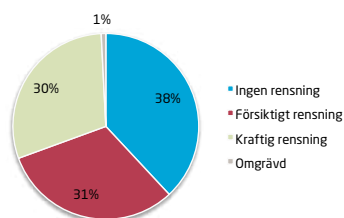
Bottenmaterial

Figur 2

Öringbiotoper

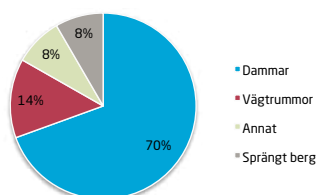
Figur 3

Rensning/påverkan av strömmande och forsande vatten



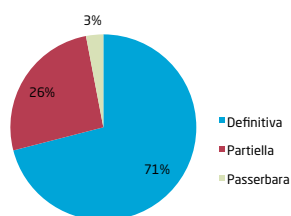
Figur 4

Typ av artificiella vandringshinder



Figur 5

Passerbarhet för öring av artificiella vandringshinder



Figur 6

hängande vattendragssträckan utan artificiella definitiva vandringshinder för öring i förhållande till vattendragets totala längd. 63 % av de inventerade vattendragen hade fragmenteringsgrad 0. Resterande 37 % var fragmenterade med en fragmenteringsgrad mellan 1-70. Till de värst drabbade vattendragen hör Värån, Uvan och Lettan.

Då inventeringen gett stora mängder data redovisas varje vattendrag var för sig i den fullständiga rapporten med sammanställda data för vattenbiotoper och vandringshinder. Där finns även två olika typer av kartor för varje vattendrag. Den ena kartan typen av karta: "Vattenkartan" visar sträckor, sidofäror, strömriktning, strömförhållande, vandringshinder, rensning och potentiella nyckelbiotoper. Den andra typen: "Fiskkartan" visar sträckor, sidofäror, strömriktning, vandringshinder samt lekområden, ståndplatser och uppväxtområden för öring. Kartorna kan användas var för sig eller tillsammans.

En digital version av rapporten har utformats, där all ovan nämnd information samt rådata finns för alla 101 vattendrag. Varje vattendrag presenteras genom en egen hemsida.

Det finns flera fördelar med att presentera resultaten i digital form

1. Tillgänglighet: Från en dator, surfplatta eller en modern mobiltelefon finns kartor och information om vattendragen tillgängliga via internetupp-koppling. Formatet PDF är kompatibelt med de flesta digitala enheterna. Om du exempelvis ska undersöka eller fiska i ett vattendrag kan information laddas ner för just det vattendraget du befinner dig vid, på plats om så önskas.

2. Användbarhet: Skolor, kommuner, föreningar, företag, andra verksamheter och privatpersoner kan få användning för denna rapport eftersom all information från biotopkarteringen finns presenterad i rådata-form (excel-filer). Det finns möjligheter att producera sina egna sammanställningar, analyser och presentationer. Du

kan exempelvis undersöka en del av ett vattendrag, jämföra olika vattendrag, sammanställa alla vattendrag inom en kommun, eller så kanske du bara är intresserad av platser som har fina öringbiotoper eller gamla stenbroar. Ett digitalt skikt med vandringshinder för fisk finns också i ett internetbaserat GIS-program på <http://viss.lansstyrelsen.se/>.

3. Hållbarhet: Eftersom informationen är insamlad från en föränderlig miljö är kvaliteten en färskvara. Om en damm brister eller om ett vattendrag re-staureras finns det möjlighet att uppdatera den specifika informationen.

All rådata, alla sammanställningar och anteckningar finns även samlade i en databas (Microsoft Access). Databasen finns på Länsstyrelsen i Värmlands län, ur vilka uppgifter kan erhållas efter förfrågan. Även ett digitalt kartsikt med samtliga sträckor, vandringshinder, sidofäror och potentiella nyckelbiotoper har sammanställts. 2012 rapporterades all data även in till den nationella biotopkarteringsdatabasen.

Vissa år utfördes inventeringen under regniga somrar med stundtals höga flöden och andra år under torra somrar och låga flöden. Bedömningen av bottensubstrat och öringbiotoper försvarades ibland på grund av djupt och/eller grumligt vatten. I vissa extremfall påverkades även bedömningen av rensning.

Forsande och strömmande sträckor har blivit mer utsatta för rensning genom flottningsepoken och anläggning av kraftverk och dammar. För att få en klarare bild av rensningsgraden i de mer utsatta områdena utfördes en analys för forsande och strömmande sträckor. Det visade sig att 38 % av arealen var opåverkat och att 62 % var påverkat av rensning, d.v.s. betydligt mer än genomsnittet. Den här analysen genomfördes också som ett exempel på hur man kan fördjupa sig i materialet genom att kombinera olika variabler.

REFERENSER

Berglind, S-Å., Enfjäll K., Mangsbo D., & Nilsson T (2010). Hotade arter i Värmland. Länsstyrelsen i Värmlands län.

Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2009. Generell hänsyn och naturvärdesindikatorer – funktionella metoder för att bevara och bedöma biologisk mångfald i skogslandskapet. Världsnaturfonden WWF, Solna. ISBN 978-91-89272 -17-0

Länsstyrelsen i Jönköpings län (2002). Biotopkartering vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Meddelande 2002: 55

Woronin, S., Lagerkvist, G., Hedenskog, M. (2006) Biotopkartering – vattendrag i Värmlands län. Inventering av vattenbiotoper och vandringshinder i värdefulla vattendrag sommaren 2005



Vann- og habitatkvalitet - er det fortsatt levelig for laksen i Norge?

Håkon Berg Sundet* & John Gunnar Dokk**

*Fylkesmannen i Hedmark, **Norsk institutt for naturforskning, NINA

SAMMANFATTNING

Vassdragene våre er i stor grad påvirket av vår atferd. Gjennom tømmerfløting, damkonstruksjoner og sur nedbør er Trysilelva og sidevassdragets fysiske kvaliteter, vannkjemi og vanntemperatur etc. påvirket. Målsettingen med dette delprosjektet var å få oppdatert kunnskapen om vannkvaliteten i hovedvassdraget og enkelte av de større sidevassdragene: Er vannkvaliteten tilfredsstillende for Vänerlaksen? En del kjemiske parametre relatert til forsuring ble undersøkt både i hovedvassdraget og i Varåa før og etter kalking. For å vurdere laksens respons på vannkvaliteten ble det vintrene 2012 og 2013 gjort forsøk med utplantning av rogn fra Vänerlaks på øyerognstadiet. Overlevelsen fra rogn til yngel og videre vekst ble fulgt opp i de påfølgende vekstsesongene.

Hovedvassdraget hadde en god vannkjemi. Sidevassdraget Varåa hadde perioder med kritisk lave pH-verdier. Med kalking i nedbørsfeltet ble disse periodene redusert.

Overlevelsen fra rogn til yngel var god (> 79 %) på samtlige stasjoner bortsett fra en stasjon som var plassert slik at fint substrat i rognboksene førte til omfattende dødelighet. Sommeren 2013 ble det registrert både 0+ og 1+ laksunger, noe som indikerer en tilfredsstillende vannkvalitet. Veksten til lakseungene var god og minst like god som de naturlige rekrutterte lakseungene på svensk side i Strängsforsen.

Rognplantingen har vist seg å være en metode med et potensial som gjør at man på en kostnadseffektiv måte med liten kultiveringspåvirkning kan utplassere et større antall rogn i elvegrusen. Overlevelsen fra rogn til yngel kan, om rognutsettingen gjøres på gode habitater, sammenlignes med naturlig rekruttert fisk.

INNLEDNING

Det er dokumentert at laksen brukte noen av de norske sidevassdragene tidligere (ref. kapittel i denne rapporten). Som hovedvassdraget er også disse både fysisk og kjemisk påvirket blant annet gjennom tømmerfløtingen, damkonstruksjoner og sur nedbør. Hvordan dette spiller inn på vannkjemi, vanntemperatur etc. i forhold til laksens krav var ukjent. Dette er essensiell kunnskap å ha når lakseproduksjon på norsk side skal reetableres. Målsettingen med dette delprosjektet var derfor å få oppdatert kunnskap om vannkvaliteten i hovedvassdraget og enkelte av de større sidevassdragene.

I den siste tiden har man fått ny kunnskap om kultiveringstiltak for fisk (se for eksempel Anon., 2010). Prosjektets målsetting er å erstatte utsetting av smolt i de nedre deler med naturlig produsert smolt i hele vassdraget. I reetableringsfasen kan det imidlertid være nødvendig å gjøre kultiveringstiltak. Forsøk i de senere år med utplantning av rogn direkte i elvegrusen har gitt gode resultater (Barlaup og Moen, 2001; Lehmann et al., 2010). Denne metoden reduserer kultiveringspåvirkningen betydelig. Rognutplantning har ikke tidligere vært utprøvd på Østlandet. Vi ville gjøre forsøk med denne metoden for å se om utplantning av rogn fra vill fisk vil være en god metode for å reetablere bestandene av K-laks og K-ørret på norsk side.

Ved å prøve ut denne kultiveringsmetoden i dette delprosjektet ville man få svar på to spørsmål: Er vannkvaliteten og fysiske kvalitetselementer i hovedvassdraget og i sidevassdrag i dag gode nok for laksen, og er denne kultiveringsmetoden hensiktsmessig i dette vassdraget? Det ble også gjort forsøk med oppkalking av innsjøene

i Varåavassdraget for å undersøke om dette var et tilstrekkelig tiltak for å optimalisere vannkvaliteten.

METODE

Vannkjemi

For å få data på vannkvaliteten i hovedvassdraget og sidevassdraget Varåa ble det etablert tre overvåkningsstasjoner; en i hovedvassdraget og to i Varåa. Det ble tatt prøver i månedene mars til juni i 2011-2013 for stasjonene i Varåa og i 2012 og 2013 i hovedvassdraget. I tillegg ble det tatt vannprøver i de fire innsjøene Tørrbergsjøen, Fønsjøen, Flekksjøen og Vestsjøen i mars 2011 og april 2013. Disse innsjøene ligger alle i nedbørsfeltet til Varåa. Vannprøvene ble analysert av Norsk institutt for vannforskning for en rekke parametere, blant annet pH og vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). ANC er et bedre mål for forsuringsfølsomheten til fisk enn pH. ANC bør ideelt ligge > 20 $\mu\text{ekv/l}$, noe mindre om det er mye organiske syrer.

Rognplanting og yngelutsetting

Rognplanting brukes som kultiveringsmetode for laks i Norge, spesielt i regulerte vestlandsvassdrag (Skoglund m.fl., 2012). De vanligste metodene for dette er enten å grave rognen direkte ned i elvegrusen, eller å legge den i kasser som igjen plasseres i elvebunnen (Barlaup og Moen, 2001). Bruk av Withlock-Vibert bokser (heretter kalt Vibertbokser) gir en god mulighet til å fordele rognen effektivt. Rognen settes ut når den er på øyerogn-stadiet. Erfaringer fra tilsvarende prosjekt i en rekke vassdrag tilsier at dette også er en god og robust metode (Gabrielsen m.fl., 2007). Denne metoden gjør det også lett å registrere eggoverlevelsen i etterkant.

Rognen som skulle legges ut kom fra



Figur 1. Rogn i Vibertboks.

Den 2.4.2013 ble Vibertboksene fylt med om lag 1 000 øyerogn og gravd direkte ned i elvebunnen. Vanndypet Vibertboksene ble liggende på varierte fra 50 cm til 180 cm. På en av Vibertboksene, for hver lokalitet, ble det festet to lange, hvite elektrikerstrips. Disse stakk opp av elvegrusen og gjorde det lettere å finne igjen boksene. De ulike lokalitetene for planting av rogn ble også stadfestet med GPS.

andre generasjons oppdrettet Klar-ålslaks. Rognen var desinfisert og mellomlagret i Engerdal fjellstyre sitt anlegg på Snerta før den ble satt ut. Vibertboksene (figur 1) som ble brukt var plastikkbokser (15 cm x 9 cm x 6 cm). Den 22.2.2012 ble det lagt om lag 600 øyerogn i hver Vibertboks og fem av disse ble igjen plassert i en større kasse (60 cm x 40 cm x 21 cm) sammen med grus. Disse kassene ble så gravd ned og sikret på to tilsynelatende egnede plasser i Trysil-elva. I Varåa ble Vibertboksene plassert direkte i elvegrusen. Lokalitetene ble valgt i samråd med lokalkjente og Tore Wiers, som er forsker ved UNI Miljø og har lang erfaring med metoden.

I 2012 ble det lagt en termometermåler av typen Hobo Pendant i en av Vibertboksene på hver lokalitet. Denne logget temperaturen 24 ganger i døgnet.

I tillegg til rognutplanting ble det i juni 2012 satt ut 12 000 yngel fordelt på to lokaliteter i hovedvassdraget og to i sidevassdraget Engeråa.

For å evaluere rognplantingen ble det gjort registreringer av overlevelse fra utleggingen og til yngelen forlot Vibertboksene. Overlevelsen fra øyerognstadiet og til klekking ble funnet ved å telle antall egg som ikke var klekket på forsommeren etter utlegging. I 2012 ble rognen fulgt tett opp, dette for å lære mest om utviklingen; enkelte av

Vibertboksene ble sjekket månedlig til klekkingen var over. Den påfølgende høsten etter utplanting/utsetting ble det gjennomført el-fiske for å registrere tetthet av lakseunger i tilknytning til lokalitetene hvor rognen og yngelen ble satt ut. I 2013 ble Vibertboksene sjekket kun en gang (tidlig i august).

RESULTAT

Vannkjemi

Vannprøvene fra 2011 viser at kalkingen av Varåa-vassdraget i perioden 1991-2000 fortsatt hadde en effekt (Hindar, 2011). Imidlertid ble snøsmeltingsperioden dokumentert å være utfordrende da pH i en kortere periode var under 6,0 (se tabell 1). Tørrbergsjøen, Vestsjøen og Flekken ble derfor høsten 2012 kalket, ved hjelp av helikopter, med henholdsvis 30, 27 og seks tonn NK3 kalk. Av de 13 prøvene som ble tatt våren 2013 viste kun to av dem pH-verdier under 6,0. Verdiene for ANC var høye og godt over kritisk grense ($\mu\text{20 ekv/l}$) i hele undersøkelsesperioden (Hindar og Skancke, 2013).

Trysil-elva er godt bufret fra naturens side. Verdiene for pH og kalsium var høyere og mer stabile sammenlignet med verdiene for Varåa (Hindar og Skancke, 2013).

Rognutplanting og yngelutsetting

Generelt var utplantingslokalitetene dominert av moderate stryk. Substratet er dominert av grus (10-50 mm), samt innslag av noe større stein (>20 cm) og blokk. Sand og fin grus forekommer flekkvis, spesielt i bakevjer og bak blokker.

Det ble påvist både død rogn og død klekket yngel i Vibertboksene.

Tabell 1: Gjennomsnittsverdier, samt minimums- og maksimumsverdier, av pH og ANC (vannets syrenøytraliserende kapasitet) for de lokalitetene i Trysil-elva og Varåa hvor det ble tatt vannprøver i perioden mars-juni i 2011-2013.

Lokalitet	2011		2012		2013	
	pH	ANC ($\mu\text{ekv/l}$)	pH	ANC ($\mu\text{ekv/l}$)	pH	ANC ($\mu\text{ekv/l}$)
Varåbrua	6,36 (5,92-6,86)	151 (98-261)	6,24 (5,71-6,86)	130 (81-233)	6,29 (5,85-6,93)	127 (81-232)
Varåa, nedre	6,27 (5,79-6,97)	138 (92-234)	6,09 (5,56-6,48)	112 (74-162)	-	-
Laksøya, Trysil-elva	-	-	6,97 (6,46-7,07)	209 (183-261)	6,91 (6,60-7,06)	167 (159-179)

Overlevelsen fra rogn på øyerognstadiet til klekking varierte både mellom Vibertboksene og mellom lokalitetene. Variasjonen i overlevelse mellom de enkelte boksene lå mellom 43 % og 100 %. Variasjonen mellom lokalitetene lå mellom 55 % og 99 % (gjennomsnitt pr. lokalitet og år, se tabell 2). Enkelte bokser ble ikke gjenfunnet, trolig som følge av at de er skylt bort under flom eller blitt tildekket av sedimenter.

I forbindelse med utsetting av rogn og yngel ble det gjennomført ungfiskundersøkelser på de aktuelle lokalitetene i oktober både i 2012 og 2013. Den utsatte yngelen ble ikke påvist ved el-fiske. I 2012 påviste man heller ikke lakseunger på lokalitetene for rognutlegging. I 2013 ble det imidlertid påvist lakseunger fra begge utsettingene ved Varåbrua. Fire 0+ lakseunger ble her påvist, og disse var mellom 57 mm og 67 mm (gjennomsnitt 61 mm). En 1+ lakseunge ble også fanget og denne var 115 mm lang. Ved Halvorsøya ble to 1+ påvist, disse var 117 mm og 132 mm lange. Ved Engeroseet ble det fanget fem 0+ og disse var mellom 58 mm og 64 mm lange (gjennomsnitt 62 mm).

DISKUSJON

Vannkjemi

Et av målene med dette delprosjektet var å undersøke vannkvaliteten, både i hovedvassdraget og Varåa, under snøsmeltingen, som er den perioden hvor vannet er surest. Resultatene viste god vannkvalitet i hovedvassdraget. I Varåa viste imidlertid målingene at pH kan bli

kritisk lav i snøsmeltingsperioden.

I perioden 1992-2000 ble innsjøene i nedbørsfeltet til Varåa kalket. I denne perioden ble nedbørsfeltet tilført vel 100 tonn kalk årlig. Disse kalkingene hadde fremdeles en positiv påvirkning på vannkvaliteten, og det ble derfor besluttet å kalke opp igjen noen av innsjøene i nedbørsfeltet. Vannprøvene fra 2013 viste en bedring av vannkvaliteten, men fortsatt var det enkelte episoder med kritisk lav pH under snøsmeltingsperioden (Hindar og Skancke, 2013). Den syrenøytraliserende kapasiteten (ANC) responderte positivt på kalkingen.

Rognplanting og yngelutsetting

Resultatene fra rognplantingen viser at metoden har fungert tilfredsstillende. Det har generelt sett vært god overlevelse fra utleggingen av rogn til yngelen har forlatt Vibertboksene. I det tilfellet der eggdødeligheten var høy, Laksøya i 2012, skyldtes dette til slammning på grunn av det ugunstig strømbildet. Dette resulterte i at Vibertboksene ble fylt med sand og finmateriale som igjen førte til høy dødelighet.

Vår erfaring – med overlevelse fra 79 % og oppover fra utplantingen av rognen til yngelen forlater grusen – stemmer godt overens med overlevelsen til naturlig rekruttert fisk på dette stadiet (Anon., 2010).

Gjennom ungfiskundersøkelsene ble det påvist at noen av lakseungene holdt seg i nærheten av utsettingsområdet i den første levetiden. Yngelen som ble satt ut i 2012 har imidlertid ikke latt seg

påvise gjennom ungfiskundersøkelsene. En av årsakene til dette kan være høy vannføring og vanskelige forhold for el-fiske i 2012. Men det kan heller ikke utelukkes at fisk som ikke er klekket og tilbragt den første levetiden i elven har den samme tilknytning til denne lokaliteten som mer naturlig rekrutterte fisk har. Det ble fisket og observert lakseunger nedstrøms kraftverksdammen ved Sagnfossen sommeren 2013 (S. Grønnæss pers. medd.). Dette er en indikasjon på at en del av lakseungene har forflyttet seg eller driftet betydelig nedstrøms. Da det ikke ble satt ut rogn ovenfor Sagnfossen i 2012, må disse må stamme fra yngelutsettingene oppstrøms. Det er usannsynlig at 0+ klekket fra utsatt rogn vil vandre motstrøms over lange større avstander når de er så små. Dette betyr at den utsatte yngelen har sluppet seg mer enn fem mil nedstrøms.

Vekstmønster til laksen som ble påvist under ungfiskundersøkelsene på norsk side er tilnærmet likt som naturlig rekruttert laks på svensk side av vassdraget (se delrapport om Båtelviske).

Hvor mye rogn som bør plantes ut og hvor stor produksjon av smolt man kan forvente på norsk side avhenger av størrelsen og kvaliteten på tilgjengelige oppvekstarealer. Både hovedvassdraget og sidevassdragene er habitatkartlagt. Kartleggingen viser at det er betydelige arealer som er egnet for produksjon av laks, spesielt i hovedvassdraget, men også i sidevassdragene (se delrapport *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"*).

Tabell 2: Antall lakserogn som er plantet ut i Trysilelva og Varåa i 2012 og 2013. K = rogn lagt i Vibertbokser som igjen ble plassert i kasser. V = rogn lagt i Vibertbokser plassert direkte i elvebunnen (n = 43).

Elv	Lokalitet	Antall		Overlevelse	
		2012	2013	2012	2013
Trysilelva	Halvorsøya	3 000 (K)	10 000 (V)	96 %	92 %
Trysilelva	Laksøya	3 000 (K)	-	55 %	-
Trysilelva	Engeroseet	-	30 000 (V)	-	99 %
Varåa	Varåbrua	3 000 (V)	3 000 (V)	92 ¹ %	90 %
Varåa	Varåa, nedre	3 000 (V)	3 000 (V)	79 %	- ²
1 Bare en av Vibertboksene ble gjenfunnet i 2012. 2 Ikke kontrollert					

Konklusjon

Hovedvassdraget har en god og tilfredsstillende vannkjemi. Selv med kalking i nedbørsfeltet viser vannprøvene at det fortsatt er perioder med for lav pH i Varåvassdraget. Imidlertid ble det påvist at lakseunger fra rognutplantingene både i 2012 og 2013 hadde overlevd i vassdraget. Dette indikerer at de kritiske periodene ikke er for lange, verken i 2012 eller i 2013.

Rognplanting har vist seg å være en god metode for å reetablere en laksebestand på norsk side.. En av utfordringene med metoden kan være vanskelige is- og temperaturforhold når et stort antall med rogn skal settes ut på øyerognstadiet i riktig tid.

REFERANSER

Anonym (2010). Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, nr. 2.

Barlaup, B. T. og Moen, V. (2001). Planting of salmonid eggs for stock enhancement – a review of the most commonly used methods. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 75: 7-19

Gabrielsen, S.-E., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Wiers, T., Lehmann, G. B., Sandven, O. R. og Gladsø, J. A. (2009). Utlegging av rogn som alternativ kultiveringsmetode i Vikja og Dalselva – resultater fra undersøkelser i perioden 2002-2008. LFI Unifob Miljøforskning, Rapport nr. 153.

Hindar, A. (2011). Reetablering av Vänerlaksen i Trysilvassdraget – forsuringssituasjonen og behovet for kalking. NIVA Rapport L.NR. 6269-2011.

Hindar, A. og Skancke, L. B. (2013). Vannkemisk overvåking i Varåa og Trysilelva våren 2013. Notat.

Lehmann, G., Wiers, T., Gabrielsen, S.-E., Sandven, O.R., Skoglund, H. og Barlaup, B.T. (2010). Kultiveringsplan Eidfjordvassdraget: Rognplanting og registreringer av utvandrende smolt i

Eidfjordvassdraget i 2009. LFI Miljø rapport nr. 177.

Skoglund, H., Barlaup, B. T., Gabrielsen, S.-E., Lehmann, G. B., Halvorsen, G. H., Wiers, T., Skår, B., Pulg, U. og Völset, K. W. (2012). Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget – sluttrapport for perioden 2004-2012. LFI Uni Miljø, Rapport nr. 203.

Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?

Biotopkartering och beräkning av lek/gytebeståndsmål

Jon Museth*, Pär Gustafsson**, John Gunnar Dokk* & Stein I. Johnsen*

*Norsk Institutt for naturforskning, NINA, ** Länsstyrelsen i Värmlands län

INLEDNING

Femund-/Trysil-/Klarälven var ursprungligen en av Skandinavien mest produktiva laxälvar med årliga fångster av vandrande lax och öring från Väneren upp till 30 000 individer (Petersson et al. 1990, Piccolo et al. 2011). Omfattande vattenkraftutbyggnad med totalt 11 kraftverk i huvudälven har lett till att laxens förmåga att fritt röra sig mellan födosöksområdena och dess lek- och uppväxtområden på den norska och svenska sidan av älven har upphört - den ekologiska konnektiviteten i älvsystemet är bruten. Dessutom skapade utbyggnaden både uppdämning av tidigare strömpartier och minskat vattenflöde nedströms flera av kraftverksdammarna, vilket gjort att ursprungliga livsmiljöer för laxen har förlorats eller att dess värde reducerats. Även korttidsreglering och reglering i ett längre tidsperspektiv har påverkat laxens och öringens livsmiljöer i Klarälven och många biflöden.

På grund av transporterna av lax från Forshaga till uppströms Edsforsen finns idag en produktion av vildlax i den svenska delen av älven. I rapporten "Vänerlaxens Fria Gång" (Petersson et al. 1990) uppskattades att det ursprungliga laxproducerande området på den norska och svenska sidan av älven uppgick till 1 100 hektar. Av denna areal fanns ca 300 ha i Sverige. Dessutom beräknades att ca 100 hektar i detta område förlorades genom anläggandet av Höljes kraftverk. Utvecklingen av de övriga strömpartierna nedströms Höljes har minskat de laxproducerande områden ytterligare. Norberg (1977) uppskattade att endast 30 % av det ursprungliga laxhabitatet på hela den svenska sidan är intakt. Det uppskattade reproduktionsområdet

för lax i Norge respektive Sverige uppgick till 800 respektive 200 ha efter utbyggnad, utifrån vilket man beräknade att Norge och Sverige kunde producera 240 000 respektive 50 000 smolt (Petersson et al. 1990).

Vattendraget är alltså inte vad det en gång varit, men vad är potentialen för lax i Femund-/Trysil-/Klarälven idag och vad skulle den kunna bli i framtiden, om vandringsproblemen för laxen åtgärdas, både upp- och nedströms, och restaureringsåtgärder sätts in? I denna rapport försöker vi besvara denna fråga.

Förvaltning efter principen att nyttja ett definierat överskott, eller en så kallad biologisk referenspunkt, är vanligt i många större fiskerier i världen (Rice och Connolly 2007, Forseth et al. 2013). Principen är dock mer sällan använd i förvaltningen av rekreativ fiskeri i sötvatten. Ökat fokus på bevarande och hållbart uttag ökar dock vikten av att använda en sådan princip även i den typen av förvaltning.

När det gäller till exempel vild lax i Norge har dess förvaltning genomgått stora förändringar de senaste åren. Införandet av så kallade "gytebeståndsmål" för de olika laxbestånden i Norge innebär att man kvantifierar hur stort det hållbara uttaget kan vara i varje laxälv (Hindar et al. 2007). Förr reglerades fisket främst via de senaste årens fångster och olika lokala faktorer. Gytebeståndsmålet (härefter Lekbeståndsmålet - LBM) definieras som det antal kg honlax (eller antal) som krävs för att utnyttja den reproduktiva potentialen i en laxälv, eller annorlunda uttryckt: hur många befruktade romkorn krävs för att utnyttja älvens produktionspotential? Tanken är att förverkligandet av lekbeståndsmålet ser

till att älvens hela bärformåga utnyttjas. När lekbeståndsmålet har beräknats för en laxälv kan man sedan beräkna hur stort det hållbara uttaget är, vilket alltså är *skillnaden mellan antalet laxhonor som vandrar upp i älven och lekbeståndsmålet*. Under år med låg uppvandring av lax kan konsekvensen bli att regleringen av fisket är strikt eller att älven inte öppnas för fiske alls. En förvaltning med ett strikt regelverk kan också ses som en investering i de kommande årens fiske, varför det är relativt lätt att kommunicera detta med berörda intressenter.

Huvudsyftet med den norska laxförvaltningen, som har sin grund i *Naturmangfoldloven samt Laks – og innlandsfiskelover* (Forseth et al. 2013) är:

1. Att bevara mångfalden av populationer och deras livsmiljöer genom skydd och hållbart nyttjande.
2. Förvalta bestånden så att avkastningen till fiskerättsägare, fiskare och samhället optimeras målet för norsk laxförvaltning omfattar alltså både bevarande och nyttjande. Detta är också målet inom "Vänerlaxens fria gång", där det långsiktiga målet är ett hållbart fiske som bygger på naturlig rekrytering.

Även svensk laxförvaltning, i Östersjön, har sedan några år börjat arbeta med uppställda mål och laxförvaltningsplaner, med liknande syfte som det norska gyte/lekbeståndsmålet. Det övergripande målet är att skydda och återuppbygga svaga vildlaxbestånd så att de successivt når så kallad "Maximum Sustainable Yield" (MSY) senast 2020. MSY-målet innebär att bestånden ska nå den nivå som möjliggör den högsta fångsten sett ur ett långsiktigt hållbart perspektiv. ICES senaste analyser visar att en majoritet av vattendragen i

Östersjön inte uppnår MSY-målet, och att många vattendrag ligger långt under detta mål (Östergren et al. 2014). De hotade sötvattenslevande laxbestånden i Vänern omfattas ännu inte av MSY och saknar även förvaltningsplaner. Men eftersom ett av målen med "Vänerlaxens Fria Gång" är ett hållbart laxfiske baserat på naturlig rekrytering är det naturligt att närma sig principen om biologiska referenspunkter och lekbeståndsmål även inom Klarälvslaxens förvaltning. Implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten har också satt extra fokus på naturlig rekrytering, utsättning av odlad lax kommer till exempel inte leda till den ekologiska statusen i vattendragen ökar.

Det har tidigare gjorts försök att beräkna antalet laxhonor som är nödvändigt för att utnyttja lek- och uppväxthabitaten i älven (Petersson et al. 1990). Ny kunskap och metodik för sådana beräkningar gör det dock naturligt att göra detta igen för att få en aktuell och så bra grund som möjligt för att beräkna vattendragets potential för laxproduktion i framtiden.

METODIK

Biotopkartering

Samtliga av Klarälvens biflöden samt hela den norska sidan har karterats enligt den traditionella biotopkarteringsmetodiken som ursprungligen tagits fram av Länsstyrelsen i Jönköping men som anpassats till de lokala förhållandena i Värmland/Hedmark (Länsstyrelsen Värmland 2007). Huvudfåran i Sverige karterades både med denna traditionella metod samt via mer djupgående undersökningar (se nedan).

Hela Klarälven, från Vänern till Höljes, ingår i karteringen, en sträcka på drygt 220 km. Dessutom i stort sett samtliga av Klarälvens biflöden. Då det i vissa delar av älven fanns behov av en grundligare undersökning än den gängse biotopkarteringsmetodiken skiljer sig strategin åt i olika delar av älven. Sträckan mellan mynningen i Vänern och Vingängsjön biotopkarterades och bedömdes med hjälp av båt

enligt traditionell karteringsmetodik under 2011, en sträcka på ca 180 km. De idag lax- och öringproducerande delarna av Klarälvens huvudfåra mellan utloppet i Vingängsjön och Strängsforsens nedre delar karterades högupplöst via transektmätningar sommaren 2013 och omfattade en total längd på ca 30 km. Sträckan Strängsforsen – Höljes bedömdes som för svår och oåtkomlig för att inventera med transektmetoden och är klassificerad utifrån traditionell kartering via båt 2011 (ca 10,5 km). Sträckan mellan Höljes och Höljans inflöde inventerades med transektmetoden under 2012 (ca 2,5 km). Arealberäkningar samt bedömning av habitatklass i Höljes torrfåra (Höljans inflöde - Höljesdammen) är gjorda utifrån provtappningar utförda 2010 (ca 3,5 km) (se delrapport "*Potentiell laxsmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra...*"). Övriga torrfåror bedömdes utifrån kartmaterial och platsbesök.

Transekter

Genom att låta mätningar utföras på flera punkter i en transekt, på en given sträcka med homogen habitatkaraktär, representera ytan mellan två transekter kan man få en relativt god uppskattning av bottensubstratets sammansättning. Avståndet mellan varje transekt bestämdes utifrån målsättningen att få en så bra representation som möjligt av den totala sträckan. Kriterierna för när en ny transekt lades ut var antingen att a) biotopen förändrades med utgångspunkt i bedömningen av föregående transekt eller b) att avståndet till föregående transekt översteg 400 m. Inventeringen utfördes genom att totalt 92 transekter lades ut vinkelrätt mot stranden på sträckan Vingängssjön – Strängsforsen och Höljes – Höljans mynning. Varje transekt hade upp till 5 provpunkter där följande parametrar mättes upp: Bredd (m), Djup (cm) Vattenhastighet (m/s), fínsediment (<0,2mm), sand (0,2-2mm), grus (0,2-2cm), sten1 (2-5cm), sten2 (5-10cm), sten3 (10-20cm), block1 (20-40cm), block2 (40-200cm), håll samt påväxt

Täckningsgraden av bottensubstrat och påväxt bedömdes på en bottenyta motsvarande 50x50cm med hjälp av vattenkikare. Respektive parameter klassificerades enligt förekomstklasserna 0-5, där 0 = saknas, 1 = mindre än 5 % av yttäckningen sett uppifrån (ringa förekomst), 2 = 5-25% av yttäckningen (låg), 3 = 25 - 50% av yttäckningen (måttlig), 4 = 50-75% av yttäckningen (riklig), 5 = >75% (mycket riklig). Bredden på älven vid varje transekt bedömdes dels okulärt samt kontrollerades i efterhand i ArcView. Vattendjupet uppmättes med vadarstav med markerad centimeterskala och vattenhastigheten uppmättes med elektromagnetisk flödesmätare (Valport 801). Insamlad data för respektive parameter i varje punkt låg sedan som grund för beräkningar av ett medelvärde för hela transekten, detta värde har därefter fått representera sträckan/ytan till transekten närmast nedströms. Arealen mellan transekterna beräknades genom ESRI® ArcMap 9.3.1.

Hålrumsräkning

Under lax- och öringungarnas födosök är det viktigt att snabbt kunna ha möjlighet att gömma sig från predatorer. Tillgången på skydd i form av hålrum mellan stenar är därför viktigt för överlevnad och tillväxt och mängden hålrum säger därför mycket om hur passande ett specifikt område av en älv är för produktionen av smolt (Finstad et al. 2009, Forseth och Harby 2013). Förutom parametrarna enligt tabell 1 kvantifierades därför även antal samt storleken på hålrum/skydd i älvbotten på den svenska sidan (endast sträckan Vingängssjön – Strängsforsen).

Hålrumsräkningarna gjordes i anslutning till transekterna där substratmätningarna utfördes. Vid varje transekt utfördes i regel tre hålrumsräkningar, en nära stranden, en i mitten av älven och en mellan dessa två punkter. Antalet hålrum kvantifierades genom att mäta hur många gånger samt hur djupt ner en slang med diametern 13 mm kunde föras in mellan stenarna innanför en

stålram med ytan 0,25 m². Datat kategoriserades därefter i tre hålrumsklasser: H1: 2-5 cm, H2: 5-10 cm, och H3: > 10 cm. Medelvärden för antalet hålrum för var och en av de tre kategorierna (H1-H3) beräknas därefter för varje transekt. Dessa värden summerades för att få ett viktat värde per lokal enligt: H1 + H2 x 2 + H3 x 3. Det viktade värdet användes sedan för att klassificera om lokalen, och därmed sträckan mellan två transekter, hade lite (<5), medel (5-10) eller mycket skydd (>10) (Forseth och Harby 2013).

Lekbeståndsmål

Beräkningen av lekbeståndsmålet (LBM) för Klarälvslax har genomförts enligt samma princip som för norska laxbestånd (Hindar et al. 2007, Forseth et al. 2013). I Norge har LBM upprättats utifrån så kallade "stock-recruitment-kurvor" (härefter SR-kurva) för nio laxbestånd. Teorin bygger på relativt enkla populationsdynamiska modeller och principen att individuell tillväxt och överlevnad av laxyngel är täthetsberoende. Om man plottar lekbeståndet (uttryckt till exempel som antalet deponerade romkorn) mot antalet smolt som produceras kommer kurvan först att stiga brant, nästan linjärt, och sedan plana ut. Så småningom kommer man till en punkt där fler romkorn inte leder till ökad smoltproduktion. Täthetsberoende konkurrens om skydd/utrymme och näringsämnen blir då så omfattande att fler romkorn i älven inte leder till fler producerade smolt. Den punkt där denna utplaning sker är lika med vattendraget bärighetsnivå för smolt, och LBM är alltså antalet honor som behövs för att nå denna nivå.

Det är viktigt att notera att detta antal honor ofta är högre än vad som är nödvändigt för att säkerställa en livskraftig population utifrån ett bevarandebiologiskt perspektiv. Det är också viktigt att påpeka att vi inte känner till SR-kurvan för just laxen i Klarälven. Projektet "Vänerlaxens Fria Gång" och Karlstads universitet har dock startat

detta arbete, bland annat genom att beräkna smoltutvandringen från dagens produktionsområde. Detta arbete bör fortsätta i nästa fas av projektet, även om vi redan nu kan konstatera att vi under många år framöver sannolikt kommer finna oss på den linjära delen av kurvan.

I arbetet med de norska lekbeståndsmålen är de olika laxbestånden placerade i en av fyra grupper av rom-täthet (antal romkorn per m²): < 1,5, 1,5 till 3,0, från 3,0 till 5,0 och > 5,0 med medelvärden för respektive klass på 1, 2, 4 och 6 rom per m² (baserat på data från de 9 ovan nämnda vattendragen; Hindar et al. 2007, 2011, Forseth 2013). Improduktiva älvar med mycket dålig livsmiljö placerades i den lägsta gruppen (täthetsberoende mortalitet sker snabbt med ökande täthet) och produktiva vattendrag med mycket goda lek- och uppväxthabitat placerades i den högsta gruppen. I de flesta fall har arealerna beräknats utifrån kartor (1:50 000).

Femund-/Trysil/Klarälven har mycket olika livsmiljöer, allt från forsar med relativt få andra fiskarter i de övre delarna av älven på den norska och svenska sidan till långa långsamma meandrande sträckor med ett mer komplext fisksamhälle i dess nedre delar. Istället för att arbeta med ett genomsnittligt antal romkorn per m² på den totala arealen i huvudfåran och i potentiellt laxproducerande biflöden, har vi valt att arbeta med ett differentierat antal romkorn per m² för olika habitatklasser.

Det via biotopkarteringen insamlade datat vägdes samman och utifrån såväl okulär bedömning som referenslitteratur (Armstrong et al. 2003, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008) med kriterier för laxens och öringens preferenser vad gäller lek- och uppväxtmiljö, bedömdes varje sträckas lämplighet som lek- och uppväxtområde. De olika älvsträckorna klassificerades utifrån en fyrdelad skala från 0 (ingen potential för laxproduktion) - 3 (mycket bra miljö för laxproduktion) baserat på dess

Habitat-klass	Antal rom-korn/m ²	Kommentar
3	4	Mycket bra habitat för laxproduktion (men givet älvens storlek och komplexa fisksamhälle bedöms hela älven som mindre produktiv än de bästa norska laxälvarna med 6 romkorn/m ²)
2	2	Medelbra habitat med relativt hög vattenhastighet
1	0	Utifrån habitatbedömningens kriterier finns viss potential för laxproduktion, men givet det relativt komplexa fisksamhället på dessa sträckor sätts värdet till 0.
0	0	Lugnflytande områden som tillsvidare bedöms som olämpliga för lax.

bedömda kvalitét ur lek- och uppväxtsynpunkt för lax.

Utifrån en samlat fackmannamässig bedömning valde vi därefter följande antal rom per m² för de olika habitatklasserna:

De svenska biflödena har beräknats utifrån ett lägre antal romkorn/m² eftersom dessa historiskt sett framförallt varit öringproducerande (Klass 2: 1/m² och klass 3: 3/m²).

I beräkningen av LBM har vi använt följande grundförutsättningar:

- Medelvikt honlax: 4,6 kg (data från Forshaga centralfiske 2011, inklusive laxhonor >5,5 kg)
- Antal romkorn per kg honlax: 1350 st (Christensen och Larsson 1979, Dannewitz et al. 2013)

Restaurering

I beräkningarna av LBM har vi dels utgått från nuläget och dels från ett scenario där restaurering genomförts i form av biotopvård på merparten av sträckan samt miljöanpassade flöden i torrlagda naturfåror. För habitatklassningen innebär detta att sträckor som före restaurering bedömts som habitatklass 1 lyfts upp till klass 2 efter biotopvård och sträckor med klass 2 lyfts upp till klass 3. Undantag har gjorts för sträckor där till exempel djupförhållandena är sådana att det sannolikt inte går att öka habitats värde särskilt mycket ens med omfattande biotopvård (en sådan sträcka är till exempel Strängsforsen till Höljes). För

Tabell 1. Procentuell fördelning av olika habitatklasser för lax i Femund-/Trysilelva *Själva Sennsjøen ingår inte i beräkningen. Lokalnomen under "sträcka" är vägledande då alla karterade delsträckor inte redovisas. Längden på respektive sträcka utgör antalet löpmeter älv.

Delsträcka	Transekt-nr.	Sträckans längd (m)	Areal (ha)	Areal (%)			
				KI 0	KI 1	KI 2	KI 3
Galtsjøen-Sølva	1-7	2808	24,2	0,0	0,0	1,0	99,0
Sølva-Elvbrua	8-24	12495	80,9	0,0	9,4	37,3	53,2
Elvbrua-Snerta	25-33	10107	65,9	0,0	0,0	7,9	92,1
Snerta-Husfloen	34-38	8119	65,2	0,0	0,0	1,4	98,6
Husfloen-Utl. Sennsjøen*	39-42	8884	178,9	61,1	0,0	38,9	0,0
Utl. Sennsjøen*-Innbygda	43-58	35922	332,0	0,0	3,5	4,5	92,0
Innbygda-Plassen	59-65	27243	307,4	0,0	79,5	5,9	14,6
Plassen-Rundfloen	66-68	8633	92,7	0,0	23,0	63,8	13,2
Rundfloen-Riksgrensa	69-73	5888	81,9	64,8	31,7	0,0	3,5
Totalt		120099	1229,1				

Höljes, Forshults och Munkfors torrfåra innebär restaurering både ett miljöanpassat flöde samt biotopvård. På den norska sidan bedöms restaureringsbehovet initialt som litet, men kunskapen om möjliga flaskhalsar för laxproduktion måste framöver ökas.

Förutom att restaurering ökar den produktiva arealen och sträckans värde för produktion av lax- och öring har vi även antagit att en restaurering innebär att överlevnaden från rom till smolt kan komma att öka. Vi har därför i beräkningarna utgått ifrån att överlevnaden efter restaurering ökar från 1 % till 1,5 %. Detta är ett ambitiöst, men enligt vår mening realistiskt förvaltningsmål.

Det ska noteras att ovanstående scenarion inte tar hänsyn till effekter på laxproduktionen på grund av införande av ekologisk flödesreglering i Klarälven med biflöden d v s åtgärder som reducerar den nuvarande vattenregleringens effekter inte bara på de idag torrlagda sträckorna utan även i älvarna som helhet (t ex korttidsreglering, årsreglering, flerårsreglering).

RESULTAT

Biotopkartering

Femund-/Trysilelva

Femund-/Trysilelva, från Galtsjøen till riksgården, är ca 120 km lång och total älveareal är beräknad till ca 1

233 ha (inkl. Sennsjøen, se tabell 2). I tabell 2 har vi delat in hela sträckan i 9 olika områden där framförallt de övre delarna bedöms ha de bästa uppväxtområdena för lax. Speciellt är det sträckorna mellan Galtsjøen – Sølva, Elvbrua – Husfloen och från utloppet av Sennsjøen till Innbygda som har de bästa laxhabitaten. De minst lämpliga områdena bedöms vara sträckorna Husfloen – utloppet av Sennsjøen, Innbygda – Plassen och Rundfloen till riksgården (tabell 1).

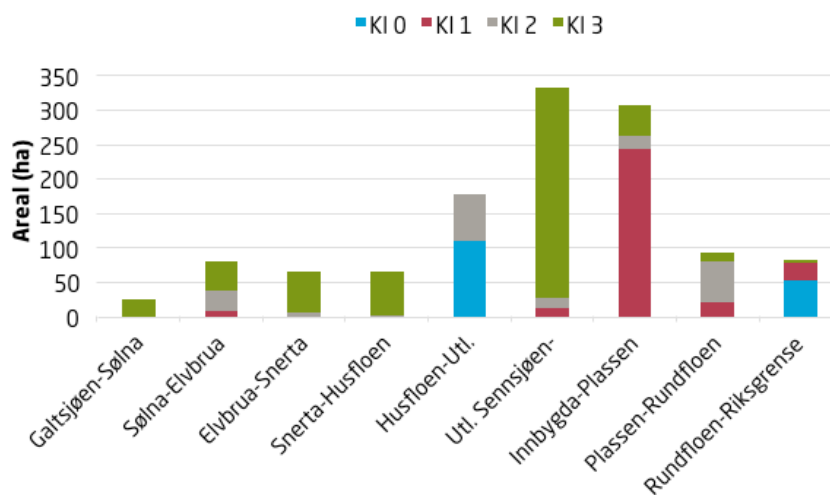
Även om det är de övre delarna av Femund-/Trysilelva som procentuellt sett har högst andel bra laxhabitat är det ändå

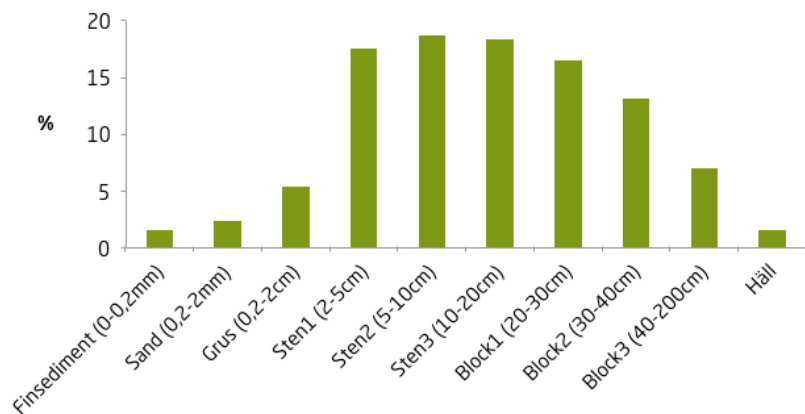
sträckan från utloppet av Sennsjøen till Innbygda som arealmässigt utmärker sig som det bästa områdena för lax (figur 1). Denna sträcka står för 55 % av den älveareal som bedömts vara mycket lämplig som habitat (habitatklass 3) för produktion av laxungar (figur 1).

Klarälven

Sträckan mellan mynningen i Vänern och Vingängsjön innehåller mycket små arealer lämpligt lek- och uppväxtområde för lax- och öring. Framförallt beroende på att kraftverken dämmer upp tidigare forsar och strömmar men även på att sträckan bitvis är naturligt

Figur 1. Areal (ha) av olika laxhabitat på olika sträckor av Femund-/Trysilelva.





Figur 2. Procentuell andel av olika substratfraktioner av totalarealen på sträckan Vingängsjön – n.s. Strängsforsen samt u.s. Strängsforsen – Höljans inflöde.

meandrande och djup utan tydliga större grunda strömpartier och grövre substrat. Baserat på den biotopkartering som gjordes via båt 2011 innehåller sträckan totalt ca 90 Ha (ca 2,5 % av totala arealen) lek- och uppväxtområden i klass 1 samt 6,5 Ha (0,2 %) i klass 2. De största sammanhängande ytorna påträffas strax nedströms Forshaga, Deje och Munkfors kraftverk men i övrigt är arealen fördelad på flera små ytor med låg konnektivitet. Den övriga arealen på sträckan mellan mynningen i Väneren och Vingängsjön bedöms utgöras av klass 0-habitat.

I stort sett är det därmed sträckan mellan Vingängsjön och Höljans inflöde i Klarälven som utgör den del av älven som idag kan sägas utgöra laxens och öringens produktionsområde på svensk sida. Karteringen som gjordes via transekter 2013 visar att trots att området är påverkat av flottningsrensning och reglering sedan lång tid återfinns flera av de fraktioner som bedöms viktiga ur lek- och uppväxthänseende (Figur 2).

Av figur 3 framgår att de lokaler där det i någon nämnvärd utsträckning överhuvudtaget förekommer finsediment är belägna i den nedre delen, mot utloppet i Vingängsjön. På samma sträcka dominerar substratklasserna Sten 2 – 10 cm med en täckningsgrad på 20-40 %. Norr om Skyllbäcksholmen ökar variationen av substrat och täckningsgraden av fraktionen Sten 2-10 cm (figur 3c och d) minskar och istället

ökar täckningsgraden av större sten och block. På flera sträckor norr om Skyllbäcksholmen utgör dessa fraktioner 20 – 60 % av bottenytan.

Antalet hålrum per m² ökar ju högre upp från Vingängssjön man kommer (figur 3i), sannolikt en effekt av att substratsammansättningen förändras mot en successivt ökande andel grövre material (figur 3e-h). Det är framförallt sträckan mellan Vingängsjön och Sysslebäck som har de lägre värdena, vilket sannolikt förklaras av att substratet domineras av fraktionen sten 2 - 10 cm. Enligt klassificeringen (Forseth och Harby 2013) anses habitat med 5 – 10 hålrum per m² ha gott om skydd. Ca 25 % av arealen på hela sträckan har värden inom detta intervall och ca 2 % av arealen har värden över 10 vilket pekar på att det finns mycket gott om skydd. På ca 73 % av arealen ligger antalet hålrum per m² mellan 1-5, vilket innebär att förekomsten av skydd är relativt låg.

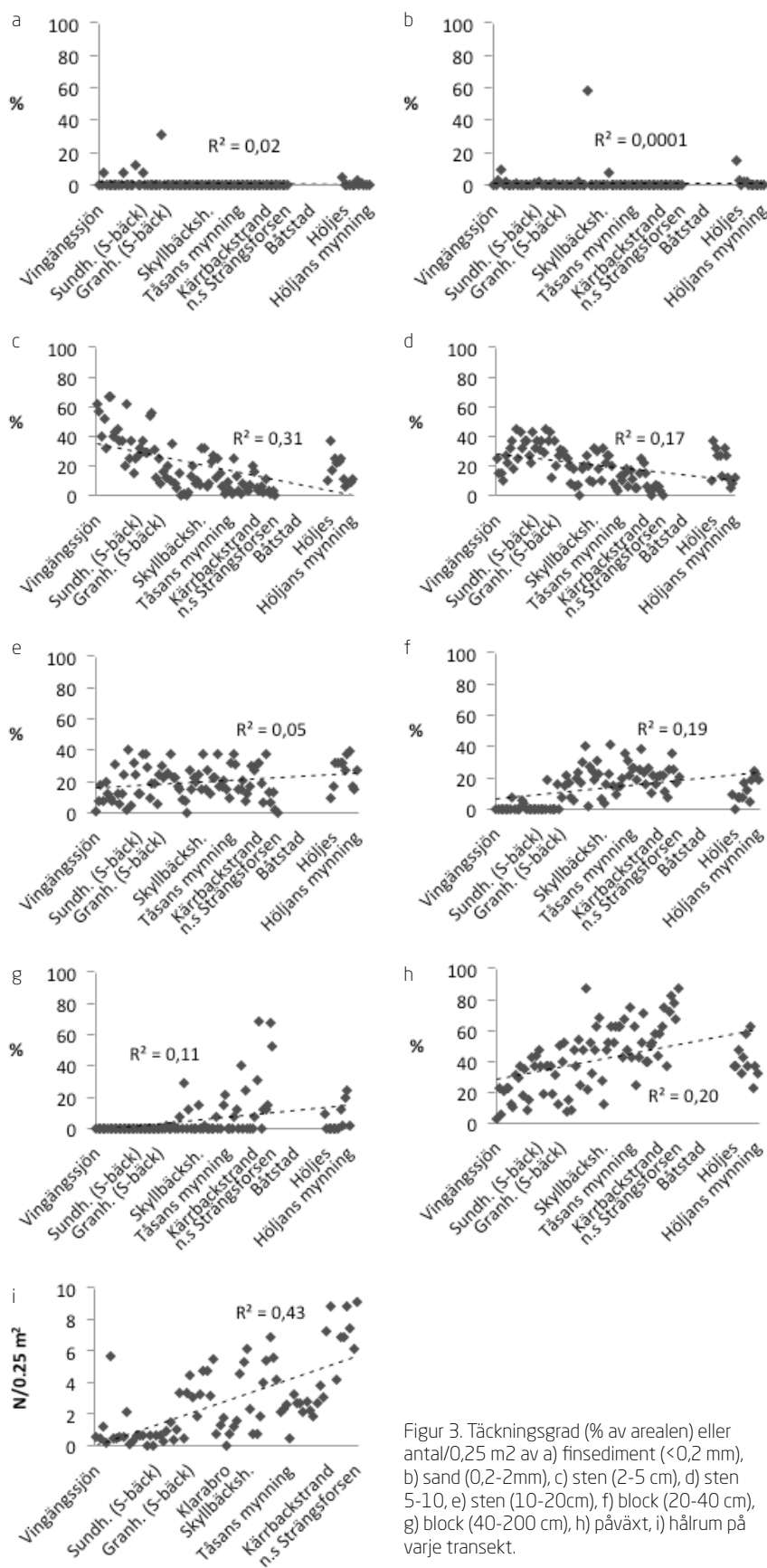
Medeldjupet på hela sträckan Vingängsjön – Strängsforsen samt sträckan Höljes – Höljan var 83 cm (SD=26,8) och är något djupare än vad som brukar anges vara helt optimalt som lek- och uppväxtmiljö för lax- och öring (Armstrong et al. 2003). Beräknar man den totala arealen per djupklass (figur 5) framgår att drygt 40 % av hela sträckan utgörs av områden där vattendjupet är passande för lax och öring (25-75cm). Laxlek kan dock äga rum

ner till flera meters djup så länge som substratsammansättningen och andra parametrar är rätt (Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008). Till stora delar är karteringen utförd under en period med medelflöde i älven. På grund av både mellan- och inomårsvariation samt påverkan från vattenreglering uppströms är det dock svårt att dra alltför långtgående slutsatser av just vattendjupet.

Medelvärde för vattenhastigheten på hela sträckan Vingängsjön – Strängsforsen samt sträckan Höljes – Höljan var 0,82 m/s (SD=0,3) och ligger därmed under den övre gräns på 0,9 m/s som bedöms som optimal förhållanden för lax- och öring (Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008). Beräkning av andelen areal med en viss vattenhastighet visar att cirka 5 % av hela sträckan har en vattenhastighet < 0,2 m/s, vilket anses vara den nedre gränsen för laxlek (figur 6). Merparten, ca 70 %, av den totala arealen befinner sig dock inom intervallet 0,2-1 m/s och bör i teorin vara lämplig för lax och öring (Armstrong et al 2003, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008). Det finns dock områden med vattenhastigheter > 1,4 m/s där habitatets värde för lax och öring skulle kunna öka om åtgärder genomförs som reducerar vattenhastigheten (t.ex. genom utläggning av större sten och block). Flöde och hastighet kan dock liksom djupet variera betydligt både mellan år och under året vilket i likhet med vattendjupet gör parametern något svårtolkad.

Medelvärde för täckningsgraden av alger på substratet var 39,6 % räknat på hela sträckans areal. Genom täckningsgraden kan man få en viss uppfattning om älvens produktivitet. En hög produktion och täckningsgrad kan till exempel innebära att förutsättningarna för betande bottenfauna är bra och därmed även födounderlaget för fisk.

Den procentuella fördelningen av olika habitatklasser på olika delsträckor på sträckan Vingängsjön – Höljans inflöde visar att andelen klass 0 habitat totalt sett är låg och att arealer av habitatklass 2 och 3 finns på hela sträckan nedströms Strängsforsen. De största



Figur 3. Täckningsgrad (% av arealen) eller antal/0,25 m² av a) finsediment (<0,2 mm), b) sand (0,2-2mm), c) sten (2-5 cm), d) sten 5-10, e) sten (10-20cm), f) block (20-40 cm), g) block (40-200 cm), h) påväxt, i) hållrum på varje transekt.

arealerna av klass 3 habitat återfinns dock runt Klarabro och Kärrbackstrand. Uppströms Strängsforsen utgörs habitatet uteslutande av klass 1 och klass 2 habitat (tabell 2, figur 6).

Beräkning av lekbeståndsmål

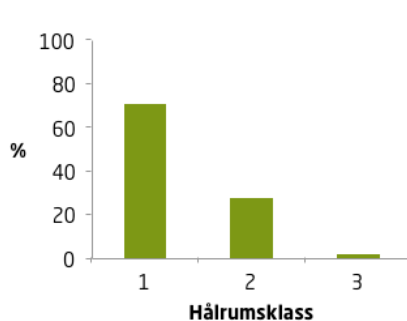
Femund-/Trysilelva

Femund-/Trysilelva, från Galtsjöen till den svenska gränsen, delades upp i 73 olika transekter och totalarealen av älven på denna sträcka beräknades till 1 233 ha via Arc GIS. De olika delsträckorna klassificerades på en fyrgradig skala, både utifrån dess lämplighet som lek- och uppväxtområden för lax. Som underlag för att beräkna antalet romkorn per m² används ett genomsnitt av klassificeringen av lek- och uppväxtklass.

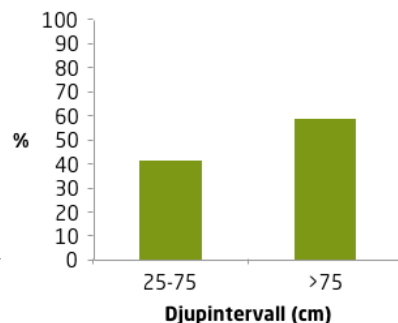
Av den totala arealen på 1 233 ha är 480 ha bedömt utgöras av klass-0 eller klass-1 områden för laxproduktion. Dessa områden utgör 39 % av hela sträckans areal. Bedömningen är vidare att 563 hektar av älven är mycket väl lämpad för laxproduktion, vilket utgör så mycket som 46 % av den totala ytan. Baserat på den ovan beskrivna metodiken har vi kommit fram till slutsatsen att det krävs 26 miljoner romkorn från 4 235 honlaxar för att nå LBM på den norska sidan (tabell 3). Detta motsvarar i genomsnitt 2,1 romkorn per m² fördelade över hela arealen, vilket är en relativt blygsam siffra jämfört med många andra norska laxälvar.

Klarälven

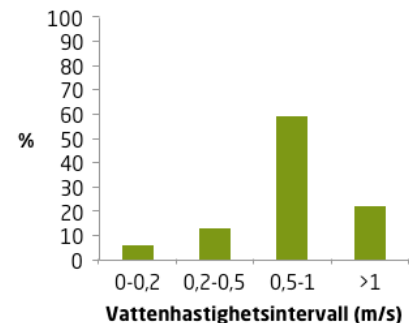
Klarälvens huvudfåras potential som laxhabitat har bedömts utifrån dels ett nuläge och dels en framtid där åtgärder vidtagits i form av t.ex. biotoprestaurering och minimitappning i torrflödar. Före biotopvård omfattar bedömning och klassificering den biotopkarterade sträckan Vingängsjön – Höljes inflöde uppströms Höljes, efter biotopvård ingår även torrflöden nedströms Höljesdammen uppströms Höljes inflöde samt torrflödena vid Forshult och Munkfors. Liksom på Norska sidan klassificerades de olika sträckorna på en fyrgradig skala, utifrån dess lämplighet



Figur 4. Procentuell andel (av totalarealen) av respektive hålrumsklass på sträckan Vingängssjön - Strängsforsen.



Figur 5. Procentuell andel av arealen med olika intervall för a) djup och b) vattenhastighet på sträckan Vingängssjön - Strängsforsen samt Höljes - Höljans mynning.



som lek- och uppväxtområden för lax. Som underlag för att beräkna antalet romkorn per m² användes ett genomsnitt av klassificeringen av lek- och uppväxtklass.

Karteringen visar att ca 49 ha (ca 13 %) av den totala inventerade arealen av Klarälvens huvudfåra mellan Vingängssjön och Höljans inflöde (370 ha) klassificeras som improduktiv (klass 0 och 1) före biotopvård. Före biotopvård bedöms ca 245 ha (66 %) av arealen på samma sträcka utgöras av habitatklass 2 (medelbra förhållanden) och ca 77 ha (20 %) av klass 3 (bra - mycket bra förhållanden förhållanden). Restaureering av klass 1 och 2 sträckor samt om Höljes (ca 25 ha, varav drygt 18 ha utgör klass 3 – se delrapporten *"Potentiell laxmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra..."*), Forshults (ca 5,5 ha) och Munkfors (ca 5 ha) torrfåror

återställs genom restaurering och miljöanpassade flöden bedöms öka den totala produktionsytan (habitatklass 2 och 3) i hela Klarälven från totalt ca 320 till ca 380 ha (varav ca 70 % klass 3).

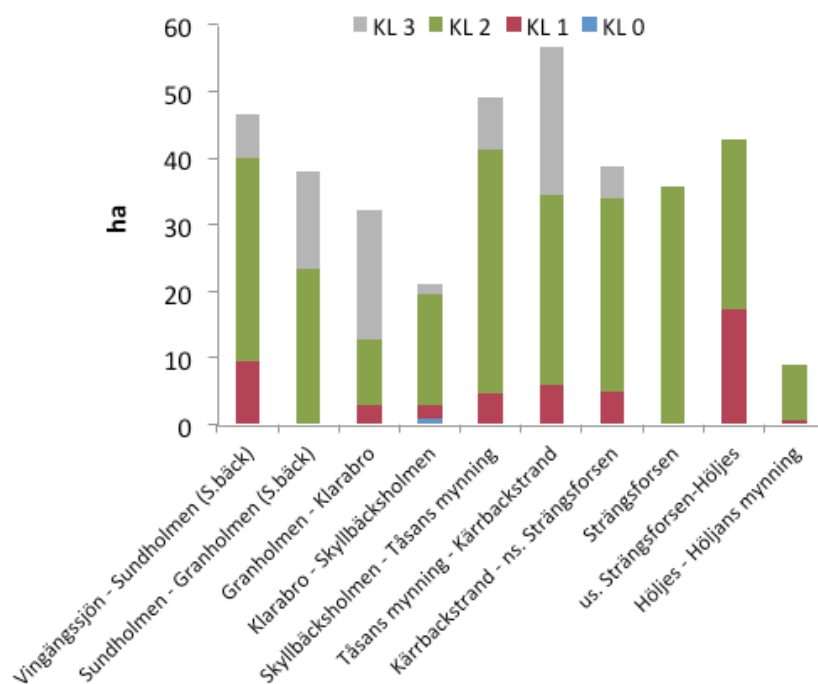
Utifrån arealer per habitatklasser och antal romkorn per m² visar våra beräkningar det årliga lekbeståndsmålet för Klarälvens huvudfåra bör sättas till ca 1 300 laxhonor före biotopvård. Efter biotopvård i älven, samt miljöanpassade flöden samt biotopvård i Höljes, Forshults och Munkfors torrfåror, ökar målet med nära 65 % till drygt 2 100 st (tabell 4). Medelvärde för antal romkorn utspjutt på hela arealen uppströms Vingängssjön är 2,1 romkorn/m² före biotopvård och 3,2 romkorn/m² efter biotopvård (inklusive torrfåror). I likhet med den norska sidan av älven och relativt andra laxälvar är dessa tätheter tämligen måttliga.

Sidevassdrag/biflöden

Även biflödena Foreninga & Store Tannåa, Grøna (inklusive Østre och Vestre Grøna), Lutua, Varåa (Varån) och Høljåa (Höljan) har biotopkarterats. Habitatkvaliteten för lax i biflödena är generellt sett något lägre än i huvudälven och andelen improduktiva områden (habitatklass 0 och 1) utgör 46 % av arealen (mot 36 % i huvudälven) och arealen som bedöms som mycket lämplig för laxproduktion utgör 27 % av arealen (mot 46 % i huvudälven) (tabell 5). Av biflödena är det Grøna (inklusive Østre och Vestre Grøna) som bedömts ha särskilt stor potential för laxproduktion. På 58 % av totalarealen i dessa biflöden är habitatkvaliteten för laxproduktion betydligt bättre jämfört med de andra biflödena. LBM för Grøna-systemet är beräknat till 245 honlaxar, för alla de karterade biflödena på norsk sida tillsam-

Tabell 2. Procentuell fördelning av olika habitatklasser för lax i Klarälven på sträckan Vingängssjön - Höljans mynning.

Delsträcka	areal (ha)	Areal (%)			
		KL 0	KL 1	KL 2	KL 3
Vingängssjön - Sundholmen (S.bäck)	46,5	0,0	20,5	65,2	14,2
Sundholmen - Granholmen (S.bäck)	38,1	0,0	0,0	61,5	38,5
Granholmen - Klarabro	32,3	0,0	9,0	30,7	60,4
Klarabro - Skyllbäcksholmen	21,1	4,2	9,6	78,7	7,5
Skyllbäcksholmen - Tåsans mynning	49,2	0,0	9,4	74,7	15,9
Tåsans mynning - Kärrbackstrand	56,7	0,0	10,6	50,3	39,1
Kärrbackstrand - ns. Strängsforsen	38,8	0,0	12,4	75,3	12,3
Strängsforsen	35,8	0,0	0,0	100,0	0,0
us. Strängsforsen-Höljes	42,8	0,0	40,1	59,9	0,0
Höljes - Höljans mynning	9,0	0,0	7,1	92,9	0,0
Totalt	370,3				



Figur 6. Areal (Ha) av olika klasser av laxhabitat på olika delsträckor mellan Vingängsjön och Höljans mynning.

mans uppgår antalet till 319 honlaxar (Varåa/Varån och Höljan är inkluderade i den svenska beräkningen).

På samma sätt som på norsk sida har habitatkartläggning genomförts i de svenska biflödena. Skillnaden är att biflödena även delats upp i tre underkategorier: a) där laxreproduktion sker idag (Höljan), b) där laxreproduktion eventuellt sker idag (Halgån, Femtan, Varån och Acksjöälven) samt c) potentiella biflöden med laxreproduktion i framtiden (Örån, Hynnän, Täsän, Näckån, Likån, Vingån, Tvärgrundan, Musån, Enån, Uvån, Vågan, Varån, Vågsjöån, Lettan, Tandån, Stöen, Görån och Kvarnån). I likhet med huvudfåran på svensk sida har lekbeståndsmålet

beräknats före och efter det att biotopvård genomförts (tabell 6). Tabellen visar att det biflöde som idag hyser lax (Höljan) får baserat på biotopkarteringen ett LBM på drygt 70 honor per år (restaureringsbehovet i Höljan bedöms som litet). De fyra biflöden (b) där 0+ lax fångats vid elfiske får ett relativt lågt LBM på 11 och 15 lekbonor före respektive efter biotopvård. Detsamma gäller för många vattendrag i kategori c) men där det större antalet ändå driver upp målet till 161 respektive 394 lekbonor före och efter biotopvård.

Summering Sverige och Norge

Det beräknade lekbeståndsmålet (antalet laxbonor) för olika delar av Trysil/

Femundselva, Klarälven samt dess biflöden före samt efter till exempel biotoprestaurering och miljöanpassade flöden visas i tabell 7. För Trysil/Femundselva bedöms restaureringsbehovet vara litet, detsamma gäller för det redan restaurerade biflödet Höljan på svensk sida.

Tabell 8 visar den beräknade smoltproduktionen i olika delar av Trysil/Femundselva, Klarälven samt dess biflöden före och efter biotopvård utifrån LBM, 1 % överlevnad från rom till smolt före biotopvård samt 1,5 % överlevnad efter biotopvård.

Den beräknade lekbeståndsmålet för Klarälvens huvudfåra före biotopvård (d.v.s. nuläget) kan ställas i relation till det antal laxbonor som genom åren transporterats upp till detta område (figur 7). Jämförelsen visar att i genomsnitt har 28 % av målet uppfyllts sedan 1999 och trenden är att uppfyllelsen inte ökat. Den maximala måluppfyllelsen under perioden nås 2003 med drygt 53 %, bottennoteringen är från 2009 med knappt 6 %. Jämförelsen med lekbeståndsmålet bygger på att alla bonor som transporterats upp deltar i leken. Studier inom "Vänerlaxens fria gång" indikerar dock att den verkliga lekpopulationen kan vara betydligt mindre. Andelen lax som till exempel släpper sig nedströms Edsforsens kraftverk efter utsättning (*s.k. fallbacks*) kan vara så hög som 50 % för odlad fisk och 12 % för vild, och av de vilda som vandrar vidare uppströms för lek uppvisar ca 14 % ett onormalt lekbeteende (se delrapport "Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven").

Genetiska föräldraskapsanalyser har också visat att den odlade fisken har betydligt lägre reproduktiv framgång jämfört med den vilda (se delrapport "Genetisk föräldraskapsanalys av vildfödd lax i Klarälven"). Dessutom finns en viss förlust via sportfiske på sträckan Edsforsen – Höljes. Jämförelsen med lekbeståndsmålet blir därför mer relevant om man beräknar måluppfyllelsen utifrån den lekpopulation som faktiskt når lekområdena med ovanstående förluster inräknade (figur 8). Denna

Tabell 3. Areal av olika habitatklasser lek- och uppväxtområden för lax i Femunds-/Trysilselva samt beräknat antal romkorn per m², totalt antal romkorn och antal laxbonor för att uppnå LBM.

Habitat-klass	Areal (m ²)	Antal romkorn/m ²	Antal romkorn	Antal laxbonor
0	1 658 161	0,0	0	0
1	3 145 837	0,0	0	0
2	1 896 335	2,0	3 792 670	611
3	5 626 280	4,0	22 505 121	3 624
Totalt	12 326 613	2,1	26 297 791	4 235

VILKEN POTENTIAL FÖR LAXPRODUKTION HAR FEMUND-/TRYSIL-/KLARÄLVEN?

Tabell 4: Areal av olika habitatklasser lek- och uppväxt område för lax i Klarälvens huvudfåra samt beräknat antal rom per m², totalt antal romkorn och antal laxhonor för att uppnå LBM före och efter biotopvård (BV) och miljöanpassade flöden.

Habitat-klass	Antal rom/m ²	Areal (m ²) före BV	Antal romkorn/m ²	Antal laxhonor	Areal (m ²) efter BV	Antal romkorn/m ²	Antal laxhonor
0+1	0	486 016	0	0	180 582	0	0
2	2	2 446 475	4 892 950	788	1 065 486	2 130 972	343
3	4	770 506	3 082 024	496	2 759 929	11 039 716	1 778
Totalt		3 702 997	7 974 974	1 284	4 005 997	13 170 688	2 121

Tabell 5: Areal av olika habitatklasser för lek- och uppväxtområde för lax i biflöden till Femunds-/Trysilelva, beräknat antal romkorn per m², totalt antal romkorn och antal honlaxar för att uppnå LBM.

Biflöden Norge	Habitatklass	Areal (m ²)	Antal romkorn/m ²	Antal romkorn	Antal laxhonor
Foreninga och Tannåa	0	151710	0,0	0	0
	1	171571	0,0	0	0
	2	23155	2,0	46310	7
	3	72930	4,0	291719	47
	Summa	419367	0,8	338029	54
Grøna	0	1789	0	0	0
	1	189799	0,0	0	0
	2	291366	2,0	582733	94
	3	233940	4,0	935760	151
	Summa	716894	2,1	1518493	245
Lutua	0	0	0,0	0	0
	1	57087	0,0	0	0
	2	20248	2,0	40496	7
	3	20645	4,0	82578	13
	Summa	97979	1,3	123074	20
Totalt biflöden	0	153499	0,0	0	0
	1	418458	0,0	0	0
	2	334769	2,0	669539	108
	3	327514	4,0	1310057	211
	Summa	1234240	1,6	1979596	319

Tabell 6: Klarälvens biflöden (kategori a-c) med arealer av habitatklass 2 och 3 samt beräknat antal laxhonor för att uppnå lekbeståndsmålet före och efter biotopvård (BV) och miljöanpassade flöden.

Kategori	Biflöden Sverige	Areal (m ²) habitat-klass 2+3 före BV	Antal laxhonor före BV	Areal (m ²) habitatklass 2+3 eft. BV	Antal laxhonor efter BV
a)	Biflöden med laxrepr. idag (Höljan)	330 600	72	330 600	72
b)	Biflöden med ev repr. idag (N=4)	38 900	11	51 400	15
c)	Biflöden med potentiell repr. i framtiden (N=20)	720 300	161	1 378 800	394

Tabell 7. Summering av antalet lekhonor i olika delar av älven samt biflöden på svensk och norsk sida för att uppnå lekbeståndsmålet (LBM) före och efter biotopvård (BV) och miljöanpassade flöden.

Älvsträcka/biflöde	LBM före BV	LBM efter BV
Trysil/Femundselva	4 235	4 235
Biflöden Trysil/Femundselva	319	319
Klarälven	1 284	2 121
Biflöden Klarälven med laxrepr. (Höljan)	72	72
Delsumma	5 910	6 747
Biflöden i Klarälven ev. laxrepr. (N=4)	11	15
Delsumma	5 921	6 762
Biflöden med pot. laxrepr. i framtiden (N=20)	161	394
Totalt	6 082	7 156

Tabell 8. Teoretisk smoltproduktion utifrån LBM och i genomsnitt 1 % överlevnad från rom till smolt på svensk och norsk sida före biotopvård och 1,5 % överlevnad efter biotopvård på svensk sida.

Älvsträcka/biflöde	smoltprod. före BV	smoltprod. efter BV*
Trysil/Femundselva	262 994	262 994
Biflöden Trysil/Femundselva	19 810	19 810
Klarälven	79 750	197 560
Biflöden Klarälven med laxrepr. (Höljan)	4 480	6 720
Delsumma	367 033	487 084
Biflöden i Klarälven ev. laxrepr. idag. (N=4)	668	1 400
Delsumma	367 701	488 484
Biflöden med pot. laxrepr. i framtiden (N=20)	9 974	36 724
Totalt	377 675	525 208
* gäller den svenska delen		

jämförelse visar att i genomsnitt har drygt 13 % av lekbeståndsmålet uppnåtts sedan 1999.

DISKUSSION

I detta delprojekt har vi beräknat att lekbeståndsmålet för Femund/Trysil/Klarälven före biotopvård och miljöanpassade flöden i torrfåror är ca 5 500 laxhonor. Inkluderar vi biflöden i Norge och Sverige uppskattas antalet till nära 6000. Siffran stiger ytterligare något om man kan få laxproduktion i svenska potentiella biflöden. Könskvoten hos fångad lax i älven låg tidigare enligt Törnqvist (1940) på ca 60 % honor och 40 % hanar, vilket även är den kvot som normalt observeras hos atlantlax (Jonsson och Jonsson 2011). Mot denna historiska och vedertagna utgångspunkt uppskattas antalet lax som behöver vandra eller transporteras upp till lek- och uppväxtområden för att utnyttja dagens produktionspotential till ca 9 900 st. Av dessa ska ca 7 600 st utnyttja lek- och uppväxtområden på den norska sidan av älven. Biotopkarteringen visade även att det finns en stor potential att öka antalet lax i den svenska delen av älven genom till exempel biotopvård och miljöanpassade flöden i dagens torrfåror. Det samlade lekbeståndsmålet för hela älvsystemet efter biotopvård och miljöanpassade flöden uppskattas till nära 7 200 laxhonor (totalt ca 12 000 individer beräknat på 60 % honor). Utifrån detta kan vi konstatera att det finns stora möjligheter att öka Klarälvsloxens vitalitet genom att arbeta för att fler laxar når uppströms Edsforsen samt via restaureringsåtgärder på framförallt den svenska sidan. Samtidigt visar beräkningarna att en långsiktigt säkerställd population av Klarälvslox som medger ett högt och hållbart uttag via fiske kräver att laxen återkoloniserar sina historiska lek- och uppväxtområden i Norge. Lekbeståndsmålet i huvudälven + biflöden i Norge (ca 4 500 laxhonor) placerar Femund-/Trysilelva bland de potentiellt största laxälvarna i Norge, i nivå med älvar som Gaula och Namsen (Hindar et al. 2007).

Potential för ökad produktion i Sverige

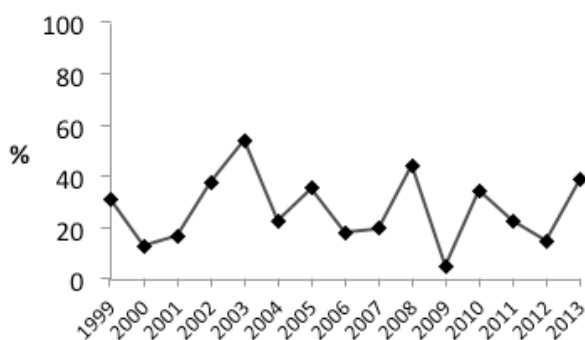
Det beräknade lekbeståndsmålet på svensk sida visar att det finns en stor potential för ökad laxproduktion, framförallt efter åtgärder i både huvudfåra, torrfåror och biflöden. Viktiga åtgärder är restaurering av de sträckor som karteringen visar har en relativt lägre andel av vissa viktiga substratfraktioner samt hålrum. Sträckan mellan Vingängsjön och Sysseleback har till exempel en hög andel sten i klassen 2-10 cm vilket skulle kunna erbjuda bra lekmöjligheter. Utifrån antalet hålrum (Figur 3i), en parameter som har hög förklaringsgrad när det gäller tätheter av laxungar (Finstad et al. 2009), har sträckan mellan Sysseleback och Höljes relativt goda förutsättningar för uppväxande lax och öring. Karteringen och hålrumsräkningarna avslöjar dock att det finns en förskjutning mot att andelen grövre substrat och därmed förekomsten av hålrum minskar betydligt ju längre söderut man kommer, vilket sannolikt innebär att mängden skydd och ståndplatser för både liten och större fisk är lägre. En lämplig åtgärd skulle därför vara att öka andelen större block och sten i den södra delen, framförallt nedströms Sysseleback. På samma sätt kan man tillföra mindre fraktioner (lekgrus) på de sträckor där denna andel är lägre. Sträckor som idag har en lägre habitatklass, och därmed fått ett lägre antal romkorn/m² och LBM, skulle därför genom utläggning av block kunna höjas. Andra viktiga åtgärder är minimitappning i framförallt Höljes torrfåra samt en för laxen allmänt gynnsam regleringsstrategi i Klarälven och de reglerade biflödena.

Noterbart är att några av de sträckor som karteringen bedömt som klass 3, d.v.s. högsta habitatklass, även visat sig vara de platser som laxen utnyttjar för lek idag (se delrapporten om *"Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"*). Dels kan man se detta som en sorts validering av habitatbedömningen men även att dessa sträckornas egenskaper skulle kunna användas som modeller vid framtida åtgärder.

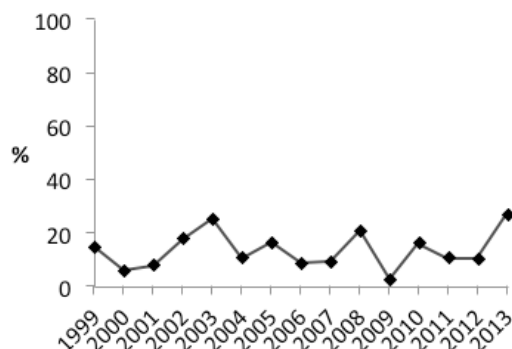
Biflödena på svensk sida i kategori b) visar ett relativt lågt LBM. Anledningen är främst att vi dels, eftersom biflödena varit och i huvudsak är öringproducerande, där räknat med ett lägre antal laxrom per m². Dels att det strax uppströms mynnningarna i Klarälven ofta finns naturliga vandringshinder som begränsar fiskvandringen och därmed den produktiva arealen. Detsamma gäller för många vattendrag i kategori c) men där det större antalet biflöden ändå höjer upp lekbeståndsmålet före respektive efter biotopvård. Oavsett om biflödena framförallt kan producera öring eller kombineras med lax visar den relativt sett stora skillnaden att restaureringsbehovet är stort. Skillnaden blir sannolikt ännu större om ekologisk flödesreglering införs i de många reglerade biflödena, både för torrlagda älvssträckor och älvarna som helhet.

Jämförelsen mellan lekbeståndsmålet för Klarälvens huvudfåra och den faktiska mängden upptransporterade laxhonor sedan 1999 visar att det teoretiskt finns ett stort utrymme för fler fiskar och därmed en större smoltproduktion. I genomsnitt har drygt 13 % av LBM uppfyllts om man jämför med en uppskattad effektiv lekpopulation där t.ex. förluster från fallbacks och sportfiske räknats med. Viktiga åtgärder parallellt med att öka fångsteffektiviteten i Forshaga för att få upp mer lekfisk till såväl huvudfåra som biflöden är därför att minimera andelen fallbacks (t.ex. genom att minska stressen hos fisken före och under transport och/eller flytta platsen för utsättning av lekfisken längre upp och/eller en anläggning en fiskväg för uppströmsvandring vid Edsforsens kry) samt att skattningen av lekfisk genom fiske på sträckan uppströms Edsforsens kraftverk till Höljes upphör till dess att målet är nått (Catch & Release skulle dock kunna vara ett alternativ fram till dess att LBM är uppnått).

Den beräknade smoltproduktionen baserat på ett uppnått LBM uppgår i huvudfåran på svensk sida till ca 80 000 smolt/år före biotopvård och



Figur 7. Antalet upptransporterade laxhonor relativt lekbeståndsmålet för Klarälvens huvudfåra före biotopvård.



Figur 8. Antalet upptransporterade laxhonor minus förluster i form av fallbacks etc. relativt lekbeståndsmålet för Klarälvens huvudfåra före biotopvård.

miljöflöden i t. ex. torrfåror. Detta antal är högre än den beräkning som presenterades i Petersson et al. (1990) på 50 000 smolt. Anledningen kan vara att våra beräkningar bygger på en mer ingående och omfattande biotopkartering samt att vi använt ett differentierat beräkningssätt för olika habitatklasser. Divergensen kan också bero på vissa skillnader i beräkningarnas ingångsvärden. Efter restaurering stiger antalet till nära 200 000 smolt. För att nå en sådan stor ökning krävs dels att överlevnaden från rom till smolt efter restaurering ökar, att områden (arealer) som idag bedöms som klass 2 kan höjas till klass 3 genom restaurering samt att torrfåran nedströms Höljesdammen sätts i produktion (se delrapport *"Potentiell laxsmoltproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra..."*). Dessutom behövs åtgärder för att öka smoltens överlevnad vid nedströmsvandring.

Och om Norge inkluderas?

Beräkningarna visar att om man vill nå ett långsiktigt bevarande och samtidigt kunna erbjuda ett hållbart och relativt stort uttag av lax i hela älven och i Vänern är det viktigt att laxen åter får tillgång till den norska delen av vattendraget. Vi vet inte den exakta överlevnaden från rom till smolt, men om vi antar 1 % överlevnad (ICES 2013) skulle den beräknade smoltproduktionen i Norge vid uppnått LBM kunna bli ca 280 000 smolt (inklusive biflöden). Denna siffra är något högre de 240 000 smolt som beräknades i Petersson et al. (1990).

Det är viktigt att påpeka att även om det kan dröja innan LBM är helt uppfyllt på den norska sidan, bör upptransporter av lax till Norge inledas så snart som möjligt för att hjälpa till att säkerställa denna unika laxstam. Eftersom fisken då återvänder till den plats de är födda på vid tiden för lek (s.k. homing-beteende) kan en naturlig spridning och etablering av lekfisk på hela den produktiva arealen ta tid. Som ett komplement till upptransporter och för att snabba på processen, bör därför utsättning av rom eller yngel från vilda föräldrar för prägling på outnyttjade men lämpliga områden i både Norge och Sverige ske.

Det är vidare vår uppfattning att en laxproduktion i Norge är ekologiskt och genetisk hållbar endast om smolt producerad i Norge får möjlighet att återvända till sina respektive lekområden som vuxen. På samma sätt som på svensk sida måste därför åtgärder vidtas för att öka överlevnaden vid såväl ned- som uppströmsvandring.

Beräkning av lekbeståndsmål

Det finns naturligtvis flera osäkerheter i samband med beräkningen av lekbeståndsmål för Femund-/Trysil-/Klarälven och beräkningarna måste därför betraktas som en första approximation för att beräkna älvens produktionspotential. Inställningen till en förvaltning som bygger på lekbeståndsmål i vattendrag bör vara dynamisk - d.v.s. att beräkningarna förändras när kunskapen om smoltproduktion, flaskhalsar för lax-

produktionen och effekterna av ökade lekfiskbestånd och åtgärder ökar.

Som nämnts tidigare är "Stock-recruitment-kurvan" (SR-kurvan) för Femund-/Trysil-/Klarälven okänd och beräkningarna baseras på samband mellan antalet lekande laxhonor och smoltproduktion i 9 norska laxälvar (Hindar et al. 2007). Som nämnts ovan är det därför viktigt att fortsätta både övervakning av antalet lekfiskar som vandrar eller transporteras upp och efterföljande smoltproduktion (via till exempel ryssjor eller insamlingsanläggningar vid kraftverk på både svensk och norsk sida) för att på så sätt kunna upprätta en SR-kurva för älvsystemet. Vi kan dock konstatera att älven med största sannolikhet idag befinner sig på den linjära delen av SR kurvan, där ett ökat antal lekmogen lax uppströms Edsforsen ökar bruttosmoltproduktionen. Nettosmoltproduktionen, det vill säga antalet smolt som når Vänern är dock beroende av ett antal faktorer som behandlas i andra delrapporter.

Den största felkällan i beräkningen av LBM anses allmänt vara relaterade till beräkningar av den produktiva älva-arealen samt beräkningar av lekbestånd baserat på fångstuppgifter (Hindar et al. 2007). I Femund-/Trysil-/Klarälven-systemet kommer man dock förmodligen, att under överskådlig framtid, kunna övervaka antalet lax som når upp till lekområdena. Det finns dock en osäkerhet i vår bedömning av kvaliteten på de olika delarna av älven med avseende på lek- och uppväxtmöjligheter

för lax. Även om mycket tid och arbete lagts ned på biotopkarteringen samt på bedömning av olika områden utifrån dess kvalitet som produktionsområden för lax, blir bedömningen ändå approximativ. Vi har till exempel bedömt att de långsamflytande delarna av älven inte är laxproducerande på grund av konkurrens och predation från andra fiskarter. Båtefiskens som genomförts i regi av "Vänerlaxens Fria Gång" (se "Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil/Klarälven") har inte kunnat påvisa laxungar på de lugnflytande delarna av älven. Vi vet dock inte om dessa livsmiljöer faktiskt är olämpliga eller om de skulle utnyttjas i större utsträckning i takt med en ökande täthet laxungar i älven. Elfiskeundersökningar genomförda inom projektet har i alla fall visat att dessa områden har låga tätheter av gädda och lake.

Det råder också osäkerhet om hur den rumsliga fördelningen av produktionen av lax i älven påverkas av den rumsliga fördelningen av lekområden och distributionen av laxhonor (Einum & Nislow 2005). Detta avgör hur laxungarna kan utnyttja uppväxtområden i älven relaterat den geografiska fördelningen av lekområden: Kommer uppväxtområdena många kilometer nedströms (eller uppströms) närmaste lekområde att utnyttjas? Hur betar sig Klarälvslax jämfört med andra laxstammar?

När det gäller beräknad smoltproduktion utifrån ett uppnått LBM är överlevnaden från rom till smolt en avgörande faktor. Vi har i beräkningarna utgått ifrån en överlevnad på 1 % före restaurering och 1,5 % efter. Eftersom även en liten justering uppåt eller nedåt av dessa siffror får stora följder är det viktigt att ta fram så säkra skattningar som möjligt av överlevnaden i de olika faserna från rom till smolt.

Realitetsprövning av beräknat lekbeståndsmål

Vi har beräknat att lekbeståndsmålet i hela älvsystemet efter åtgärder är approximativt 7 200 laxhonor. Dessa bör i sin tur åtminstone kunna producera runt

520 000 smolt varje år, om vi förutsätter 1,5 % överlevnad från rom till smolt efter åtgärder. Detta kan tyckas vara höga siffror, men relaterat historiska fångster på uppemot 30 000 lax och öring per år i älven bör detta kunna vara ett realistiskt och långsiktigt mål för denna unika laxstam. Även om de nu beräknade talen kan betraktas som ett första steg mot att visa älvens bärighetsförmåga bedömer vi att siffrorna snarare kan vara för låga än för höga. I genomsnitt beräknar vi att honorna ska lägga ca 2 romkorn per m² i älven för att utnyttja produktionspotentialen, i jämförelse med beräkningar i till exempel många norska laxälvar är detta dock ett relativt måttligt antal (Hindar et al. 2007). Vid en jämförelse av LBM mellan älvar som mynnar i Atlanten och Östersjön visar att det svensk-norska vattendraget i Värmland och Hedmark har potential att bli en av Skandinavien laxrikaste älvar (Hindar et al. 2007, ICES 2013). Det beräknade lekbeståndsmålet har inte tagit hänsyn till effekter av om ekologisk flödesreglering infördes i Klarälven med biflöden i sin helhet (d.v.s. inte bara torrlagda älvräckor utan även älvarna i sin helhet). Sannolikt skulle detta öka laxproduktionen betydligt. Med ytterligare utredningar kan sådana effekter uppskattas med en högre precision.

REFERENSER

Armstrong, J. D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M., Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries research 62: pp 143 – 170.

Christensen, O., & Larsson, P.-O. 1979. Review of Baltic salmon research. ICES Cooperative Research Report, 89. 124 pp

Dannewitz, J., Palm, S., Romakkaniemi, A., Pakarinen, T., & Östergren, J. 2013. Torneälvens lax- och öringbestånd – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2013. SLU och VFFI.

Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. &

Forseth, T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. Journal of Animal Ecology 78: 226-235.

Forseth, T., Fiske, P., Barlaup, B., Gjøsæter, H., Hindar, K & Diserud O. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. Environmental Conservation 40 (4): 356 – 366.

Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesing I regulerte laksevassdrag. – NINA Temahefte 52. 1-90 00.

ICES. 2013. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 3–12 April 2013, Tallinn, Estonia. ICES CM 2013/ACOM:08. 334 pp.

Jonsson, B. och Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories. 730 s. Springer förlag. ISBN: 978-94-007-1188-4

Hindar, K., Diserud, O.H., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægvog, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebeståndsmål for laksebestander i Norge. - NINA Rapport 226: 78 pp.

Hindar, K., Hutchings, J.A., Diserud, O. & Fiske, P. (2011) Stock, recruitment and exploitation. In: Atlantic Salmon Ecology, ed. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal, pp. 299–332. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.

Länsstyrelsen Värmland. 2007. Biotopkartering – vattendrag i Värmlands län. Rapport 2007:2.

Naturvårdsverket och Fiskeriverket (red. E. Degerman) 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. ISBN (Naturvårdsverket): 978-91-620-1270-0

Norberg P.O. 1977. Laxplan för Klarälven. Sundsvall. 354 s.

Petersson Å, Sjöström T, Karlsson R, Mehli SÅ, Qvenild T. 1990. Trysilelva/ Klarälven. Norsk-svenska avtalet 1969 om "Vänerlaxens fria gång". Utvärdering och Förslag. Felles innstilling fra Fiskeristyrelsen, Fiskenämnden i Värmlands län, Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmannen i Hedmark. 17 s + bilagor.

Piccolo, J. J., Norrgard, J.R., Greenberg, L.A., Schmitz, M., Bergman, E. 2011. Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case-study from Lake Vanern, Sweden. Fish and Fisheries 13(4): 418 – 433.

Rice, J.C. & Connolly, P.L. (2007) Fisheries management strategies: an introduction by the conveners. ICES Journal of Marine Science 64(4): 577–579.

Östergren, J., Palm, S., Björkvik, E., Dannewitz, J. 2014. Biologisk rådgivning och underlag inför beslut om kustfiskeregler 2014. Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet (SLU), Drottningholm.



Tiltak for å reetablere toveis konnektivitet for vandrende fiskearter forbi 11 elvekraftverk i Klarälven i Sverige og Trysilelva i Norge.

Morten Kraabøl

Norsk institutt for naturforskning, NINA

OMTALE AV DE RELEVANTE PROBLEMSTILLINGENE

Generelt

Det er velkjent at ulike inngrep i vassdragene kan medføre fragmentering av tidligere sammenhengende økosystemer langs vassdragenes lengdeakse. Mange organismer, næringsstoffer og sedimenter transporteres begge veier i naturlige vassdrag, og utgjør derfor et økologisk kontinuum som former artssammensetningen og funksjonaliteten til slike store økosystemer. Dammer, terskler og andre menneskeskapte hindringer kan derfor forringe eller ødelegge denne økologiske kontinuiteten, og dermed forhindre tilgangen til vitale habitater for naturlig etablerte vandringsmønstre hos en rekke arter (Poff & Hart 2002; Sheer & Steel 2006; Venter et al. 2006). Tap av habitater og økologisk konnektivitet er derfor vurdert som en alvorlig trussel mot akvatisk biodiversitet (Andréen 1994; Larinier 2001; Fahrig 2003).

Oppvandring av fisk

For å oppnå tilstrekkelig miljøvennlighet i forhold til vandrende fisk i regulerte elver er det viktig å sikre frie vandringsveier forbi elvekraftverk som ikke medfører risiko for skader eller dødelighet. Velfungerende fisketrapper, fiskeheiser eller transport med bil er den grunnleggende forutsetningen for å reetablere vandringsystemer av oppstrøms vandrende gytefisk i strengt regulerte vassdrag. Rivning av kraftverk er som regel den beste løsningen sett fra en økologisk synsvinkel. Fisketrapper og fiskeheiser er kjent for å være selektive både med hensyn til målarter og fiskestørrelse, og kan gi evolusjonære responser som en følge av f.eks. seleksjon på kroppsstørrelse (Haugen

et al. 2008; Kraabøl 2012). I tillegg påføres oppvandrende fisk som regel en betydelig forsinkelse i oppvandringen i dårlig plasserte fisketrapper med ugunstig design i forhold til målartene. Graden av forsinkelse kan variere fra tilnærmet ingen forsinkelse til uker og måneder med forsinkelse ved det enkelte kraftverket (Kraabøl 2012). Dersom oppvandrende fisk må passere flere dammer og fisketrapper/ -heiser med dårlig funksjonalitet under gytevandringen vil sumvirkningene av seleksjon og forsinkelse kunne gi negative effekter på gytebestandene. I slike tilfeller vil fangst og oppsamling av oppvandrende fisk ved det nederste kraftverket/fisketappa redusere disse sumeffektene betydelig, og videre opptransport til utvalgte destinasjoner med tankbil skjer raskt og uten større negative effekter. Nedenfor gis en redegjørelse for problemstillinger knyttet til oppvandring av fisk i regulerte elver.

Kunstig etablerte fiskepassasjer har vært brukt i flere hundre år for å bedre fiskens muligheter til å passere naturlige eller menneskeskapte hindre (DeLachenaie 1931; Nemenyi 1941). I de fleste tilfellene har passasjene blitt konstruert med tanke på oppvandrende laksefisk med stor svømme- og hoppekapasitet. Varierte konstruksjoner designløsninger har blitt bygd med ulik grad av funksjonalitet (Clay 1995; Laine et al. 2002; Larinier 1998; 2002). I vassdrag med mange arter har ensidig fokusering på økonomisk viktige fiskearter ført til at mange arter har fått reduserte leveområder (Lucas et al. 1999). I løpet av de siste tiårene har det imidlertid blitt utført studier og praktiske prosjekter som tar høyde for at fiskepassasjene skal brukes av mange arter med ulik

kapasitet til vandring i strømmende vann (Lucas & Baras 2001; Calles & Greenberg 2007; Mallen-Cooper & Brand 2007). Det er for eksempel gjort gode erfaringer med å etablere naturlige vannkanaler med substrat, vannbevegelser, kanalmorfologi og gradienter som er tilpasset et bredt spekter av arter (Jungwirth 1996; Eberstaller et al. 1998). Slike artsspesifikke tilpasninger i fiskepassasjene har et klart fortrinn sammenlignet med kanaliserte vannveier, blant annet ved at de gir større variasjon i krevende vandringsveier.

Fiskepassasjer som er konstruert for oppvandrende laksefisk har i stor utstrekning blitt anlagt i artsrike vassdrag i en rekke land som for eksempel Sør-Amerika (Quirós 1989), Sør-Afrika (Bok 1990), Nigeria (Petts 1984), Sudan (Bernacsek 1984), Pakistan (Khan 1940; Ahmad et al. 1962), Thailand (Pholprasith 1995), New Zealand (Jowett 1987) and Australia (Mallen-Cooper & Harris 1990). Mange av disse fiskepassasjene har imidlertid vist seg å fungere dårlig i forhold til målartene (Petts 1984). Viktige årsaker til dette har vært at fallgradienten har vært for stor og at vannhastigheten gjennom passasjene har vært større enn svømmekapasiteten til mange arter.

Fiskepassasjer som er etablert som utgravde kanaler med hydrologiske forhold som etterliknet en naturlig bekk er kjent for å gi passasjemuligheter for et større artsspekter enn støpte og kanaliserte fisketrapper av tradisjonelt design (Eberstaller et al. 1998). Men det er også unntak som viser at arter som brasme og laue kan passere krevende passasjer som Deniltrapper (Baras et al. 1994). Variasjoner i passeringseffektiviteten kan til viss grad være forårsaket av motivasjon

fremfor svømmekapasitet alene. Viljen til å yte sin maksimale svømmekapasitet varierer sannsynligvis mye mellom gytemodne og umodne individer på vandring. Intraspesifikke forskjeller som for eksempel ulike størrelser og kjønn kan også gi skjeve bilder innen arten fordi motivasjonen og svømmekapasiteten varierer med kroppsstørrelse, stadium og kjønn (Baras et al. 1994; Prignon et al. 1998; Calles & Greenberg 2007).

Nedvandring av fisk

De viktigste tiltakene for å sikre trygg nedvandring av fisk i ulike livsstadier omfatter fysiske sperrer foran turbininntakene (finmaskede varegrinder). Alle elvekraftverk har et eller flere definerte inntaksområder for vann som ledes nedstrøms gjennom fallrør, trykksjakter og turbiner for kraftproduksjon. Foran disse vanninntakene er det installert varegrinder som skal beskytte turbine- ne mot større objekter som kommer flytende med vannet. Trær og trevirke blir lett fanget opp på slike varegrinder, og deretter fjernet med manuelle eller automatiske renskeanordninger for å opprettholde optimal vanngjennomstrømming til turbinene.

I mange tilfeller er turbinpassasje den eneste tilgjengelige vannveien, men roterende turbinblader, store trykkforskjeller og gassovermetning kan drepe en betydelig andel av fisken (Montèn 1985; Coutant & Whitney 2000; Cada 2001). Teknologisk miljødesign som omfatter fasiliteter for skånsom nedvandring av fisk forbi kraftverk var lite påaktet tidligere i både Sverige og Norge, men forskningslitteraturen er økende på dette feltet (f.eks. Arnekleiv et al. 2007; Kraabøl et al. 2008; 2009; Calles et al. 2012). Komplexiteten i problematikken kan illustreres ved at nesten alle arter av innlandsfisk er flergangsgytende (Pethon 1998; Klemetsen et al. 2003), og derfor trenger å vandre eller forflytte seg nedstrøms i vassdragene til ulike tider i livssyklusen. Dette gjelder i første rekke returvandrende gytefisk og utvandring av ungfisk, men

også småskala forflytninger av fisk innad i vassdraget. I artsrike vassdrag vil dette medføre at vandrende fiskearter har behov for å komme seg forbi kraftverkene til flere ulike tider på året. Utformingen av dammer, flomluker og turbininntak er alltid tilpasset de lokale forhold, og det kan være vanskelig å designe gode miljøløsninger for et mangfold av fiskearter.

Slukeevnen til turbiner ved elvekraftverk er som regel såpass stor at de utgjør den eneste tilgjengelige vannveien for nedvandrende fisk, og nedvandrende fisk trekker naturlig nok inn mot turbininntaket. Dette er den viktigste årsaken til at det foregår omfattende passasje av fisk gjennom turbiner. Nedvandrende ungfisk og voksen gytefisk etter gytingen (f.eks. Bendall et al. 2005) i elver følger som regel hovedstrømmen til enhver tid, og ledes således ofte direkte inn mot turbininntaket (Clay 1995). Det er vel kjent at ungfisk, særlig smolt, hos laksefisk passerer gjennom turbiner under nedvandringen (Montèn 1985; Wilson et al. 1991). Utgytt laks og ørret har gjerne brukt opp mye av den tilgjengelige kroppslige energien under gytingen (Jonsson et al. 1991), hvor kurtise, graving av gytegroper, jaging av artsfrender og tømning av kjønnsprodukter reduserer kondisjonen til begge kjønn (Wootton 1990; Lien 1978). De returnerer derfor så fort som mulig til innsjøen, fjorden eller havet etter gyting for å gjenvinne energi gjennom matsøk (Northcote 1978; Gross et al. 1988; Jonsson & Jonsson 1993), og kan derfor være tvunget til å passere turbiner dersom alternative nedvandningsveier mangler og vandringstrangen er stor.

Dødeligheten som påføres fisk som passerer gjennom turbiner avhenger først og fremst av to forhold; turbintype og fiskelengde (Clay 1995; Rivinoja 2005). Francis- og Kaplan-turbiner benyttes ved lavere fallhøyder i de lange og vannrike vassdragene på Østlandet, i Trøndelag og Finnmark (Kock Johansen 2010), og er derfor vanlige i regulerte elvesystemer med vandrende fiskearter.

I svenske vassdrag er det også som regel lave fallhøyder i elver med vandrende fiskearter. Disse to turbintypene kjennetegnes ved at hele vannstrålen går udelte gjennom det vannfylte turbinhuset, og holdes samlet med økende trykk helt til den treffer turbinbladene. Dødeligheten hos ungfisk som passerer Francis-turbiner varierer mellom 5 % og 90 %, mens for Kaplan-turbiner ligger dødeligheten vanligvis mellom 5 % og 30 %. Årsakene til denne forskjellen er at Francis-turbiner, som oftest er installert i kraftverk med høyere fallhøyde (30-600 m) enn Kaplan-turbiner (opp til 50 m), og at de har flere rotorblader. Dermed øker risikoen for at passerende fisk blir fysisk skadet. I tillegg er som regel lavere vannføring gjennom turbinhuset medvirkende til at dødeligheten er større i Francis- enn Kaplan-turbiner (Montèn 1985; Larinier & Travade 2002).

Dødeligheten som oppstår når fisk passerer begge disse turbintypene er i første rekke relatert til fiskens lengde, men det er også en rekke tekniske detaljer knyttet til turbinene som spiller inn. Forsinket dødelighet kan oppstå som følge av gassovermetning og andre indre skader som oppstår fra raske trykkforandringer, og fisk som overlever selve turbinpassasjen kan derfor dø senere som følge av fysiologiske komplikasjoner eller økt predasjon. Fisk kan også bli desorienterte, stresset og fanget i turbulens etter turbinpassasje, noe som vil øke faren for predasjon i etterkant av turbinpassasje (Ruggles & Murray 1983; Larinier & Travade 2002).

Varegrinder som fysisk sperre for fisk

Vanligvis vil lysåpninger i varegrinda som tilsvarer 10 % av fiskens lengde være tilstrekkelig for å hindre at fisk passerer gjennom varegrinda, men noe fisk vil kunne sette seg fast i lysåpningene. Generelt anbefales derfor lysåpninger som er ned mot 7 % av fiskens kroppslengde dersom varegrinda skal fungere som en effektiv barriere for fisk (Larinier & Travade 2002).

Større relative lysåpninger som tilsvarende 14 % - 25 % av fiskens lengde har vist seg å kunne fungere relativt godt til å avvise nedvandrende smolt av laks og sjøørret under forutsetning av at vannstrømmen ikke faller perpendikulært inn mot varegrinda. I slike tilfeller er det en klar forutsetning at det dannes en tversgående (tangentiell) vannstrøm foran varegrinda som lett oppfattes av nedvandrende ungfisk som da beveger seg langs varegrinda i stedet for å passere direkte gjennom elementene (Larinier & Travade 2002). Dette oppnås ved at varegrinda vinkles i enten horisontalplanet (såkalt alfa-gitter). Alternativt kan skråstillingen også være i vertikalplanet (såkalte beta-gitter).

For å unngå seleksjon på fiskestørrelse bør lysåpningene være såpass finmasketede at de fungerer som barriere for hele den vandrende delen av bestanden. Dersom dødeligheten blir skjevt fordelt som følge av at den småvokste fraksjonen av bestanden dør hyppigere etter turbinpassasje induseres en størrelsesseleksjon hos vandrende fisk. En forutsetning for at slik seleksjon skal oppstå er tilgangen til alternativ nedvandningsvei uten dødelighet for den delen av bestanden som blir fysisk hindret passasje gjennom varegrinda.

Vannhastighet foran varegrinda

Vannstrømmen i forkant av varegrinda bør ideelt sett være skråstilt i forhold til varegrinda. Dersom den likevel faller perpendikulært mot varegrinda må den være betydelig lavere enn den aktuelle artens (og fiskestørrelsens) normale svømmehastighet. Dette vil tillate fisken å gjennomføre søk på tvers av strømmene etter alternative nedvandningsveier. Fisk som utmattes under dette søket kan også kile seg fast mellom to elementer på varegrinda og dø av respirasjonsproblemer eller andre skader (Calles et al. 2010).

For laks og ørret har anbefalte maksimumverdier på 15 cm/s for fisk under 6 cm og 50 cm/s for smolt mellom 15 og 20 cm (Aitken et al. 1966; Clay 1995; ASCE 1995). Vannhastigheter over 50

cm/s anbefales generelt aldri dersom det vandrer fisk forbi kraftverket (Larinier & Travade 2002).

Skråstilte varegrinder og strømmønster

Forsøk med skråstilte varegrinder har vist at dette kan redusere innvandring av fisk i turbinene selv om lysåpningene overstiger 10 % av fiskens kroppslengde. Dette gjøres ved at varegrinda plasseres diagonalt mot den innkomne vannstrømmen (dvs. ca. 45 grader). I noen tilfeller fungerer det også med vinkler ned mot 20 grader i forhold til strømretningen (Larinier & Travade 2002). Denne skråstillingen genererer tangentielle strømmer som går parallelt med varegrindas overflate, og er en fordel for fisk som samler seg ved vanninntaket til turbiner fordi oppholdstiden i dette området øker. Dermed øker også sjansene for å lokalisere alternative nedvandningsveier forbi kraftverket.

I tillegg til at vannstrømmen og innkommende fisk møter varegrinda på skrå fra siden bør den også skråstilles i vertikalplanet. På denne måten vil innkommende fisk bli presset opp mot overflaten, og inn mot det hjørnet hvor strømmene kulminerer. En viktig forutsetning for at disse skråstillingene skal hjelpe fiskens nedvandring er at de gjøres i kombinasjon med en alternativ nedvandningsvei med slipp av overflatevann som er lokalisert i det hjørnet hvor det dannes virvelstrømmer. Den optimale lokaliseringen av nedvandningsveien kan fastslås ved å slippe appelsiner ut i elva et godt stykke ovenfor turbininntaket, og deretter se hvor appelsinene samler seg etter ankomst ved varegrinda.

Alternative vandningsveier

Vannveier som slipper overflatevann, som for eksempel flomluker, tømmerrenner og isluker er alternative vandningsveier for nedvandrende fisk forbi kraftverk (Johnson & Dauble 2006; Larinier 2008), og er regnet for relativt trygge (Larinier & Travade 2002). Slike vannveier fungerer ofte som gode

alternativer for nedvandrende fisk under følgende forutsetninger: 1) de bør være lokalisert svært nær varegrinda foran turbininntaket (Larinier & Travade 1999; Gosset et al. 2005) (bilde 3), og 2) det bør slippes overflatevann i den tiden det er vandring villig fisk foran turbininntaket (Larinier et al. 2002; Arnekleiv et al. 2007; Kraabøl et al. 2008).

Nedvandrende fisk som slipper seg over ei luke med overflatetapping kan imidlertid påføres skader og økt dødelighet dersom forholdene er ugunstige. Fritt fall av fisk gjennom lufta kan gi fallhastigheter som dreper all fisk når de treffer vannflata i undervannet nedenfor dammen. Den anbefalte maksimale fritt-fall-høyden for fisk som slipper seg utfor overflateluker er 13 meter, og helst under 10 meter, uavhengig av om fisken faller utenfor eller innenfor vannsøylen. Det er viktig at slike passasjer er fri for oppstikkende strukturer og at underlaget er tilstrekkelig glatt og jevnt for å unngå slag- og friksjonsskader på fisk som passerer.

Skråstilte avledere

For å lede nedstrøms vandrende fisk mot de alternative nedvandningsveiene kan det også legges ut en skråstilt avleder i forkant av varegrinda (Greenberg et al. 2012). For å oppnå god effekt av dette forutsettes det at avlederen stikker minst like dypt ned i vannmassene som fisken beveger seg, og det er ikke tilstrekkelig med avledere som leder flytende is og trevirke bort fra varegrinda. Forsøk med avledning av laksesmolt ved Bellow Falls kraftstasjon i Connecticut River viste at opptil 84 % av nedvandrende smolt ble ledet mot en alternativ nedvandningsvei ved hjelp av en avleder som var vinklet 40 grader mot innstrømmen og rakk 4,5 meter ned i et inntaksbasseng som var 9 meter dypt (Odeh & Orvis 1998; Larinier & Travade 2002).

Anbefalte tiltak

Opprettholdelse av to-veis vandring er sentralt i EUs Vannrammedirektiv, og er implementert i både Norge og



Figur 1. Oversiktsbilde over Forshaga kraftstasjon. Røde piler angir plassering påeksisterende fiskeinnganger til fisketrappa. Gul pil angir passasjekanal som foreslås ombygd til fiskepassasje.

Sverige (i Norge gjennom Vannforvaltningsforskriften, som ble vedtatt i 2006 i Kgl. res. av 15. desember 2006). I Sverige finns det i tillegg underlag inför vägledning om bästa möjliga teknik i kraftverk enligt miljöbalken (Havs- og Vattenmyndigheten 2013). Definisjonene av økologisk status og tilstand i elver forutsetter mindre avvik fra naturtilstanden når det gjelder sammensetning, mengde og aldersstruktur av fiskearter, og henspiller i stor grad til naturlig populasjonstørrelse og livshistorievariasjoner. Vannforskriften skal sikre at det utarbeides og vedtas regionale forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogrammer med sikte på å oppfylle miljømålene, og sørge for at det fremskaffes nødvendig kunnskapsgrunnlag for dette arbeidet. Ut i fra et bevaringsbiologisk perspektiv bør derfor

forholdene for toveis fiskevandring optimaliseres, og det er i særlig grad behov for spesifisering av tiltak som bedrer nedvandringmulighetene i tråd med en forvaltning etter vannforskriftens målsetting om god økologisk tilstand. Nedvandring av fisk forbi kraftverk har i stor grad et neglisjert tema i både Norge og Sverige, og det er først i de senere årene at dette har fått oppmerksomhet fra fiskeforskningen og forvaltningsmyndighetene.

De nye svenske basiskravene for fiskepassasjer (Havs- og Vattenmyndigheten 2013) omfatter både opp- og nedvandring. De viktigste punktene i disse kravene gjengis kort: 1) fiskepassasjer for oppvandring skal være naturlige passasjekanaler dersom det er mulig, 2) det skal tilføres attraksjonsvann for oppstrøms passasjer som tilsvarer minst

5 % av vannføringen målt på stedet, 3) forsinkelser på inntil noen døgn kan aksepteres ved fiskepassasjer, 4) det kreves minst 90 % effektivitet både for opp- og nedvandring gjennom en fiskepassasje, og minst 94 % effektivitet for langtvandrende laks og ørret dersom disse må passere flere oppstrøms fiskepassasjer i løpet av vandringssyklusene og 5) nedstrøms fiskepassasjer skal være åpne hele året. Tilsvarende krav er foreløpig ikke utarbeidet for Norge, men er likevel anvendt for de to norske kraftverkene i denne rapporten

PROBLEMSTILLINGER KNYTTET TIL ELVEKRAFTVERKENE I KLARÄLVEN OG TRYSILELVA

Den tidligere lakseførende elvestrekningen for Vänerlaks og storørret i Klarälven og Trysilälven var om lag 410 km.



Figur 2. Prinsipp-skisse over tiltak som forbedrer oppvandringsforholdene ved Forshaga kraftstasjon. Elektrisk fiskesperre skal forhindre fisk fra å benytte sideløpet rundt øya (skravert rødt-hvitt), og på den måten øke andelen fisk som oppholder seg i hovedløpet som leder inn til fiskeinngangene i fisketrappa.

I dag er det til sammen 11 elvekraftverk på denne strekningen, hvorav de fleste ikke har noen form for tilrettelegginger for vandrende fisk på svensk side. Dette har medført en betydelig reduksjon av den naturlige rekrutteringen av Vänerlaks og storørret i elvesystemet fordi damanleggene har forhindret all oppstrøms fiskevandring. Det har imidlertid foregått opptransport av gytevandrende laks og storørret med tankbil fra fisketrappa i Deje i tidligere tider, og fra Forshaga etter 1993. Dette har resultert i en viss naturlig rekruttering på gyteområdene mellom Edsforsen og Høljes. Det har imidlertid ikke blitt lagt til rette for nedstrøms passasje av kraftverkene, og både den utgytte fisken og deres respektive årsklasser av smolt har blitt enten hindret i tilbakevandringen til Väneren eller påført dødelighet som følge av tvungen turbinpassasje.

Sikring av gode toveis passasjemuligheter for vandrende fiskearter er helt

avgjørende for at vandringsystemet for Vänerlaks, storørret og andre vandrende og flergangsgytende arter skal kunne reetableres i hele elvesystemet. Oppstrøms passasje av fisk besørges hovedsakelig ved fisketrapper i ulike varianter. Det er spesielt viktig at fisketrappene konstrueres slik at de kan gi oppvandringsmuligheter for alle fiskearter som tidligere passerte de utbygde elvestrekningene. Dette tilsier at fisketrappene må tilpasses et bredere artsspekter enn bare laksefisk (Laine et al. 2002; Larinier et al. 2002; Carlsson et al. 2004; Antonino et al. 2007). Dette betyr i praksis at fisketrappene må designes slik at både fiskeinngangene og trappekanalen kan betjene flere arter med ulike miljøpreferanser. I denne rapporten er det derfor lagt vekt på at fiskeinngangene skal være fleksible slik at de gir oppvandringsmulighet for laks og ørret som gjerne oppholder seg i dype og strømsterke holer, samt roligrere

partier som er vanlige hvileplasser for harr, abbor gjedde og karpefisk. Tiltak for å sikre ålens vandringer i elvesystemet er omtalt i et eget avsnitt.

Videre legges det til grunn at oppstrøms fiskepassasjene for Vänerlaks og ørret på sitt skal ha en funksjonalitet på minst 94 % i henhold til de svenske kravene. Dette krever betydelig grad av eksperimentelle forsøk og praktiske tilrettelegginger i tiden etter at nye fiskepassasjerer er bygd. Alternative løsninger foreslås gjennomført inntil alle fiskepassasjerene oppfyller basiskravene for fiskepassasjer i begge land.

PROBLEMBESKRIVELSER OG FORSLAG TIL TILTAK VED DE ENKELTE KRAFTVERKENE I KLARÄLVEN OG TRYSSILELVA

Forshaga kraftstasjon

Beskrivelse av kraftverket

Forshaga kraftstasjon (Figur 1) utnytter

en fallhøyde på 4,5 meter. Driftsvannet ledes gjennom tre Kaplan-turbiner med en samlet slukevne på 260 m³/s. I demningen er det bygd fire flomluker med en samlet kapasitet på om lag 1000 m³/s. I tillegg er det en tømmerrenne som kan drenere 5 m³/s. Gjennom fisketrappa slippes en vannføring på 1,5 m³/s i selve trappekanalen, men det er tilrettelagt for tre øvrige vannveier som skal gi attraksjonsvann til fisketrappas ulike fiskeinnganger. Samlet kan det slippes inntil 8 m³/s med attraksjonsvann til fisketrappa. Figur 1 viser en oversikt over Forshaga kraftstasjon med tilhørende vannveier.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Oppvandrende fiskearter fra Väneren møter ingen vandringshindringer på strekningen opp til Forshaga. Fiske-trappa er bygd med to fiskeinnganger hvorav den ene betjener fisk som samler seg ved siden av turbinutslagene og tømmerrennas utløp, mens den andre betjener fisk som oppholder seg under flomlukene ved dammen. Et utvalg av laks og storørret som fanges i fiskefella transporteres med lastebil til oppstrøms Edsforsen hvert år.

Like nedstrøms kraftstasjonen ligger en øy som deler elveleiet i et hovedløp og et sideløp. Hovedløpet får tilført vann fra turbinutløpene, tømmerrenna, flomlukene og til dels fisketrappa. Sideløpet får tilført vann fra flomlukene. Det er særlig når vannføringen i Klarälven i betydelig grad overstiger slukevnen til kraftverket at det tilføres mye vann i sideløpet. Den samlede virkningen av både elvas to løp nedenfor kraftstasjonen, og fordelingen av vannveier over hele kraft- og damanleggets bredde, antas å medføre at oppvandrende laks og ørret spres ut til forskjellige oppvandringsveier og standplasser i fosser, stryk og kulper like nedenfor anlegget. Fisketrappas to hovedinnganger evner derfor ikke å gi gode oppvandringsmuligheter for fisk som fordeler seg utover flere lokaliteter med stor avstand til fisketrappene. I tillegg er

strømforholdene rundt fiskeinngangene preget av typiske områder for laksefisk, og i liten grad andre arter.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappas funksjonalitet

Den viktigste årsaken til at oppvandrende laks og storørret fordeler seg over flere lokaliteter med stor avstand til fisketrappas fiskeinnganger er relatert til manøvreringen av spillvann. Det er i første rekke slipp av spillvann gjennom de fire flomlukene i damseksjonen som forårsaker mest spredning med hensyn til oppvandringsveier og valg av standplasser.

Det foreslås derfor å redusere slipp av spillvann gjennom disse lukene. Dette kan gjøres på flere måter; 1) økt slukevne i kraftverket (anslagsvis 10-20 %), 2) økt kapasitet gjennom tømmerrenna og 3) ved å utnytte maksimal flomkapasitet på flomluka som ligger nærmest kraftstasjonen, og suksessivt åpne de tre andre etter hvert som full kapasitet oppnås. Punktene 1 og 2 vil gi størst positiv effekt, mens punkt 3 vil medføre en viss oppvandring og opphold av laks og storørret på motsatt side av fisketrappa.

Det foreslås også å utrede mulighetene for økt vannslipp gjennom fisketrappa for å bedre nedvandringsforholdene. Dette vil øke effekten av attraksjonsvann slik at den er fordelaktig både for opp- og nedvandring.

Videre foreslås etablering av ei elektrisk fiskeperle i sideløpet rundt øya nedenfor damseksjonen (se delrapport «Elbarriär vid Forshaga»). Hensikten er å forhindre oppvandrende laks, ørret og eventuelt andre arter fra å benytte denne vandringsruten opp mot dammen (Figur 2). På denne måten vil oppvandrende fisk fra sideløpet returnere til hovedløpet og vandre opp til oppholdssteder som ligger nært fiskeinngangene til fisketrappa.

Målsetningen bør være minst 94 % passasjeeffektivitet for laks og ørret, 90 % for ål og elvenioye ved Forshaga. For de øvrige fiskearter skal passasjene være så effektive som overhodet mulig. Dette

begrunnes med at all oppvandrende fisk skal fanges og videretransporteres med utgangspunkt i denne fisketrappa. Trappas åpningstid bør derfor dekke alle målartenes vandringsperioder. Det presiseres at det er absolutt nødvendig med oppfølgende tiltak, evaluering og dokumentasjon på effektiviteten etter at de første tiltakene er gjennomført.

Det foreslås tilrettelegging av en naturlig passasjekanal i kanalen på østsiden av kraftverket for alle relevante målarter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Nedvandrende fisk som følger hovedstrømmen i elva nedover mot dam- og kraftverksanlegget vil hovedsakelig bli ledet mot turbininntakene. Her er også tømmerrenna lokalisert, og dette gir en gunstig situasjon for å etablere trygge og effektive nedvandringsveier. Tømmerrenna slipper ut overflatevann, og vil derfor kunne fungere som en godt egnet nedvandringsrute for fisk. Det bør slippes vann i de relevante vandringsseksjonene for alle målarter. Foran flomlukene i selve damanlegget dannes en bakevje, og det vurderes slik at det meste av den nedvandrende fisken vil som følge av strømmens retning og anleggets posisjon samle seg i området ved turbininntakene. Til sammen er det identifisert 12 ulike vannveier gjennom anlegget; 4 flomluker, 3 turbiner, 3 vanninntak for fisketrappa, 1 tømmerrenne og en tidligere fløtningskanal ved siden av kraftverksanlegget.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsmulighetene

Det anbefales at varegrinda foran turbininntakene byttes ut og erstattes med ei finmasket varegrind med lysåpninger som er såpass trange at de fungerer som et fysisk hinder for alle størrelsesgrupper av nedvandrende fisk. Dagens varegrinder har en lysåpning på 80 mm, noe som tilsier at selv de største gytefiskene hos laks og ørret kan passere relativt fritt gjennom varegrinda. På generelt grunnlag anbefales lysåpninger på 15

mm i varegrindene. Dette vil forhindre at smolt og andre vandrende ungfisk blir trukket inn i turbinene. Den finmaske- de varegrinda bør monteres permanent.

Den innfallende strømmen er om lag 45 grader skråstilt i forhold til varegrinda. Dette tilsier at det kan benyttes lysåpninger opp mot 20-25 mm. Dette krever imidlertid nærmere fiskefaglige vurderinger og målinger av de hydrauliske forholdene ved turbininntaket. I så fall anbefales dyptstikkende fiskeavledere som hjelper til med å lede fisk mot tømmerluka.

Vannhastigheten gjennom varegrinda er ikke kjent. Vannhastigheten ved dette punktet er i stor grad bestemt av inntakets tverrsnittsareal og vannføringen som kjøres gjennom turbinene. Det er viktig at tverrsnittsarealet tilpasses den maksimale slukevnen slik at vannhastigheten ikke overstiger 40-50 cm/s i forkant av varegrinda.

Vannføringskapasiteten i tømmerrenna bør økes slik at denne vannveien gir sterkest mulig stimuli til nedvandrende fisk som samler seg opp på oversiden av anlegget. I tillegg skal det til enhver tid slippes vann gjennom tømmerrenna, og den skal være den aller første vannveien som prioriteres etter at totalvannføringen overstiger turbinenes slukevne og fisketrappas vannbehov.

Deje kraftstasjon

Beskrivelse av kraftverket

Deje kraftstasjon (Figur 3) har 11 turbiner som utnytter en fallhøyde på 11 meter. Den samlede slukevnen er 220 m³/s, hvorav den største turbinen har en slukevne på 130 m³/s. De andre turbinene er av Francis-type med samlet slukevne på 90 m³/s. Turbininntakene er fordelt på begge sider av damanlegget. Figur 4 viser et oversiktsbilde over Deje kraftstasjon og vannveiene.

Beskrivelse av

oppvandringsforholdene

Oppvandrende fisk som nærmer seg Deje kraftstasjon vil bli tiltrukket av de to turbinutløpene som er lokalisert på hver sin side av damanlegget. Begge

turbinutløpene er som regel i drift under oppvandringsperioden, og det vurderes derfor at dette medfører en splitting av fisk rundt disse to utløpene. Det er fri vandringspassasje i form av en dyp og rolig høl mellom utløpene, og fisk kan benyttes seg av dette dersom de forsinkes. Det er derfor sannsynlig at det foregår en viss utveksling av fisk mellom utløpsområdene. Det antas at fordelingen av fisk ved begge utløpene er positivt korrelert med driftsvannføringen i de respektive turbinene.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Eksisterende fisketrapp

Det er etablert en fisketrapp ved Deje kraftstasjon. Den munner ut i en utsprengt vik i bergknausene nedenfor damanlegget og videre ut i hølen mellom turbinutløpene. Denne plasseringen av fiskeinngangen er uheldig ettersom selve vannutløpet (og fiskeinngangen) er delvis kamuflert inne i ei vik. I tillegg vil den ikke være direkte oppdagbar for fisk som oppholder seg ved selve turbinutløpene. Det bemerkes imidlertid at denne fisketrappa ga oppvandringsmuligheter for laks og storørret i tidligere tider, og i følge Øvrebø (1955) ble det fanget om lag 8000 laks i trappa i løpet av det første driftsåret. Til tross for at dette er et oppsiktsvekkende høyt tall sammenlignet med andre laksetrappet i Norge og Sverige så vurderes det som sannsynlig at denne fisketrappa hadde begrenset funksjonalitet. Det ble blant annet fanget fisk fra fiskefella som var installert i trappekanalen like nedenfor damanlegget til kultiveringstiltak og til videre transport med bil oppover i vassdraget.

For å øke attraksjonen av fisk mot fiskeinngangen anbefales det å tilføre attraksjonsvann som markerer inngangspartiet bedre. Denne slippes ut parallelt med vannføringen i fisketrappa, og må være tilstrekkelig for å gi vesentlig bedre stimuli for fisk som oppholder seg i den dype hølen mellom turbinutløpene.

Nye fisketrapper

Det vurderes som nødvendig å etablere to nye naturlike, eller eventuelt vertikalspaltede fisketrapper ved Deje kraftstasjon; en trapp ved hvert turbinutløp (Figur 3). Disse bør bygges slik at de har fleksible fiskeinnganger som munner ut i typiske oppholdssteder for både strømssterke arter som laks og storørret, samt strømsvakere arter som gjerne oppholder seg i bakevjer og rolige partier. Nedenfor gis en kort beskrivelse av viktige momenter som har betydning for de to nye fisketrappenes funksjonalitet.

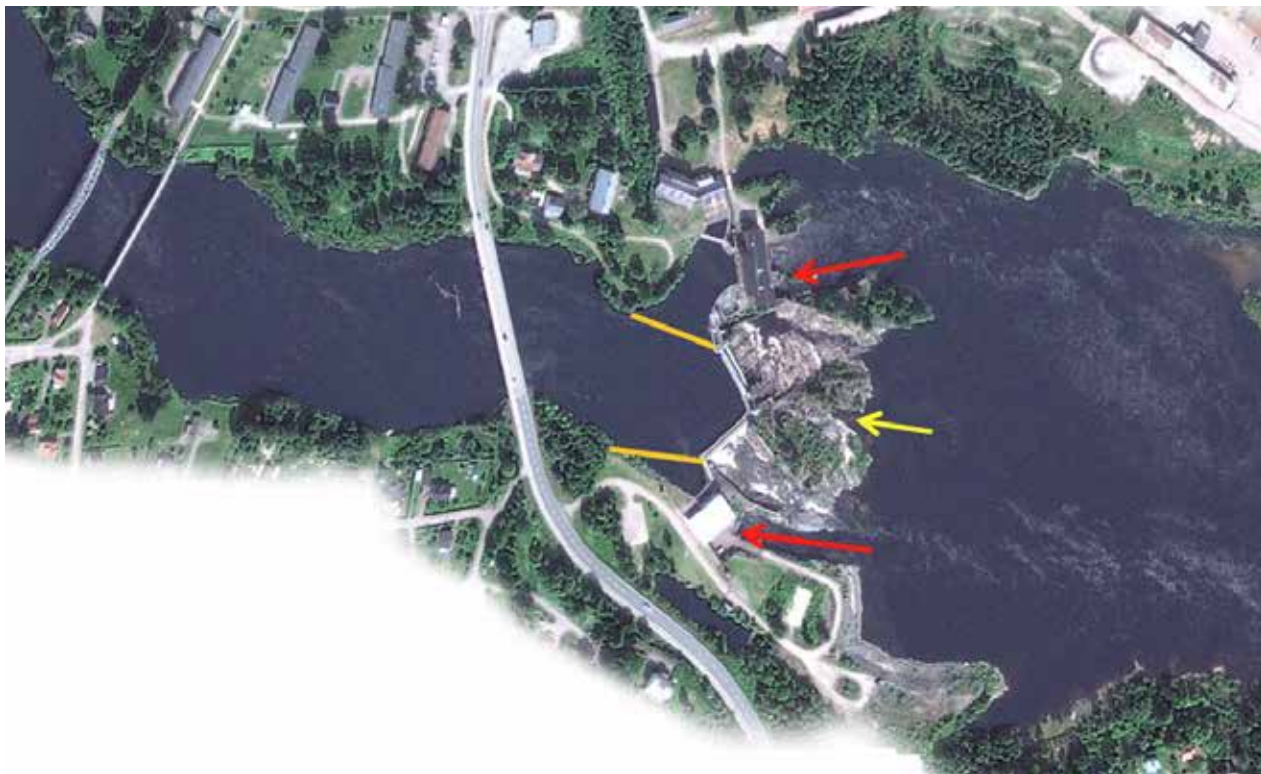
De to nye fisketrappene bør bygges med et oppsamlingsgalleri av fleksible fiskeinnganger. De øverste inngangene bør lokaliseres på hver side av selve tunellutløpene. Videre bør det lages en trappekanal som gir muligheter for flere fiskeinnganger videre nedstrøms langs den ene bredden nedenfor hvert tunnelutløp. Det kan bli aktuelt å gjennomføre tilrettelegginger av ulike habitater for alle relevante målarter.

Denne løsningen krever tilførsel av ekstra attraksjonsvann som ledes til hver fiskeinngang. Denne vannførselen bør være justerbar, slik at den kan kalibreres etter de til enhver tid rådende forhold. Det vurderes som realistisk at fisketrappene kan oppnå en effektivitet på inntil 80 % ved forbedrende tiltak etter bygging av de skisserte trappeløsningene med tilhørende attraksjonsvann. Det er en absolutt forutsetning av fisketrappene er åpne i vandringsseksjonene til alle målarter.

Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Nedvandrende fisk som nærmer seg Deje kraftstasjon fra ovenforliggende områder vil sannsynligvis fordele seg til hvert av de to turbininntakene på hver side av damanlegget. I damseks-



Figur 3. Skisse av tiltak som forbedrer opp- og nedvandring av fisk ved Deje kraftstasjon. Oransje linjer indikerer plassering av fiskeavledere, og røde piler indikerer plasseringen av fiskeinngangene til nye fisketrapp. Gul pil markerer fiskeinngangen til den gamle fisketrappa.

jonen mellom turbininntakene er det flere luker som kan gi gode forhold for nedvandring av fisk i ulike livsstadier. Tømmerluka er spesielt godt plassert, og er konstruert for slipp av overflatevann. De fysiske forholdene ved Deje kraftstasjon er vurdert som godt egnet for å tilrettelegge for sikre nedvandringsløsninger.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene

To viktige forutsetninger anses som nødvendige for å sikre gode nedvandringsforhold. For det første bør det plasseres to fiskeavledere i inntaksbassenget mellom vegbrua og damanlegget. Øvre festepunkt for disse avlederne bør forankres på elvebredden på hver side av bassenget. Nedre festepunkt bør være på hver side av tømmerluka (Figur 3). Avlederne bør bestå av finmaskede (lysåpning 20 mm) stålgrinder som stikker 4-5 m dypt ned i bassenget. De bør også forankres til elvebunnen.

Hensikten med disse avlederne er å styre mest mulig av den nedvandrende fisken mot tømmerluka i stedet for turbininntakene. For det andre bør varegrindene skiftes ut og erstattes med finmaskede grinder med lysåpning på 15 mm. I den grad det kan tilrettelegges for skrått innfallende strøm mot varegrindene kan det benyttes grovere lysåpning, men dette bør i så fall utredes nærmere.

Tiltak for å øke attraksjonen mot tømmerluka omfatter i første rekke slipp av tilstrekkelig vannføring i nedvandringsperioder. Med tilstrekkelig vannføring menes en vannsøyle over lukekanten som er minst 30 cm til enhver tid, og anslagsvis 5-10 m³/s. I tømmerrenna er det et ristsystem for siling av vann fra renna, og dette bør fjernes for å unngå fysisk skade på fisk som passerer denne vandringsveien. I tillegg foreslås belysning av selve lukeområdet for å gi muligheter for nedvandring om natten. Det vurderes som sannsynlig at man kan oppnå en nedstrøms passasjeeffektivitet

på minst 90 % for alle fiskearter dersom tiltak og oppfølgninger gjennomføres.

Munkfors kraftstasjon

Beskrivelse av kraftverket

Munkfors kraftverks (Figur 4) totale slukevnen er 275 m³/s fordelt på tre Kaplan-turbiner med en effekt på 33 MW. Den siste turbinen ble installert i 1994. Kraftverket utnytter en fallhøyde på 17,6 m og gir en årsproduksjon på 179 GWh. Foruten turbinene ledes det vann gjennom flomluker og ei isluke som ligger inntil turbininntaket. Tidligere var det ei fisketrapp med passasje gjennom bergformasjonene på oversiden av Laxholmen, men den er ikke lenger i bruk. Figur 6 viser en oversikt over Munkfors kraftverk og tilhørende vannveier.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Det bør bygges ei ny fisketrapp med flere fiskeinnganger ved turbinutslaget. På samme måte som beskrevet for Deje

kraftverk bør det etableres et galleri av fiskeinnganger i selve tunellutløpet. I tillegg bør det etableres flere fiskeinnganger langs elvebredden nedstrøms turbinutslaget. Det bør påregnes noen tilrettelegginger ved de ulike fiskeinngangene, slik at de hydrauliske forholdene tilfredsstiller kravene til oppholdssted for både strømsterke og –svake arter.

For å sikre best mulig funksjonalitet for denne fisketrappa bør det etableres et system med tilførsel av tilstrekkelig attraksjonsvannføring ved hver enkelt fiskeinngang. Denne vannføringen bør være justerbar, slik at den kan tilpasses varierende hensyn etter nærmere vurderinger.

Det foreslås bygging av to nye fiske-trapper i hvert av de regulerte minste-vannføringsstrekningene. Den gamle fisketrappa har en relativt gunstig trasé gjennom terrenget, men konstruksjonen bør bygges om til en delvis naturlig-nende fiskepassasje og vertikalspaltet fisketrapp (*vertical slot fishway*). Denne fiskepassasjen skal besørge oppvandring av fisk som befinner seg øverst i minste-vannføringsstrekningen. Det bør lages en fiskeinngang i øvre del av hvert av minste-vannføringsløpene på hver side av Laxholmen. Disse bør plasseres så nært opptil fossene som mulig. Fiskeinngangene bør kunne ut i typiske holer som gir standplasser for laks og storørret. Trappekanalene kan forenes i en felles kanal videre opp til Forsudden.

Det anbefales at det etableres en miljøbasert minste-vannføring på den regulerte strekningen. Dette er viktig for å gi opp- og nedvandringmuligheter for fisk til en hver tid, samtidig som det vil forhindre tørleggingsepisoder. Det antas også at denne strekningen vil få betydning som gyte- og oppvekststrekning for laks og ørret, og at livsbetingelsene derfor bør sikres. Utformingen av detaljene i et slikt reglement bør gjøres av fagpersonell innen fiskebiologi.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Oppstrøms vandrende fisk vil i stor grad søke mot turbinutløpet som ligger like

nedenfor anlegget. Denne vannveien vil gi den dominerende vannføringen under størsteparten av oppvandringsse-songen. Ved vannføringer som overstiger slukevnen vil det slippes vann gjennom lukesystemene ved Forsudden og isluka ved turbininntaket, og dette vil kunne danne en markant vannstrøm som munner ut i den samme hølen som driftsvannføringen fra tunellutløpet. Ved spillvannføringer over 20-30 m³/s antas det at en del av den oppvandrende fisken vil søke oppover i minste-vannføringsstrekningen. Her kan fisken (særlig laks og storørret) vandre helt opp til de opprinnelige fossefallene på hver side av Laxholmen. Ved raske vannføringsreduksjoner kan fisk bli stengt inne i noen avsnørte kulper innunder fossene.

Det vurderes at fisketrappene ved Munkfors kan oppnå en funksjonalitet på 50-80 % dersom forbedrende tiltak utprøves i etterkant av byggeperioden. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Nedstrøms vandrende fisk møter de første flomlukene ved Laxholmen. Herfra går elven videre i en kanal ned til kraftverksinntaket (Figur 4). Flomlukene ved Laxholmen er i bruk når total-vannføringen overskrider kraftverkets slukevne. Dette skjer imidlertid svært sjelden ettersom turbinenes slukevne er vesentlig høyere enn totalvannføringen med unntak av flomperioder. Det antas derfor at disse lukene har en begrenset verdi som nedvandringsvei.

Fisk som passerer Forsudden/Laxholmen vandrer videre ned til kraftverket gjennom et kanalisert elveleie, og kommer deretter direkte ned til inntaksbassenget til turbinene. Den innfallende strømmen kommer skrått inn på den relativt finmaskede varegrinda, og det oppstår sannsynligvis tangentielle strømninger som gjør at fisken blir presset

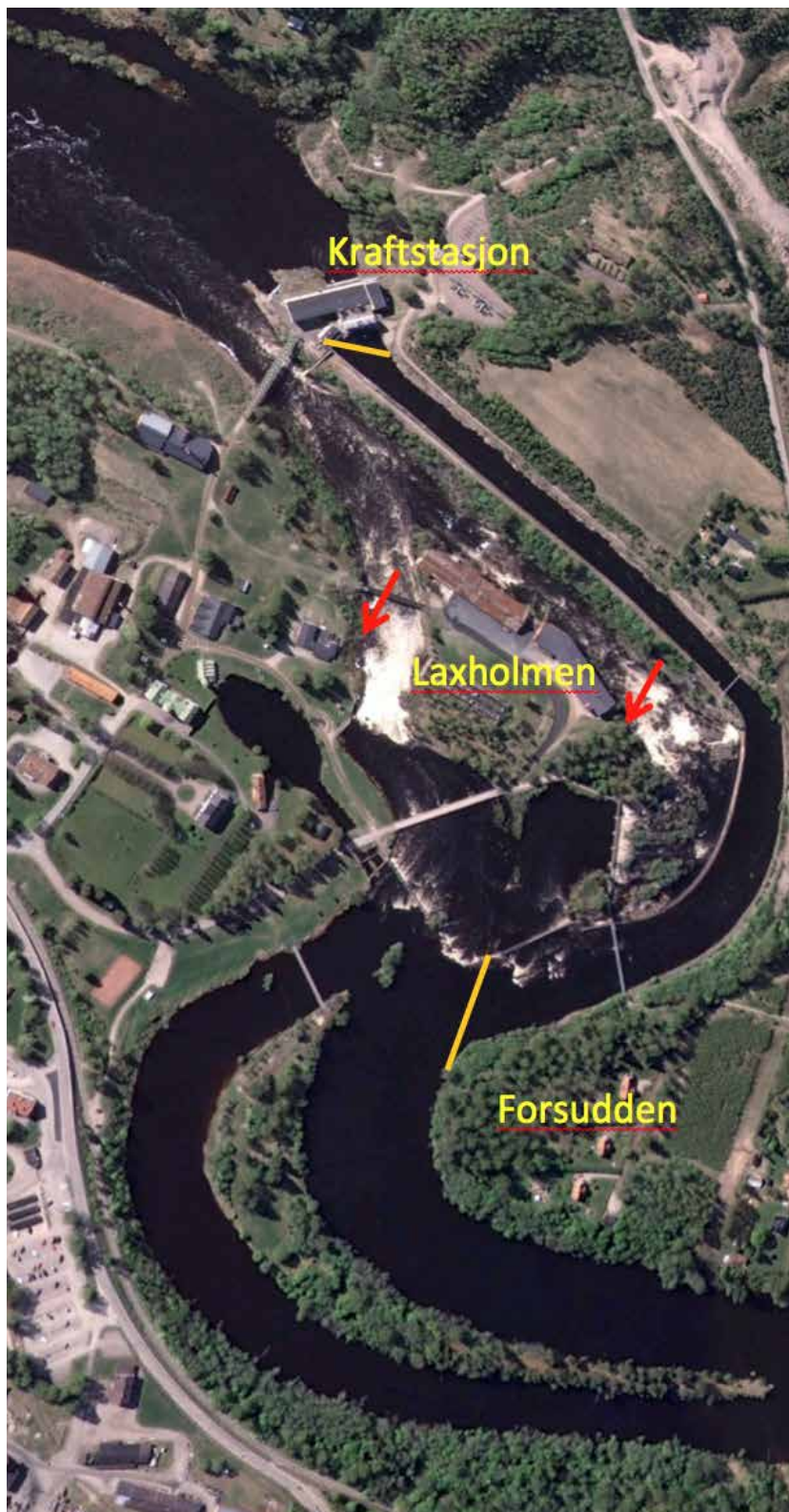
sidelengs og oppover som følge av de hydrauliske forholdene. Mellom turbininntakene er det skillevegger av betong som til en viss grad hindrer fisk fra å bevege seg sideveis mellom de enkelte turbininntakene og videre mot isluka. Plasseringen av isluka vurderes som gunstig ettersom den ligger i hjørnet ved siden av turbininntakene.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene

Nedvandringsforholdene gjennom lukesystemet ved Laxholmen kan forbedres betydelig ved at kraftverket reduserer driftsvannføringer i perioder hvor det foregår nedvandring av fisk i elvesystemet. Det antas at det er tilstrekkelig å avgå vann gjennom på to luker som slipper overflatevann. Disse to lukene bør velges ut i fra nærmere vurderinger omkring nedvandringsrutene i de to elveleiene ovenfor Laxholmen.

I tillegg bør det etableres en fiskeavleder på tvers av elva. Nedre forankringsfeste bør være øvre spiss av Laxholmen, og øvre feste på nedsiden av selve Forsudden (Figur 4). Utformingen av denne avlederen bør være som beskrevet for Deje kraftverk; relativt finmasket grind som stikker noen meter ned i vannmassene og forankres til bunnen av elva. Hensikten med avlederen er å styre mest mulig av nedvandrende fisk over mot lukesystemene ved Laxholmen, slik at de kan vandre videre nedover minste-vannføringsstrekningen. Det bør utredes hvorvidt det er behov for tilpasninger av elveleiet på denne strekningen for å unngå slagskader i fossefallene og tilpasse elveleiet til en nærmere bestemt miljøvannføring.

I forkant av turbininntakene bør det etableres en fiskeavleder med finmasket grind som stikker dypt ned i vannmassene. Øvre forankringspunkt bør være i den utsprengte fjellveggen i overkant av inntaksbassenget, og nedre festepunkt bør være i hjørnet mellom isluka og turbininntaket. Hensikten med denne avlederen er å styre mest mulig fisk direkte inn mot isluka. Det er videre en forutsetning av det slippes tilstrekkelig



Figur 4. Oversikt over Munkfors kraftstasjon og tilhørende vannveier. Gule linjer markerer plassering av fiskeavleder ved Forsudden og ved kraftverket. Røde piler markerer forslag til plassering av fiskeinngang til to nye fisketrapper (se forklarende tekst nedenfor).

vann gjennom denne luka i perioder hvor det foregår nedvandring av fisk. Varegrindene foran turbininntakene bør skiftes ut og erstattes med finmaskede grunder med lysåpninger på 15 mm. Det bør også vurderes å fjerne skilleveggene mellom turbininntakene for å forbedre sideveis forflytninger av fisk som har kommet helt inn til turbininntaket. Dersom skilleveggene fjernes og varegrindas lysåpninger blir 15 mm vil fiskeavlederen ved turbininntaket være overflødig.

Fisk som eventuelt passerer isluka blir ledet ned gjennom en bratt renne som munner ut i et flere meters høyt fall ned til undervannsnivået nederst på minste-vannføringsstrekningen. Det vurderes slik at nedvandrende fisk oppnår såpass høy hastighet i denne passasjen at det oppstår fare for skader på øyer, gjeller og indre organer når fisken treffer vannflata i undervannet. Det anbefales at denne vannveien forlenges i form av et par sløyfer med bremsende effekt på både vann og fisk som passerer gjennom renna. Vannføringen bør til slutt spres slik at den ikke treffer undervannet med en konsentrert stråle. Tekniske løsninger bør utredes videre av fagpersonell.

Dersom det installeres varegrunder med 15 mm lysåpning vil det være tilstrekkelig at skilleveggene mellom turbininntakene fjernes, og at det slippes tilstrekkelig mengde vann gjennom isluka i nedvandringsperiodene. Det anbefales likevel at det legges til rette for fiskepassasjer i lukesystemene ved Laxholmen ved bruk av fiskeavleder dersom det etableres et regime for miljøbasert vannføring på den regulerte elvestrekningen. Forventet effektivitet er minst 90 % dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak og evalueringer.

Skymnäs kraftstasjon

Beskrivelse av kraftverket

Skymnäs kraftstasjon utnytter et fall på 11 meter. Det produseres kraft gjennom to Kaplan-turbiner. Kraftstasjonen og vanninntaket til turbinene er lokalisert på vestsiden av



Figur 5. Prinsipp-skisse over lokaliseringene av to fisketrapper (røde linjer) og betongmur (grønn linje) for å skape rolige forhold ved vanninntaket ved Skymnäs kraftstasjon.

damanlegget. Kraftverkets slukevne er $180 \text{ m}^3/\text{s}$, og totalvannføringen i elva overstiger turbinkapasiteten i store deler av april, mai, juni, august og september. Midlere årsproduksjoner 100 GWh. Vannveiene ved anlegget fordeles på to turbiner, to automatiserte bunnluker, en isluke og en ombygd tømmerluke som slipper bunnvann. Figur 5 gir en

oversikt over Skymnäs kraftstasjon og tilhørende vannveier.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Det stor andel av den oppstrøms vandrende laks og storørret vil sannsynligvis søke opp mot turbinutløpet på elvas vestre side. Driftsvannet løper ut i elva like nedenfor damanlegget. Men

ettersom totalvannføringen overskrider turbinkapasiteten med betydelige vannføringer i deler av oppvandrings-sesongen så antas det at en betydelig andel av oppvandrende fisk vil søke mot flomlukene langs midtseksjonen av dammen og over mot den østre elvebredden. Dette avhenger av hvilke flomluker som slipper vann til enhver tid. Dersom lukemanøvreringen under perioder med spillvann besørger slipp av vann gjennom de østre lukene vil den oppstrøms vandrende fisken samle seg langs elvebreddene på hver siden nedenfor anlegget.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Det anbefales å bygge naturlige fiskepassasjer både ved turbinutløpet og nedenfor de østre flomlukene ved Skymnäs kraftverk. Alternativt kan passasjene være av vertikal spalte-typen med lav fallgradient og flere fiskeinnganger som betjener ulike standplasser for oppvandrende målarter.

Fisketrapp ved turbinutløpet på vestsiden

Fisketrappa ved turbinutløpet bør ha tre fiskeinnganger langs den vestre elvebredden like nedstrøms utløpet (Figur 4b). Disse fiskeinngangene bør dekke tre ulike oppholdssteder for oppvandrende fisk, utløpet. Disse fiskeinngangene bør dekke tre ulike oppholdssteder for oppvandrende fisk, og det må påregnes noen tilrettelegginger ved hver fiskeinngang. I tillegg bør det lages et system hvor ekstra attraksjonsvann kan tilføres hver inngang. Mengden og fordelingen av attraksjonsvann bør være justerbart. Alle inngangene leder fisken til en felles trappeløp forbi dammen.

Fisketrappas vanninntak på oversiden av dammen vil også være fiskens utgang til elva etter passasje. Inntaket bør plasseres i en rolig bakvannssone ovenfor dammen for å unngå at en del av fisken slipper seg tilbake over flomlukene i dammen. Dette kan forbedres ved å sette opp en mur av betong som skaper et rolig parti ved vanninntaket. Fisk som kommer ut av fisketrappa kan være

utmattet og derfor søke hvile i rolige partier før den fortsetter oppvandringen.

Fisketrapp på østsiden nedenfor flomlukene

Tilsvarende vertikalt spaltet fisketrapp bør også bygges på østsiden av damanlegget. Denne fisketrappa bør også ha en lav fallgradient og spesielle tilrettelegginger for strømsvake arter. Elvebreddens utforming, samt mulighetene for fleksibel lukemanøvrering, gir gode muligheter for spesielle tilpasninger i forhold til strømsvake arter. De tre fiskeinngangene kan etableres i moderate strømmer fra flomlukene og i dødvannsoner som dannes av innbuktninger og forsenkninger i og langs elvebredden.

Fisketrappas vanninntak bør legges i det østre hjørnet av damanlegget, slik at oppvandrende fisk kommer ut i et rolig parti. Det kan med fordel etableres en betongmur som gir ekstra beskyttelse mot strømmene som dannes ved at de østre lukene er åpne.

Det forventes at fisketrappenes funksjonalitet kan bli opp mot 50-80 % dersom de gjennomføres som skissert, og at de følges opp med tiltak etter byggeperioden. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandningsforholdene

Nedvandrende fisk ankommer hovedsakelig Skymnäs kraftstasjon ved å følge hovedstrømmen som følger den vestre elvebredden som svinger ned mot turbininntaket og damanlegget. Som følge av elvesvingen vil hovedstrømmen gå helt inntil den vestre elvebredden helt ned til turbininntaket. Nedvandrende fisk vil derfor kunne ledes inn til vanninntaket til den vestre fisketrappa, og dermed benytte denne vannveien til å passere kraftverket. Det meste av fisken antas likevel å bli ført direkte til turbininntaket på vestsiden av anlegget. Den innfalne vannstrømmen vil treffe varegrindene direkte, men fra en

skrå vinkel. Dette vil sannsynligvis gi tangentielle strømminger slik at fisken forflytter seg sideveis langs varegrindene.

Den nærmeste nedvandringsveien til turbininntakene er tømmerluka. Denne plasseringen er ideell fordi den ligger helt inntil turbininntaket, og vil følgelig med stor sannsynlighet oppdages av nedvandrende fisk som oppholder seg rundt turbininntakene.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandningsforholdene

Fiskens direkte møte med turbininntaket medfører stor fare for at den trekkes inn gjennom varegrinda og ned gjennom turbinene. Det anbefales at varegrindene skiftes ut og erstattes med finmaskede varegrinder. Lysåpningen på de nye varegrindene bør være 15 mm. Selv om den innfalne strømmen kommer skrått på varegrinda anbefales ikke grovere lysåpning under noen omstendighet. Dette begrunnes med at det aller meste av fisken vil passere nært inntil varegrinda før de kommer til tømmerluka.

Tømmerrenna bør bygges om til å slippe overflatevann, slik den gjorde tidligere. I tillegg bør det etableres en instruks for vannslipp gjennom denne vannveien, slik at den sikrer effektiv passasje forbi kraftverket for nedvandrende fisk gjennom hele året. For laks og sjørørret er det i særlig grad i siste halvdel av gyteperioden og i forkant av vårflommen som er de viktigste periodene. Det er også viktig at tømmerluka er den høyest prioriterte vannveien for å slippe spillvann, og den bør være i bruk i alle perioder hvor totalvannføringen overstiger turbinkapasiteten, og for slipp av miljøbasert vannføring gjennom året.

Det vurderes at forholdene ligger til rette for å oppnå en nedstrøms passasjeeffektivitet på minst 90 % dersom tiltakene gjennomføres som skissert. Det må også påregnes noen kalibrerende tiltak i form av forsøk med ulike vannføringslipp til ulike tider av året.

Forshult kraftstasjon

Beskrivelse av kraftverket

Forshult kraftstasjon har tre Kaplanur-

biner med en samlet slukevne på 180 m³/s (24 MW) som utnytter et fall på 12 m. Den årlige kraftproduksjonen er om lag 110 GWh. Foruten de tre turbinene slippes vann gjennom ei overflateluke som er lokalisert oppstrøms damanlegget. I tillegg er det overrisling over støttemuren langs inntakskanalen i flomperioder. Figur 6 gir et oversiktsbilde over kraftstasjonen og de tilhørende vannveiene.

Beskrivelse av oppvandningsforholdene

Turbinutslaget er plassert innunder damanlegget og driftsvannet føres deretter i en kanal ned til samløpet med minstevannføringen. Den ca 700 m lange minstevannføringsstrekningen er normalt tørrlagt og utgjør det opprinnelige elveleiet, og er atskilt fra turbinutløpet. Dette medfører at oppvandrende fisk vil fordele seg i tråd med henholdsvis driftsvannføringen fra tunellutløpet og overskuddsvannet på minstevannføringsstrekningen. Det meste av fisken antas å søke opp mot turbinutløpet ettersom det meste av vannet til enhver tid går gjennom turbinene. I perioder med overskuddsvann antas imidlertid at en betydelig andel av fisken søker oppover på minstevannføringsstrekningen ettersom denne vil gi gode og markerte vandringsstimuli og flere typiske oppholdssteder for laks og storørret. Fordelingen av vannstrømmen som kommer fra minstevannføringsstrekningen fordeler seg fordelaktig nedover i elva, og krysser over elvas bredde nedenfor øya. Dette antas å gi en betydelig styrende effekt på oppvandrende fisk, og særlig ved betydelig slipp av vann på minstevannføringsstrekningen. Strømsvake arter antas å søke i større grad mot turbinutløpet.

Forslag til tiltak for å bedre oppvandringen av fisk forbi kraftverket

Det anbefales at det bygges to nye fisketrapper ved Forshult kraftstasjon (Figur 6). Den ene har til hensikt å betjene laks og storørret som har kommet seg opp

i minstevannføringsstrekningen, mens den andre betjener et antatt større artsmangfold som søker opp mot turbinutløpet nedenfor damanlegget.

Fisketrapper ved minstevannføringsstrekningen

Her bør det bygges to kulpetrapper. Fiskeinngangene til disse trappene bør ligge på hver side av en stor og dyp kulp som etableres i øvre del av minstevannføringsstrekningen. En slik høl med gode standplasser for voksen laks og storørret kan etableres ved utsprengninger, slik at både overflateareal og dyp gir de beste oppholdsstedene for laks og storørret på minstevannføringsstrekningen. Trappedesignet kan gjerne være tradisjonell kulpetrapp som er tilpasset laks og storørret. Det antas at strømsvake arter i liten grad vil benytte denne oppvandringsveien forbi kraftverket, og fallgradienten kan derfor være tilpasset laksefisk. Fisketrappas vanninntak bør plasseres et godt stykke ovenfor flomluka, slik at tilbakefall over luka reduseres. Driftsperiode bør dekke hele perioden fra april til november. Et annet tiltak vil være å etablere en dyp og rolig hvilekulp i trappas øvre deler for å gi utmattet fisk muligheter for hvile før de fortsetter videre oppvandring i elvesystemet. Det anbefales at det etableres en miljøbasert minstevannføring på den regulerte strekningen. Dette er viktig for å gi opp- og nedvandringsmuligheter for fisk til en hver tid, samtidig som det vil forhindre tørreleggingsepisoder. Det antas også at denne strekningen vil få betydning som gyte- og oppvekststrekning for laks og ørret, og at livsbetingelsene derfor bør sikres. Utformingen av detaljene i et slikt reglement bør gjøres av fagpersonell innen fiskebiologi.

Fisketrappa ved turbinutløpet

Fiskeinngangene til denne trappa bør utgjøres av at galleri av fiskeinnganger som dekker både strømmende vann og dype og rolige bakvannssoner. Det må påregnes en del tilrettelegginger for å skape varierte hydrauliske forhold ved hver fiskeinngang.

Trappas design bør om mulig være



Figur 6. Prinsipp-skisse som viser foreslått plassering av to nye fisketrapper (røde linjer), fiskeavledere (gule linjer) og nedstrømpassasjer ved Forshult kraftstasjon (grønn linje).

naturlig passasjekanal, alternativt en vertikalspaltet type med lav fallgradient. Vanninntaket (der hvor oppvandrende fisk forlater fisketrappa etter passasje) bør helst ikke plasseres i nærheten av turbininntaket. Alternative planløsninger kan være å koble denne fisketrappa på en av de to foreslåtte

trappekanalene fra minstevannføringsstrekningen, eller et trasévalg gjennom driftsbygningene. En annen mulighet er å plassere fisketrappa på motsatt side, men dette må i så fall utredes videre av fagpersonell. Det anbefales at fisketrappa konstrueres for en vannføring på om lag 1 m³/s, og muligheter

for ekstra attraksjonsvannføring ved hver fiskeinngang. Denne fisketrappa bør være operativ i oppvandringsseksjonene for alle mållartene. Det anslås at fisketrappene i minste vannføringsstrekningen kan oppnå en funksjonalitet opp mot 50 % for mållartene under forutsetning av at det etableres et funksjonelt minste vannføringsreglement. Fiske-trappa ved turbinutslaget forventes å få en noe høyere effektivitet. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene
Nedvandrende fisk passerer nært inntil flomluka i inntakskanalen før den ankommer inntaksbassenget til turbinene ved Forshult kraftverk. Slik situasjonen er pr. 2014 er det ingen alternative nedvandringsveier for fisk hvis den ikke slipper seg ut gjennom denne flomluka. Dette representerer en ugunstig nedvandrings situasjon for fisk ettersom fisk som står foran varegrinda ikke kan oppdage vannoverløp i flomluka. Den innfalne vannstrømmen treffer perpendikulært på varegrinda, og representerer derfor en stor fare for turbinpassasje for fisk som kan passere gjennom spalteåpningene.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene
Det anbefales derfor at det etableres en skråstilt fiskeavleder på tvers av kanalen på oversiden av flomluka (Figur 6). Denne bør ha et finmasket og dyptstikkende gitter som leder fisk mot flomluka. Avlederen bør stikke så dypt som mulig ned i vannet og forankres i bunnen. Tilsvarende avleder bør også etableres på skrå foran turbininntaket, og må sees i sammenheng med nedvandringspassasje inntil varegrinda (Figur 6). I tillegg bør det etableres instruks for slipp av miljøbasert vannføring gjennom flomluka, slik at fiskeavlederen leder fisk mot overløp av spillvann. Det bør slippes vann over flomluka hele året. Noe fisk vil likevel passere denne avlede-

ren og samle seg opp foran turbininntaket. Det anbefales derfor at varegrinda skiftes ut og erstattes med ei finmasket varegrind med lysåpninger på 15 mm. Dette vil være ei fysisk sperre for all nedvandrende fisk.

To alternative nedvandringsløp for fisk bør etableres for å gi videre passasjemuligheter for fisk som samles foran varegrinda. Vanninntaket til denne nedvandringsveien bør plasseres så nært varegrinda som mulig. Det anbefales etablering av to luker og tilhørende vannveier for nedvandrende fisk på hver side av varegrinda (Figur 6). Disse vannveiene bør lede fisken ned til undervannsnivået eller til minste vannføringsstrekningen.

En instruks for slipp av miljøbasert vannføring gjennom alle luker og på den regulerte elvestrekningen er viktig både for å sikre opp- og nedvandringsveier, samt gyting og oppvekstområder. Fagpersonell bør foreta nærmere vurderinger av vannføringer og variasjoner gjennom året.

Det forventes at de skisserte tiltakene vil kunne gi svært gode forhold for nedvandring av alle mållarter, og med oppfølgende tiltak med henblikk på kalibrering av vannslipp anslås det som mulig å oppnå 90 % effektivitet på passasjeløsningene.

Krakerud kraftverk

Beskrivelse av kraftverket

Krakerud kraftstasjon ble opprinnelig bygd i 1921, og ombygging ble ferdigstilt i 198. Kraftverket eies av Fortum. Verket utnytter et fall på 11,5 m. Det er installert to like store Kaplan-turbiner som til sammen har en slukevne på 210 m³/s. Spillvann dreneres gjennom fler flomluker og ei tømmerluke. Tømmerluka har ikke vært åpnet siden tømmerfløtingen opphørte like etter byggingen av kraftverket. Figur 7 viser en oversikt over kraftverket og tilhørende vannveier.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Driftsvannføringen fra turbinutløpet er atskilt fra flomløpene fra damseksjonen

i form av bergeknauser. Oppvandrende fisk vil derfor fordele seg i disse to elveløpene nedenfor anlegget. Den viktigste oppvandringsveien vil være opp mot turbinutløpet ettersom det meste av vannføringen til enhver tid kommer fra turbinene. I perioder hvor totalvannføringen overskrider kraftverkets slukevne vil fortrinnsvis laks og storørret vandre opp i strykene nedenfor damseksjonen, mens et større artsspekter vil samle seg ved turbinutløpet. Som følge av bergeknausene i mellom disse to vannløpene vil fiskenes søkeatferd antakeligvis være litt begrensende. Veksling av standplasser i søkefasen vil tilsi nedstrøms forflytninger, og det antas at det vil begrense fiskens søkeatferd i den første tiden etter ankomst til området. Av den grunn anbefales etablering av fisketrapper som betjener fisk som samler seg i begge disse hovedvannveiene nedenfor kraftverket.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Fisketrapper ved turbininntaket

Det anbefales etablering av to ulike typer fisketrapper ved turbinutløpet; ei kulpetrapp og ei vertikal-spaltet trapp som gir oppvandringsmulighet for et bredere artsspekter. Det bør helst vurderes om mulighetene er til stede for naturlig fiskepassasje. Fiskeinngangene bør plasseres nært hverandre slik at inngangen til laksetrappa ligger i overgangen mellom turbinutløpet og det rolige bakvannet som formes av fjellformasjonene. Vertikal-spalte trappas inngang bør ligge lengre inn i den rolige bakvannssonen som er et egnet oppholdssted for strømsvake arter (Figur 7).

Vanninntakene (fiskeutgangen) til disse trappene må plasseres på selve damanlegget. Dette er ugunstig som følge av faren for tilbakefall av fisk som har passert fisketrappene. Det anbefales derfor å etablere hvilekommer for fisk i øvre del av fisketrappene for å unngå at fisk er utmattet etter passasje av trappene.

Funksjonaliteten til fisketrappene



Figur 7. Prinsipp-skisse som viser foreslått plassering av to fisketrapper og en nedstrøms passasje (røde linjer) og fiskeavleder (gul linje) ved Krakeruds kraftverk.

ved turbinutslaget kan bli opp mot 80 % dersom de bygges slik det skisseres ovenfor. I tillegg må det påregnes kalibrerende tiltak for å optimalisere funksjonaliteten. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Fisketrapp ved flomlukene

På motsatt side av turbininntaket ligger flomlukene. Ved optimal lukemanøvrering dannes en bakvannssone og en godt egnet høl for både laksefisk og til dels strømsvakere arter. Her bør det etableres ei kulpetrapp med flere fiskeinnganger fordelt i lengderetningen av denne hølen (Figur 11). I tillegg til selve trappevannføringen bør det legges til rette for ekstra attraksjonsvann, slik at valg av antall innganger og vannføringer kan varieres etter nærmere angitte instruksjoner. Det anbefales også at elveleiene nedstrøms flomlukene utbedres slik at de dypeste områdene blir lokalisert ved fiskeinngangene.

Funksjonaliteten til denne fisketrappa er svært vanskelig å anslå, men det anses som mulig å oppnå god funksjonalitet. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Nedvandrende fisk som følger hovedstrømmen mot turbininntakene vil samle seg opp i en forsenkning i damanlegget, og dette er en ugunstig situasjon. Det antas at særlig smolt vil ha begrensede søk etter alternative nedvandringsveier, og vil derfor i liten grad søke mot flomlukene. Utgytt voksen laks og storørret vil antakelig utføre et noe videre søk etter alternative nedvandringsveier. Vannstrømmen faller perpendikulært inn på varegrinda, og dette tilsier at passasje gjennom spalteåpningene vil skje dersom det er fysisk mulig for fisk.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene

Det anbefales å sette opp en fiskeavleder på skrå i forkant av det innfelte turbininntaket (Figur 7). Denne bør stå skråstilt slik at fisk ledes mot flomlukene i damseksjonen. Avlederen bør bestå av finmasket gitter som stikker noen meter ned i vannmassene, og avlederen bør også forankres i elvebunnen. Forankringspunktene bør fastsettes etter en nærmere befarung. En viss andel fisk vil passere under avlederen og fortsette ned mot turbininntaket.

Tømmerluka bør settes i funksjon og få høyeste prioritet når det slippes overskuddsvann forbi kraftverket. Det bør pålegges regulanten å slippe vann gjennom tømmerluka hele året, og spesielt innenfor vandringsseksjonene til målartene. Det foreligger også gode muligheter for å slippe overflatevann gjennom andre luker i dammen.

Varegrinda bør skiftes ut og erstattes med ei finmasket grind med 15 mm spalteåpninger. Dette vil hindre all fisk som passerer fiskeavlederen fra turbinpassasje.

En eller to alternative nedvandringsveier bør derfor også etableres med vanninntak på hver side av varegrindene (plasseringen av den ene er vist i Figur 7). Disse fiskepassasjene bør slippe såpass mye overflatevann at fisk som samler seg i forsenkningen som utgjøres av turbininntaket.

Nedvandringsforholdene ved dette kraftverket er relativt kompliserte, og det anslås en effektivitet i området 50-90 % dersom tilrådingene følges opp med forsøk med slipp av ulike vannføringer gjennom nye fiskeveier ved turbininntaket og tømmerluka.

Skoga kraftstasjon

Beskrivelse av kraftverket

Skoga kraftverk har en fallhøyde på 11 m og utnyttes av to Kaplan-turbiner (15 MW) som produserer om lag 80 GWh i året. Turbininntaket ligger på dammens østre side, og flomlukene ligger fra midtre del og over mot vestsiden av elva. Overflatevann kan slippes gjennom

tømmerluka midt på dammen og ei luke som ligger inntil turbininntaket. Figur 8 viser et oversiktsbilde av Skoga kraftstasjon og vannveiene forbi kraftverket.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Oppstrøms vandrende fisk vil i stor grad trekkes mot turbinutløpet på østsiden av damanlegget. Dette skyldes at driftsvannføringen i de fleste tilfeller er vesentlig større en forbitappingen gjennom flomlukene langs damseksjonen. Det vurderes slik at laks og storørret vil samle seg foran turbinutløpet mens de søker etter oppvandringsmuligheter forbi kraftverket. Ved slipp av overskuddsvann gjennom de andre lukene antas det at laks og storørret vil utvide søket sitt og oppsøke disse vannveiene også. Strømsvake arter vil samle seg i områder med roligere vann, og både forekomsten og beliggenheten til disse områdene vil variere over tid som følge av lukemanøvreringen ved damseksjonen.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Fisketrapp ved tunellutløpet

Det foreslås etablering av ei fisketrapp som betjener fisk som samler seg ved turbininntaket og den nedstrøms strømmen som går langs østre elvebredd (Figur 8). Det bør etableres et galleri av 3-4 fiskeinnganger som dekker både selve turbinutløpet og den østre elvebredden, slik at både strømsterke og strømsvake partier dekkes. Det må påregnes noen tiltak som skaper roligere vannstrøm i form av utgraving av vikar i elvebredden og utlegging av stor blokkstein i nærheten av fiskeinngangene. Det bør også legges til rette for ekstra attraksjonsvannføring til de enkelte fiskeinngangene, og både vannmengde og styring til de enkelte fiskeinngangene bør være justerbare.

Dersom det legges til rette for oppvandring av flere arter i denne trappa bør det også benyttes en naturlig kanal, eller en vertikalspaltet trappe-type med lavest mulig fallgradient. Ei fiskefelle for manuell kontroll av all fisk bør etableres i midtre deler



Figur 8. Prinsipp-skisse som viser forslag til plassering av to fisketrapper (røde linjer) og fiskeavleder (gul linje) ved Skoga kraftstasjon.

av trappepassasjen, og fiskeutgangen (vanninntaket) bør plasseres et stykke ovenfor turbininntaket for å unngå at utmattet fisk trekkes mot varegrindene.

Fisketrapp på vestsiden av damseksjonen

Det foreslås ei tilsvarende fisketrapp på vestsiden av damseksjonen (Figur 8). Fiskeinngangene bør i hovedsak betjener fisk som oppsøker roligere partier i elva. For å sikre best mulig funksjonalitet til denne trappa bør det etableres rutiner for lukemanøvrering. Det vurderes slik at den vestre luka, eventuelt de to vestre lukene, ikke bør benyttes så lenge overskuddsvannet kan slippes gjennom de øvrige lukene langs midtseksjonen

av dammen. Dette vil sikre et roligere parti på vestsiden, og fiskeinngangene vil bli enklere å oppdage for strømsvake arter. Det antas også at denne trappa vil kunne gi god effektivitet for laks og storørret. Ei manuell fiskefelle bør installeres på egnet sted for å gi mulighet for kontroll av forbipasserende arter.

For å redusere faren for at utmattet fisk følger strømmen og slipper seg over ei flomluke etter passasje av fiske-trappa er det viktig at fiskeutgangen (vanninntaket) plasseres et godt stykke ovenfor dammen. Vanninntaket bør derfor legges i en utgravd vik i terrenget ovenfor dammen, slik at fisk kan hvile i dette området før de fortsetter videre oppvandring i vassdraget. Dette vil også



Figur 9. Prinsippskisse som viser forslag til plassering av to oppstrøms fiskepassasjer (rød og blå stiplet linje) og fiskeavleder (gul linje) ved Edsforsen kraftverk.

bidra til en lengre trappekanal og lavest mulig fallgradient.

Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elveniøye og andre arter i de foreslåtte fisketrappene.

Beskrivelse av nedvandrerforholdene

Nedvandrende fisk vil i stor grad trekkes mot turbininntakene på østsiden av anlegget, og dette representerer en stor fare for all fisk ved at de kan bli trukket inn gjennom turbinene. Ved store flommer vil fisk kunne trekkes mot de øvrige vannveiene som slipper betydelige mengder med overskuddsvann.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandrerforholdene

For å styre det meste av fisken unna selve turbininntaket anbefales det etablering av en fiskeavleder på skrå foran

turbininntaket (Figur 8). Det nedre forankringspunktet bør være på østsiden av turbininntaket, og det øvre punktet i østre elvebredd ovenfor turbininntaket. Denne skråstilte og finmaskede avlederen bør stikke noen meter ned i vannmassene og forankres til bunnen. Hensikten er å avlede en betydelig andel av nedvandrende fisk slik at de i størst mulig grad presenteres for de to overflatelukene som allerede er etablert i damseksjonen.

Fisk som likevel passerer denne avlederen vil trekkes inn mot varegrindene. Disse bør derfor skiftes ut og erstattes med finmaskede varegrinder med lysåpninger på 15 mm. Dette vil hindre turbinpassasje for all fisk, og det antas at en betydelig andel av de ulike artene og livsstadiene av fisk som samles foran turbinene vil etter hvert søke mot overflatelukene.

Et reglement for miljøbasert vannføring og lukemanøvrering synes å være viktig for å optimalisere nedvandrerforholdene. Det bør til enhver

tid slippes overflatevann gjennom ei av lukene, og helst luka som ligger nærmest turbininntaket. I tillegg bør overflatelukene engasjeres ved økende flom, og at mest mulig overskuddsvann bør slippes så nært turbininntaket som mulig. Det vurderes som mulig å oppnå minst 90 % passasjeeffektivitet.

Edsforsens kraftverk

Beskrivelse av kraftverket

Edsforsen kraftverk (Figur 9) har to nye Kaplanturbiner ned 12 MW ytelse og en årsproduksjon på 49 GWh. Kraftverket utnytter en fallhøyde som varierer mellom 6 og 9 m, og reguleringsamplituden i inntaksbassenget er derfor 3 m. Den samlede slukevnen er 190 m³/s. Damseksjonen inneholder 6 flomluker med en avledningskapasitet på 773 og 1119 m³/s ved henholdsvis laveste (LRV) og høyeste vannstand (HRV) i inntaksbassenget. Ved turbininntaket er det ei luke som tapper overflatevann ned til turbinutløpet, og denne har en kapasitet på 10 og 29 m³/s ved henholdsvis LRV og HRV.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Oppvandrende laks og storørret antas å vandre opp i kanalen fra turbinutløpet og helt opp til tunellens utløp. Fisk som samler seg i denne kanalen vil i liten grad kunne søke seg over mot damseksjonen som følge av bergformasjonene som skiller turbinutløpet fra flomvannet som periodevis slippes gjennom lukene i damseksjonen. Denne kanalen er derfor godt egnet som utgangspunkt for ei fisketrapp fordi oppvandrende fisk vil samles i dette smale elveløpet.

I flomperioder vil fisk også søke opp mot vannet som slippes gjennom lukene i dammen. Ettersom dette elveavsnittet er fysisk atskilt fra tunellutløpet, og at fisk må forflytte seg nedstrøms for å oppsøke tunellutløpet, er det grunn til å tro at fisk som trekkes over til damseksjonen i liten grad vil oppsøke tunellutløpet. Det bør derfor etableres ei fisketrapp som betjener fisk som samler seg under lukene under og etter

flomsituasjoner. Dette vil redusere forsinkelser i oppvandringen.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Fisketrapper ved tunellutløpet

Fra tunellutløpet renner driftsvannet gjennom en smal kanal. Fisk som oppholder seg i denne kanalen vil derfor komme i nær kontakt med fiskeinngangene, og det synes derfor å være tilstrekkelig ei fisketrapp på hver side av kanalen (Figur 9). Det foreslås flere fiskeinnganger ved hver trapp som betjener ulike oppholdssteder for fisk. Den øverste inngangen til hver trapp bør være helt øverst ved selve utløpet, mens den andre bør være noen meter lengre nedstrøms i et roligere parti. Det må påregnes noen tilrettelegginger i form av utsprengninger i bergene for å skape gunstige oppholdssteder for fisk ved fiskeinngangene. Det bør også legges til rette for attraksjonsvann av varierende mengde ved hver fiskeinngang.

Forholdene ligger til rette for å etablere en semi-naturlig kanal for fiskevandring på land-siden av turbinutløpet (Figur 8). Terrenget tilsier at det kan graves ut en 350 m lang bekke-lignende kanal med 2 % stigning forbi kraftverket. Dette vil gi meget gode vandringsforhold både for laksefisk og andre arter. Det bør vurderes om det skal lages ei manuell fiskefelle for å ha kontroll med hvilke arter som passerer denne fisketrappa.

På dam-siden av turbinutløpet foreslås ei vertikalspaltet trapp med litt brattere stigning og fiskeutgang (vanninntak) i selve dammen (Figur 9). Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Fisketrapp under damseksjonen

Det anbefales derfor en naturlig fiskepassasje eller ei fisketrapp på motsatt side av elva (Figur 10) slik at fisk som samler seg under damlukene får en oppvandringsmulighet. Trappas fiskeinng-



Figur 10. Prinsipp-skisse som viser forslag til plassering av den tredje fisketrappa nedenfor flomluke 6 ved Edsforsen kraftverk. Flomlukenes nummerering er indikert med gul skrift.

anger bør plasseres langs elvebredden på motsatt side av turbinutløpet (nedenfor flomluke 6), eller alternativt på halvøyas ytre del nedenfor flomlukene 1 og 2. Vannføringsforholdene og turbulensen i denne delen av elva vil uansett variere sterkt med vannføringen som slippes gjennom flomlukene, og det anbefales derfor tre fiskeinnganger som betjener deler av elva som gir varierte standplasser ved ulike vannføringer. Det bør legges til rette for attraksjonsvannføring og variert bruk av fiskeinnganger. Ei manuell fiskefelle bør også her bygges for å sikre manuell kontroll av all oppvandrende fisk. Trappas hovedfunksjon antas å være å gi passasjemuligheter for strømsvake arter, og det bør derfor være en naturlig kanal eller ei vertikalspaltet trapp. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Det henvises til egen rapport om «Åtgärdsförslag för förbättrad nedströmspassage vid Edsforsen kraftstasjon i Klarälven».

Höljes kraftverk

Beskrivelse av kraftverket

Höljes kraftstasjon (Figur 11) er ombygd i flere faser. Den 200 m brede og 68 m høye steinfyllingsdammen medførte at Höljessjön (18 km²) ble etablert, og dette medførte en neddemming av viktige gyte- og oppvekstområder for laks og storørret. Reguleringsamplituden på sjøen er 34 m. Turbininntaket er plassert om lag 50 m ovenfor dammen, og her føres driftsvannet inn gjennom to inntak og videre nedover trykksjakter til to like store Francisturbiner (samlet effekt 130 MW) med en samlet slukevne på 167 m³/s. fallhøyden i kraftverket er 88 m, og den årlige kraftproduksjonen er på 530 GWh. Driftsvannet føres

tilbake til Klarälven gjennom en tunell, og den regulerte minstevannføringsstrekningen er om lag 6 km lang. Sideelva Höljån tilfører en varierende vannføring til den nedre delen av minstevannføringsstrekningen.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Oppvandringsforholdene for laks og storørret mot Höljes vurderes som problematiske fordi drifts- og overskuddsvannføringen fordeler seg på to helt separate vannveier. Driftsvannet kommer ut fra tunellutløpet og føres videre gjennom en 1300 m lang kanal ned til samløpet med minstevannføringsstrekningen, som for øvrig er tørrlagt i største delen av året. Oppvandrende laks og storørret vil derfor i hovedsak søke opp i kanalen til tunellutløpet, mens en mindre andel vil søke opp i minstevannføringsstrekningen i perioder med vannslipp gjennom flomlukene.

Fisk som vandrer opp til tunellutløpet vil sannsynligvis tilbringe mye tid ved selve utløpet, og kanalen er såpass lang at det antas at fisken i liten grad søker seg ut av denne i de første ukene etter ankomst. Vandringsmulighetene er imidlertid alltid til stede ettersom det til enhver tid kjøres vann gjennom kraftverket, og det er atferdsmessige forhold som er årsaken til at fisken vil opprettholde posisjonen ved tunellutløpet.

Fisk som vandrer opp i minstevannføringsstrekningen kan, når det slippes vann forbi kraftverket, komme helt opp mot damfoten. I perioder med rikelig vannføring vil fisken etter alt å dømme oppholde seg i de dype kulpene i øvre deler av strekningen for å søke etter videre oppvandringsveier. Variasjoner i vannføringen på denne strekningen kan være forhindrende for opp- og nedvandring av laks og storørret, og tørrlagging vil være et særlig stort problem.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Det anbefales bygging av to ulike typer fisketrapper for å betjene hver av de beskrevne vannveiene for oppvand-



Figur 11. Oversikt over Höljes kraftverk og tilhørende vannveier. Forslag til plassering av fiskepassasje fra tunellutløpet og over til regulert elvestrekning nedenfor samløpet med Höljån (rød linje og fiskeheis ved damfoten (gul pil)).

rende laks og storørret. Prinsippet for begge trappene er å betjene laks og storørret som har vandret helt opp til vandringshinderet i de respektive elveleiene/kanalene. Videre settes det som en forutsetning at det etableres et reglement for miljøbasert vannføring på minstevannføringsstrekningen som legger til rette for naturlig reproduksjon og opp- og nedstrøms vandring hos laks, ørret og harr.

Fisketrapp ved tunellutløpet

Det anbefales at det etableres ei fisketrapp som gir vandringsmuligheter for fisk fra tunellutløpet og over til den regulerte minstevannføringsstrekningen (Figur 11). Alternativt kan det etableres ei elektrisk fiskesperre som hindrer

vandring inn mot tunellutløpet. Der som det bygges fisketrapp bør vanninntaket legges til den regulerte strekningen nedstrøms samløpet med Höljån. En viktig forutsetning for at denne skal fungere best mulig er at det settes opp et gitter med lysåpninger på 3-4 cm i selve tunellutløpet. Dette vil forhindre voksen laks og storørret fra å svømme inn i avløpstunellen, og dermed tvinges all fisk til å oppholde seg utenfor tunellutløpet til enhver tid.

Fiskeinngangene bør plasseres i umiddelbar nærhet av selve tunellutløpet, og det bør lages to fiskeinnganger med tilhørende muligheter for attraksjonsvannføring. Valg av eksakt trasé for fisketrappa bør gjøres etter nærmere befaringer av området.



Figur 12. Oversikt over Lutufallet kraftverk og tilhørende vannveier. Røde piler angir fiskeinngangene til fisketrappa som samles i et felles løp i øvre del.

Fisketrappas design har mindre betydning i dette tilfellet ettersom det kun er aktuelt med oppvandring av laks og storørret. Det er ikke nødvendig med ei fiskefelle for manuell kontroll av fisk. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Fiskeheis eller oppsamlingsfelle ved damfoten

Det anbefales at det bygges en fiskeheis og/eller et oppsamlingsanlegg for oppvandrende laks og storørret ved foten av damanlegget (Figur 11). Det bør utredes nærmere om en fiskeheis kan benyttes for hele damhøyden på 68 m, eller om det må benyttes andre metoder for å få fisken opp til Höljessjön. En kombinert løsning vurderes i denne omgang som en god løsning ettersom både fangst, opptransport og utsetting kan gjøres uten manuell håndtering av den enkelte fisk.

Fiskeheiser fungerer ved at fisk stimuleres til å svømme inn i ei fiskefelle utstyrt med en v-formet «kalv» på innsiden av fella. Selve fella er et bur som tillater mye vanngjennomstrømming, og hvor bunnen er vanntett for

å holde et vannvolum til fisken under oppløftingen. Det må lages et stengesystem nederst i heissjakten slik at fisk ikke svømmer inn og blir klemt når den tomme fiskefella heises ned igjen til fangstposisjon. I øvre del av heissjakten må det legges til rette for tømning av fisk enten til en tankbil eller direkte ut i innsjøen på oversiden av damkrona.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Höljessjön er et oppdemt magasin med gjedde abbor og andre predatorer som kan jage smolt på nedvandring gjennom magasinet. Forholdene for nedvandring gjennom magasinet er derfor vurdert til å være helt uegnet, og det må påregnes betydelige tap av smolt fra begge arter. Predasjon i Höljessjön antas å påføre langt større dødelighet på smolt enn turbinpassasje. I tillegg må nedvandrende smolt som overlever predasjon, samt returvandrende vinterstøing, passere to Francisturbiner etter et 80 m høyt fall. Samlet sett vurderes slik at passasje av smolt og vinterstøing gjennom Höljessjön og turbinene påfører bestandene såpass stor dødelighet at det ikke er mulig å etablere et funksjonelt vandringsmønster uten mer omfattende tiltak.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene

Det anses derfor som helt nødvendig å etablere et rørsystem som frakter smolt og vinterstøing av laks og storørret forbi Höljessjön og turbinene. Vann- og fiskeinntaket for dette rørsystemet bør være ved Lutufallet kraftverk (se neste kapittel for nærmere beskrivelse). Utløpet av rørsystemet bør være i de dypere kulpene i øvre del av minstevannføringsstrekningen. Det antas at forekomsten av rovfisk er begrenset i denne elveseksjonen, og at særlig smolt vil ha fordeler av dette. Denne løsningen forutsetter imidlertid at det til en hver tid slippes en tilstrekkelig mengde miljøvann som sikrer gode nedvandringsforhold på hele minstevannføringsstrekningen.

Utløpet av rørsystemet bør tilrettelegges slik at fisk ikke utsettes for store påkjenninger ved utspylingen fra rør til elvevannet. Dette innebærer tiltak som begrenser vannhastigheten ut fra rørene, lav fallhøyde og en spredning av utløpsvannføringen slik at det ikke dannes en «jetstråle» som penetrerer dypt ned i resipientkulpen.

Lutufallet kraftverk

Beskrivelse av kraftverket

Lutufallet kraftverk (Figur 12) ligger i Trysilelva på norsk side av riksgrensen. Fallhøyden er 14 m, og dette utnyttes med 1 Kaplan-turbin (15 MW) med slukevne på 125 m³/s. Den gjennomsnittlige årsproduksjonen er 68 GWh. Turbininntaket er lokalisert på østsiden av elva og driftsvannet føres tilbake til elva like nedenfor kraftverket. Driftsvannet ledes deretter gjennom en kunstig kanal ned til samløpet med den regulerte elvestrekningen. Damseksjonen består av to flomluker. Nærmest turbininntaket ligger en 16 m bred sektorluke (radialluke) som slipper overflatevann. Denne luka ble tidligere brukt til tømmerfløting. Sektorluka ligger midt på dammen og slipper bunnvann fra elvemagasinet. På vestre side av dammen er det faste flomløp som settes i funksjon ved høy vannstand i elvemagasinet. To fisketrapper med fiskeinnganger

nedendor damseksjonen og tunellutslaget er bygd og i drift. Den samlede flomavledningsevnen ved Lutufallet kraftverk er om lag 1000 m³/s.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Trysilelva nedenfor Lutufallet munner ut i Höljessjön, og elveleiet pregles av moderate stryk og roligere partier. Det antas at det er etablert betydelige vandringsmønstre for flere av disse artene, men Lutufallet kraftstasjon og tilhørende fisketrapp antas å favorisere kun de strømsvake artene som ørret og harr. Det foreligger ingen opplysninger om fiskevandring gjennom fisketrappa.

Oppvandrende fisk vil i stor grad trekkes mot tunellutløpet som ligger innerst i en kunstig kanal. Denne vannveien gir høyest vannføring i det meste av tiden, og det antas at dette er den mest attraktive oppvandringsruten for fisk. Strømforholdene er lite krevende ved full drift i kraftverket, og det forventes at også strømsvake arter samler seg i denne kanalen. Det er relativt gode standplasser for flere fiskearter i området nedstrøms tunellutløpet. I perioder med vannslipp gjennom flomlukene vil det også vandre fisk opp mot damseksjonen ved kraftverket. Denne minste vannføringsstrekningen har betydelig mer fall enn kanalen fra tunellutløpet, og det forventes at det i stor grad vil være ørret og harr som benytter denne vandringsveien. Det antas at fordelingen av arter på denne strekningen er vannføringsavhengig, og at de enkelte artenes evne til å oppholde seg i utgangsposisjon ved fiskeinngangen i stor grad avhenger av lukemanøvreringen. Vannslipp over sektorluka vurderes som negativt for fisketrappas funksjonalitet fordi vannstrømmen fra luka forringer oppholdsstedene for fisk ved inngangen til trappa, og det støpte utspringet er for lite til å opprettholde gode standplasser for strømsvake arter ved høye vannføringer.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet

Fisketrapp ved tunellutløpet

Denne fisketrappa er ei kulpetrapp som munner ut på relativt gunstig sted i

kanalen nedstrøms tunellutløpet. For å betjene et bredt spekter av målarter bør hele fisketrappa bygges om til en vertikalspaltet trapp. Slik situasjonen er i dag vil undervannstanden variere en del gjennom året, og spesielt ved høy vannstand vil attraksjonen fra vannstrømmen bli betydelig dempet som følge av trappevangene som ligger under vannflata ved høy vannstand. Det anbefales derfor at det legges til rette for ekstra attraksjonsvann ved utløpet til fisketrappa. Dette bør være justerbart med hensyn til vannmengde. I tillegg anbefales fysiske tiltak ved fiskeinngangen for å skape mer variasjon i oppholdsplasser for flere målarter. Det bør også vurderes nærmere om det er behov for flere fiskeinnganger som dekker et større område av kanalen.

Fisketrappa ved damseksjonen

Fiskeinngangen er lokalisert på et relativt gunstig steg med tilrettelegginger for å skape et roligere oppholdssted ved høye vannføringer. Vannslipp gjennom sektorluka i oppvandringsseksjonene vil virke negativt inn på de strømsvake artene, og det kan med fordel slippes flomvann gjennom bunnluka i perioder med oppvandring av fisk.

Som følge av betydelig turbulens ved fiskeinngangen bør det legges til rette for slipp av variable mengder attraksjonsvann som markerer fiskeinngangen bedre. Nærmere vurderinger av de hydrauliske forholdene, og design av løsninger for attraksjonsvann (inkludert minste vannføring på den regulerede strekningen) bør gjennomføres før tiltakene iverksettes.

Felles for begge fisketrappene er at de bør bygges om til vertikalspaltede kulper i de bratte seksjonene, mens de flater seksjonene kan beholdes som kulpetrapp og kanaler. Ettersom begge trappeløpene går sammen til ett løp i øvre del bør det også foretas beregninger for utvidelse av vannføringen. Trappas vanninntak bør kunne gi tilstrekkelig vann til de to nedre trappeløpene.

Dersom det legges svært stor vekt

på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Det er meget gode forutsetninger for å skape gode forhold for nedvandring av fisk forbi Lutufallet kraftstasjon. Turbininntaket er beskyttet av en buetformet betongkonstruksjon som har til hensikt å lede tømmer og annet flytende materiale vekk fra turbininntaket og over til sektorluka som slipper overflatevann. Bueformen er optimal til både avledning av flytende trevirke og nedvandrende fisk. Ved å etablere et tilstrekkelig finmasket gitter under denne betongbuen vil all nedvandrende fisk med tilnærmet 100 % effektivitet bli ledet direkte mot sektorluka.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene

Den eksisterende betongbuen utgjør et tilnærmet perfekt utgangspunkt for å bedre nedvandringsforholdene forbi Lutufallet kraftverk, og bør benyttes som rammeverk til å installere finmaskede grunder helt ned til bunnen for å lede all nedvandrende fisk mot sektorluka. Det bør utredes hvilke fysiske tiltak og tilrettelegginger som skal til for å etablere et system for installasjon av finmaskede gitter under betongbuen, men det antas at det er teknisk mulig ved relativt enkle tiltak. Lysåpningen på gitteret bør være 15 mm.

Sektorluka bør derfor til en hver tid slippe overflatevann, og dette bør sikres gjennom et manøvreringsreglement for lukemanøvrering som hensyntar de ulike artenes vandringsperioder og artsspesifikke krav for lukepassasje. Det foreslås en fiskeavleder som leder nedvandrende fisk mot sektorluka.

Forholdene ligger godt til rette for å etablere effektive nedvandringsveier for fisk, og det vurderes som realistisk å oppnå minst 90 % effektivitet dersom tiltakene gjennomføres på best mulig måte.

Sagnfossen kraftverk

Beskrivelse av kraftverket

Sagnfossen kraftverk (Figur 13) er det øverst beliggende elvekraftverket i hovedvassdraget. Fallhøyde er 9,5 m, og utnyttes av 1 Kaplanturbin (6,2 MW) som gir en årlig kraftproduksjon på 32 GWh.

Turbininntaket er nedfelt i damanlegget på vestsiden, og sammen med den nært beliggende tømmerluke (15 m bred dypløpsluke av typen Obermeyer) utgjør disse vannveiene de nederste konstruksjonene på overvannssiden av anlegget. I tillegg er det laget to overfallsløp med henholdsvis 41 og 55 m bredde mot østsiden av damanlegget. Dette er overløpsluker bestående av lemmer av stål som heves og senkes 1,5 m ved hjelp av oppblåsbare gummibelger på nedsiden. Den samlede flomavledningskapasiteten ved kraftverket er 850 m³/s.

Beskrivelse av oppvandringsforholdene

Oppvandrende fisk vil fordele seg i de to hovedløpene fra turbinutløpet og flomlukene. Det antas at det meste av fisken vil vandre opp i den kunstige kanalen som er utgravd på nedsiden av turbinutløpet. Mesteparten av vannføringen vil kjøres gjennom kraftverket i størstedelen av oppvandringsperiodene for vandrende fiskearter. Det er bygget ei fisketrapp som har fiskeinngangen plassert på oppstrøms side av driftsvannutslaget. Dette vurderes som svært ugunstig ettersom det innebærer at all fisk må passere et turbulent område for å komme frem til fiskeinngangen. Den nedre del av fisketrappa er av Denil-type med stålvanger i trappekanalen, og går deretter over til en semi-naturlig bekk kanal med stor stein og betongterskler med overfallsløp. Plasseringen av fiskeinngangen og Denilseksjonen vurderes som ugunstig for å sikre oppvandring av både strømssterke og strømsvake fiskearter.

På den regulerte minstevannføringsstrekningen nedenfor flomlukene er det naturlige elveleiet preget av stor stein med typiske oppholdssteder som er tilpasset strømssterke arter. Ved lav



Figur 13. Prinsipp-skisse over Sagnfossen kraftverk og tilhørende vannveier. Forslag til plassering av to nedvandringsspassasjer ved turbininntaket er vist med gule linjer, Forslag til ekstra fiskeinngang til fisketrappa ved turbinutslaget er markert med rød pil, mens den gamle kulpetrappa er markert med grønn pil. Se tekst for nærmere forklaringer.

vannføring vil antakeligvis også strømsvake arter kunne vandre opp gjennom denne stekningen. Ved dammens østre hjørne er det ei kulpetrapp som gir oppvandringsmulighet for fisk som kommer opp til dette punktet. Det er også utført noen tilrettelegginger i elveleiet i form av utgravinger og strømledere av betong som forbedrer fiskens muligheter til å vandre opp til fiskeinngangen. Det vurderes å være relativt gode vandringsforhold og oppholdssteder for laksefisk dersom det slippes tilstrekkelig vannføring på det regulerte elveleiet,

men det synes å være relativt begrensede oppholdssteder ved fiskeinngangene.

Forslag til tiltak for å bedre fisketrappenes funksjonalitet *Fisketrappa ved turbinutslaget*

Det anbefales at det etableres en ny fiskeinngang på vestsiden nedenfor turbininnslaget (Figur 13). Dette kan gjøres enkelt ved å etablere en ny slynge med den semi-naturlige bekk, og dermed etablere en ny fiskeinngang nedstrøms den mest turbulente sonen fra turbinutslaget. Fiskeinngangen bør

gjøres så fleksibel som mulig, og to eller tre fiskeinnganger som betjener ulike oppholdssteder for fisk antas å være nødvendig. Aktuelle tiltak som skaper variasjon i strømbildet ved fiskeinngangene er utgraving av skjermende viker langs bredden og utlegging av stor blokkstein.

Det bør også foretas en vurdering om fiskefella er plassert riktig i kulverten under tilkomstvegen til kraftverket. Det er spesielt selve innhoppet og kalvens utforming som bør utbedres. Den øvrige traséen for fiskepassasjen synes å være tilfredsstillende. Vanninntaket (fiskeutgangen) er optimalt utformet fordi fisk som har passert fiskepassasjen kan hvile i den utgravde kanalen mellom inntaksbassenget og selve vanninntaket. Det bør imidlertid vurderes om denne kanalen bør gjøres noe mer variert, og særlig med hensyn til skjulplasser for ulike størrelsesgrupper av mållartene.

Fisketrappa på østsiden av damkrona

Det er gjennomført hensiktsmessige tilrettelegginger for fiskeoppgang i elveleiet nedenfor denne fisketrappa, men det bør gjennomføres en ny befaringsundersøkelse om disse tiltakene må vedlikeholdes. Ved høye vannføringer vil bunnsubstratet bevege seg og dermed fylle igjen forsenkningene i elveleiet, som har til hensikt å samle vannstrømmen i et sammenhengende løp mellom fiskeinngangen og samløpet med tømmerluka.

Det anbefales at det etableres en minstevannføring som hensyntar både oppvandringsforholdene og oppholdssteder for laksefisk og andre arter på den regulerte elvestrekningen. Det bør legges til rette for å slippe denne miljøbaserte vannføringen gjennom en utvidet fisketrapp eller et eget lukesystem som er dimensjonert til formålet.

Et viktig tiltak som forbedrer fisketrappas funksjonalitet er å etablere en kulp foran fiskeinngangene. Denne kulpen bør lages såpass dyp og bred at mållartene gjerne oppholder seg i denne kulpen over tid. Fisketrappas vannføring bør kunne direkte ut i

denne kulpen. I tillegg bør den etableres slik at den er minst mulig påvirket i perioder med forbitapping. Dette gjøres ved at tømmerluka engasjeres først i flomperioder.

Ei fiskefelle bør etableres på egnet sted i fisketrappa. Dersom det ikke er fare for spredning av uønskede arter så kan manuell kontroll erstattes med andre overvåkningsmetoder som kan skille mellom artene og angi individstørrelse til fisk som passerer.

Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende tiltak, evalueringer og effektivitetsmålinger anses det som mulig å oppnå en passasjeeffektivitet på 94 % for laks og storørret, 90 % for elvenioye og andre arter.

Beskrivelse av nedvandringsforholdene

Utformingen av damanlegget ved Sagnfossen kraftverk er gunstig med hensyn til å skape gode nedvandringsforhold for fisk. Inntaksbassenget er mer preget av rennende vann enn et vannmagasin, og nedvandrende fisk vil derfor raskt komme helt ned til damanlegget. Den styrende effekten som et turbininntak vanligvis har på nedvandrende fisk antas å være noe mer begrenset ved Sagnfossen ettersom vannstanden i liten grad er hevet av reguleringen. Det vurderes derfor slik at en betydelig andel av fisken vil trekkes både mot flomlukene på østsiden og til turbininntaket på vestsiden av anlegget. Dammens utforming skråner inn mot turbininntaket, og innfallende vann blir derfor trukket langs damkrona og direkte mot turbininntaket i perioder uten forbitapping. Ved moderat vannføring over dammen vil tømmerluka trekke til seg betydelige mengder av den nedvandrende fisken. Ved større flommer vil det være gode nedvandringsforhold over alle tre flomlukene ved damanlegget.

Forslag til tiltak for å bedre nedvandringsforholdene

Selve turbininntaket er nedfelt i en egen kanal i dammens nedre hjørne på vestsiden (Figur 13). Den eksisterende

varegrinda bør erstattes med ei ny og finmasket rist med lysåpning på 15 mm. Dette vil gi et fysisk hinder for turbinpassasje hos alle størrelsesgrupper som normalt vandrer i elvesystemet. Fisk som kommer inn i inntakskanalen bør derfor gis nedvandringsmuligheter i form av to nye fiskepassasjer med innløp i vannoverflata i hvert hjørne av varegrinda. Vannføringen som slippes gjennom disse fiskepassasjene bør kunne ut ved de nye fiskeinngangene nedstrøms turbinutslaget slik at den oppfyller to formål; nedvandringsvei og attraksjonsvannføring. Forholdene ligger generelt godt til rette for å oppnå 90 % passasjeeffektivitet ved Sagnfossen dersom de nødvendige tiltakene gjennomføres.

VURDERING AV TOVEIS FISKEPASSASJER SOM TILTAK FOR Å REETABLERE BESTANDER AV VANDRENDE FISKEARTER FRA VÄNERN

De skisserte planløsningene for å sikre toveis fiskepassasje forbi 11 elvekraftverk mellom Vänerne og Trysil omfatter flere ulike tiltak. Effektene av disse tiltakene ved de enkelte kraftverkene er vanskelig å forutsi, men det er sannsynlig at de kan variere mellom 50 % og 80 % i etterkant av gjennomføringen av tiltakene. Dersom det legges svært stor vekt på oppfølgende studier og justeringer i henhold til nye resultater anses det som mulig å oppnå en oppstrøms passasjeeffektivitet på 94 %. Det understrekes imidlertid at dette vil innebære omfattende ressursbruk i form av justeringer av tiltak og oppfølgende studier av effektivitet etter hvert byggetrinn. Det anses derfor som helt nødvendig at tiltakene som eventuelt iverksettes innehar stor grad av fleksibilitet, slik at det åpnes for muligheter for å foreta nødvendige justeringer som optimaliserer effektiviteten. Videre må det påregnes en betydelig forskningsaktivitet både for å dokumentere grad av funksjonalitet for et bredt artsspekter, og som faglig grunnlag for å foreta justeringer av tiltakene. For tiltakene knyttet til oppvandring er det i første rekke valg av fiskeinnganger,

slipp av attraksjonsvann, vannføringer gjennom fisketrappene, funksjonalitetsstudier og grad av tilbakefall av fisk over flomluker som bør evalueres og justeres etter at tiltakene er gjennomført. Dette vil bidra til å redusere graden av forsinkelse ved hvert kraftverk og dermed også øke passasjeeffektiviteten. Forskningsmetodene vil i stor grad omfatte avansert telemetri.

Tiltakene for nedstrøms passasje av fisk forbi kraftverkene vurderes å kunne gi 90 % - 100 % effektivitet dersom det gjennomføres evalueringer og utbedringer i løpet av en tilsvarende tidsperiode. Det vil imidlertid innebære svært stor innsats både med hensyn til gjennomføring av tiltak og oppfølgende undersøkelser i etterkant.

Samlet sett vurderes det som uakseptabelt med opp- eller nedvandringfunksjonalitet som er lavere enn 90 %. En ren matematisk tilnærming med en antatt lik funksjonalitet på 90 % ved alle fisketrappene illustrerer problemet som oppstår. Dersom vi antar et årlig innsig av 1000 laks fra Vänern med gytedestinasjon i Trysilelva ovenfor Sagnfossen kraftverk vil kun 314 (31,4 %) av disse komme frem til gyteplassene. Dette vil innebære 68,6 % av denne årlige gytebestanden vil fordele seg på elvestrekninger mellom alle kraftverkene, hvorav de fleste av disse lokalitetene er uegnet til både gyting og reproduksjon. Tilsvarende regnestykke med 94 % passasje ved alle kraftverkene gir en tilnærmet halvering av gytebestanden etter 11 kraftverk, noe som kan aksepteres i følge svenske basiskriterier. Det må påregnes en viss grad av seleksjon på for eksempel kjønn, kroppsstørrelse og vandringstidspunkt, og dette kan gi uheldige konsekvenser i et bevaringsbiologisk perspektiv.

Men denne matematiske tilnærmingen er ikke tilstrekkelig for å illustrere det hele omfanget av problemene med de kumulative effektene av 11 fisketrapp. Det må påregnes en betydelig grad av forsinkelse når oppvandrende fisk skal passere de enkelte kraftverkene gjennom ei fisketrapp. Uten

tilstrekkelige tiltak må det påregnes en gjennomsnittlig forsinkelse på 1-4 uker for hvert kraftverk. Dette vil i så fall tilsvare en forsinkelse på 11-44 uker under oppvandringen til gyteområdene i Trysilelva. En forsinkelse på 11 uker vil bety at en laks som forlater Vänern og starter på gytevandringen i Klarälven den 1. juni vil passere det øverste kraftverket (Sagnfossen) i midten av august. Dette kan være akseptabelt, men det er realistisk at den akkumulerte forsinkelsen vil være av enda større omfang. Dersom forsinkelsen er 18 uker i dette eksempelet vil laksen ankomme gyteplassene på samme tid som gyteperioden starter i begynnelsen av oktober. Ettersom oppvandringen av laks varer over flere måneder (mai-oktober) hvert år vil det være helt uakseptabelt med forsinkelser i denne størrelsesorden som beskrevet. I følge de svenske basiskravene skal forsinkelsene være i størrelsesorden to dager ved hvert kraftverk. Det vurderes som mulig å oppnå dette dersom det legges tilstrekkelige ressurser i arbeidet.

Det er ikke mulig å vurdere hvor store forsinkelser som de naturlige fosser og stryk påførte oppvandringen av laks og andre arter før utbyggingen av vassdraget. Men det er grunn til å anta at det var knyttet visse problemer med oppvandringen forbi de største fossene, og at dette var en drivende faktor som selekterte for tidlig vandringsstart fra Vänern. Det er imidlertid sikkert at det var et velfungerende system med langtvandrende laks og storørret før etableringen av elvekraftverkene. Med nåværende forvaltningspraksis i regulerte vassdrag i Sverige og Norge synes det lite realistisk å restaurere oppvandringsforholdene på en slik måte at forsinkelser og seleksjon som følge av fisketrappene blir tilsvarende de naturlige forholdene i elvesystemet. Likevel anses det som teknisk mulig dersom det nedlegges tilstrekkelige ressurser til tiltak og evaluering.

I en overgangsperiode vurderes det derfor som nødvendig med biltransport forbi kraftverkene frem til det blir

gjennomført adekvate tiltak for å reetablere konnektiviteten for vandrende fiskearter i elvesystemet. Neddriving av utvalgte kraftverk vil kunne forenkle og fremskynde måloppnåelsen betraktelig.

Det vurderes å være vesentlig enklere å legge til rette for tilfredsstillende nedvandringsforhold for smolt og voksen fisk av laks og storørret. Nøkkelfaktorene i denne sammenheng er finmaskede varegrinder som hindrer turbinpassasje, avgivelse av tilstrekkelig vann gjennom eksisterende overflateluker (is- og tømmerluker), samt optimal plassering av nye nedvandringsveier i nærheten av turbininntaket.

Det konkluderes derfor med at de skisserte vandringsløsningene for toveis passasje av flere fiskearter forbi kraftverkene i seg selv ikke er tilstrekkelig for å reetablere gode vandringsforbindelser mellom Vänern og de respektive gyte- og oppvekstområdene for laks og langtvandrende ørret. Det kreves særdeles stor grad av oppfølging i etterkant. Det er i særlig grad tiltakene som skal sikre tilfredsstillende oppvandring av laks og storørret forbi hvert enkelt av de 11 kraftverkene som er flaskehalsen, og det anbefales derfor alternative løsninger på kort sikt for reetablering av vandringsystemene. Det anbefales at denne transporten fases ut dersom det lykkes å etablere fiskepassasjer som har tilstrekkelig høy effektivitet.

ALTERNATIVE LØSNINGER FOR Å SIKRE TOVEIS PASSASJE AV FISK FORBI KRAFTVERKENE

Generelle vurderinger

Opp- og nedtransport av fisk i ulike livsstadier med kjøretøyer og passive ledesystemer er en internasjonalt anerkjent metode for å unngå problemer som er forbundet med fiskens egen evne til vellykket passasje av flere kunstige vandringshindringer. Selv om det er en del problemer knyttet til denne metoden, som f.eks. stress, uforutsette hendelser under transport og «fall-backs» over nedstrøms beliggende kraftverk, vurderes dette som den beste midlertidige løsningen. Tankbiler og

rørledninger er de mest anvendte metodene, og for fiskeartene som vandrer mellom Vänern og gyteelva synes det på kort sikt å være helt nødvendig. Det bemerkes imidlertid at det så raskt som mulig bør etableres toveis fiskepassasjer ved hvert enkelt kraftverk for å forbedre forbindelsen mellom vitale habitater for alle elvelevende fiskebestander med kortere eller lengre vandringer. I forhold til EUs Vannrammedirektiv er alle artene i prinsippet likestilt, og de økologiske forholdene er langt i fra tilfredsstillende slik tilstanden er i dag.

Opptransport av gytevandrende laks og storørret kan gjennomføres ved at fisk fanges i fiskefella ved Forshaga kraftstasjon og transporteres videre til utvalgte destinasjoner oppover i vassdraget etter registrering (Figur 14). Det forutsettes imidlertid at gytedestinasjonen for all fisk er kjent gjennom individmerking i løpet av ungfiskperioden.

De vitale habitatene for laks og storørret er godt kartlagt for hovedelva og tilløpselvene og –bekkene på svensk side av elvesystemet. På norsk side av grensen er det i første rekke historiske kilder og vurderinger omkring Trysil-elvas betydning som gyte- og oppvekstlokalitet for laks som er avklart. Nyere undersøkelser har også vist at Trysil-elva er et viktig og godt egnet habitat for reproduksjon av både laks og storørret fra Vänern. Det er også beregnet et gytebestandsmål for reproduksjonsstrekningene (se eget kapittel). For de andre artene er kunnskapsgrunnlaget spinklere. For laks og storørret er det derfor et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å utarbeide en modell for fordeling av antall gytefisk av laks og storørret på de respektive strekningene.

Men både laks og ørret har en betydelig grad av «homing», som betyr at den som gytemoden fisk i stor grad søker tilbake til den elvestrekningen som den selv ble klekket og/eller tilbrakte oppvekstårene frem til smoltifisering. Dette representerer en betydelig utfordring ettersom feilplassert laks og ørret kan søke seg tilbake til opprinnelsen med varierende hell. Denne søkefasen

kan imidlertid bety at noen vil vandre nedstrøms etter transport og utsetting fra tankbil, og dermed passere kraftverk. Dette vil kreve at tiltakene for opp- og nedvandring blir gjennomført, og må derfor løses på en mer effektiv måte.

For å sikre at opptransportert gytefisk slippes ut i nærheten av opprinnelsesstedet (klekking og oppvekst) anbefales enkel og automatisert individmerking av både smolt og voksen fisk etter nærmere angitte instruksjoner. Rutiner og utvalg av fisk til merking bør utarbeides når tiltakene er ferdig utredet. Metodikken vurderes likevel å bidra betydelig til å transportere gytevandrende laks og storørret til sine respektive destinasjoner, noe som vurderes som svært viktig i dette tilfellet.

Tiltak for å sikre ålens vandringer

Ålen finnes i hele elvesystemet, og det gjennomføres utsettinger av ål. Det er derfor viktig å legge til rette for ålens vandringer ved alle kraftverkene som er omtalt i denne rapporten. Ålen er katadrom, noe som innebærer at den gyter i saltvann og vokser opp i ferskvann. Den er kjent for å gjennomføre trans-Atlantiske vandringer på flere tusen kilometer mellom Sargassohavet og Europeiske elver. Vandringsmønsteret kan beskrives ved at unge individer vandrer fra gyteområder i marine miljøer og søker langt opp i elver, bekker og innsjøer. I munningen av store vassdrag vil derfor store mengder av glassål/ålefaringer (1,5 år gamle individer på 7-8 cm og 0,3 gram) starte oppvandringen til oppvekstområdene. Etter 6-25 år i ferskvann (Pethon 1998; Porcher 2002) vandrer de voksne blankålene ut av elvesystemene og ut i det marine miljø for å gyte.

Elvekraftverk utgjør betydelige problemer for opp- og nedstrøms vandringer av ål. For å sikre oppvandring av ål er det viktig å ta hensyn til glassålens/ålefaringenes begrensede svømmekapasitet. Det er vanlig å bygge såkalte ålerenner, som består av smale renner som er utstyrt med rekker av børster som gjør at glassålen/ålefaringene kan kravle seg oppgjennom renna. Slike

spesiallagde ålerenner krever svært liten vannføring sammenlignet med tradisjonelle fisketrapper. Glassålen har ingen evne til å hoppe eller svømme opp i fallende vannstråler mellom kulpetrapper.

Oppvandrende glassål har betydelige problemer med å passere vannkanaler bestående av laminære strømminger. Forsøk har vist at de kan svømme sammenhengende kun 2-3 m i kanaler med vannhastighet på 0,3 m/s. Maksimal svømmehastighet over kortere distanser er 0,6 – 1,1 m/s (Blaxter & Dickson 1959; McLeavey 1980). I følge anekdotiske fortellinger kan ålen passere hindringer ved å klatre på fuktige overflater og i terrenget, men disse egenskapene er i realiteten svært begrensede. I beste fall vil disse egenskapene medføre at enkelte individer kan passere f.eks. kraftverksdemninger uten tilrettelagte vandringsveier.

Oppstrøms passasje gjennom naturlige fiskepassasjer vil kunne gi tilfredsstillende vilkår for oppvandrende glassål dersom tilrettelegginger prioriteres høyt. Vertikalspaltede fisketrapper kan fungere bra dersom det gjøres noen ekstra tilrettelegginger. Glassålen benytter strømsvake soner langs bunnen av fisketrappene, og dette kan enkelt etableres ved å skape heterogenitet i bunnssubstratet. Et annet velfungerende tiltak er å montere piassava-børster langs bunnen ved de vanskeligste passasjepunktene, slik at glassålene kan kravle i tillegg til å svømme. Slike tilpasninger vil også favorisere oppstrøms passasje av bekke- og elvenioye, og det er gjort gode erfaringer med dette i Sverige (Laine et al. 1998).

Nedvandringen av voksen blankål skjer om natten, og de følger gjerne elvas hovedstrøm. Dette medfører at de, i likhet med andre fiskearter, trekkes mot turbininntakene. Kroppslengden til blankålene gjør at dødeligheten ved passasje av kaplanturbiner er relativt høy sammenlignet med andre fiskearter. Det pågår for tiden flere undersøkelser over ålens nedstrøms passasje av elvekraftverk, og det er oppnådd relativt gode resultater med å etablere

neddykkede fiskepassasjer i nærheten av turbininntakene.

Det anbefales etablering av spesialkonstruerte fiskepassasjer for oppstrøms vandrende glassål ved hvert enkelt kraftverk. En rekke ulike konstruksjoner er benyttet (Rigaud et al. 1988), og alle har til felles at de utnytter glassålenes evne til å kravle seg fremover ved hjelp av egnet bunnsubstrat gjennom ramper, kanaler eller rør. Kravet til vannføring i slike passasjer er begrenset til noen få l/s. Egnet substrat kan i tillegg til piassava-børster være grus, småstein, greiner, strå eller flettverk av ulike materialer. Generelt er det slik at glassålene har økende kroppsstørrelse desto lenger opp i vassdraget de kommer, og dette bør hensyntas ved utformingen av bunnstrukturen i ålepassasjer (se bl.a. Porcher 2002 for nærmere beskrivelser).

For å sikre nedvandringen av voksen blankål bør det etableres finmaskede varegrinder i kombinasjon med neddykkede vannpassasjer i nærheten av turbininntaket. Det kreves en egen utredning for å spesifisere disse tiltakene mer detaljert.

Opptransport av gytefisk med tankbil

Fangst av oppvandrende fisk i fiske-trappa ved Forshaga kraftstasjon
Fisketrappene ved Forshaga kraftstasjon blir vesentlig forbedret i løpet av de kommende årene, og blir derfor godt egnet til å fange oppvandrende gytefisk av ulike arter. Ytterligere tiltak som for eksempel elektrisk fiskesperre, alternative fiskeinnganger og attraksjonsbasert luke-manøvrering anses likevel som nødvendig for å oppnå tilstrekkelig fangsteffektivitet for de aktuelle målartene.

Fisk som fanges for opptransport bør registreres og behandles etter nærmere instruks for de transporteres oppover i vassdraget med regelmessige intervaller. Forhold som vanntemperatur og fiskemengde bør influere på disse rutinene, og instruks for dette bør utarbeides.

Tilrettelegginger og rutiner for transport med tankbiler

Transport av fisk bør i prinsippet foregå hver dag med tankbiler som er spesialla-

get til formålet. Dette innebærer tilstrekkelig vannvolum, oksygentilførsel og tilrettelegginger for inn- og utlasting av fisk. Videre bør det lages et system som holder orden på de ulike individenes destinasjon ut i fra tidligere merkehistorikk. Umerket fisk bør settes ut etter en skjønnsmessig vurdering, og fortrinnsvis på elvestrekninger hvor det vurderes å være gode forekomster med egnede gyte- og oppvekstområder. Videre må det påregnes spesielle tilrettelegginger for utsetting av fisk ved de ulike destinasjonene. Dette omfatter blant annet etablering og vedlikehold av tilkomstveger fra hovedveien og innretninger på tankbilen som muliggjør skånsom utsetting av voksen fisk gjennom rør og/eller tapperenner som kobles på tankbilen. Det anbefales minst mulig grad av manuell håndtering av fisk som transporteres med tankbil.

Det bør etableres gode rutiner for all opptransport av fisk. Viktige parametre utover antall fisk som bør protokollføres er for eksempel; dato for transport, utsettingssted, art, kjønn, kroppslengde, opprinnelse, merkehistorikk og andre data som har verdi for overvåkingen av gytebestandene. Avvik og komplikasjoner som registreres på fisk, eller som oppstår under transporten bør også registreres.

Valg av destinasjoner for gytefisk

Valg av utsettingssted for laks og storørret bør i første rekke gjøres ut i fra merkehistorikk og vurderinger som er gjort ved beregningene av gytebestandsmål. Nye gyte- og oppvekstområder som eventuelt blir tilgjengelige som følge av nytt og forbedret minstevannføringsregime ved enkelte kraftverk bør inngå i disse vurderingene.

Merkehistorikken vil ikke gi informasjon om hvilken gyteplass som fisken stammer fra, men det gir informasjon om hvilken elvestrekning den kom fra da den ble merket for første gang. Som en hovedregel bør merket fisk settes på oversiden av den kraftstasjonen som den opprinnelig ble merket eller registrert ved første/forrige nedvandring.

Det er viktig at voksen gytefisk settes såpass langt oppstrøms et kraftverk som

mulig. Nedstrøms rettede vandringer kan forekomme enten som følge av stresspåvirkning som følge av håndtering og transport, eller mangel på tilfredsstillende standplasser i umiddelbar nærhet av utsettingsstedet. Det er derfor viktig å velge ut lokaliteter som vurderes som godt egnede standplasser for voksen fisk på dagtid. Typiske dagstandplasser er dype og rolige partier av elva. Det kan også forekomme oksygensvikt som følge av kutt i tilførselen, eller oppvarming av vannreservoaret i tankbilen under transport. Fisk som påvirkes av dette vil preges av slapphet og dermed stor fare for å drive passivt med strømmen nedstrøms utsettingsstedet. Det bør derfor etableres rutiner som forhindrer slike uheldige episoder.

Den viktigste destinasjonen for utsetting av laks og storørret vurderes å være Trysilelva oppstrøms Sagnfossen, samt tilløpselvene. De fleste individene bør derfor settes ut på egnet sted ovenfor dette kraftverket. Dernest har elvestrekningen mellom Edsforsen og Høljes, samt tilløpselvene, betydelige forekomster av bære gyte- og oppvekstområder for laks og ørret. En elvestrekning av mindre betydning for naturlig reproduksjon er strekningen mellom Lutufallet og Höljessjön. Selv om denne elvestrekningen kan produsere en viss mengde smolt så er det tvilsomt om de vil overleve en nedvandring gjennom Höljessjön og Höljes kraftverk. Oppsamling av smolt og utgytt laks og ørret ved Varåas utløp vil derfor kunne øke overlevelsen betydelig på denne strekningen. Likeledes er strekningene Munkfors - Deje og Skymnäs - Forshult, samt flere sidevassdrag av en viss betydning for naturlig reproduksjon av laksefisk. Figur 14 gir en oversikt over strekningene som omfattes av tankbiltransport av laks og storørret fra Forshaga og oppstrøms i vassdraget.

Nedtransport av smolt og utgytt fisk gjennom rørledninger eller med tankbil

Det anbefales bygging av rørledninger, eller alternativt transport med tankbil,

for nedtransport av smolt og utgytt fisk ved tre elvestrekninger. Den øverste strekningen er fra Lutufallet kraftverk og ned til Höljes dam. Den andre strekningen er Varåa, som også munner ut i Höljesdammen. Det er i særlig grad smolt som vil bli utsatt for stor predasjonsfare ettersom utbyggingen av Höljes kraftverk medførte en omfattende neddemming av en lang elvestrekning som tidligere var et velkjent gyte- og oppvekstområde for laks og ørret. Neddemmingen skapte Höljessjön, som har bestander av gjedde og abbor. Det vurderes slik at disse predatorerne, i tillegg til passasje av turbinene, vil desimere smoltutvandringen i betydelig grad. Det synes derfor å være et godt tiltak å bygge et ledningssystem av vannfylte rør, eller benytte tankbiler, til transport av både smolt og utgytt fisk fra et fantstanlegg på Lutufallet kraftverk og forbi Höljes dam. En eventuell rørgate bør munne ut på minstevannføringsstrekningen nedenfor Höljes dam, eller eventuelt i samløpsområdet mellom minstevannføringen og tunellutløpet. Dimensjonering og andre tekniske detaljer bør utredes av fagpersonell (se bilaga 1).

I tillegg anbefales tilsvarende løsninger for nedtransport fra inntaket til Edsforsen kraftverk og ned til under vannet ved Skymnäs kraftstasjon. En eventuell rørpasasjen vil transportere smolt og utgytt fisk forbi kraftverkene Edsforsen, Skoga, Krakerud, Forshult og Skymnäs. Figur 14 viser en prinsippskisse over strekninger som dekkes av disse rørgatene (alternativt tankbiltransport). Dimensjonering og andre tekniske detaljer utredes av fagpersonell (se bilaga 1).

Anbefalinger om rivning av kraftverk

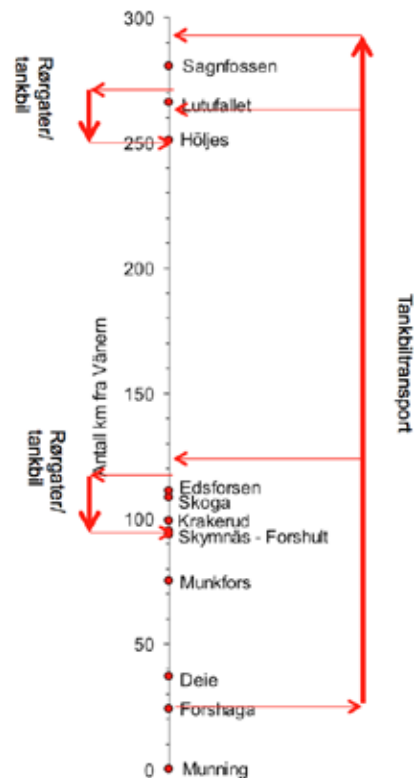
Kraftverkene Edsforsen, Skoga, Krakerud, Forshult og Skymnäs ligger fordelt på en elvestrekning på kun 19 km. Den samlede fallhøyden er 46,5 m. En stor andel av denne elvestrekningen ble derfor konvertert fra rennende vann med egnede områder for naturlig reproduksjon til neddemmede elvema-

gasiner. For å gjenskape egnede forhold for naturlig reproduksjon, fri vandring opp- og nedstrøms i vassdraget, samt sportsfisketurisme på strekninger med naturlig fall anbefales det at de 4 kraftverkene Skoga, Krakerud, Forshult og Skymnäs rives ned i sin helhet. For å opprettholde kraftproduksjon anbefales det videre at Edsforsen, og eventuelt Råda kraftverk i Uvån bygges om til slik at de utnytter hele fallhøyden på om lag 40 m. Dette kan oppnås ved å etablere kraftstasjon(er) med tilhørende turbiner på tilsvarende dyp nede i grunnen, og deretter lede driftsvannet tilbake til hovedelva gjennom en avløpstunell som munner ut på om lag samme sted som tunellutløpet fra Skymnäs kraftstasjon ligger i dag. Dersom disse kraftverkene rives kan også transportsystemene med tankbiler og rørgater raskere erstattes med tilstrekkelig effektive opp- og nedstrøms passasjer ved hvert enkelt kraftverk i Klarälva og Trysilälva.

Rivning av disse kraftverkene vil også kunne gjenskape en betydelig del av reproduksjonsarealet for laks og storørret. Imidlertid vil dette bli en minstevannføringsstrekning med vesentlig redusert vannføring sammenlignet med situasjonen før kraftverkene ble etablert. Det bør derfor etableres et tilstrekkelig regime for slipp av minstevannføring som sikrer en betydelig naturlig reproduksjon av laksefisk. Nærmere beregninger av både kraftproduksjon og minstevannføringskrav i denne sammenheng bør gjennomføres av fagpersonell (se bilaga 2).

HOVEDKONKLUSJONER Oppvanding

- Kombinasjonen av bygging av minst to fleksible og helst naturlige fiskepassasjer/-trapper med lav fallgradient ved hvert enkelt kraftverk og slipp av attraksjonsvann gjennom flomluker og fiskepassasjer vil kunne gi tilstrekkelig passasjeeffektivitet dersom det brukes tilstrekkelige ressurser på tiltak og evalueringer.
- Funksjonelle fisketrapper er likevel av stor betydning for andre fiskearter og



Figur 14. Prinsippskisse over hovedvassdraget med de enkelte kraftverkene. De foreslåtte transportstrekningene med tankbil og rørgater er vist med tykke røde piler. De tynne røde pilene viser fangst- og utsettingslokaliteter.

øvrige akvatiske fauna i elvesystemet, og tiltak som sikrer konnektiviteten gjennom fiskepassasjer vurderes som nødvendige for på sikt å kunne oppnå et godt økologisk status/potensial i Klarälven og Trysilälva.

- Det anbefales på kort sikt at all oppvandrende laks og storørret fra Vänern fanges ved Forshaga kraftverk og transporteres oppstrøms med tankbil. Fra fangstanlegget ved Forshaga transporteres fisk oppover til nærmere bestemte destinasjoner i tråd med instruksjoner som sikrer størst mulig grad av «homing» for laks og storørret. Instruksene bør også omfatte all behandling og datainnsamling.
- På lang sikt vil rivning av kraftverkene Skoga, Krakerud, Forshult og Skymnäs i forbindelse med utvidelse av Edsforsen og eventuelt Råda

kraftverk være fordelaktig for å kunne gjenopprette fri vandring, øke arealet for naturlig reproduksjon og legge til rette for sportsfiske etter laks på strekninger med naturlig fall.

- Det anbefales spesielle tilrettelegginger for glassålens oppvandring ved alle fiskepassasjene. I tillegg anbefales spesialkonstruerte åletrapper ved hvert kraftverk.

Nedvandring

- Kombinasjonen av installering av varegrinder med lysåpninger på 15 mm foran alle turbininntakene, etablering av reglement for vannslipp gjennom is- og tømmerluker, ombygging av utvalgte flomluker, transport av fisk gjennom rørgater forbi Høljesdammen og kraftverksklyngen Edsforsen-Skymnäs, samt etablering av nye vannveier for nedvandring av fisk vil kunne gi en tilfredsstillende nedstrøms passasjeeffektivitet på anslagsvis 90 % - 100 % for laks og storørret fra Vänern.
- For å sikre tilfredsstillende nedstrøms fiskepassasje for ungfisk/smolt og utgytt laks og storørret fra Trysilelva anbefales det at kraftverkene Sagnfossen, Lutufallet og Edsforsen utrustes med effektive fangstanlegg med direkte forbindelse til trygge vannveier for å unngå installasjoner og elvestrekninger som påfører dødelighet hos nedvandrende fisk.
- Alle kraftverk bør ha nedvandringsveier som til enhver tid slipper vann, og nedvandringseffektiviteten bør være minst 90 % for alle målarter.
- Ved Sagnfossen bør det etableres fangstanlegg i forbindelse med to nedvandringsveier ved turbininntaket. Ei finmasket varegrind vil hindre turbinpassasje, men dammens konstruksjon er slik at det bør etableres nedvandringsveier fra inntaket og ned til undervannet.
- Ved Lutufallet kraftverk bør det bygges et effektivt fangstanlegg for nedvandrende fisk i forbindelse med tømmerluka. I tilknytning til dette fangstanlegget bør det bygges rørgate for videre trans-

port av fisk til nedstrøms Høljes dam.

- Sikring av nedstrøms fiskepassasje ved Edsforsen krever tilsvarende fangstanlegg i tilknytning til tømmerluka (se delrapport «Åtgärder vid Edsforsens kraftverk»). Videre nedtransport av fisk kan sikres med rørgate forbi kraftverkene Skoga, Krakerud, Forshult og Skymnäs. Dette krever tilrettelegging for nedstrøms passasje for fisk ved de nederste kraftverkene Munkfors, Deje og Forshaga.
- Som et alternativ anbefales rivning av følgende fire kraftverk; Skoga, Krakerud, Skymnäs og Forshult. Miljøgevinsten ved dette tiltaket er først og fremst en betydelig økning av arealer for naturlig reproduksjon av laks og ørret. En viktig forutsetning er at det etableres et tilstrekkelig minste-vannføringsreglement som sikrer gode forhold for gyting, oppvekst, overvintring og vandring på denne elvestrekningen. Dette alternativet medfører også at behovet for rørgate på denne strekningen bortfaller.
- Neddykkede passasjer for voksen blankål bør etableres i nærheten av de varegrindene ved hvert enkelt kraftverk. Det er behov for egen fagutredning om tiltak for å sikre ålevandringene.

LITTERATUR

- Aarestrup, K. & Koed, A. 2003.* Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 169-176.
- Aarestrup, K., Lucas, M.C. & Hansen, J.A. 2003.* Efficiency of a nature-like bypass channel for sea-trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT-telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 160-168.
- Ahmad, M., Ali, C.M. & Ahmad, S. 1962.* Designing of fish ladders. West Pakistan irrigation Research Institute, Lahore. Technical report no. 362/HYD/1962, 26 sider.
- Aitken, P.L., Dickerson, L.H., Menzies, W.J.M. 1966. Fish passes and screens at water works. *Proc. Inst. Civ. Eng.* 35; 29-57.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007.* Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582; 5-15.
- ASCE 1995.* Fish passage and protection. I: Guidelines for design of intakes for hydroelectric plants. American Society of Civil Engineers, New York, side 469-499.
- Bell, M.C. & Delacy, A.C. 1972.* A compendium of the survival of fish passing through spillways and conduits. *Fish. Eng. Res. Prog. U.S. Army Corps of Eng., North Pacific Div., Portland, Oregon*, 121 sider.
- Bendall, B., Moore, A. & Quayle, V. 2005.* The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 67; 809-822.
- Baras, E., Lambert, H. & philippart, J.C. 1994.* A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migration through a fish pass in the canalized River Meuse, Belgium. *Aquatic Living Resources* 7; 181-189.
- Barret, J. & Mallen-Cooper, M. 2006.* The Murray River's 'Sea to Hume Dam' fish passage program: progress to date and lessons learned. *Ecological Management and Restoration* 7; 173-183.
- Bernacsek, G.M. 1984.* Dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. CIFA Technical Paper 11, side 98.
- Bok, A.H. 1990.* The current status of fishways in South Africa and lessons to be learnt. *Proceedings of a Workshop on the Rationale and Procedures for the evaluation of the necessity for fishways*

in South African rivers. Pretoria, March 1990, side 87-99.

Cada, G.F. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26 (97); 14-23.

Calles, E.O. & Greenberg, L.A. 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of Freshwater Fish* 16; 183-190.

Calles, O., Karlsson, S., Hebrand, M. & Comoglio, C. 2012. Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering* 48; 30-37.

Calles, O., Olsson, I.C., Comoglio, C., Kemp, P., Blunden, L., Schmitz, M. & Greenberg, L. 2010. Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology* 55; 2167-2180.

Clay, C.H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Lewis Publisher, Boca Raton, Ann Harbor, London, Tokyo, 248 sider.

Coutant, C.C. & Whitney, R.R. 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines; a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129; 351-380.

Degerman, E. 2001. Fiskvägen i Svartån, Örebro. Manuskript, 6 sider.

DeLachenade, S. 1931. Le saumon dans les Gaves et les échelles à poissons. (The salmon of the Gave Rivers and the fish passes). *Bulletin Francaise de Pisciculture* 4; 97-102.

Eberstaller, J., Hinterhofer, M. & Parasiewicz, P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. I: (Red.: Jungwirth,

M., Schmutz, S. & Weiss, S.). *Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, side 363-383.

Gebler, R.-J. 1998. Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S.). *Migration and fish bypasses*. Cambridge: Fishing News Book, side 363-383.

Gosset, C., Travade, F., Durif, F., Rives, J., Elie, P. 2005. Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. *River Research and Applications* 21; 1095-1105.

Greenberg, L., Calles, O., Andersson, J. & Engqvist, T. 2012. Effect of trash divers and overhead cover on downstream migrating brown trout smolts. *Ecological Engineering* 48; 25-29.

Gross, M.R., Coleman, R.M. & McDowall, R.M. 1988. Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science* 239; 1291-1293.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 1993. Partial migrations: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3; 348-365.

Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1991. Energetic cost of spawning in male and female Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology* 39; 1-6.

Jowett, I.G. 1987. Fish passage, control devices and spawning channels. I: (Red.: Henriques, P.R.). *Aquatic Biology and hydroelectric Power Development in New Zealand*. Auckland: Oxford University Press, side 138-155.

Jungwirth, M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. *Regulated Rivers; Research and Management* 12; 483-492.

Katopodis, C. 1981. Considerations in the design of fishways for freshwater species. *Proceedings of the 5th Canadian Hydrotechnical Conference*, Fredericton, New Brunswick, side 857-878.

Khan, H. 1940. Fish ladders in Punjab. *Journal of the Bombay Natural History Society* 41; 551-562.

Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson, B. & Jonsson, N., O'Connell, M.F., Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* L.: a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 1-59.

Knaepkens, G., Baekelandt, K. & Eens, M. 2005. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch, (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish* 15; 20-29.

Kock Johansen, Ø. 2010. Energi. Livets fundament og sivilisasjonens grunnlag. Kagge Forlag AS, 272 sider.

Kraabøl, M. 2012. Reproductive and migratory challenges inflicted on migrant brown trout (*Salmo trutta* L.) in a heavily modified river. *Doctoral theses at NTNU* 2012-136.

Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V. & Museth, J. 2008. Emigration patterns among trout, *Salmo trutta* (L.) kelts and smolts through spillways in a hydroelectric dam. *Fisheries Management and Ecology* 15; 417-423.

Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J. & Sandlund, O.T. 2009. Conserving iteroparous fish stocks in regulated rivers: the need for a broader perspective! *Fisheries Management and Ecology* 16; 337-340.

Laine, A., Jokivirta, T. & Katapodis, C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *S. trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway

efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology* 9; 65-77.

Larinier, M. 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S.). *Migration and fish bypasses*. Cambridge: Fishing News Book, side 127-145.

Larinier, M. & Travade, F. 1999. The development and evaluation of downstream bypass for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. I: Odeh, M. (Red.). *Fish Passage Technology*. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Larinier & Travade 2002. Downstream migration: problems and facilities. I: Larinier, M. Travade, F. & Porcher, J.P. (Red.). *Bull. Fr. Peche Piscic.* 364

Larinier, M., Travade, F. & Porcher, J.P. 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. *Bulletin Francais Pêche Pisciculture* 364; 208 sider.

Lien, L. 1978. The energy budget of brown trout population of the Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1; 197-203.

Lucas, M.C. & Baras, E. 2001. Migration of freshwater fishes. Malden, MA: Blackwell Science.

Lucas, M.C., Mercer, T., Armstrong, J.D., McGinty, S. & Rycroft, P. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research* 44; 183-191.

Mader, H., Unfer, G. & Schmutz, S. 1998. The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). *Migration and fish bypasses*. Oxford: Fishing News Book, side 384-402.

Mallen-Cooper, M. 1989. Fish passage in the Murray-Darling Basin. I: (Red.: Lawrence, B.). *Proceedings of the workshop on native fish management – Canberra 16.-17- June 1988*. Canberra: Murray-Darling Basin Commission, side 123-136.

Mallen-Cooper, M. 1994. Swimming ability of adult golden perch, *Macquaria ambigua* (Percichthyidae), and adult silver perch, *Bidyanus bidyanus* (Teraponidae), in an experimental vertical-slot fishway. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45; 191-198.

Mallen-Cooper, M. 1999. Developing fishways for nonsalmonid fishes: a case study from the Murray River in Australia. I: (Red.: Odeh, M.). *Innovations in Fish Passage Technology*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, side 173-195.

Mallen-Cooper & Brand 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology* 14; 319-332.

Mallen-Cooper, M. & Harris, J.H. 1990. Fishways in mainland south-eastern Australia. I: (Red.: Komura, S.). *Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Japan: Publications Committee of the International Symposium on Fishways '90*, side 221-229.

Montèn, F. 1985. Fish and turbines: Fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Statens Vattenfallsverk, Stockholm.

Nemenyi, P. 1941. An annotated bibliography of fishways. *University of Iowa Studies in Engineering Bulletin* 23, 64 sider.

Northcote, T.G. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. I: Gerking, S.D. (Red.). *Ecology of Freshwater Fish Production*. Blackwell

Science, Oxford, side 326-359.

Odeh, M. & Orvis, C. 1998. Downstream fish passage design considerations and developments at hydroelectric projects in the North-East USA. I: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (Red.). *Fish Migration and Fish Bypasses*. Fishing News Book, side 267-280.

Pethon, P. 1998. Aschehougs store fiskebok .H. Aschehoug & Co, 4. utgave, 447 sider.

Petts, G.E. 1984. Impounded Rivers – Perspectives for Ecological Management. London: John Wiley and Sons, 285 sider.

Pholprasith, S. 1995. Fishways in Thailand. I: (Red.: Komura, S.). *Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Gifu, Japa: Publications Committee of the International Symposium on Fishways '90*, 355-362.

Prignon, C., Micha, J. & Gillet, A. 1998. Biological and environmental characteristics of fish passage at the Tailfer dam on the Meuse River, Belgium. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). *Migration and fish bypasses*. Oxford: Fishing News Book, side 69-84.

Quirós, R. 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: latin America. *COPESCAL Technical Paper no. 5* 8FAO: Rome), 41 sider.

Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in flow regulated rivers. PhD-thesis, SLU, Umeå.

Ruggles, C.P. & Murray, D.G. 1983. A review of fish response to spillways. *Freshwater and Anadromous Division, Resource Branch Department of Fisheries and Oceans, Halifax, Nova Scotia. Can. Tech. Rep. of Fisheries and Aquatic Sci.* 1172, 30 sider.

Schwalme, K., Mackay, W.C. & Lindner, D. 1985. Suitability of vertical slot and Denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fishes. *Marine Fisheries Reviews* 47; 1815-1822.

Sheer & Steel 2006; Slatik, E. & Basham, L.R. 1985. The effect of Denil fishway length on passage of some nonsalmonid fishes. *Marine Fisheries* 47; 83-85.

Stuart, I.G. & Mallen-Cooper, M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/sub-tropical river. *Regulated Rivers; Research & Management* 15; 575-590.

Videler, J. 1993. Fish swimming. Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series 10, 260 sider.

Wilson, J.W., Giorgi, A.E. & Stuehrenberg, L.C. 1991. A method for estimating spill effectiveness for passing juvenile salmon and its application at Lower Granite Dam on the Snake River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48; 1872-1876.

Wolter, C. & Arlinghaus, R. 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13; 63-89.



Bilaga 1 till Tiltak for å reetablere toveis konnektivitet for vandrende fiskearter forbi 11 elvekraftverk i Klarälven i Sverige og Trysilleva i Norge.

Utredning Klarälven - pipeline för fisk

Huvudförfattare: Johan Lind*, Axel Emanuelsson* & Johan Östberg*

Denna sammanfattning: Pär Gustafsson** & Mikael Hedenskog**

*Norconsult AB, **Länsstyrelsen i Värmlands län

INLEDNING

I Klarälven saknas passager för nedströmsvandrande smolt och uletek fisk (kelt). Tidigare studier visar på omfattande dödlighet bland dessa fiskar. Det föreligger således ett stort behov av att öka överlevnaden för nedströmsvandrande fisk i Klarälven. En möjlighet är att bygga pipeline för smolt och kelt förbi ett eller flera kraftverk. I denna studie studeras tekniska förutsättningar för att göra detta dels från Lutufallets kraftverk förbi Höljesdammen och dels från Edsforsens kraftverk förbi Skymnäs kraftverk.

- Rapporten omfattar följande delområden:
- Insamling/avledning av fisk
- Översiktlig beskrivning av utförande
- Produktionspåverkan
- Kostnadsuppskattning

I rapporten visas översiktligt hur pipeline kan placeras på de två sträckorna, vilket vattenflöde som behövs och hur det påverkar produktionen i kraftverken som passeras. Underlag har varit en topografisk modell över sträckorna som baseras på flygskannade höjddata, uppgifter om förutsättningar för att transportera fisk i pipelines, flödesdata för Klarälven och Trysilleva och produktionsdata för kraftverken på sträckan. Ingen detaljkonstruktion har gjorts utan studien har koncentrerats på att visa möjliga alternativ till placering av pipelines, vilka krav som ställs på systemet för att det skall fungera samt en kostnadsuppskattning och en bedömning av påverkan på kraftverken på sträckan.

LUTUFALLET - HÖLJES

Insamling och avledning av fisk

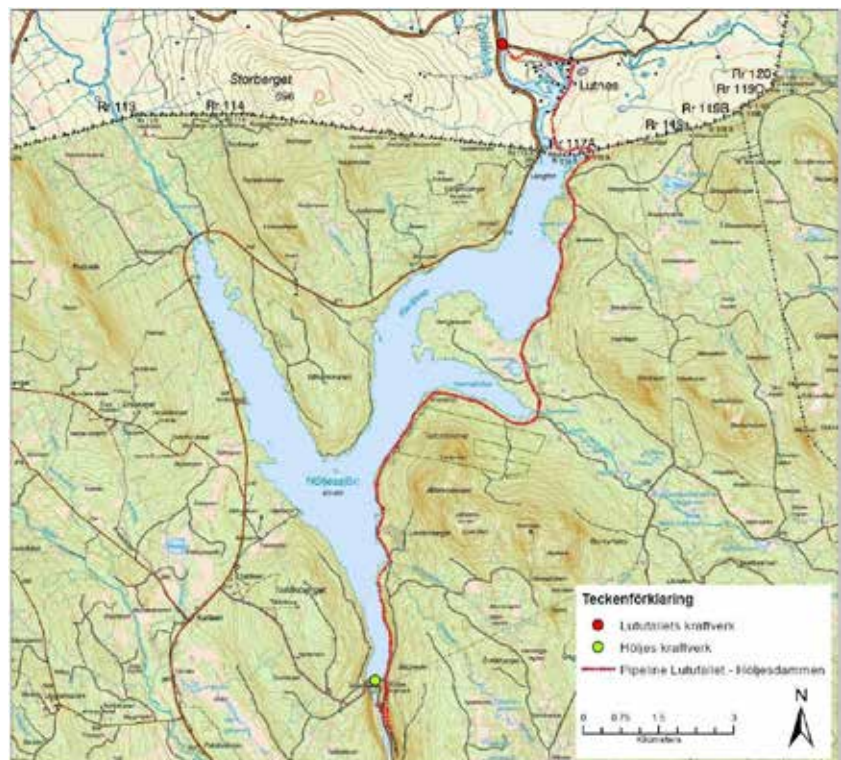
För att effektivt samla in fisk anläggs ett intagsgaller vid Lutufallets kraft-

verk. Utredningen har föreslagit ett s.k. betagaller (horisontellt liggande grindstål) med spaltvidden ca 15 mm. Betagaller har fördelen att de effektivt leder fisken mot flyktöppningen och har använts på flera håll i världen med gott resultat. (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Gallret monteras i 30 grader i förhållande till inströmningsriktningen framför intaget och förses med flyktöppning i nedströmsänden. Öppningen regleras av en vertikalledad klafflucka som placeras till höger om intaget. Från öppningen avleds flödet via en ränna till en betongsump där inlopp till pipeline sker. För att skapa ett vattenflöde som leder in fisken i flyktöppningen leds ett större vattenflöde genom öppningen/öppningarna än vad

som leds vidare av pipeline. Det vatten som inte leds in i pipeline silas av och pumpas tillbaka upp ca 1 m för att sedan kunna gå genom turbinerna i kraftverken och användas till kraftproduktion.

Pipeline

Topografen bjuder på stora utmaningar då fallhöjden mellan Lutufallets kriv och pipeline tillräckta utlopp i torråran nedströms Höljesdammen är ojämnt fördelad. Mellan Lutufallets dämmningsgräns och krönet på Höljesdammen är höjdskillnaden endast ca 7-8 m samtidigt som pipeline längs med stranden på Höljessjön uppgår till ca 19 km. På återstående sträcka från dammkrönet ned till utsläppspunkten, ca 500 m i



Figur 1. Översiktskarta över sträckning för pipeline från Lutufallets kraftverk till nedströms Höljes kraftverk.

plan, är höjdskillnaden ca 71 m. Den tillgängliga fallhöjden mellan Lutufallet och Höljesdammen är alltså mycket låg i förhållande till längden vilket försvårar vid utformningen.

För att inte äventyra dammsäkerheten förläggs pipelinen ovanpå dammkrönet istället för att gå igenom dammen även om detta innebär att höjdfördelningen på längs sträckan är ofördelaktig.

Möjlighet till förläggning av pipelinen på Höljessjöns botten har även utretts men bedöms som mycket svårt. Höljessjöns stora regleringsamplitud (34 m) tillsammans med tjock isbildning vintertid gör det komplicerat. Vidare har även möjligheten att förlägga pipelinen på botten under lägsta sänkningsgräns i sjön utretts. Även detta bedöms vara mycket svårt att genomföra.

Utformning

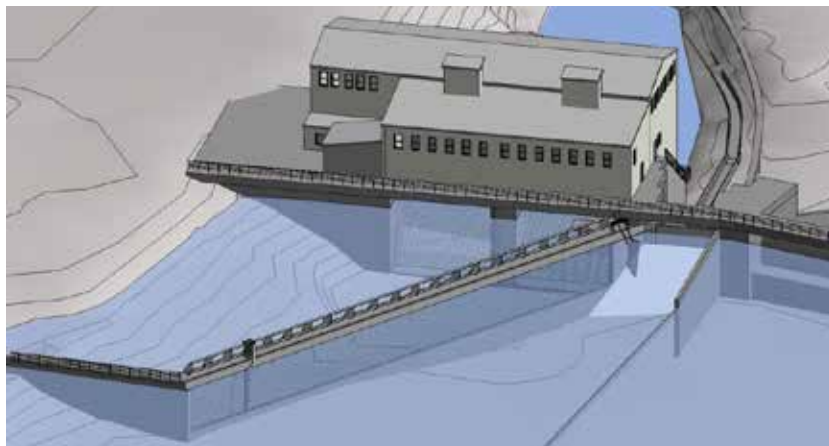
Lutufallets kraftverk till Höljesdammen

Pipelinen utförs som helt vattenfylld glasfibertub med självfall. Syftet med en helt fylld vattenledning är att kunna leda fram vatten effektivt med en mindre rördiameter och att skapa en större flexibilitet i placering av ledningen vilket i sin tur minskar behov av schakt och fyllning. Uppkomst av snabba tryckförändringar förebyggs genom att förändringar i höjddled sker långsamt och bedöms därför inte medföra någon stor risk att fisk skadas.

Pipelinens längd är ca 19 km, innerdiametern 1000 mm och medellutningen ca 0.04 %. En grov diameter innebär lägre friktionsförluster. Flödet är ca 0,7 m³/s och vattenhastigheten ca 0,9 m/s. Passagetid: knappt 6 h. Grundläggning sker på mark på en bädd av stenkross. Där nivåskillnader är kraftiga, t.ex. sänkor i terrängen, krävs betongfundament som stöd.

Höljesdammen till mynningen

Från dammkrön till utsläppspunkt är avståndet ca 600 m. En så kort pipeline blir dock för brant varför pipelinen behöver vara ca 1,3 km.



Figur 2. Principutformning av β -galler vid Edsforsens kraftverk.



Figur 3. Översiktskarta som visar sträckning för pipeline från Edsforsens kraftverk till nedströms Skymnäs kraftverk.

Med höjdskillnaden ca 70 m innebär detta en medellutning på 5 %. Pipelinen övergår vid dammkrönet från en fullt vattenfylld tub, till en tub med fri vattenyta. Eftersom vattnet här strömmar snabbare p.g.a. högre lutning används diametern 600 mm. Flödet är oförändrat ca 0,7 m³/s men vattenhastigheten ökar i denna del till ca 3,2 m/s. Grundläggning sker på

likvärdigt vis som sträckan ovan.

Pipelinen är i drift från hela året men stängs av och töms vid förhållanden med underkyllt vatten i älven eller extrem kyla.

EDSFORSEN - SKYMNÄS Utformning

Nytt intagsgaller, flyktväg och avvattning vid Edsforsen sker på samma sätt

Produktionsbortfall Lutufallet – Höljes

Tabell 1. Produktionsförluster vid drift av en pipeline för fiskavledning mellan Lutufallets kraftverk och Höljes.

Pipelinen körs 12 månader per år				
Damm	Årlig produktionsförlust GWh	Andel av den totala produktionen %	Årlig produktionsförlust MSEK	Andel av den totala produktionen %
Lutufallet	0,8	1,1	0,3	1,1
Höljes	3,6	0,7	1,4	0,7
Totalt	4,4	0,7	1,7	0,7

Produktionsbortfall Edsforsen – Skymnäs

Tabell 2. Produktionsförluster vid drift av en pipeline för fiskavledning mellan Edsforsens kraftverk och Skymnäs kraftverk.

Pipelinen körs 12 månader per år				
Damm	Årlig produktionsförlust GWh	Andel av den totala produktionen %	Årlig produktionsförlust MSEK	Andel av den totala produktionen %
Edsforsen	0,75	1,3	0,3	1,3
Skogaforsen	0,43	0,5	0,17	0,5
Krakerud	0,60	0,5	0,24	0,5
Forshult	0,61	0,5	0,24	0,5
Skymnäsforss	0,5	0,5	0,2	0,5
Totalt	2,9	0,6	1,2	0,6

som beskrivs för Lutufallet. Figuren nedan visar principen (se ”Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring)”).

Pipelinen mellan Edsforsens krv och Skymnäsdammen krön utförs, i likhet med sträckan Lutufallet-Höljes, som en helt vattenfylld ledning. Inget externt tryck tillförs utan vattenytan uppströms Edsforsens krv driver vattenflödet tillsammans med självfall. Pipelinen förläggs på land vid sidan av älven ovanför dämningssgränserna. Bottenförläggning bedöms inte som aktuellt.

Edsforsen till Skymnäsdammen

Pipelinens längd är ca 17 km, innerdiametern 800 mm, höjdskillnaden ca 39 m, vilket ger en medellutning på ca 0,2 %. Flödet som avleds är ca

0,85 m³/s och vattenhastigheten i tuben är ca 1,7 m/s. Passagetid: ca 2,9 h. Grundläggning sker på mark på en bädd av stenkross. Där nivåskillnader är kraftiga, t.ex. sänkor i terrängen, krävs betongfundament som stöd.

Skymnäsdammen till mynningen

Pipelinens längd ca 0,8 km, höjdskillnaden ca 12 m vilket ger medellutningen 1,5 %. Pipelinen övergår i detta skede från en fullt vattenfylld tub, till en ledning med fri vattenyta. Flödet är oförändrat ca 0,85 m³/s men vattenhastigheten ökar i denna del till ca 2,5 m/s. Grundläggning sker på likvärdigt vis som sträckan ovan. Pipelinen är i drift hela året utom vid tillfällen underkylt vatten i älven som gör att pipelinen hotas av iskravning inifrån eller vid extrem kyla vid snöfria förhållanden. Sensorer

installeras vid intaget och i pipelinen som varnar. Förhållanden som leder till att pipelinen behöver stängas bedöms dock som ovanliga.

KOSTNAD

Pipelines (båda)

- Varje pipeline förläggs i en 10 m bred korridor. Kostnad för marktillträde: 450 000 kr/ha (inklusive förhandling och juridiska omkostnader).
- Mark- och grundläggningsarbeten: 4 Mkr/km. Utförandet påminner i stort om tilloppstuber till vattenkraftverk och kostnaderna bedöms vara jämförbara.
- Fundamenten tillverkas i fabrik och transporteras till platsen. Kostnad (inklusive transport och montage): 15 000 kr per fundament. Total åtgång: 1 500 st.
- Glasfibertub 0,75 Mkr/km
- Arbetet för montering: två personer samt en grävmaskin med maskinist. Tidsåtgången: ca 250 dagar.
- Stilleståndskostnaden har skattats ut att 100 % av produktionen vid Lutufallets/Edsforsens krv förloras under 3 månader och 50 % under ytterligare 3 månader. Vid Höljes/Skymnäs påverkas inte produktionen under byggfasen. Produktionsförlusterna i kraftverken till följd av vattenföringen i pipelinen har skattats för båda kraftverken.

Kostnadssammanställning

Nedan redovisas en sammanställning av kostnaderna för anläggande av pipeline från Lutufallets krv till torrfåran nedströms Höljes samt pipeline från Edsforsens krv till nedströms Skymnäs. Kostnaderna för pipelines får ses som en uppskattning då ingen projektering har utförts i nuläget utan endast beskrivits principiellt. Beräkningar av kostnader redovisas ingående i huvudrapporten.

Produktionsförlusterna på 2,7 respektive 1,2 Mkr är en mindre del av årskostnaden. Förlusten motsvarar mellan 0,3 och 0,4 % av produktionen i de aktuella kraftverken. Drift- och underhållskostnaderna samt

Tabell 3. Sammanfattning av kostnader för pipelines mellan Lutufallets damm och Höljes damm och mellan Edsforsens damm och Skymnäsforstens damm.

Engångskostnader	Lutufallet - Höljes	Edsforsen - Skymnäs
Anläggnings- och projekteringskostnader	211 991 224 kr	219 161 219 kr
Stilleståndskostnader (beräknat på 40 öre/kWh)	10 650 000 kr	8 500 000 kr
SUMMA	222 641 224 kr	227 661 219 kr
Årliga löpande kostnader	Lutufallet - Höljes	Edsforsen - Skymnäs
Årligt produktionsbortfall (beräknat på 40 öre/kWh)	2 700 000 kr	1 200 000 kr
Årliga driftkostnader (650 kr/h)	101 400 kr	135 200 kr
Årliga underhållskostnader (0.5 %)	1 059 956 kr	1 095 806 kr
Årliga transportkostnader		
Årliga räntekostnader (4 %)	8 479 649 kr	8 766 449 kr
Årliga avskrivningskostnader (40 år)	5 566 031 kr	5 691 530 kr
SUMMA	17 907 036 kr	16 888 985 kr

kostnaderna för produktionsbortfall, 3,9 respektive 2,4 MSEK, är tillsammans 15 - 20 % av årskostnaden som domineras av räntekostnader och avskrivningar.

Kostnaden för anläggning av avledare/betagaller vid Lutufallet bedöms till 70 Mkr och bygger på en tidigare utförd förprojektering för Edsforsens kraftverk (se "Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring) i del 2).

BEDÖMD FUNKTION FÖR FISK

Referenser från motsvarande anläggningar för fisktransport är få. I USA används pipeline för fiskavledning vid flera vattenkraft- och bevattningsanläggningar. Vid North Fork Dam i Clackamas river, USA, finns en ca 8 km lång pipeline för nedströms transport av smolt. Uppehålls-

tiden i den pipeline är 1,5h och den direkta överlevnadsandelen ca 99,5 %. (Länsstyrelsen Värmland 2013).

Det får dock förutsättas att fisk som samlas upp i Lutufallets/Edsforsens kraftverk kommer utsättas för en viss onaturlig stress. Risk för skador och indirekta utvandringsförluster förekommer. Detta ska dock jämföras med ett läge där nedströmsvandrande fisk måste passera turbinerna i både Lutufallet, Höljes, Edsforsen, Skoga, Krakerud, Forshult och Skymnäs med hög mortalitet som följd.

Den totala effektiviteten av åtgärden styrs för övrigt bl.a. av

- skador/förluster/ineffektivitet vid kraftverkets intag. Beror t.ex. av intagets och flyktöppningars utformning, vattenföring, aktuellt spill vid dammen mm.
- skador/förluster i pipeline av me-

kaniska skador, tryckförändringar, sjukdomsangrepp mm.

- mekaniska skador i samband med utflöde i Klarälvens huvudfåra. T.ex. kollision med bottensubstrat, vattnets ytspänning mm.
- förhöjd predationsrisk i anslutning till pipeline's inlopp och utlopp. Fisk kan förväntas vara omtumlade och extra sårbara för predation i dessa artificiella miljöer.

I avsaknad av referensprojekt får utformning av avledare/pipeline ske utifrån de riktlinjer som ges av amerikanska myndigheter avseende dimensioneringskrav m m. Det kan konstateras att nästintill samtliga av dessa kan uppfyllas vid anläggande av pipelines vid de båda studerade platserna.

Bilaga 2 till Tiltak för å reetablere toveis konnektivitet for vandrende fiskearter forbi 11 elvekraftverk i Klarälven i Sverige og Trysilelva i Norge.

Utredning Klarälven - reduktion av kraftverk

Huvudförfattare: Johan Östberg*, Johan Lind* & Axel Emanuelsson*

Denna sammanfattning: Pär Gustafsson**

*Norconsult AB **Länsstyrelsen i Värmlands län

INLEDNING

Norconsult har i en förstudie studerat de tekniska förutsättningarna för att bygga ett nytt kraftverk vid Edsforsen i Klarälven. Detta kraftverk är tänkt att ersätta dagens kraftverk i Edsforsen, Skogafor- sen, Krakerud, Forshult och Skymnäsfor- sen. Detta för att öka möjligheterna för effektiva vandringsvägar för bl.a. laxfisk, återskapa lek- och uppväxtområden för fisk och för att öka möjligheten till sportfiske.

Rapporten omfattar områdena:

- Översiktlig kostnadsuppskattning av att riva dammarna och kraftverken vid Skogafor- sen, Krakerud, Forshult och Skymnäsfor- sen
- Kostnad för återställningsarbeten vid de rivna dammarna och kraftverken
- En översiktlig beskrivning hur ett nytt kraftverk mellan Edsforsen och Skymnäsfor- sen kan byggas samt en uppskattning av kostnaden för det inklusive tunnel, intag och utlopp.
- Uppskattning av produktionen i detta nya kraftverk.
- En översiktlig beskrivning av hydro- logiska och fysiska förhållanden på den återskapade fallsträckan mellan Edsforsen och Skymnäs vid tappning av MLQ.
- För jämförelse görs en uppskattning av intäkter och kostnader för driva dagens kraftverk vidare. I detta inkluderas underhåll och förnyelse av dagens kraftverk, byggande av fiskvägar och produktionsbortfall i dessa fiskvägar.
- En översiktlig beskrivning hur ett nytt kraftverk mellan Rådasjön i Uvån och Skymnäsfor- sen kan byggas samt en uppskattning av kostnaden för det inklusive tunnel, intag och utlopp.
- Uppskattning av produktionen i detta nya kraftverk.

- En beskrivning av ett möjligt minik- raftverk i Edsforsen för att ta tillvara det vatten som tappas som miljötapp- ning förbi den dammen.

UTRIVNING AV KRAFTVERK OCH ÅTERSTÄLLNING

Kraftverken och dammarna i Skogafor- sen, Forshult, Krakerud och Skymnäs rivs ut. Dammen i Edsforsen behålls. Tillväga- gångsättet är att dammarna och kraftver- ken rivs ned till i nivå med ursprunglig botten. De konstruktionsdelar som lämnas kvar täcks med sten. Dammarna är av na- turliga skäl placerade i anslutning till fors- sträckor där vattenhastigheten är hög. De högsta flödena som kan väntas på sträckan överstiger 1000 m³/s så det kommer att krävas en stabil erosionsbotten med anslutande slänter av storblockigt material. Utskovskanaler och utloppskanaler från kraftverken fylls igen och erosionsssäkras.

Totalkostnaden med en avledare i form av ett betagaller framför den nya intaget, vattenavledning från det till dammen plus en fångstoppning i dammen och med två fiskvägar för uppströmsvandring uppskattas i nuläget till cirka 70 MSEK. Dessa siffror bygger på en tidigare studie för Edsforsens kraftverk med dagens utformning (se delrapporten om ”Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring)”). Med ett nytt kraftverk blir utformningen enklare då bland annat avvattningsan- läggning och pumpning inte är aktuellt.

För att klara produktionen i Råda kraftverk i Uvåns utflöde i Klar- älven strax uppströms dagens damm i Krakerud måste troligen en cirka 35 meter lång grunddamm byggas nedströms kraftverket för att turbinerna inte ska arbeta med en lägre nedströms

vattenyta än vad de är konstruerade för. Ett plus ur miljösynpunkt är att en cirka 300 m lång sträcka av Uvån kommer på detta sätt att omvandlas till en ströms- träcka till nytta för fisken.

ÅTERSKAPANDE AV EN NATURLIG FALLSTRÄCKA MELLAN EDSFORSEN OCH SKYMNÄSFORSEN

Troligen har betydande delar av den aktuella sträckan mellan Skymnäsfor- sen och Edsforsens damm utgjort goda bio- toper för lax och öring i Klarälven. Den naturliga fallhöjd som sträckan uppvisar har fördelats på strömmar, kraftigare forsar och lugnflytande områden. Baserat på uppgifter från Fiskeristyrelsen om ur- sprungliga reproduktionsområden för lax och öring mellan Edebäck och Karlstad om ca 75 hektar (Peterson et al 1990), i kombination med att nära hälften av denna sträckas fallhöjd ligger inom nu aktuell delsträcka, torde ca hälften, 35 hektar, ha funnits inom aktuell sträcka.

Ungefär 8 ha forsområde och ca 18 ha strömmande områden bedöms kunna återskapas vid en utrivning av kraftverken. Det motsvarar ett tillskott om ca 26 ha. På grund av kraftig rensningspåverkan inför kraftutvinning och under flottning förväntas ett relativt omfattande behov av bottenåterställning i området efter utriv- ningen. Jämfört med älvens hydrologi före utbyggnad kommer en väsentlig skillnad även vara att endast medellågvatten- föringen finns tillgänglig.

Sammantaget bedöms åtgärderna innebära att betydande arealer av både lek och uppväxtmiljöer återskapas i Klar- älven. Åtgärdernas nytta bedöms som mycket stor för Klarälvens bestånd av lax och öring. Förutom att återskapa lek- och uppväxtmiljöer förbättras även vand- ringsmöjligheterna i Klarälven avsevärt

eftersom fyra definitiva vandringshinder försvinner. Istället för fem fiskpassager krävs endast en (Edsforsen), vilket skulle förbättra den kumulativa effektiviteten avsevärt. Byggs effektiva fiskvägar i Fors-haga, Dejefors och Munkfors nedströms kan de återskapade lek- och uppväxtmiljöerna nås via naturlig uppvandring.

NYA KRAFTVERK Edsforsen - Skymnäs

För att kompensera delar av produktionen vid utrivning av fyra kraftverk byggs ett nytt kraftverk som tar sitt vatten från Edsforsen och låter det mynna nedströms Skymnäs och ansluta till samma nedströmsnivå som dagens kraftverk.

Dammen i Edsforsen blir kvar för att nuvarande vattenyta skall kunna användas för det nya kraftverket. Fallhöjden tas ut genom att en underjordsstation byggs i närheten av Edsforsens damm. Kraftverket sammanbinds med området där vattnet från Skymnäs-forsens kraftverk i dag mynnar i Klarälven med en ca 13 km lång utloppstunnel. Detta bedöms vara genomförbart då det i denna del av Värmland byggts långa tunnlar för kraftverken i Letten, Tåsan och Höljes. Utgångspunkten är att alla dagens kraftverk körs för fullt tills det nya är klart och drifttaget och kan börja producera. Då tar detta kraftverk över och de gamla kraftverken och dammarna rivs ut.

Ett flöde som är lika med medelvärdet på den naturliga lägsta vattenföringen ett år, MLQ, släpps i Klarälvens fåra (34,5 m³/s). Om tillrinningen är lägre än MLQ så släpps tillrinningen. Kvar

blir ett flöde med ett medelflöde på 91,8 m³/s. En möjlighet är även att installera en mindre turbin som har en slukförmåga på cirka 30 m³/s på de gamla aggregatens plats och producera el med en stor del av det vatten som släpps i den ursprungliga älvfåran. Resterande vatten används i de två uppströms vandringsvägarna för fisk och för nedströmsvandring av fisk. Utgående från dessa data föreslås en utbyggnads-vattenföring för det nya kraftverket på 220 m³/s för att ta tillvara så mycket som möjligt av flödesvariationen i älven. Två francisaggregat föreslås. Eftersom vattnet måste transporteras i en 13 km lång tunnel med relativt stora förluster så kommer den effektiva fallhöjden bli lägre än dagens även om det tas med att det bara blir en inlopps- och utloppsförlust, jämfört med dagens fem kraftverk. Det antas att arbetena görs sedan det nya kraftverket mellan Edsforsen och Skymnäs nedströmsyta har tagits i drift och att inga produktionsförluster uppstår i det nya kraftverket.

För att bygga en ny kraftstation i Edsforsen med en tunnel till Skymnäs uppskattas kostnaden till cirka 2 300 Mkr inklusive oförutsett, projektering och projektledning. Denna kostnad får ses som en första uppskattning.

Rådasjön - Skymnäs

Vattnet från Uvån, om i dag används för elproduktion i Krakerud, Fors-hult och Skymnäs kraftverk kan inte användas för elproduktion i det nya kraftverket enligt ovan. En möjlighet är därför att bygga ett nytt kraftverk från Rådasjön till nedströms Skymnäs-

forsen. Detta kraftverk ersätter då även dagens kraftverk i Råda.

Dammen i Råda blir kvar för reglering av Rådasjön. Ett nytt kraftverk byggs cirka 6 km sydsydväst om det nuvarande. Bruttofallhöjden för det nya kraftverket från Rådasjön till Skymnäs-forsen blir drygt 40 m och tunneln 5 km lång. Fallhöjd tas ut genom att en underjordsstation byggs i närheten av Rådasjöns strand. Kraftverket sammanbinds med området där vattnet från Skymnäs-forsens kraftverk i dag mynnar i Klarälven.

Att ett alternativ med tub/er inte föreslås beror på att det aktuella området mellan Rådasjön och Klarälven delvis har nivåer högt över Rådasjöns yta och att utläggning av tub inte är möjlig. Att lägga tuber i den gamla älvfåran på en sträcka av ca 9 km blir besvärligt då tre gamla fall skall passeras. Den relativt höga utbyggnadsvattenföringen, se nedan, gör även att det är ett mer svår genomförbart alternativ.

Vattnet från Uvån används för elproduktion. Medelflöde är 19,7 m³/s. Utgående från dessa data föreslås en utbyggnadsvattenföring för det nya kraftverket på 40 m³/s. Ett kaplanalternativ Francisaggregat föreslås.

För att bygga en ny kraftstation vid Rådasjön med en tunnel till Skymnäs uppskattas kostnaden till cirka 374 Mkr inklusive oförutsett, projektering och projektledning. Denna kostnad får ses som en första uppskattning.

Edsforsens damm

I Edsforsen kan ett minikraftverk placeras för att ta vara på miljötappningen i älvfåran. Mintappningen föreslås

Tabell 1. Intäkter och kostnader för drift av befintliga kraftverk, ett nytt kraftverk mellan Edsforsen och Skymnäs, ett nytt kraftverk Rådasjön till Skymnäs och ett minikraftverk i Edsforsens damm. Elpris 40 öre/kWh antaget. Fiskvägar antas ha installerats i de befintliga kraftverken. Intäkterna är beräknade med antagande om ett elpris på 40 öre/kWh och vid beräkning av nuvärde antas en nominell ränta på 5 % och en inflation på 2 % vilket ger en real kalkylränta på 2,94 %.

		Befintliga kraftverk	Nytt kraftverk i Edsforsen	Nytt minikraftverk i Edsforsen	Nytt kraftverk i Rådasjön	Summa nya kraftverk
Årliga intäkter	MSEK	179	129	21	5	155
Årliga kostnader	MSEK	102	100	19	2	121
Nuvärde intäkter	MSEK	4000	3017	506	152	3675
Nuvärde kostnader	MSEK	2400	3231	593	92	3916

bli $MLQ=34,5 \text{ m}^3/\text{s}$ och när vattnet till fiskvägarna räknas bort så återstår cirka $25 \text{ m}^3/\text{s}$ som släpps ut i fåran. Aggregatet kan placeras i den befintliga kraftstationen som tas ur drift när det nya kraftverket mellan Edsforsen och Skymnäs har byggts. Den fallhöjd som kan utnyttjas är drygt 7 m.

INTÄKTER OCH KOSTNADER

De årliga intäkterna från ett nytt kraftverk mellan Edsforsen och Skymnäs bedöms bli betydligt lägre än från dagens kraftverk kompletterade med två fiskvägar för uppströms vandring och en fiskväg för nedströms vandring. Detta beror på en tappning av $34,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (medellågvattenföringen, MLQ , vid Edsforsen) till Klarälven

från Edsforsen, och på att flödet i Uvån inte kan användas för kraftproduktion ned till Skymnäsforsen. I dag används det vattnet i Krakeruds, Forshults och Skymnäsforsens kraftverk. De årliga kostnaderna blir ganska lika om investerings-/underhållskostnaderna slås ut på en 40-års period.

Vid en beräkning av nuvärdet så visar det att en fortsatt drift av de gamla kraftverken med fiskvägar är mycket lönsamt medan att bygga ett nytt kraftverk och tappa MLQ i Klarälven kräver ett elpris på $0,43 \text{ SEK/kWh}$ för att det skall gå ihop. I dag används ett elpris på mellan 40 och 50 öre/ kWh vid lönsamhetsberäkningar. Byggs även ett kraftverk mellan Rådasjön och Skymnäs så att Uvåns vatten kan användas för

produktion längs hela fallhöjden ned till Skymnäs så återvinns $1/3$ av produktionstappet. Om mintappningen från Edsforsens damm kan halveras med bibehållna miljömål så kan den totala produktionen i de båda nya kraftverken och i ett minikraftverk i Edsforsen damm nå lika högt som i de gamla om hänsyn tas till att produktionen i dessa minskar om/när fiskvägar byggs.

Att riva och återställa området vid kraftverken i Skogaforsen, Krakerud, Forshults och Skymnäsforsen beräknas kosta uppskattningsvis 600 Mkr. Kostnaderna för att återställa älvsträckan från åtgärder i samband med flottningen har inte kunnat skattas då behovet av återställning inte är känt men enligt schablon för restaureringar ca 5 Mkr.





Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring)

Larry Greenberg, Eva Bergman, Daniel Nyqvist & Olle Calles

Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet

FÖRORD

Projektet som redovisas i denna rapport heter "Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven". Projektet beräknas kosta totalt 8,8 miljoner kronor och ta fyra år att genomföra. Det finansieras till största del genom R & D medel från Fortum Generation AB (32 %) och bidrag från Fortums miljöfond genom försäljning av el märkt med Bra Miljöval (32 %). Karlstad universitet bidrar som utförare med en mindre del av projektets kostnader genom egenfinansiering (13 %). Länsstyrelsen i Värmland finansierar genomförandet under projektets två första år genom Interregprojektet "Vänerlaxens fria gång" (till ett värde motsvarande ungefär 23 % av huvudprojektets totala budget). Denna rapport redovisar de delar som genomförts under 2012-2014 och utgör slutrapport för de delar av huvudprojektet som delfinansierats av "Vänerlaxens Fria gång" under de första två åren.

PROJEKTETS SYFTE

Huvudsyftet med detta projekt är att hitta en långsiktig och effektiv lösning för att få nedströmsvandrande laxartade fiskar från lek- och uppväxtområdena i den svenska delen av övre Klarälven till Väneren. Studien består av fyra delstudier: 1) Projektering av åtgärd(-er) för förbättrad nedströmsvandring; 2) Uppmätning av de hydrauliska förutsättningarna uppströms Edsforsen, för att belysa aktuella förhållanden för fiskens rörelser och potentiella åtgärder; 3) Kartläggning av den nedströmsvandrande utlekt fiskens (kelt) beteende och vägval när de närmar sig Edsforsen; 4) Studera smoltens beteende inför olika

typer av hydrauliska förutsättningar (t.ex. olika former av acceleration och turbulens i en kontrollerad miljö). Projektet är pågående och därför beskriver vi vad vi har åstadkommit fram till våren 2014. Rapporteringen begränsas till de delarna som Interregprojektet "Vänerlaxens fria gång" har bidragit till, nämligen delprojekt 1 (där även delprojekt 2 delvis ingår) och delprojekt 3.

DELPROJEKT 1: ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR FÖRBÄTTRAD NEDSTRÖMSPASSAGE VID EDSFORSENS KRAFTSTATION I KLARÄLVEN

ABSTRACT/SAMMANFATTNING

I dag finns inga fria vandringsvägar mellan Väneren och de i Klarälven och Trysilälva återstående reproduktionsområdena för sjövandrande lax och öring. För att upprätthålla dessa populationer bedrivs kompensationsodling parallellt med transport av lekfisk förbi de åtta nederst belägna kraftverken i Klarälven, vilket ger de transporterade fiskarna tillgång till lek-områden mellan Edsforsens (kraftverk nr. 8 från Väneren) och Höljes kraftverk (kraftverk nr. 9). Inga passager för nedströmsvandrande fisk finns vid de åtta kraftverk som utlekt fisk och deras avkomma sedan ska passera för att nå Väneren och tidigare studier visar på omfattande dödlighet bland dessa fiskar.

Överlevnaden för nedströmsvandrande fisk har identifierats som ett av de mest angelägna problemen att lösa för att på kort sikt stärka populationerna av öring och lax i Klarälven.

Denna studie bestod därför i att ge förslag på åtgärder för förbättrad nedströmspassage vid Edsforsens kraftverk, för att samla in nedströmsvandrande fisk och transportera dem förbi kraftverken nedströms. I denna rapport presenteras fyra åtgärdsförslag för uppsamling av nedströmsvandrande fisk vid Edsforsens kraftverk, där förslagets utformning grundar sig på exempel från litteraturen, egen erfarenhet samt rapporter av internationell och nationell fiskpassageexpertis.

De tre högst prioriterade åtgärdsalternativen innebär att låglutande intagsgaller med 15-18 mm spaltvidd placeras i intaget till Edsforsens kraftverk. Gallren leder fisken bort från turbinintaget till en flyktöppning vid gallrens slut, som leder vidare till ett system som kan användas för att samla ihop fisken för transport eller för att släppa dem vidare nedströms. Dessa tre åtgärdsalternativ bedöms alla som genomförbara och förväntas få en avledande funktion för fisk. Eftersom det finns ytterst få exempel på avledare vid kraftverk av Edsforsens storlek och geografiska placering, är samtliga åtgärdsalternativ att betrakta som utvecklingsarbete och kommer kräva utvärderingar och modifieringar under en prövotid som bör spänna över åtminstone 5 år. Samtidigt har liknande lösningar testats med goda resultat vid mindre kraftverk i Sverige och kan man på ett bra sätt anlägga åtgärden samt att lyckas hålla avledaren och flyktöppningen fria från drivgods och is, förväntar vi oss att man kommer åstadkomma en stor förbättring i överlevnaden

för nedströmsvandrande laxfisk i Klarälven.

INLEDNING

I dag finns inga fria vandringsvägar mellan Vänern och de i Klarälven och Trysilälva återstående reproduktionsområdena för sjövandrande lax och öring. För att upprätthålla dessa populationer bedrivs kompensationsodling parallellt med uppströms transport av lekfisk förbi de åtta nederst belägna kraftverken i Klarälven, vilket ger de transporterade fiskarna tillgång till 140 km av älven mellan Edsforsens (kraftverk nr. 8 från Vänern) och Höljes kraftverk (kraftverk nr. 9). Inga passager för nedströmsvandrande fisk finns vid de åtta kraftverk som utlekt fisk och deras avkomma sedan ska passera för att nå Vänern och tidigare studier visar på omfattande dödlighet bland dessa fiskar (Norrgård et al., 2013)(REF Kapitel om smoltvandring och kelt). Det föreligger således ett stort behov av att öka överlevnaden för nedströmsvandrande fisk förbi de åtta nedersta kraftverken i Klarälven.

Åtgärder för förbättrad nedströmspassage och uppsamling av fisk vid vattenkraftverk har tills nyligen inte förekommit i Sverige (Calles *et al.*, 2013c). Under den senaste femårsperioden har flera åtgärder implementerats och av dessa har två utvärderats vetenskapligt med goda resultat och passageeffektiviteter som observerats är >90 % för blankål (Calles *et al.*, 2013b) och 84 % för havsöringssmolt (Kiström *et al.*, 2010). Tekniken återstår att testa på ett stort kraftverk (>100 m³/s slukförmåga). Samtliga i Sverige testade åtgärder har bestått en fysisk avledare i kombination med en förbipassage eller uppsamling, vilket stämmer väl överens med kunskapsläget kring väl fungerande åtgärder för förbättrad nedströmspassage (Calles *et al.*, 2013a; EPRI, 2002). I vissa fall kan åtgärder i form av ytligt orienterade avledare och/eller omfattande och välplacerat spill ha hög effektivitet (71-100%) trots att en barriär som hindrar fisken från att simma in i turbinerna saknas eller är bristfällig,

men är då oftast förknippade med ett omfattande spill och har endast utvärderats för ytorienterade arter som salmónider (Anglea *et al.*, 2002; Arnekleiv *et al.*, 2007; Hanson, 1999; Ogden *et al.*, 2008; Scruton *et al.*, 2008; Scruton *et al.*, 2007). Åtgärder som leder fisken genom att framkalla en beteenderespons hos fisken på någon form av stimuli, s.k. beteendeavledare, har i allmänhet inte befunnits ha god funktion och då i synnerhet inte i kraftverksintag Calles *et al.* (2013a). I innevarande rapport prioriteras därför fysiska avledare framför beteendeavledare.

Projektets frågeställningar var:

1. Kan en fysisk avledare placeras vid Edsforsens kraftverk för att förbättra möjligheterna till nedströmspassage för fisk?
2. Vilka olika åtgärdsalternativ är möjliga och vilka är deras förväntade för- och nackdelar?

Arbetet bestod i att granska relevant litteratur, samt att ge förslag på åtgärder lämpliga för just Edsforsens kraftverk. Det inledande åtgärdsarbetet utgjordes av expertråd från Ed Meyer vid National Marine Fisheries Service (NMFS) (Meyer, 2013) och John Ferguson vid Anchor QEA, samt resultat från studier på nedströmsvandrande fisk i Klarälven (ref till Kapitel på lekfisk och smoltfångst). Därefter specificerades förslag på åtgärdsalternativen, som i en sista fas granskades, illustrerades, riskbedömdes och kostnadsuppskattades av Norconsult (Lind *et al.*, 2014). Åtgärdsförslagen för Edsforsens kraftverk kommer att beskrivas mer utförligt i delprojektets kommande slutrapport (Calles *et al.*, In preparation).

NEDSTRÖMSPASSAGE FÖR FISK I KLARÄLVEN

Från ett biologiskt perspektiv behöver alla av människan skapade vandringshinder i vattendrag göras passerbara, både för uppströms- och nedströmsvandrande vattenlevande organismer. Dessutom ska flödesregimen vara sådan att de biologiska processerna kan fortgå och därmed bevara habitat och livskraftiga populationer. Den

långsiktiga strategin för Klarälvens och Trysilälvas bevarande och rehabilitering bör därför vara att uppnå just detta, samtidigt som de negativa effekterna på vattenkraftsdriften ska minimeras. Strategin på kort sikt kan dock behöva vara en annan, för att uppnå resultat snabbt och som en anpassning till rådande kunskapsläge.

Överlevnaden för nedströmsvandrande fisk har identifierats som ett av de mest angelägna problemen att lösa för att på kort sikt öka stärka populationerna av öring och lax i Klarälven. Nyligen genomförda studier har som redan nämnts bekräftat hög kumulativ dödlighet för nedströmsvandrande fisk i de åtta nedersta kraftverken (Norrgård *et al.*, 2013)(se delrapporten om "Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt" samt kapitlet om Kelt i denna rapport). Det stora antalet kraftverk i älven i dag i kombination med att de återstående habitaterna med fritt strömmande vatten är koncentrerade till sträckor långt upp i älven, gör att återetablerandet av fria vandringsvägar bör bedrivas stegvis och på flera fronter. Även om det är önskvärt att helt ersätta kompensationsodling och transport av lekfisk med naturligt vandrande fiskbestånd längs hela älvens längd, är det med tanke på det bristande kunskapsläget kring åtgärder och investeringarnas omfattning inte realistiskt att på kort sikt genomföra en sådan total förändring. Passageåtgärder kan inte förväntas ha en så god funktion att den kumulativa passageeffektiviteten för åtta eller t.o.m. elva hinder är tillräckligt hög för att tillräckligt med fisk ska passera till och från lek- och oppväxtområdena för att populationerna ska stärkas eller ens bevaras. Om man t.ex. skulle uppnå en så hög passageeffektivitet som 90 % per kraftverk, både upp- och nedströms, skulle det innebära att endast 43 % av lekfisken når lekområdena mellan Edsforsen och Höljes och 31 % lekområdena i Norge och samma andel skulle överleva nedströmsvandringen. Motsvarande kumulativa passageeffektivitet för 70 % passageeffektivitet vid alla kraftverk är 6 % förbi åtta kraftverk

respektive 2 % förbi elva kraftverk.

Under en övergångsperiod bör lax- och öringpopulationerna förvaltas genom en kombination av uppsamling för transport uppströms och nedströms, samt kompensationsodling. I dag är Edsforsens kraftverk det första hindret för nedströmsvandrande smolt och kelt/besor, vilket innebär att åtgärdsarbetet med nedströmspassage bör ta sin början där.

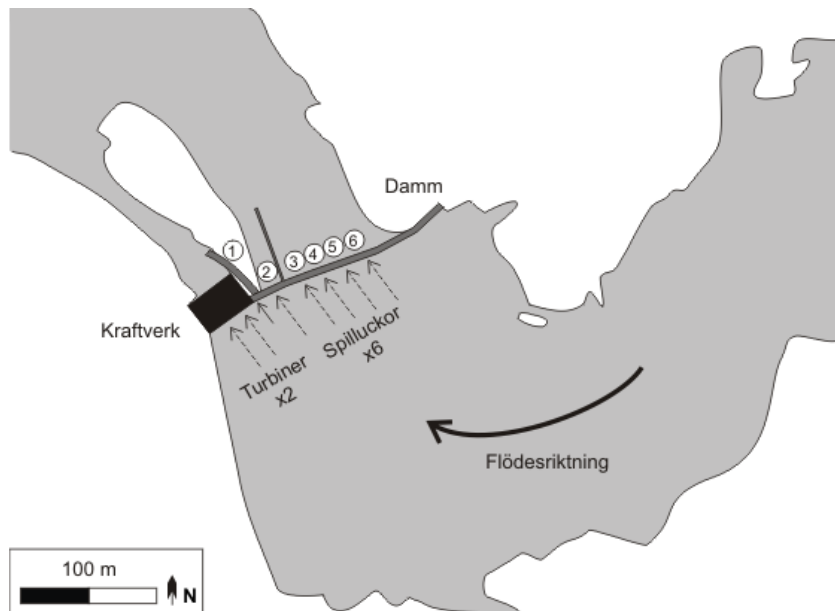
EDSFORSENS KRAFTVERK

Kraftverket sattes i drift 1949 och delar av dammen och båda turbinerna rustades upp 2012-2013. Stationen är ett älvkraftverk och har i dag två Kaplan-turbiner (G1 och G2) med en total slukförmåga om $190 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ och 7 m fallhöjd (6-9 m). Detta motsvarar en effekt på 12 MW och en årsproduktion om cirka 49 GWh år^{-1} . Det finns åtta möjliga flödesvägar vid Edsforsens kraftverk, genom de två turbinerna samt sex spillutskov (Figur 1).

Flöde och nivå

Vattenståndet uppströms Edsforsens kraftverk får regleras mellan dämningssgränsen 137,0 m och sänkningsgränsen 135,5 m, men viktigt att notera är att enligt gällande vattendom är det nivån vid bron i Edebäck knappt 2 km uppströms kraftverket som anger dämningssgränsen (muntligen, Claes Kjörk, Fortum Generation AB). I Edebäck gäller nivån 135,00 m 11 april-14 oktober och 135,5 m 15 oktober-10 april, men vid ett flöde över $300 \text{ m}^3/\text{s}$ blir inte längre dammnivån bestämmande för nivån i Edebäck och ingen maxnivå är därför fastställd. Vid spill i Edsforsen när både G1 och G2 är i drift kommer alltså nivån vara betydligt lägre än 135,50 m, sällan över 135,00 m och oftast ned mot 134,50 m.

Nivådata för Edsforsen damm visar att nivån varierade mellan 134,41 och 135,98 under perioden 2003-01-01 och 2013-09-30 (Fortum, 2013), vilket motsvarar ett vattendjup i turbinintaget om 6,56 - 8,13 m. Under vinterhalvåret (15 oktober - 10 april) var nivån i snitt 135,21 m och varierade mellan 134,34



Figur 1. Översikt av Edsforsens kraftverk med strömriktning och placering av kraftverk med två turbiner samt sex spillluckor (1-6).

och 135,98 m. Under sommarhalvåret (11 april - 14 oktober) var nivån i snitt drygt en halvmeter lägre (134,64 m) och mindre variabel än under vintern.

Under perioden 2003-01-01 – 2013-09-30 spilldes i 54 % av fallen (timdata) och vid ungefär 1/3 av tiden utgjorde spillflödet det dominerande flödet, d.v.s. spillflödet genom utskoven var högre än flödet genom turbinerna. Om hänsyn tas till de driftsstörningar som inträffat 2010-2013 och motsvarande analys genomförs på data från perioden 2003-2009, har spill inträffat under 41 % av tiden och endast under 6 % av tiden har spillflödet varit högre än turbinflödet. Vid full körning i kraftverket kommer således de flesta fiskar i första hand att attraheras till turbinintaget, vilket är av stor betydelse för en åtgärds utformning och lokalisering.

Turbinintaget

Turbinintaget omges av en enkel tillbyggnad som syftar till att skydda intaget och bl.a. att minska isproblemen på intagsgallren. Rensningen ombesörjs av en kran med hydrauliska arm med gripklo monterad på en släde. Varje intag är $11,4 \times 7,65 \text{ m}$, vilket ger en

teoretisk anloppshastighet (VA) på 1,12 m/s. Gallren är 11,4 m breda, 8 m långa med en 73° vinkel i relation till horisontalplanet (botten) och har en 70 mm bred spalt. De branta gallren medför att vattenhastigheten vinkelrätt mot gallren (VN) i stort sett är identisk med VA, medan hastighetsvektorn parallellt med gallren i dess längdriktning är låg. Den breda spalten och den branta lutningen är båda egenskaper som gör att gallrets avledande effekt bör ha varit obefintlig.

Den totala gallerytan är cirka 183 m^2 , vilket vid full körning i kraftverket vid nivå 135,5 i teorin innebär att $190 \text{ m}^3/\text{s}$ fördelas jämnt över gallrets yta; $1,04 \text{ m/s}$ (Travade et al., 2010). Vid de nivåer som observerats under perioden 2003-2013 var gallrens genomsnittliga våta längd 7,4 m, vilket motsvarar en våt area om $84,4 \text{ m}^2$. När timmedelvärden för våt gallerarea ställs mot flödet genom respektive turbin får man att det genomsnittliga flödet per ytenhet galler är cirka $0,6 \text{ m/s}$, samt att de mest extrema förhållandena var $1,7 \text{ m/s}$ för G1 och $1,6 \text{ m/s}$ för G2. Hastigheten i spalterna har inte beräknats, men eftersom spalten är bred i nuvarande galler så har hastigheten genom dem

inte varit avsevärt högre än ovan angivna hastigheter.

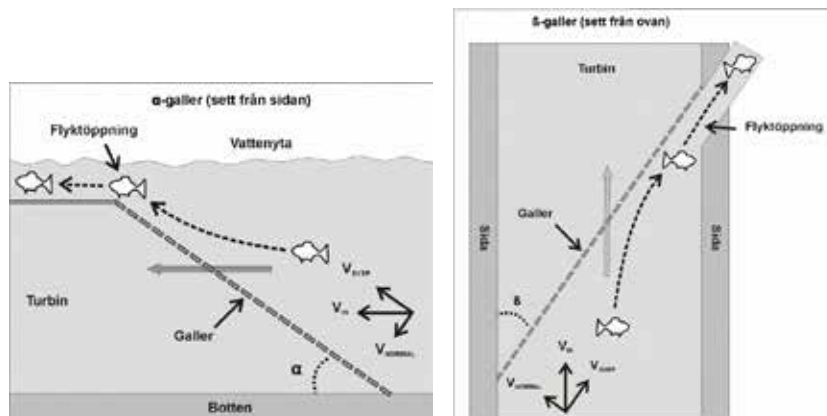
Utskoven

Närmast kraftverket österut ligger en timmerränna och en timmersluss, vilka är luckor som sänks ner och ger en yttappning och är därför av speciellt intresse i fiskpassagesammanhang (Figur 1). Slukförmågan för timmerrännan är $21/32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (sommar/vinter) och för timmerslussen $135/167 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Peter Blomberg, Fortum Generation AB). Därefter följer fyra utskov med luckor som höjs upp och ger en bottentappning. Dessa luckor har hög kapacitet ($4 \times 167/238 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) och används i första hand för att släppa ut spillvatten. Edsforsens kraftverks totala avbördningsförmåga är således $1333 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Åtgärdsförslag för Edsforsens kraftverk

En åtgärd för att öka överlevnaden för nedströmsvandrande fisk vid Edsforsens kraftverk bör bestå i en avledare som för fisken mot en flyktöppning och en alternativ passage vid kraftverket. På kort sikt bör denna passage anläggas i form av en uppsamlingsanläggning, för att fisken ska kunna transporteras nedströms och inte tvingas till passage av ytterligare sju kraftverk. Vid behov ska dock uppsamlingsanläggningen enkelt kunna ställas om till att utgöra en passage.

En avledare vid Edsforsen ska i första hand vägleda smolt och utlekt fisk av öring och lax. I vissa fall kan avledning av just laxfisk åstadkommas med en ytorienterad beteendavledare, t.ex. en spjälavledare (louver) eller en ytläns (BSG, Behavioural Guidance Structure) (Meyer, 2013). Fisk kommer dock i viss utsträckning att dyka och simma under en sådan avledare och genom turbinen, i synnerhet bottenorienterade arter och stora starksimmande individer. En fysisk/mechanisk avledare ger ett säkrare skydd mot turbinpassage och dess stoppande funktion är inte på samma sätt beroende av fiskart eller livsstadium. En beteendavledare skulle sannolikt vara både billigare och snabbare på plats,



Figur 2. Principskiss av ett fiskanpassat α -galler (vänster) med förbipassage (sett från sidan) och ett fiskanpassat β -galler (höger) med förbipassage (sett från ovan). Pilarna är vektorer och illustrerar vattenhastigheten i vattenfåran in mot gallret (V_{IN}), och de resulterande vattenhastigheterna parallellt med (V_{SVEP}) och vinkelrätt mot gallret (V_{NORM}). Figur från Calles et al. (2013a). Terminologi enligt DWA (2005).

men vi bedömer att en fysisk avledare är den lämpligaste lösningen vid Edsforsen eftersom syftet med åtgärden är uppsamling för transport förbi övriga stationer och man bör eftersträva en hög effektivitet. Även om en sådan åtgärd implementeras vid Edsforsen, kommer man vid t.ex. högflöden att få fiskar som passerar kraftverket med spillvatten. Sannolikt kommer andelen fisk som passerar med spillvattnet vara tätt förknippat med andelen vatten som spills. Detta ställer höga krav på sekundära åtgärder, i form av adaptiv spilltappning vid samtliga nedströmsliggande kraftverk och sannolikt också en andra uppsamling t.ex. i det ytliga spillutskovet vid Edsforsens kraftverk eller en avledare med uppsamling vid Skogafors kraftverk.

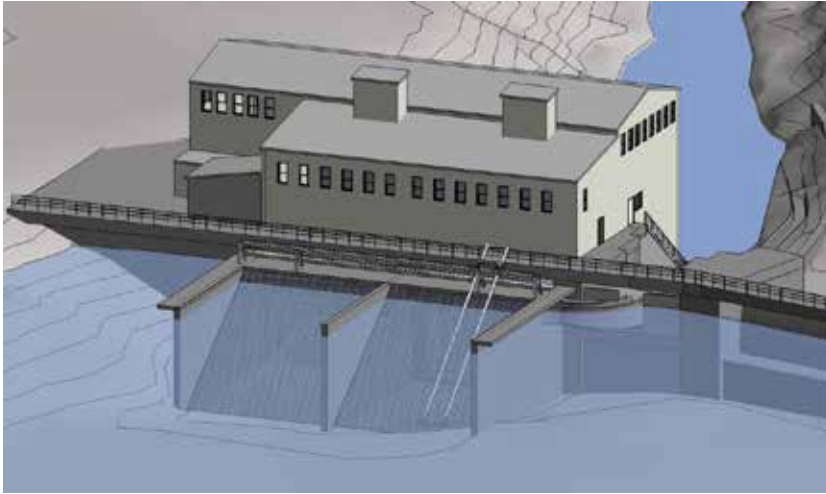
ALLMÄNT OM NEDSTRÖMSPASSAGE

Avledare har generellt en låg lutning ($\leq 45^\circ$) i förhållande till vattnets strömriktning, eftersom detta ger en flödesvektor längs med avledaren, som är större än motsvarande vektor vinkelrätt mot avledaren. Förenklat innebär det att fisken leds eller trycks längs med avledaren i stället för mot den och helst ska denna vinkel vara $\leq 30^\circ$ (DWA, 2005). Principen är densamma oavsett vilken typ av avledning som avses, där

prefixet α respektive β , illustrerar om avledaren leder fisken i höjddled (α) respektive i sidled (β) (Figur 2). Utöver en låg lutning är det även rekommenderat att avledarens yta är tillräckligt stor för att flödet per ytenhet inte överstiger 0,5-0,6 m/s.

En annan viktig aspekt av avledarens utformning är dess spaltvidd, dvs. vilket avstånd man har mellan de element som ska hindra fisken från att passera avledaren. Detta relateras vanligen till storleken på den fisk som ska ledas av och av de nedströmsvandrande Klarälvsmolten är laxen minst och således den art som kräver minst spaltvidd för att fysiskt hindras från passage. Flera vandrande fiskarter som påträffats uppströms Edsforsen och därför bör beaktas vid anläggande av åtgärd är lake, stäm, harr och sik (se delrapporten om smoltproduktion). Med tanke på att underlaget för vissa arter grundar sig på ett fåtal individer och eftersom medellängden i stort sett överensstämmer med det som noterades för lax, har vi gjort bedömningen att laxsmoltens storlek ska vara vägledande för åtgärdens utformning.

Medellängden för laxsmolt i Klarälven var 172 mm år 2013 (REF Kapitel om smoltproduktion), vilket i teorin innebär att en spaltvidd om 17,2 mm bör hindra dem från att passera ett galler (DWA, 2005). Den minsta



Figur 3. Principutformning av α -galler för Edsforse kraftverk. Illustration: Lind et al. (2014).

laxsmolten 2013 var 111 mm vilket enligt samma resonemang kräver en spalt på 11,1 mm för att hindras från gallerpassage. I Meyer (2013) refereras till de kriterier som gäller för avledning av smolt av Atlantlax i nordöstra USA (North East Region Criteria, NERC, *in press*), vilka säger att för laxsmolt >120 mm får spaltvidden inte understiga 12,7 mm. I båda dessa fall grundas rekommendationen på att gallret ska utgöra en fysisk barriär, inte beteendemässig. Om gallret anläggs med en lutning kring 30° i förhållande till botten (α) eller sidan (β) kan sannolikt spalten ökas något med bibehållen funktion, men vilken exakt spaltvidd som kan användas med bibehållen funktion är inte känd. Den bästa lösningen är därför sannolikt att välja en spaltvidd i intervallet 13-18 mm, med risken att modifieringar kan behöva göras om en större spaltvidd inte har en fullgod avledande effekt eller om en liten spaltvidd inte är förenligt med kraftverksdriften. Utifrån detta resonemang rekommenderar Lind *et al.* (2014) att spaltvidden bör vara 15 mm.

I slutet av avledaren placeras en flyktöppning som leder vatten och fisk vidare in i en förbipassage och/eller en uppsamlingsanläggning. Där inte annan referens anges härrör resonemangen från Meyer (2013). Flyktöppningen eller flyktöppningarna måste täcka in de observerade variationerna i nivå

uppströms kraftverket. Dessutom behöver man kunna reglera flödet i förbipassagen, vilket sker genom att flyktöppningens djup och/eller bredd kan ändras efter rådande vattenstånd och önskat passageflöde. Det totala flödet i flyktöppningarna bör vara cirka 2-10% av turbinkapaciteten (Ferguson *et al.*, 1998; Larinier och Travade, 1999; Odeh och Orvis, 1998), vilket i Edsforse motsvarar 3,8-19,5 m³/s, men får inte vara större än att fisk kan avskiljas från vatten och skräp utan att skadas. Lämpligen bestäms högsta flödet av flyktöppningarnas dimensioner och därefter får man i ett inledande skede testköra för att utröna vilket flöde som krävs för en tillräckligt god funktion.

Själva flyktöppningen bör föregås av en ramp eller successiv uppgrundning för att åstadkomma en gradvis acceleration av vattnet in i öppningen tills det att den s.k. "fångsthastigheten" uppnås. Accelerationen per meter skall helst inte överstiga 0,2 m/s, vilket innebär att en hastighetsökning från 1,0 m/s till 2,4 m/s bör spridas ut över en 7 m lång sträcka. Precis som avledning i övrigt bör lutningen helst vara $\leq 30^\circ$, vilket innebär att rekommenderad ramplängd beror både av aktuellt vattendjup och av accelerationens omfattning. De minsta dimensionerna på en flyktöppning enligt Travade och Larinier (1992) är 0,5-1,0 m bredd och 0,4 m djup, med

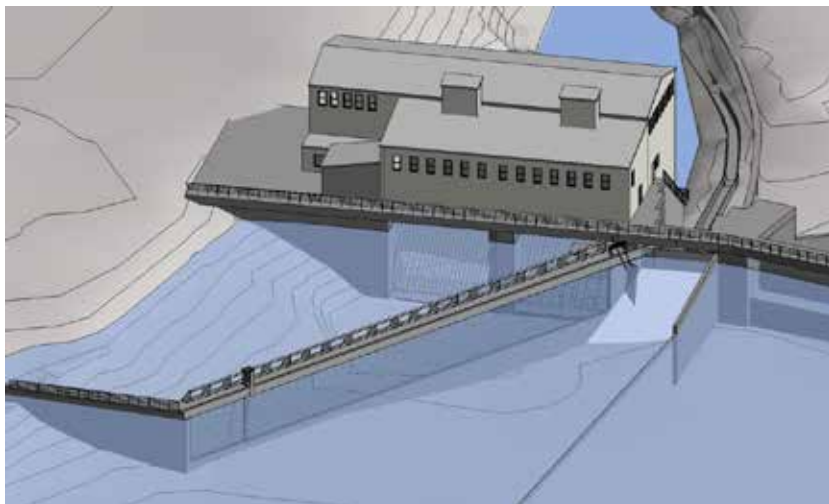
tillägget att större dimensioner krävs för större kraftverk. För laxkelt rekommenderar Meyer (2013) 1 m djup. Det är välkänt att nedströmsvandrande fisk undviker hastigt accelererande vatten och små öppningar (DWA, 2005).

Totalt redogörs för fyra olika primära åtgärdsalternativ vid Edsforse. De primära åtgärdsalternativen är 1) α -avledare, 2) β -avledare, 3) dubbel β -avledare samt 4) beteendeväddare. Dessa fyra åtgärdsalternativ beskrivs närmare nedan.

Åtgärdsalternativ 1 - α -avledare

Fysiska åtgärder av α -typ är den enda teknik som implementerats och utvärderats med gott resultat vid svenska kraftverk, både med avseende på kraftverksdrift och fiskpassage (Calles *et al.*, 2013b; Calles *et al.*, 2013c). Tekniken har inte tidigare testats för ett kraftverk av Edsforse storlek, men det som begränsar teknikens användande är främst att gallret inte får vara längre än att man kan hålla det rent med en automatisk rensmaskin, vilket enligt uppgift innebär en maxlängd på 12-13 meter (Michel Larinier, EDF, muntligen). Ett låglutande intaggaller med 35° lutning kommer under samma förhållanden att bli drygt 13,3 m långt, vilket borde vara tekniskt möjligt att rensa med en automatisk rensmaskin. Två sådana α -galler kommer att ge vattenhastighetsvektorer som innebär att fastklämningsrisken är låg och att fisken leds mot ytan. Om det bedöms vara lämpligt kan ett grovgaller placeras i intagets början, men måste då ha en tillräckligt grov spalt för att fisk utan problem ska passera.

I ytan placeras flyktöppningar i båda gallrens sidor, vilket innebär totalt fyra flyktöppningar (Figur 3). Flyktöppningarna är trattformade, vilket innebär att de är gradvis avsmalnande. Flyktöppningarna är som smalast 0,5 meter breda och 0,5 meter djupa, där deras djup beror på aktuellt vattenstånd. Om flyktöppningens tröskel läggs på 133,2 m.ö.h., motsvarar det ett djup på 0,5-1,7 meter (nivådata 2003-2013; Fortum, 2013). Flyktöppningen bör



Figur 4. Principutformning av β -galler för Edsforssens kraftverk. Illustration: Lind et al. (2014).



Figur 5. Principutformning av ett dubbelt β -galler för Edsforssens kraftverk. Illustration: Lind et al. (2014)

vara försedd med sidmonterade justerbara hydrauliska luckor för att möjliggöra separat flödesstyrning för de olika öppningarna. Från flyktöppningarna går rännor ner till timmerrännan där skräp sorteras bort, mängden vatten minskas och fisken hamnar slutligen i bassänger i väntan på transport eller i passage i ett framtida scenario.

Åtgärdsalternativ 2 - β -avledare

Fysiska åtgärder av β -typ har endast implementerats vid ett kraftverk i Sverige, Hertings kraftverk i Åtran, vars funktion utvärderas under 2014. Sådana lösningar finns även planerade för fler

kraftverk och under de närmaste åren kommer kunskapen om dem att förbättras. Det största kraftverk som tekniken testats vid finns vid Raguhns kraftverk i Mulde, Tyskland, där kraftverket har slukförmågan $88 \text{ m}^3/\text{s}$. Vid detta kraftverk saknas en kvantitativ utvärdering av den fiskavledande funktionen, men åtgärden har dokumenterat god funktion vad gäller kvalitativ fiskavledande funktion och drift vid anläggningen (Calles *et al.*, 2013a; Ebel, 2013).

Ett 5 m djupt och 63 m långt galler (Figur 4) får den totala arean 317 m^2 och därmed en hastighet om $V_A = 0,6 \text{ m/s}$ vinkelrätt mot gallret. Avledaren

leder mot timmerrännan vars utformning kommer att behöva modifieras för att utgöra en funktionell flyktöppning, vilket bl.a. består i att skapa en gradvis accelererande vattenström med minsta möjliga turbulens. Erfarenheter från när detta utskov använts för fiskfångst tyder på att vattendjupet inte är tillräckligt för goda passageförhållanden vid låga nivåer. Dessutom skapar det skarpa dammkrönet en uppåtriktad ström framför utskovet, vilket tenderar hindra fisk från att passera (Johnny Norrgård, muntligen). Utskovet behöver därför förses med en ramp som med låg lutning leder från botten till utskovets krön. Flyktöppningen är trattformad och smalnar av till en minsta bredd om 1,5 meter och ett minsta djup om 0,5 meter. Om flyktöppningens tröskel läggs på 133,5 m.ö.h., motsvarar detta ett djup på 0,8-2,0 meter (nivådata 2003-2013; Fortum, 2013).

Åtgärdsalternativ 3 - Dubbel β -avledare

En åtgärd av β -typ med dubbla galler (V-form) innebär främst att konstruktionen inte når lika långt ut i dammen och att avståndet från gallrets längst uppströms belägna del till flyktöppningen halveras. Dessutom underlättas anläggningsarbetet eftersom en mindre fångdamm behöver anläggas. En liknande lösning finns i Tyskland vid ett kraftverk i Oderwitz, Tyskland, men anläggningen är liten och har en slukförmåga om $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Ebel, 2013). Desto vanligare är denna typ av V-formade avledarkonstruktioner i Nordamerika (Meyer, 2013), där de används för att minimera gallerlängden till flyktöppningen och för att leva upp till kraven om maximalt 60 sekunders "drifttid" för fisk som passivt följer med vattenströmmen (NMFS, 2011).

Vid Edsforssens föreläs två 32 m långa och 5,2 m djupa galler (Figur 5), vilket ger gallerytan 333 m^2 och $V_A \approx 0,6 \text{ m/s}$. Vid låga nivåer och full körning i kraftverket blir dock hastigheterna högre, vilket kan komma att utgöra ett problem. Om det bedöms vara lämpligt kan ett grovgaller

placeras i intagets början, men måste då ha en tillräckligt grov spalt för att fisk utan problem ska passera. En flyktöppning anläggs mellan gallren i kanalens mitt och denna föregås av en ramp som med låg lutning ($\leq 30^\circ$) leder från botten till utskovets krön. Flyktöppningen är trattformad och smalnar av till en minsta bredd om 1,5 meter och ett minsta djup om cirka 1,0 meter. Om flyktöppningens tröskel läggs på 133,5 m.ö.h., motsvarar detta ett djup på 0,8-2,0 meter (nivådata 2003-2013; Fortum, 2013).

Åtgärdsalternativ 4 - Beteendeavledare

För bästa fiskavledande funktion rekommenderas fysiska barriärer, eftersom funktionen är säkrare och inte artspecifik (Larinier och Travade, 2002). I vissa fall kan dock beteendeavledare vara tillräckligt för en tillfredsställande funktion (Scruton et al., 2003; Scruton et al., 2008) och de innebär dessutom ett mindre och reversibelt ingrepp i anläggningen och är vanligen mindre kostsamma. En sådan avledare skulle precis som åtgärdsalternativ 2 (β -avledare) leda fisken till timmerrännan, vars utformning på samma sätt kommer att behöva modifieras för att utgöra en funktionell flyktöppning och för att fisk ska skiljas av från vatten och skräp samt storleks-sorteras. Skulle detta åtgärdsalternativ väljas, bör det ske under förutsättningen att en undermålig funktion innebär att man ersätter åtgärden med något av åtgärdsalternativen 1-3.

Åtgärdsalternativens för- och nackdelar

Behovet av en förbättrad nedströmspassage förbi vattenkraftverken 1-8 i Klarälven är stort. På kort sikt åstadkommes

detta lämpligen genom att fisken leds av från Edsforsens turbinintag (nr. 8) och samlas upp för transport förbi kraftverken och utsättning nedströms Forshaga kraftverk (nr. 1). I denna rapport presenteras fyra åtgärdsförslag till en primär uppsamling vid Edsforsens kraftverk, vilket grundar sig på bedömningar från litteraturen (Calles et al., 2013a), egen erfarenhet (Calles et al., 2013b; Calles et al., 2013c) samt rapporter av Meyer (2013) och Lind et al. (2014). Sammantaget förordas en fysisk avledare före en beteendeavledare, vilket innebär att åtgärdsalternativ 1-3 har högre prioritet än alternativ 4. Samtliga åtgärdsalternativ är förknippade med för- och nackdelar, vilka beskrivs vidare nedan. En enkel β -avledare bedöms få en god funktion för fisk, eftersom lösningen innebär att man på en optimal plats anlägger en stor flyktöppning med ett omfattande flöde. Eftersom flyktöppningen ligger vid sidan om intaget kommer den inte avsevärt att påverka inströmningen mot turbinerna. En nackdel är att det blir en lång längsta sträcka från gallrets ände till flyktöppningen (63 m). Det enda som skyddar gallret från drivgods och is är en ytläns, vilket kan bli ett problem med tanke på Edsforsens utsatta läge.

En dubbel β -avledare bedöms få en ännu bättre funktion för fisk, eftersom lösningen innebär att man på en optimal plats anlägger en stor flyktöppning med ett omfattande flöde och dessutom halveras sträckan från gallrets ände till flyktöppningen jämfört med den enkla β -avledaren (32 m). Dessutom finns goda möjligheter att skydda fiskgallret från drivgods och is med hjälp av ett grovgaller i inloppet till den nya intagskanalen. Den största nackdelen är att tekniken är oprövad

under ”mellansvenska förhållanden” och att det ena turbinintaget kommer att påverkas negativt i form av fallförluster orsakat av rännan som löper från flyktöppningen mot timmerrännan.

En α -avledare bedöms få en god funktion för fisk och sträckan från gallrets ände till flyktöppningen är kortast av alla åtgärdsalternativ (13 m), i synnerhet för ytorienterad laxfisk. Dessutom finns goda möjligheter att skydda fiskgallret från drivgods och is med hjälp av ett grovgaller i inloppet till den nya intagskanalen. Tekniken är beprövad under ”svenska förhållanden”, men inte så långt norrut som Edsforsen och inte vid ett kraftverk av denna storlek. Ytterligare en nackdel är att fisken kan välja mellan flera mindre flyktöppningar än för de övriga tre alternativen, vilket kan vara speciellt negativt för stor fisk, dvs. i huvudsak lekfisk/kelt som tenderar att skygga för små öppningar. De mindre öppningarna löper dessutom större risk att sättas igen med det drivgods som passerar ett eventuellt grovgaller. Ytterligare en nackdel är att båda intagen kommer att påverkas negativt i form av fallförluster orsakat av rännan som löper från flyktöppningarna mot timmerrännan.

En beteendeavledare är svårbedömd vad gäller den avledande funktionen för fisk, eftersom tidigare exempel på sådana lösningar visar på stor variation i effektivitet. Om målet är och förblir att endast avleda och samla ihop laxfisk, är möjligheterna till en god funktion bättre än om fler målarter identifieras. En fördel, precis som för β -avledarna, är att man på en optimal plats anlägger en stor flyktöppning med ett omfattande flöde. Eftersom flyktöppningen ligger vid sidan om intaget kommer den inte påverka inströmningen mot turbinerna. Ytterligare en fördel är att avledaren lyfts bort vintertid, vilket dock medför att en betydande arbetsinsats. En nackdel är att det blir en lång längsta sträcka från gallrets ände till flyktöppningen (63 m) och att det enda som skyddar gallret från drivgods och is är en ytläns, vilket kan bli ett problem med tanke på Edsforsens utsatta läge.

Samtliga åtgärdsalternativ medför

Tabell 1. Kostnadsuppskattningar (Mkr) i för fyra åtgärdsalternativ för förbättrad nedströmspassage vid Edsforsen kraftverk i Klarälven (Lind et al., 2014).

Alternativ	Engångskostnader	Årlig kostnad
(1) α -galler	85	6,3
(2) α -avledare	93	6,9
(3) Dubbel- α -avledare	95	7,5
(4) Beteendeavledare	50	4,3

omfattande kostnader som dock skiljer sig marginellt mellan de tre fysiska avledaralternativen, medan beteende-avledaren har en lägre kostnad som dock varit svår att kostnadsuppskatta (Tabell 1, (Lind *et al.*, 2014).

Rangordning av åtgärdsalternativ

Åtgärdsalternativ 1-3 bedöms alla som genomförbara och förknippade med för- och nackdelar som gör dem svåra att rangordna. En slutlig bedömning och rangordning av åtgärdsalternativen är ännu inte slutförd, men tillmäter man samma betydelse för funktionen för fisk och drift/anläggning/kostnad grundat på våra egna bedömningar, underlaget från Lind *et al.* (2014) och grundat på diskussioner med experter från kraftverksägaren Fortum, blir prioriteringsordningen:

1. Dubbel- β -avledare
2. β -avledare / α -avledare
3. Beteendeavledare

Eftersom det finns ytterst få exempel på avledare vid kraftverk av Edsforsens storlek och geografiska placering, är samtliga åtgärdsalternativ att betrakta som utvecklingsarbete och kommer kräva utvärderingar och modifieringar under en provotid som bör spänna över åtminstone 5 år. Samtidigt har liknande lösningar testats med goda resultat vid mindre kraftverk i Sverige och kan man på ett bra sätt anlägga åtgärden samt att lyckas hålla avledaren och flyktöppningen fria från drivgods och is, förväntar vi oss att man kommer åstadkomma en stor förbättring i överlevnaden för nedströmsvandrande laxfisk i Klarälven. Under provotiden behöver även behovet av sekundära åtgärder utredas, där vi dock anser att det är ytterst angeläget att omgående upprätta en tappningsplan för kraftverk 1-8 för att maximera förutsättningarna för fiskpassage när spill sker. Skulle uppsamlingen vid Edsforsens kraftverk befinnas vara otillräckligt effektiv, även efter modifieringar, kan en andra uppsamling av nedströmsvandrande fisk vid Edsforsens eller Skoga kraftverk vara nödvändig för en hög total effektivitet.

I dag är överlevnaden för såväl

nedströmsvandrande smolt som kelt lag, i synnerhet under år med låga flöden då dödligheten för smolt kan närma sig 90 % och för kelt 100 % (ref till kapitel om smoltvandring och keltvandring). Tar man i beaktande att en åtgärd vid Edsforsen på kort sikt ersätter åtgärder vid de nedströms belägna sju kraftverken, kommer en uppsamlingseffektivitet på förhållandevis låga 43 % att motsvara den totala överlevnaden förbi de åtta kraftverken om åtgärder med 90 % passageeffektivitet skulle anläggas vid vart och ett av kraftverken ($0,9^8 = 0,43$). Den effektivitet per kraftverk som vanligen rekommenderas för att åtgärder för vandrande laxfisk ska betecknas som funktionella, är 80-90 % (Calles *et al.*, 2013a; Ferguson *et al.*, 2002; Lucas och Baras, 2001). Självklart är åtgärden utformad för en avsevärt mycket högre effektivitet än 43 %, men med tanke på att åtgärden vore den första i sitt slag vid ett kraftverk av Edsforsens storlek och geografiska läge är en passageeffektivitet <90 % ett mer realistiskt utgångsläge. När en åtgärd väl är på plats kommer upprepade utvärderingar behöva genomföras för att dokumentera dess effektivitet och ge information om behov av förbättringar. Först därefter kan en hög effektivitet förväntas uppnås.

DELPROJEKT 3: KELTENS BETEENDE OCH VÄGVAL

ABSTRACT/SAMMANFATTNING

Under 2011-2014 studerade vi den utlekta laxens och öringens nedströmvandring i Klarälven med hjälp av radiotelemetri. Fyrtionio procent av de radiomärkta vildlaxarna överlevde leken och inledde sin nedströmsvandring under höst och vår, där honor i högre grad vandrade nedströms under våren och hanarna under hösten. Av laxen som nådde Edsforsen passerade 70 % Edsforsen inom en timme, men passagetiden varierade från 10 minuter till 50 dagar. Totalt överlevde 81 % av laxen vandringen förbi Edsforsen under 2011-2013, men ingen av dessa indi-

vider nådde Vänern. Däremot lyckades 1 individ under våren 2014 att simma förbi Forshaga. Dessutom lyckades 22 % av laxen som definierats som fallbacks (odlad och vild fisk) att simma förbi alla kraftverksdammar. Fyrtiotre procent av öringarna överlevde leken och inledde sin nedströmsvandring, 75 % på hösten och 25 % på våren. Passagetiden vid Edsforsen sträckte sig från 11 min till 12,4 dagar och 8 % nådde Vänern efter att ha passerat alla åtta vattenkraftverk.

INLEDNING

För att kunna designa en bra åtgärd krävs detaljkunskap om vägvalet fisken gör när den närmar sig kraftverket, helst under olika flödessituationer. Flera studier har redan gjorts på smoltens beteende, som t ex Norrgård *et al.* (2013), som visade att 16 % av fiskarna klarade av att passera åtta kraftverksdammar (via turbinerna) mellan lekområdena uppströms Edsforsen och Vänern. Motsvarande kunskap om utlekta fiskar eller kelts är bristfällig, och ingen vetenskaplig studie har gjorts på utlekt fisk i Klarälven. Om man kan lyckas få en större andel av den vildproducerade smolten och den utlekta fisken att överleva nedströmsvandringen till Vänern ökar möjligheten att stärka laxpopulationen i systemet. Dessutom ökar man andelen stor fisk med erfarenhet från tidigare lek, inklusive värdefulla stora honor med hög fekunditet (Calles & Greenberg 2009). Därför vill vi studera den utlekta fiskens beteende och vägval när de närmar sig Edsforsen samt mäta förlusterna och migrationsframgång när de simmar nedströms förbi de åtta kraftverken mot Vänern.

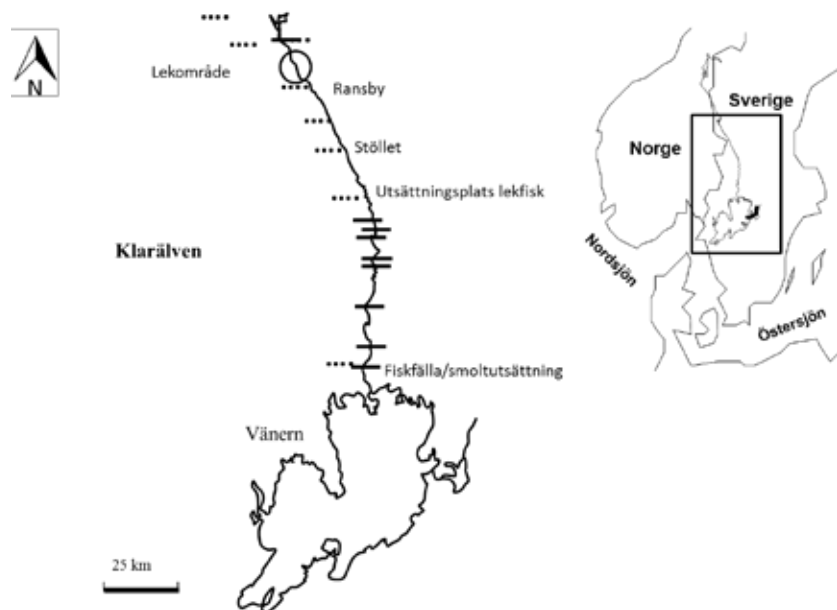
MATERIAL OCH METODER

Vi följde den radiomärkta lekfisken som ingått i den tidigare beskrivna lekfiskstudien 2011-2013 (se delrapporten om "Uppströmsvandring av vild lax och öring i Klarälven"). Här beskriver vi kortfattat de förutsättningarna för lekfiskstudierna som har relevans för våra keltstudier. Totalt märktes 181 laxar och 28 öringar (Tabell 2). Fisken märktes mellan

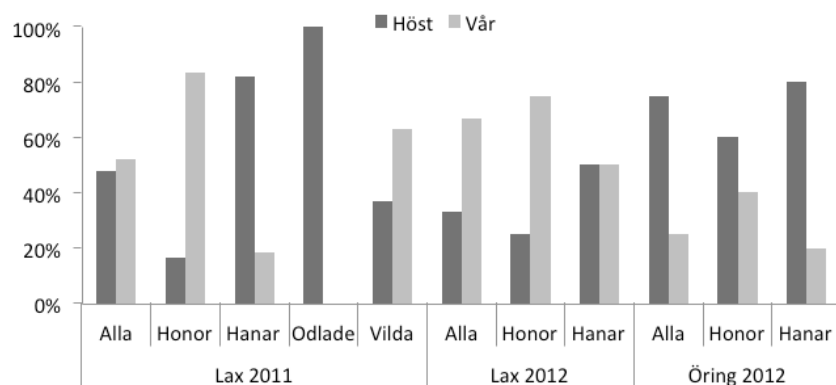
mitten av augusti till början av oktober 2011, mitten av juni till slutet av augusti 2012 (tidiga 27 juni – 11 juli; sena 4 juli – 23 augusti), samt mitten av juni 2013. Totalt sett varierade storleken på laxen mellan 47 och 96 cm under de tre åren och för öring mellan 49 och 74 cm (Tabell 2). Det fanns några skillnader mellan åren som lekfiskstudierna utfördes. År 2011 jämfördes odlad och vild lax (Tabell 2). År 2012 studerades både vild öring och vild lax. Dessutom jämfördes vild lax som flyttades förbi Edsforsen tidigt på säsongen med vild lax som flyttades senare på säsongen. Det sista året, 2013, jämfördes tidigt och sent uppflyttade laxar. All fisk fångades i fiskfällan i Forshaga, märktes med externa radiosändare, längdmättes och kördes samma dag upp för utsättning ovan Edsforsen (Figur 6).

Vi följde den radiomärkta fisken efter leken för att undersöka hur de beter sig under nedströmsvandringen 2011-2014 (dock är resultaten från 2013-2014 få och preliminära, eftersom studien är pågående). Särskild vikt har lagts vid beteendet vid Edsforsens kraftverk, eftersom det är det första kraftverket fisken möter under sin nedströmsvandring från lekplatserna. Vi har haft både stationära loggrar och pejlat manuellt i syfte att undersöka migrationsperioder, rörelsemönster vid kraftverket, uppehållstid och passageväg. Flera stationära loggrar satts ut vid Edsforsen för att kunna beskriva deras beteende vid dammen, särskilt vilken väg som de använde när de simmade förbi dammen.

Vi har också följt fisken på deras fortsatta vandring mot Vänern och därmed kunnat kartlägga förlusterna och migrationsframgång förbi alla åtta



Figur 6. Karta över Klarälven och Vänern som visar kraftverksdamarna (feta streck) och placeringen av loggrarna (streckade linjer). Cirkeln visar det primära lekområdet för lax i huvudfåran.



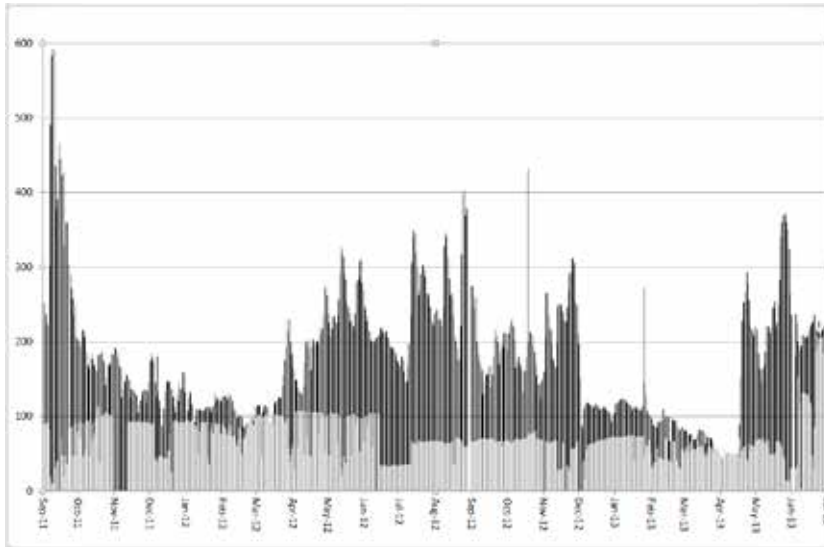
Figur 7. Vandringsperiod för lax och öring, uppdelad för kön och ursprung, under höst och vår 2011 och 2012.

kraftverksdammar, från Edsforsen till Forshaga (Figur 6). I telemetrisk studier följer man fiskens vandring genom att registrera varifrån sändarnas signaler kommer. Tekniken i sig, ger inga direkta svar på om t.ex. en fisk är död

eller inte. Eftersom vi inte exakt vet vad som händer en fisk som inte längre registreras vid loggerstationerna har vi valt att använda termen *förlust* och *vandringsframgång* när vi beskriver vad som händer fisken i studien. Termen *förlust* används när en fisk inte längre registreras av loggrarna, eller om en fisk vid upprepade tillfällen registreras i lugnflytande habitat med vegetation, som normalt associeras med hög tillgång på predatorer, i samband med manuell pejling. Termen *vandringsframgång* beskriver fisk som passerat en eller flera loggerstationer.

Tabell 2. Antal och längd (cm; medelvärde + SD) på lekfisk som märktes de olika åren.

År		Öring	Vild lax	Odlad lax
2011	Antal Längd		34 sent 47-81 (72+7)	28 46-81 (66+9)
2012	Antal Längd	28 49-74 (60+7)	28 tidigt 33 sent 63-91 (75+6)	
2013	Antal Längd		29 tidigt 29 sent 50-96 (74+7)	



Figur 8. Vattenflödet i Edsforsen genom turbinerna (ljusgrått) och via spill (mörktgrått) från september 2011 till juli 2013.

RESULTAT

Av den radiomärkta vilda laxen lekte sammanlagt 64 av 119 fiskar, 32 fiskar 2012 (av 61 uppflyttade) och 32 fiskar 2013 (av 58 uppflyttade). Fyrtionio procent av dessa 64 fiskar överlevde leken och inledde sin nedströmsvandring. Kelten migrerade nedströms under höst och vår men utan tydliga toppar. Under 2011-2012 skedde vandrigen från oktober-november respektive mars-maj och under 2012-2013 i november respektive april-maj. Honor vandrade i högre grad nedströms under våren och

hanarna under hösten (Figur 7).

Av laxen som nådde Edsforsen passerade 70 % Edsforsen inom en timme, men passagetiden varierade från 10 minuter till 50 dagar. Det spilldes vatten vid Edsforsen under nästan hela migrationsperioden båda åren (Figur 8), och 84 % av passagera skedde via de bottentappade spillluckorna (resten via turbinerna). Totalt överlevde 81 % av laxen vandrigen förbi Edsforsen. Ingen av de nedströmsvandrande fiskarna som lekt nådde Vänern under 2011-2013 men en fisk simmade nedströms Forshaga under våren 2014 (Tabell 3).

Tabell 3. Vildlaxens nedströmsvandring i kraftverkssystemet. Både antal lax som nådde fram till de olika kraftverken och antal förlorade vid varje kraftverk för de tre åren anges, liksom den ackumulerade överlevnaden. Obs att värdena för 2013-2014 är preliminära, eftersom studien är pågående, och därför är inte värdena från 2013-2014 med i "Totalt".

	2011-2012	2012-2013	2013-2014	Totalt (2011-2013)		
	Till Krv (Förlorade) (N)	Till Krv (Förlorade) (N)	Till Krv (Förlorade) (N)	Till Krv (Förlorade) (N)	Överlevnad (%)	Ack. över- levnad (%)
Edsforsen	19 (4)	12 (1)	19(10)*	31 (5)	84%	84%
Skoga	15 (8)	11 (3)	7(3)	26 (11)	58%	48%
Krakerud	7 (2)	8 (3)	4(0)	15 (5)	67%	32%
Forshult	5 (2)	5 (3)	4(2)	10 (5)	30%	10%
Skymnäs	1 (0)	2 (0)	2(0)**	3 (0)	100%	10%
Munkfors	1 (1)	2 (0)	1(0)	3 (1)	67%	6%
Deje	-	2 (1)	1(0)	2 (1)	50%	3%
Forshaga	-	1 (1)	1(0)	1 (1)	0%	0%
*2 levande fiskar nedströms Edsforsen **1 levande fisk uppströms Skymnäs						

Däremot lyckades 22 % av laxen som blev fallbacks (odlad och vild fisk) att simma förbi alla kraftverksdammar (Tabell 4). En fallback definierades som en individ som simmade nedströms och hamnade nedanför Edsforsens kraftverk efter upptransport från Forshaga inför lek. (läs mer om detta i delrapporten "Uppströmsvandring av vild lax och öring i Klarälven").

Av de 10 odlade laxar som befunnit sig uppströms Edsforsen under lekperioden 2011 inledde fyra nedströmsvandring och nådde fram till Edsforsens kraftverk på hösten.

Tolv av de 28 märkta öringarna överlevde leken och inledde sin nedströmsvandring, 75 % vandrade under hösten och 25 % under våren. Passagetiden vid Edsforsen sträckte sig från 11 min till 12,4 dagar (median 32,6 h). Det spilldes vatten vid Edsforsen under nästan hela migrationsperioden då åtta öringar passerade via spill och fyra via turbinen. En öring dog vid passagen (via turbin). Totalt nådde en öring av de 12 öringarna som lekte Vänern efter att ha passerat åtta vattenkraftverk (Tabell 5).

DISKUSSION

Betydelsen av laxartade fiskar som leker mer än en gång under sina liv har börjat få mycket uppmärksamhet. Dessa stora fiskar med hög fekunditet kan ha stor betydelse för en population ((Fleming 1996, 1998; Halttunen 2011). De betraktas som viktiga genetiskt sett (Saunders & Schom 1985) och bidrar till en populations stabilitet (Schindler et al. 2010) och produktivitet (Halttunen 2011). En tidigare studie av lax från Vänern, baserad på fjällanalyser, uppskattade antalet laxar som lekte mer än en gång till 3 av 65 fiskar eller ca 5 % (Hållén 2008). Denna siffra ligger i närheten av våra resultat om antalet fiskar som når Vänern. För alla tre år tillsammans fann vi att 1 av 50 laxar (2 %) nådde Vänern (dvs Forshaga; obs att 2013-14 studien inte är färdigstämmanställd). Om man lägger ihop antalet fiskar som simmade igenom alla åtta

Tabell 4. Överlevnad hos laxfallbacks genom kraftverkssystemet.

	Till Krv (N)	Förlorade (N)	Överlevnad (%)	Akkumulerad Överlevnad (%)
Edsforsen	18	1	94 %	92 %
Skoga	17	4	76 %	72 %
Krakerud	13	4	69 %	50 %
Forshult	9	3	67 %	33 %
Skymnäs	6	0	100 %	33 %
Munkfors	6	1	83 %	28 %
Deje	5	0	100 %	28 %
Forshaga	5	1	80 %	22 %
Vänern	4			

Tabell 5. Öringens nedströmsvandring i kraftverkssystemet.

	Till Krv (N)	Förlorade (N)	Överlevnad (%)	Akkumulerad Överlevnad (%)
Edsforsen	12	1	92 %	92 %
Skoga	11	2	82 %	75 %
Krakerud	9	2	78 %	58 %
Forshult	7	3	57 %	33 %
Skymnäs	4	0	100 %	33 %
Munkfors	4	1	75 %	25 %
Deje	3	2	33 %	8 %
Forshaga	1	0	100 %	8 %
Vänern	1			

kraftverk, oavsett om fisken hade lyckats med lek eller inte (dvs. inklusive fallbacks, som antas vara i bättre kondition än lekfisken), fann vi att 5 av 68 fiskar (7 %) lyckades. Motsvarande siffra för öring var 8 %. Således stämmer våra resultat på 2-8 % av fisken som når Vänern överens med Hålléns (2008) siffra för återlek. Med tanke på att en viss mortalitet bör förekomma i Vänern är det svårt att diskutera dessa siffror i detalj, utan man får bara konstatera att antalet laxar som leker mer än en gång är få.

Återleksfrekvensen varierar mycket mellan olika populationer i världen, alltifrån några få procent (Ducharme 1969, Cuinat 1988, Jokikokko et al. 2006, Kjaransdóttir 2008) till en stor del av populationen (Ducharme 1969, Hedger et al. 1969, Halttunen 2011). En återleksfrekvens på ca 2-8 % (8 % för

lax inkluderar de icke-lekande fallbacks) i Klarälven är inte särskilt högt och det innebär att dessa fiskar nog inte kommer att bidra särskilt mycket till populationen. För att öka återleksfrekvensen krävs det åtgärder för att öka överlevnad hos kelt. En sådan åtgärd undersöks redan nu, d.v.s. möjligheten att bygga en avledare och fångstanläggning vid Edsforsen (se ovan om delprojekt 1), för att sedan transportera fiskarna nedströms förbi alla kraftverk. Behovet av andra åtgärder kan också undersökas, som t ex att begränsa fisketrycket i övre delen av Klarälven, dvs. uppströms Edsforsen och hela vägen till Höljesdammen.

REFERENSER

Anglea SM, Simmons MA, Simmons CS, Kudera EA, Skalski JR. 2002. Hydroacoustic evaluation of the removable spillway weir at Lower Granite Dam. 26 sidor.

Arnekleiv JV, Kraabøl M, Museth J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582, 5-15.

Calles O, Greenberg L. 2009. Connectivity is a two-way street- the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research & Applications* 25, 1268-1286.

Calles O, Nyquist D, Greenberg LA. In preparation. Åtgärdsförslag för förbättrad nedströmspassage vid Edsforsens kraftstation i Klarälven. sidor.

Calles O, Degerman E, Wickström H, Christiansson J, Gustafsson S, Näslund I. 2013a. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar - Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*, 114 sidor.

Calles O, Karlsson S, Vezza P, Comoglio C, Tielman J. 2013b. Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant. *Freshwater Biology*. 58, 2168-2179.

Calles O, Rivinoja P, Greenberg L. 2013c. A historical perspective on downstream passage at hydroelectric plants in Swedish rivers. In *Ecohydraulics: an integrated approach*, A. H. Ian Maddock, Paul Kemp and Paul Wood (eds). John Wiley & Sons Ltd: West Sussex, UK, s. 309-322.

- Cuinat R. 1988.* Atlantic salmon in an extensive French river system: the Loire-Allier. Atlantic Salmon: Planning for the Future. London: Croom Helm, 389-399.
- Ducharme L. 1969.* Atlantic salmon returning for their fifth and sixth consecutive spawning trips. Journal of the Fisheries Board of Canada 26, 1661-1664.
- Ebel G. 2013.* Fish Protection and Downstream Passage at Hydro Power Stations Handbook of Bar Rack and Bypass Systems. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie:
- EPRI. 2002.* Upstream and Downstream Fish Passage and Protection Technologies for Hydroelectric Application: A Fish Passage and Protection Manual. 180 sidor.
- Ferguson J, Williams J, Meyer E. 2002.* Recommendations for improving fish passage at the Stornorrfor Power Station on the Umeälven, Umeå, Sweden. 20 sidor.
- Ferguson JW, Poe T, Carlson TJ. 1998.* Surface-oriented bypass systems for juvenile Salmonids on the Columbia River, USA. In Migration and fish bypasses., M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Oxford, s. 281-299.
- Fleming IA. 1996.* Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. Reviews in Fish Biology and Fisheries 6, 379-416.
- Fleming IA. 1998.* Pattern and variability in the breeding system of Atlantic salmon (*Salmo salar*), with comparisons to other salmonids. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 59-76.
- Hållen A. 2008.* Hur stor del av Vänerns lax är vild? En undersökning av andelen vild respektiv odlad lax i Väner. Examensarbete, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet, 31 sidor.
- Halttunen E. 2011.* Staying alive: the survival and importance of Atlantic salmon post-spawners. Ph. D. dissertation. Universitetet i Tromsø, Norge.
- Hanson BN. 1999.* Effectiveness of two surface bypass facilities on the Connecticut River to pass emigrating Atlantic salmon smolts. In Innovations in fish passage technology, M. Odeh (eds). American Fisheries Society: Bethesda, Maryland, USA; s. 43-59.
- Hedger RD, Hatin D, Dodson JJ, Martin F, Fournier D, Caron F, Whoriskey FG. 2009.* Migration and swimming depth of Atlantic salmon kelts *Salmo salar* in coastal zone and marine habitats. Marine Ecology Progress Series 392, 179-92.
- Jokikokko E, Kallio Nyberg I, Jutila E, Saloniemi I. 2006.* Effect of origin, sex and sea age of Atlantic salmon on their recapture rate after river ascent. Journal of Applied Ichthyology 22, 489-94.
- Kjaransdóttir H. (2008.* Repeat spawning of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) in various salmon rivers in Iceland. s. 54. Agricultural University of Iceland.
- Kriström B, Calles O, Greenberg LA, Leonardsson K, Paulrud A, Ranneby B. 2010.* Samhällsekonomisk analys av alternativa åtgärder i flödespåverkade vattendrag: Emån och Ljusnan. Vetenskaplig slutrapport. (Cost-Benefit Analysis of River Regulation: The case of Emån and Ljusnan. Scientific summary report). Elforskrapport 89 sidor.
- Larinier M, Travade F. 1999.* The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. In Fish Passage Technology, M. Odeh (eds). American Fisheries Society: Bethesda, Maryland, USA, s. 25-42.
- Larinier M, Travade F. 2002.* Downstream migration: problem and facilities. Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture 364, 181-207.
- Lind J, Östberg J, Norén P, Emanuelsson A. 2014.* Utredning fiskavledning Edsforssens kraftverk, Klarälven, Tekniska förutsättningar och konsekvensbedömning av 4 olika utförandealternativ. Norconsult sidor.
- Lucas MC, Baras E. 2001.* Migration of freshwater fishes. Blackwell Science: Malden, MA.
- NMFS. 2011.* Anadromous salmonid passage facility design. National Marine Fisheries Service Northwest Region 140 sidor.
- Norrgård JR, Greenberg LA, Piccolo JJ, Schmitz M, Bergman E. 2013.* Multiplicative loss of landlocked Atlantic salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. River Research and Applications. 29, 1306-1317.
- Odeh M, Orvis C. 1998.* Downstream fish passage design considerations and developments at hydroelectric projects in the North-east USA. In Migration and fish bypasses., M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Oxford, s. 267-280.
- Ogden DA, Hockersmith EE, Axel GA, Burke BJ, Frick KE, Absolon RF, Sandford BP. 2008.* Passage Behavior and Survival of River-Run Subyearling Chinook Salmon at Ice Harbor Dam, 2007. 58 sidor.
- Saunders RL, Schom CB. 1985.* Importance of the variation in life history parameters of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42, 615-8.

Schindler DE, Hilborn R, Chasco B, Boatright CP, Quinn TP, Rogers LA, Webster MS. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature* 465, 609-12.

Scruton D, McKinley R, Kouwen N, Eddy W, Booth R. 2003. Improvement and optimization of fish guidance efficiency (FGE) at a behavioural fish protection system for downstream migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *River research and applications* 19, 605-617.

Scruton D, Pennell C, Bourgeois C, Goosney R, King L, Booth R, Eddy W, Porter T, Ollerhead L, Clarke K. 2008. Hydroelectricity and fish: a synopsis of comprehensive studies of upstream and downstream passage of anadromous wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, on the Exploits River, Canada. *Hydrobiologia* 609, 225.

Scruton D, Pennell C, Bourgeois C, Goosney R, Porter T, Clarke K. 2007. Assessment of a retrofitted downstream fish bypass system for wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts at a hydroelectric facility on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia* 582, 155-169.

Travade F, Larinier M. 1992. La migration de dévalaison: problèmes et dispositifs. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 326/327, 165-176.

Travade F, Larinier M, Subra S, Gomes R, De-Oliveira E. 2010. Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 19.



Förbättringsåtgärder vid Forshagafällan

Stefan Stridsman* & Pär Gustafsson**

Länsstyrelsen i Norrbottens län*, Länsstyrelsen i Värmlands län**

INLEDNING

I Forshaga kraftstation, ungefär 20 km från Klarälvens mynning till Vänern, ligger Fortums anläggning för fångst av uppvandrande lax och öring av Klar- och Gullspångsstam. I fångstanläggningen fångas lax och öring för romtagning för vidare uppodling av smolt i kompensationssyfte. Vild lax samt vild och odlad öring av Klarälvsstam som fångas i fällan transporteras med lastbil upp till de enda kvarvarande lek- och uppväxtområdena ovanför Edsforsens kraftverk. Odlad lax och öring som inte behövs för framtagande av utsättningsmaterial för kompensationsutsättningar av smolt återutsätts uppströms Forshaga kraftverksdamm.

FORSHAGA FISKFÄLLA

Bakgrund

Forshaga kraftverk byggdes 1912 med en fiskväg som möjliggjorde fiskpassage

upp till nästa kraftverk i Deje där fisken fångades för vidare romtagning och uppodling för kompensationsutsättningar i Klarälven. År 1993 flyttades detta avelsfiske från Deje ner till Forshaga kraftverk och dess fiskväg (Figur 1). I fiskvägen i Forshaga installerades två ploggrindar i lockvattenbassängen där fisk fångades och manuellt hävades upp efter att vattenmängden reducerats genom den lockvattenlucka som användes för vattentillförseln till fiskvägen. Fisk tog sig in i fångstbassängen genom de två ingångarna vilkas funktion var beroende av vattenföringen i älven. Vattennivån i älven var begränsande för den manuella hävningen av fisk. Vid hög vattenföring var hävning inte möjlig p.g.a. det höga vattenstånd som blev i lockvattenbassängen, det var helt enkelt inte vadbart inne i bassängen. De hävade fiskarna placerades i en rostfri låda som rymde ca 10 fiskar som sedan



Figur 1. Forshaga fiskväg med de olika ingångarna. Foto: Stefan Stridsman



Figur 2. Manuell hävning av fisk i fångstbassängen för placering i fiskkorgen som hissades upp till anslutningsröret för självfallstransport ner till avelsbassängen. Foto: Stefan Stridsman



Figur 3. Fiskvägens nedre ingång med de fem ingångarna med luckorna nedsänkta utan regleringsmöjlighet. Foto: Stefan Stridsman.

hissades ca 4 meter upp till ett anslutningsrör som transporterade fisken genom självfall ner till avelsbassängen (figur 2).

Den övre delen av fiskvägen (denilsektionen) hade sedan länge demonterats och vattentillförseln till denilrännan har varit avstängd. Ett galler hade monterats vid ingången till denilrännan för att förhindra fisk att simma in i denilsektionens nedre del som blir vattendränkt speciellt vid högre vattenföringar.

Ombyggnation av fiskfällan

Den 18 april 2011 genomförde Mikael Hedenskog, Länsstyrelsen Värmland och Stefan Stridsman, Länsstyrelsen Norrbotten ett tillsynsbesök vid fångstfällan i Forshaga tillsammans med Marco Blixt, Fortum. Marco visade anläggningen samt förklarade hur lax och öring, av stammarna Klarälven och Gullspångsälven, fångas i anläggningen för avel, upptransport och återutsättning.

Vid besöket kunde konstateras att de fem luckorna i fiskvägens nedersta ingångar inte var reglerbara eftersom vajrarna var demonterade. Samtliga luckor var nedsänkta vilket medför att ingen koncentrerad vattenström skapas

ut från fiskvägen som ska anlocka fisk in mot ingången till fiskvägen (figur 3).

Marco Blixt, Fortum informerade att endast en av de två lockvattenluckorna används som drivvatten för fiskvägen eftersom turbulensen i fångstfacket blir för kraftig vilket gör det ogynnsamt för fisk att uppehålla sig i fångstbassängen under en längre tid. Vittjningen av fisk i fångstbassängen skedde ca 1-3 gånger per vecka. Vidare informerade Marco att den övre fiskvägsingången används som ett så kallat "hoppfiske" d.v.s. när spill har skett i sektorluckan/orna och vattennivån i älven sjunker skapas ett överfall i ingången till fiskvägen som anlockar fisk till ingången och vidare in i fångstbassängen.

Länsstyrelsen konstaterade efter besöket att flera åtgärder är nödvändiga att utföra för att erhålla en bättre funktion av fiskvägen speciellt vid höga vattenstånd och därmed också erhålla en ökad fångst av avelsfisk för kompensationsutsättningarna och för vidare upptransport till området uppströms Edsforsens kraftverk. Den 11 augusti 2011 installerade länsstyrelsen en elektronisk fiskräknare (Riverwatcher, Vaki) i ploggrinden i den översta

fiskvägsingången för att registrera fiskpassage. Fiskräknaren var i drift en månad och under denna tid passerade lika många fiskar in i som ut ur fångstbassängen genom fiskräknaren. Fisk kunde även ta sig in och ut i fångstbassängen genom den andra ploggrinden (figur 4). Resultatet av den elektroniska kontrollräkningen visade att fisk utan problem tog sig in och även ut ur fångstbassängen trots att ploggrindar installerats som skulle förhindra fisk att hitta ut ur fångstbassängen.

Efter fiskvandringssäsongen 2011 initierade Länsstyrelsen i Värmland/Vänerlaxens Fria Gång diskussioner med Fortum angående förbättringsåtgärder i fiskvägen i Forshaga. Detta ledde till ett arbetsgruppsmöte den 17 jan 2012 med Fortum, Länsstyrelserna i Värmland och Norrbotten samt Fiskhälsan där förbättringsåtgärder av fångstfällan i fiskvägen diskuterades. Den 24 feb 2012 hölls det första projektmötet där konkreta åtgärder diskuterades och planerades. Huvudsyftet med åtgärder i fiskvägens fångstanläggning var att fisken på egen hand kontinuerligt skulle simma in i avelsbassängen utan någon manuell vittjning eller hävning några enstaka gånger per vecka, samt att all fisk skulle



Bild 4. Fiskvägens två ingångar genom ploggrindarna in till fångstbassängen med fiskräknaren installerad i den övre ploggrinden. Manuell hävning pågår. Foto: Stefan Stridsman



Figur 5. De fem ingångarna med reparerade justeringsanordningar för höjdjustering av luckorna för styrning av vattenutflödet samt vattenarean i fiskvägsmynningen. Foto: Stefan Stridsman.



Figur 6. Installation av lameller i fiskvägens denilsektion. Foto: Tomas Utter.

registreras i en elektronisk fiskräknare med video/bild dokumentation för artbestämning samt identifiering huruvida fisken var vild eller odlad.

I åtgärds paketet ingick:

- åtgärda de fem nedersta ingångsluckorna i fiskvägen så att dessa skulle bli reglerbara för att styra vattenutflödet från fiskvägen till en lämplig ingångsposition samt att skapa en tydlig och kraftig vattenström ut ur fiskvägen (figur 5).
- återmontering av lamellerna i fiskvägens denilsektion som börjar ovanför lockvattenbassängen (figur 6).

- montering av mellanvägg med galleröppning för vattengenomströmning i översta facket i fiskvägen.
- montering en elektronisk fiskräknare (Riverwatcher, Vaki), med kamera för inspelning av video/bild och med fjärrövervakning, i översta bassängen i fiskvägen i anslutning till denilsektionens översta del (figur 7).
- installation av en s.k. "false weir" (falsk tröskel) som skapar en lockvattenström med hjälp av en vattenpump (flygt) i den monterade mellanväggen i det översta facket (figur 8).
- Installera en öppning i mellanväggen

i översta facket i fiskvägen som utgör ingången till "false weir".

- Installation av belysningsarmatur för att skapa en ljus ingångsöppning till "false weir".

Syftet med åtgärderna var att fisk skulle simma in till avelsbassängen utan hantering. Fortum påbörjade och finansierade åtgärdsarbetena med omkonstruktioner av fiskvägen enligt ovanstående förslag. I samarbete med Länsstyrelsen var åtgärderna färdigställda av Fortum i början av uppvandringssäsongen 2012. Under uppvandringssäsongen genomfördes justeringar av bl.a. vattenhastigheten i fiskräknarens fototunnel. Fisk som passerat den nyanlagda fiskvägens denilsektion blev stående i fototunnel och skapade en hel del nedströmsregistreringar i fiskräknarens databas. Genom att öka vattenhastigheten i fototunneln reducerades nedströmsregistreringarna i databasen. Efter att fiskar simmat ut ur fototunneln blev de kvar i bassängen innan de simmade in i "false weir".

Efter avslutad uppvandringssäsong för lax och öring kontaktade Fortum länsstyrelsen angående kompletterande åtgärder inför fiskvandringssäsongen 2013. Efter samråd beslutades att:

- åtgärda den övre fiskvägsingången så att öppningen kan regleras i höjd och storlek för att skapa en mer koncentrerad vattenström ut från fiskvägen
- Efter utgångsöppningen från fototunneln monterades en gallerlåda som ansluter öppningen till "false weir" vilket medför att fisk inte kan uppehålla sig i bassängen när de simmat ut ur fototunneln.
- Vattenpumpens röröppning flyttades under "false weir" lådans botten för att kunna reglera vattentrycket.
- För att öka vattenhastigheten genom fototunneln monterades en styrplåt mellan fototunnelns utgång och fiskvägens betongvägg.
- Under vandringssäsongen 2013 uppehöll sig fisk länge i fototunneln innan de simmade ut ur tunneln och in i gallerlådan och vidare in genom "false weir" öppningen. Justeringar utfördes



Figur 7. Fiskräknare (Riverwatcher, Vaki) med videoenhet installerad i anslutning till denilrännans översta del. Foto: Pär Gustafsson



Figur 8. Installation av den falska tröskeln där fisk simmar in. Foto: Stefan Stridsman

med hjälp av plywoodskivor på gallerlådan för att förändra vattenhastigheten närmast ingången till "false weir".

- Trappan ner till fiskvägen som tidigare användes vid manuell håvning demonterades eftersom fisk riskerade att stöta emot stålställningen som var placerad mitt i fiskvägen.
- Kanterna på lamellerna i denilrännan slipades av för att minska risken för skador på fisken p.g.a. eventuell nötning.

Framtida åtgärder i fiskvägen

Att de ovan beskrivna åtgärderna har genomförts är mycket positivt. Sannolikt har de ökat effektiviteten i fällan, de har bevisligen minskat hanteringen och ökat möjligheterna för övervakning av uppvandrande fisk. Trots detta bedöms

till exempel nedanstående åtgärder viktiga för att ytterligare öka fiskvägens funktion, effektivitet samt förbättra fiskhälsan:

- För att skapa en så bra anlockningsström ut ur fiskvägen måste båda lockvattenluckorna kunna öppnas helt. Under 2012 och 2013 har inte luckorna varit fullt öppna p.g.a. den kraftiga turbulens som skapas i lockvattenbassängen som troligtvis försvårar för fisk att detektera denilsektionens utflöde. För att fullt ut kunna nyttja lockvattenmängden genom de två lockvattenluckorna måste en energi-eliminering anläggas för att reducera den kraftiga turbulens som uppstår i lockvattenbassängen. En tänkbar lösning är att bygga en tvärgående mellanvägg i bakkant med bottenöppning för lockvattnets ut-

flöde. Denna åtgärd förbättrar också fiskars möjlighet att känna av utflödet från denilrännan när fisken simmat in i lockvattenbassängen.

- Vid högt vattenstånd i älven stiger vattennivån upp till och även över de fem nedersta reglerbara luckorna vid fiskvägens ingång. Den tydliga och kraftiga vattenströmmen ut ur fiskvägen försvinner vilket avsevärt försvårar för fisk att detektera fiskvägens ingång. Detta åtgärds förslagsvis genom att de fem nedersta reglerbara luckorna omkonstrueras så att det är möjligt att höja tröskelhöjden en meter från nuvarande högsta tröskelhöjd. Genomförs denna åtgärd måste även fiskvägens yttervägg mot älven höjas från lockvattenbassängen ner till de fem luckorna. Höjningen av väggen förhindrar därmed vattnet att rinna över väggen och möjliggör en tydlig och markerad anlockningsström ut från fiskvägen.
- Vattenhastigheten genom fototunneln måste ökas för att fisk inte ska stanna och uppehålla sig i fototunneln vilket inträffade 2012 och 2013. Alternativt bör scannerplattorna flyttas fram till utgångsöppningen för att registrera fisken när de simmar ut ur fototunneln. Denna ändring förutsätter också att programvaran i fiskräknaren uppdateras.
- När vattenmängden i Klarälven överstiger slukförmågan i Forshaga kraftverk spills överskottsvattnet genom spillluckorna. Vid spill anlockas uppvandrande laxar och öringar till området nedanför spillluckorna vilket visats i andra studier inom projektet (se delrapport "Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"). Ansamlingen av fisk i detta område kan bli avsevärd och det verkar som att fisken då får svårt att detektera fiskvägarnas ingångar. För att förhindra att fisk söker sig till området nedanför spillluckorna och därmed i mindre utsträckning går in i fiskvägen, kontaktade Länsstyrelsen i Värmland det amerikanska företaget Smith-Root Inc. för en förstudie av en elbarri-

är som förhindrar fisk att simma upp mot spilluckorna. Smith-Root genomförde ett platsbesök våren 2013 och upprättade därefter en rapport angående möjlig installation och placering av en elbarriär (se delrapport *"Elbarriär vid Forshaga kraftverk"*).

- För att fisken lättare ska hitta fiskvägarnas ingångar under perioder med högt flöde och mycket spillvatten bör ett spillschema upprättas där spillvattnet i första hand alltid släpps i timmerrännan samt i luckan närmast fiskvägen. Först därefter och om behov finns av att spilla ytterligare vatten släpps vatten successivt i övriga luckor. Spillvatten kan vara vatten som "måste" spillas när tillrinningen överstiger turbinkapaciteten eller vatten som spills i i något eller några utskov oavsett tillrinningens storlek.
- Under sommarhalvåret förekommer perioder när vattentemperaturen i Klarälven stiger över 20°C. Vid dessa tillfällen stänger Fortum (enligt anvisningar från Länsstyrelsen) fiskvägen på grund av den stress som uppstår hos fisken i avelsbassängen genom den höga vattentemperaturen. Fiskvägen kan av den anledningen vara stängd i uppemot 2-3 veckor i följd, exempelvis stängdes fiskvägen av i 3 veckor under 2013 och ca 4 veckor under 2014. Under dessa perioder sker inga upptransporter av vild Klarälvlax och öring till områdena uppströms Edsforsen kraftverk. Genom nedkylning av vattnet i avelsbassängen under de perioder som vattentemperaturen överstiger 20°C skulle fiskarnas stress reduceras och fiskvägen kan vara i drift under hela uppvandringsäsongen. Genom kontrollerad nedkylning av transportvattnet skulle även transporter kunna ske under hela uppvandringsperioden.
- En förändrad hanteringsrutin av den fisk som fångats i avelsbassängen är nödvändig. Fisk ska inte håvas från avelsbassängen eftersom håvning skadar fiskens yttre skydd och ökar risken för sekundär svamppåväxt. En alternativ lösning är att konstruera

en likadan lösning som i fiskvägen där fisk simmar in genom en falsk tröskel. Därefter kan fisk av sig själv simma upp genom ett låglutande rörsystem upp till "markplan" för att där registreras, sorteras och eventuellt märkas. Detta medför att fisken aldrig behöver hanteras manuellt förutom om märkning ska utföras. Lastning till lastbil bör ske på samma sätt, d.v.s. utan manuell hantering.

- Under uppvandringsäsongen är det viktigt att transport till området uppströms Edsforsen kraftverk sker med tätare intervaller än vad som hittills varit praxis. Detta för att minska den stress och effekterna därav som sannolikt blir följden av att gå i en bassäng med många, ibland hundratals, andra fiskar i upp till en vecka (Iwama et al. 1997, SVA 2014). Dessutom får antas att risken för både direkta och indirekta sjukdomar ökar ju längre tid fisken går i bassängen.
- Så länge upptransporter sker och andra åtgärder visat sig otillräckliga för att minska andelen fallbacks bör utsättningsplatsen uppströms Edsforsen justeras. Optimalt är att fisk transporteras upp till första tillgängliga forsområde för att i möjligast mån undvika så kallade "fallbacks" d.v.s. att fisk efter utsättning släpper sig nedströms och fastnar nedströms ett kraftverk (Se även delrapport *"Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"*).

SUMMERING

Åtgärder bör vidtas vid Forshaga centralfiske för att optimera fångsten av lax och öring. Detta är viktigt dels för fiskens egen välfärd, för att öka mängden lekfisk på lekområdena uppströms Edsforsen och ur ett genetiskt perspektiv är det viktigt att fallan är så effektiv att den fångar upp hela populationernas genetiska bredd, och därigenom nå hållbara stammar på lång sikt (se delrapporterna om Genetik).

Åtgärderna är viktiga för att minimera fiskens stress och utsatthet för sjukdomar. Dagens delvis manuella hantering/

håvning, förvaring i upp till en vecka innan transport i en bassäng med många andra fiskar samt själva transporten uppströms ger sannolikt en ökad stressnivå hos fisken. Detta kan ge negativa effekter på fiskens välfärd via till exempel sjukdomar, minskad tillväxt samt minskad reproduktionsframgång (Barton & Iwama, 1991; Iwama et al. 1997). Mot bakgrund av ovanstående samt att det i just detta specifika fall även handlar om förhållandevis få vilda lekfiskar av en värdefull och kraftigt decimerad laxpopulation, bör verksamheten i Forshaga anpassas så att stressnivån på fisken minimeras för att den på så sätt ska nå en så bra välfärd som möjligt (både under förvaring och under transport men även efter att fisken återutsatts).

Det kan vara tveksamt om dagens delvis manuella hanteringssystem och förvaring av vild lekvandrande fisk i Forshaga är helt förenlig med svensk djurskyddslagstiftning (Djurskyddslagen 1988:534). Lagen inbegriper förvisso inte vild fisk direkt, men då en vild fisk har fångats omfattas den av lagen (1 §) och ska därmed behandlas enligt densamma (Jordbruksverket muntligt.). Följande lagrum kan vara relevanta i sammanhanget:

2 § Djur skall behandlas väl och skyddas mot onödigt lidande och sjukdom.

4 § Djur skall hållas och skötas i en god djurmiljö och på ett sådant sätt att det främjar deras hälsa och ger dem möjlighet att bete sig naturligt.

5 § Djur får inte överansträngas. Inte heller får de agas eller drivas på med redskap som lätt kan såra eller på annat sätt skada djuret.

Föresatsen bör därför sammanfattningsvis vara att den fisk som fångas i Forshaga skall hindras/störas/stressas så lite som möjligt på sin naturliga vandring uppåt i älven för att maximera utbytet i form av avkomma. Detta fordrar i så fall att justeringar görs enligt de ovan beskrivna förslagen (eller likvärdiga med samma effekt).

REFERENSER

Barton, B. A. och Iwama, G. K. (1991)
Physiological changes in fish from stress
in aquaculture with emphasis on the
response and effects of corticosteroids.
Annual Review of Fish Diseases, Volume 1, pp 3-26.

Hellström A, C. Axén, E. Jansson. (2013).
Riskanalys och konsekvensutredning av-
seende förekomst av bakterien *Renibac-*
terium salmoninarum (Rs) i samband
med möjliggörande av fri vandring
eller upp-/nedtransport av laxfisk
Vänern/Klarälven/Trysilälven (SVA dnr:
2013/797)

Iwama, G. K., A. D. Pickering, J. P.
Sumpte, C. B. Sreck. (1997) Fish Stress
and Health in Aquaculture

Elektrisk fiskbarriär/avledare Forshaga

Huvudrapportförfattare: Jason Kent*

Denna sammanfattning: Pär Gustafsson**

Smith-Root Inc. *, **Länsstyrelsen i Värmlands län

FÖRORD

Denna delrapport är en svensk sammanfattning av den 40-sidiga huvudrapporten *Electrical Fish Barrier Feasibility Study, Forshaga, Sweden, 2014*. Rapporten redogör för möjligheterna att anlägga en elektrisk fiskavledare/barriär nedströms Forshaga kraftverk i Klarälven och är framtagen av Smith-Root Inc. (USA) på uppdrag av Länsstyrelsen Värmland/ Interregprojektet "Vänerlaxens Fria Gång". Huvudrapporten går att beställa hos Länsstyrelsen.

SAMMANFATTNING

Rapporten beskriver projektets bakgrund, omfattning, preliminära elektriska analyser och rekommenderad utrustning för barriärerna. En preliminär kostnadsberäkning ingår och inkluderar utformningen av barriären, lämplig utrustning och kostnader för personal från Smith-Root att handleda vid konstruerandet, idrifttagning av barriären, utbildning av personal och utveckling av en drift- och underhållsplan. Beräkningen innefattar dock inte arbetskostnaden för själva byggnationen.

Smith-Root Inc. bedömer det fullt möjligt och som en lämplig lösning att med elektrisk lågvoltsgenerator med tillhörande barriärer avleda fisken från att vandra mot området nedströms spilluckorna och därigenom leda uppvandrande fisk i Klarälven mot fiskvägens ingång för ökad effektivitet och fångst.

I huvudrapporten ingår:

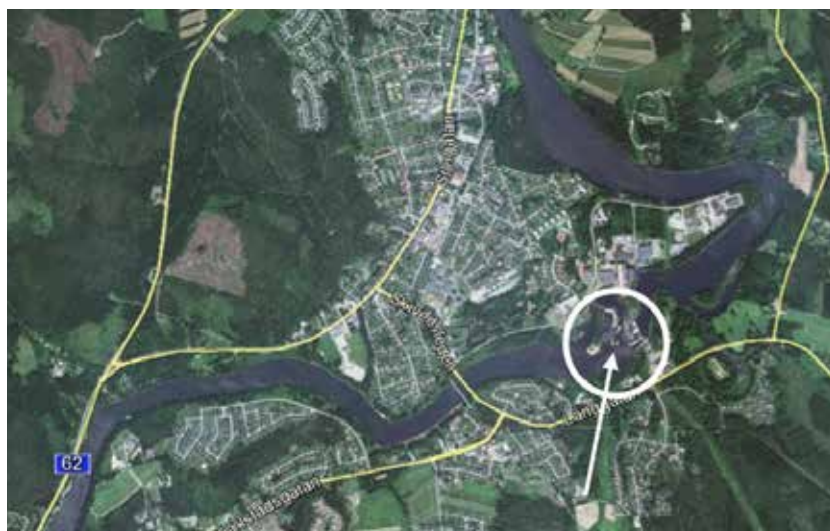
- Redovisning av bakgrund och projektkrav
- Kort diskussion kring viktiga faktorer som kan påverka effektiviteten
- Beskrivning av Smith-Roots teknik för fiskbarriärer
- Utvärdering av risker/frågor och beskrivning säkerhetskrav för barriären
- Utvärdering av alternativa placeringar av utrustning med avseende på:
 - elektrodplacering och montering
 - placering av fisktrappa samt sorteringsanläggning
 - placering av pulsatorer och kontrollutrustning
- Simulering av elektriska fält och analys av dessa
- Smith-Roots rekommendation avseende installation inklusive obligatoris-

ka och valfria delar.

- En sammanfattning av underhållskraven för det rekommenderade systemet
- En sammanfattning av de sannolika kostnaderna för installation och löpande operativa kostnaderna för systemet
- En beskrivning av relevanta Smith-Rootprojekt avseende elektriska fiskbarriärer

INLEDNING, BAKGRUND OCH SYFTE

Vid kraftverket i Forshaga finns en fiskväg och fälla där lax och öring fångas för avelstäkt och upptransport till lek-områden uppströms Edsforsen. Flödet från spilluckorna kan dock skapa ett störande brus som tenderar att distrahera lax och öring på uppvandring från Väneren, locka dem att ta fel väg och därmed minska möjligheten att fisken hittar fiskvägens ingångar. Generellt följer uppvandrande öring och lax den snabbaste strömmen vilket gör att de under perioder med mycket spillvatten riskerar bli "instängda" i området nedströms spilluckorna enligt figur 2 och inte hitta fiskvägsingångarna.



Figur 1. Forshaga, Forshaga kraftverk och damm (bildkälla: Google Earth)



Figur 2. Flygfoto över Forshaga kraftverk med centrala delar utmärkta (bildkälla: Google Earth)

Fiskar är, liksom andra djur, känsliga för elektriska strömmar eftersom deras muskler styrs av elektriska impulser via nervsystemet och deras kroppar är elektriskt ledande. Genom att strömsätta vattnet kan man utnyttja fiskens känslighet i syfte att t.ex. avleda fisk från oönskade områden. Fisk som stöter på ett elektriskt fält upplever ett tilltagande obehag om de fortsätter simma framåt i den elektrifierade zonen. För att minska obehaget vänder fisken vanligtvis om och simmar ur zonen. Med rätt utrustning och en korrekt uppsättning av barriärer kan man därmed leda fisken i önskad riktning.

Genom många års erfarenhet och forskning med elfiske och barriärprojekt menar det amerikabaserade företaget Smith-Root Inc att de funnit de konfigurationer och inställningar som krävs för att nå önskade resultat utan att orsaka skada eller chock hos fisken.

Under 2013 fick därför Smith-Root uppdrag av Länsstyrelsen i Värmland/Vänerlaxens Fria Gång att ta fram en rapport med syfte att bedöma förutsättningarna för och ge förslag på installation av en elektrisk fiskbarriär/avledare

nedströms Forshaga vattenkraftverk i Klarälven. Utgångspunkten var att lösningen effektivt ska kunna avleda uppströms migrerande fisk från spillvattnet och leda fisken mot fiskvägens ingång. Därigenom bör effektiviteten hos den befintliga fiskvägen vid Forshagadammen öka och följaktligen även antalet fångad och transporterad lax och öring.

METODIK

Lokalbeskrivning

Platsen för det föreslagna systemet för barriär och vägledning är nedströms Forshaga kraftverk i Klarälven (Figur 1). Älven är cirka 460 kilometer lång där ungefär 300 kilometer ligger inom Sverige. Älvens totala avrinningsområde är 11 800 kvadratkilometer, varav hälften i Sverige. Forshaga kraftverk i Klarälven är beläget ca 25 kilometer uppströms mynningen i Väneren och byggdes 1913. Dammen ligger vid en tidigare fors där en ö strax nedströms delar älven i två fåror. Dammen utgör ett hinder för passage för uppvandrande lax och öring men en fiskväg finns med dess ingångar belägna mellan turbinhus/utskov och spillluckorna (figur 2).

Analys

För en preliminär simulering av behovet av elektriska fält och barriärer användes analysprogrammet COMSOL. Tillsammans med platsspecifik information som t.ex. topografi och avstånd användes nedanstående ingångsvärden för att ta fram 3D-modeller för de olika förslagen.

- Konduktivitet (vatten): 17 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (uppmätt under platsbesök 6/5 2013)
- Konduktivitet (mark, sandjord): 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (uppskattat värde)
- Max vattendjup: 2,5 m (baserat på Länsstyrelsens djupkartering)

Övriga data som använts för analysen inkluderar skisser och ritningar av lokalen samt information från Smith-Roots företrädare som tillsammans med Pär Gustafsson (Länsstyrelsen Värmland), Stefan Stridsman (Länsstyrelsen Norrbotten), Johnny Norrgård (Fortum Generation AB) samt Jan-Petter Enger (Smith-Roots representant i Norge och Sverige) besökte Forshaga 6/5 2013.

Analysen innefattar inte någon undersökning av älvens hydrologi/hydraulik. Undersökningar av älvens botten har inte gjorts varför en relativt flat botten topografi antas i alla modeller och simuleringar.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Utifrån den nedan föreslagna fiskbarriär-lösningen görs bedömningen att fisk effektivt skulle kunna avledas från de icke önskvärda områdena nedströms spillluckorna och istället vägledas mot ingången i fiskvägen, enligt figur 3.

Baserat på modellering och övriga fakta föreslås avledarsystemet bestå av två separata delar; en barriär i huvudfåran bestående av tre delar (B1-3), och tre barriäralternativ (A-C) i älvens sidofåra. Varje barriär består av två parallella stålklablar som med 6 meters mellanrum från varandra hänger över vattenytan. Klablarna hålls upp i vardera änden av vertikala stöd. Elektroderna, som består av stålror hänger ner vertikalt i vattnet från stålklablarna med 1 - 1,25 meters avstånd mellan varje elektrod/



Figur 3. Föreslagen placering av barriärer (bildkälla Google Earth)



Figur 4. Exempel på hängande fiskbarriär i Gunnison River, Colorado (USA).

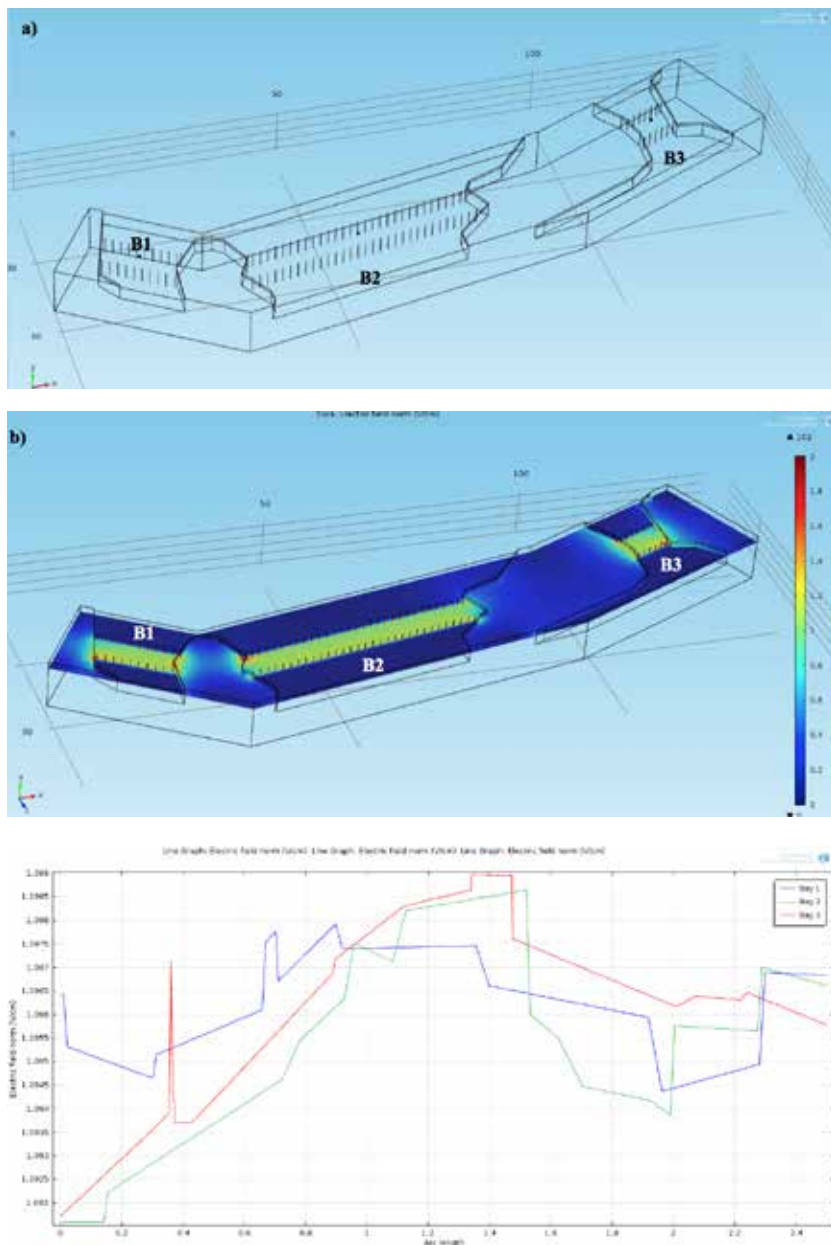
Tabell 1. Barriärernas specifikationer

Barriär	Ungefärlig längd på elektrod kabel (m)	Avstånd mellan elektroder (m)	Elektroder per kabel	Elektroder per barriär (2 kablar)
Huvudfåra B1	14	1,25	10	20
Huvudfåra B2	42	1,25	33	66
Huvudfåra B3	8	1,00	8	16
Sidokanal alternativ A	35	1,25	29	58
Sidokanal alternativ B	81	1,25	65	130
Sidokanal alternativ C	65	1,25	52	104

rör. Alternativt kan B3 ersättas med en vertikal vägg som når ovanför vattenytan. Båda alternativen skulle förhindra att fisk når den uppströms belägna fiskvägsingången (se figur 2) varför denna ingång i så fall kan avvecklas. Ett foto av en liknande barriär som finns utplacerad i Gunnison River i Colorado, USA, visas i figur 4.

Vid B3 rekommenderar Smith-Root att fiskvägens västra vägg höjs upp minst en meter för att hindra vatten från spilluckorna att nå över väggen och in i fiskvägen. Stödet för B3 på östra sidan byggs sedan intill denna vägg. Om man istället för B3 anlägger en vertikal vägg (enligt figur 3) skulle denna ersätta B3. Stödet mellan B2 och B3 kan byggas på den lilla ön och som stöd för B1 och B2 kan den befintliga betongpiren användas eller att det anläggs ett nytt stöd i älven intill piren. Stödet för B1 kan byggas på den västra sidan av den större ön.

För att vägleda fisk från kanalen på den norra sidan kan tre alternativ (A-C, figur 3) övervägas. Alla alternativen innefattar två parallella hängande stälkablär med vertikala stöd på land. Alternativ A innebär det kortaste spannet men skulle begränsa allmänhetens åtkomst till området mellan barriären och dammen. Ett potentiellt problem med alternativ A är att det skulle resultera i en ungefär 200 meter lång ”återvändsgränd” för uppströmsvandrande fisk. Detta skulle lösas genom alternativ B som får fisken att skygga direkt vid mynningen och gå vidare uppströms i huvudfåran. Alternativ B innebär dock en längre spännvidd som kräver fler elektroder och större stödstrukturer. Även här skulle detta alternativ begränsa allmänhetens tillträde i området mellan barriären och dammen.



Figur 5. a) Modell av föreslagen design av barriären i huvudfåran (B1-3), b) Modellerad spänning vid botten för huvudfårans barriär (B1-3). c) spänningsgradienten från ytan till botten i huvudfåran (B1-3)

Alternativ C undviker de eventuella tillträdesproblemen som alternativ A och B kan innebära och bredden ligger mellan A och B. Dock innebär detta alternativ en ännu längre "återvändsgränd" för fisken, ca 200 meter längre än alternativ A (totalt cirka 400 meter).

Modellering och analys

Med hjälp av COMSOL programvara modellerades huvudfårans barriär med

2 respektive 3 delbarriärer och alternativ A, B och C för sidokanalen. Samtliga utifrån ett högfördessscenario med 2,5 meters vattendjup. Beräkningarna för respektive barriär presenteras i tabell 1.

Den matematiska simuleringen visar till exempel spänningsgradienten i vattenmassan. Som ett exempel visas i figur 5a den föreslagna designen för huvudfårans barriär med tre delar (B1-3). Figur 5b illustrerar modellens

utfall vad gäller det elektriska spänningsfältet nära botten på 2,5 meters djup. Baserat på forskning och tidigare erfarenheter av utformning och tillämpning av elektriska fiskbarriärer krävs en spänningsgradient om minst 1,0 V/cm för att ge en säker och effektiv barriär anpassad för uppströmsvandrande lax och öring. Utfallet från modellen visar att gradienten är högre än så på alla platserna (Figur 5c). Liknande 3D-figurer och diagram finns för samtliga barriärer och alternativ (B1-3, alternativ A-C) (se huvudrapporten).

Begränsningar

Det bör noteras att avledning av fisk inte är möjligt när höga flöden leder till att vatten når ovanför eller runt barriärerna. Därför bör den slutliga utformningen av barriärerna inkludera den statistiska sannolikheten för sådana översvämningar under barriärens driftsperiod samt vara utformade för att fungera vid så höga flöden som möjligt.

Designen av föreslagen elektrisk fiskbarriär vid Forshaga kriv är anpassad för uppströmsvandrande vuxen lax och öring.

Kostnadsberäkning

Nedan redovisade kostnader inkluderar design, inköp och driftsättning av nödvändig utrustning från Smith-Root. Kostnadsberäkningen inkluderar dock inte själva barriärerna med fundament, stålkablar och elektroder.

- Detaljerad utformning, konstruktionsritningar samt fördjupad elektrisk fältstudie: 510 000 kr (78 400 USD)
- Utrustning (se specifikationer i huvudrapporten, beräkningen utgår från en barriär i huvudfåran med två delar, B1+2+vägg samt alternativ B i sidofåran): 2 400 000 kr (365 300 USD)
- Drift/månad: 2000 kr (2000 kWh, 1 kr/kWh)
- Övervakning och underhåll (år 1): 26 000 kr (4 000 USD)
- Övervakning och underhåll (från år 2): 71 500 kr/år (11 000 USD/år)

Fiskevårdsplan för lax och öring i Klarälven med biflöden

Tony Sahlberg

Länsstyrelsen i Värmlands län

Denna rapport redovisar i grova drag bakgrund, åtgärdstyper och omfattningen av den restaurering av Klarälven och dess svenska biflöden som bedöms nödvändig för att så långt det är möjligt återuppbbygga systemets produktion av lax och öring. Rapporten är en sammanfattning av huvudrapporten: Fiskevårdsplan för lax och öring i Klarälven med biflöden, framtagen inom projektet ”Vänerlaxens fria gång”.

SAMMANFATTNING

Klarälven samt dess biflöden är starkt påverkade av rensningar efter flottningsepoken samt kraftigt utbyggda för vattenkraftsändamål. För att kunna behålla stammar av de hotade stammarna av klarälvslax och öring krävs åtgärder för att optimera de områden som fiskarna kräver för lek och uppväxt. Vandringsvägar och minimitappningar behövs för att lax och öring skall kunna återetablera de vattendrag där de försvunnit eller minskat kraftigt.

Fiskevårdsplanen innefattar 28 delavrinningsområden utgörande biflöden till Klarälven, samt huvudfåran från Edsforsen upp till torrfåran i Höljes. En del av avrinningsområdena innehåller fler älvar, varför det totala antalet älvar som ingår är 45 st. Hela Klarälven är klassad som nationellt särskild värdefull av både Naturvårdsverket och Havs- och Vattenmyndigheten och flera områden är klassade som Natura-2000 områden, samt i vissa fall reservat eller påtänkta reservat.

Produktion av lax och öring är beroende av att det finns lämpliga biotoper för lek och uppväxt. Biotoprestaurering av rensade vattendrag, öppnande av sidofåror samt anläggandet av fiskpassager gör att produktiva områden kan återskapas. De preliminära resultaten

visar att biotoprestaurering behövs på en sträcka om totalt 127,6 km vattendrag, fördelat på 15 km i Klarälvens huvudfåra, 75,1 km i dess biflöden, och 37,5 km i Uvåsystemet. Till detta kommer 13 dammutrivningar och 17 fiskvägar i biflöden med Uvåns vattensystem. Även minimitappning behövs i torrfåror och andra hårt reglerade vattendrag. Även redan biotoprestaurerade vattendrag bör ses över för kontroll av lekområden och restaurerade områdens kvalitet.

I kombination med restaurering och åtgärder vid kraftverken kan stödutsättning eller återintroduktion göras där habitatet så erbjuder och behov finns. Uvåsystemet är helt utarmat av rensningar och utbyggnader för kraftindustrin. Om åtgärder sätts in i hela avrinningsområdet kan stora arealer öppnas upp igen för smoltproduktion, vilken sannolikt måste startas upp via utsättningar av rom/ynge.

I vissa vattendrag finns det redan idag lekande lax och vänervandrande öring, eller åtminstone försök till lek. Det gäller främst området uppströms Forshaga där fisk släpps över dammen och kan försöka hitta lämpliga lekområden. Dessa vattendrag bör inventeras för att se om lek förekommer. Vattendrag i hela älven där lek kan förekomma men ingen fångst av lax påvisats eller där inget elfiske förekommer bör inventeras på lekområden och eventuell lekfisk.

INLEDNING

Vänern är ett svenskt innanhav som innehåller både lax och öring av två skilda stammar. Stammarna är namngivna efter de tillflöden från vilka de härstammar, Klarälven och Gullspångsälven. Laxen i Vänern är en av få stammar i Världen som lever hela sitt liv

i sötvatten. De två stammarnas existens är dock hotad av att de inte längre når sina naturliga lekplatser på grund av de vattenkraftverk som spärrar av huvudfåror. Detta faktum gör även att gamla lekplatser belägna i biflöden mellan kraftverken inte är tillgängliga för vandrande fisk. Även konsekvenser av flottningen i form av rensning, sprängning och i vissa fall omgrävning av vattendrag har förstört gamla lek- och uppväxtområden och reducerat produktionen av lax och öring i systemet.

Historiskt sett har lax och öring vandrat upp i Klarälven och Trysilälva samt biflöden i tusental. I början av 1800-talet fångades till exempel uppemot 30 000 laxar och öringar/år i Deje och även fångsterna i Trysilälven var enligt flera källor omfattande (Piccolo 2012). Det första kraftverket i huvudfåran byggdes 1906 och följdes snart av fler i de outbyggda forsarna. Fiskens naturliga vandring blev stoppad. Det kraftbolag som äger kraftverken har sedan 1930-talet därför enligt vattendom varit ålagda att köra lekfisk med lastbil från Deje/Forshaga till uppströms Ekshärad för naturlig reproduktion på återstående områden. I och med att utbyggnaden av Klarälven fortsatte dämde dock kraftverken upp fler forsar och strömmar som var naturliga lek- och uppväxtområden för lax och öring. Uppströms Krakeruds kraftverk i Klarälven fanns till exempel två forsar, Lissmyrforsen och Sigfridsforsen. Dessa ligger numera under Krakerudsdammens yta. Även Höljesmagasinet dämmer upp ett flertal gamla forsar som var viktiga lekområden. I takt med utbyggnaden sjönk fångsterna av vild lax och öring successivt under hela 1900-talet. I början av 70-talet fångades endast ett par hundra lax och öring. Idag fångas

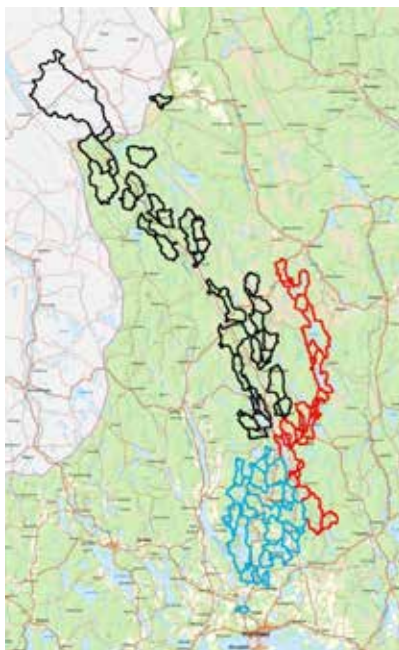


Bild 1. Aktuella biflöden med hela avrinningsområden. Svarta=uppströms Edsforsens kraftverk, Blå=nedströms Edsforsens kraftverk, Röda=Uvåsystemet (mynnar mellan Skoga och Krakeruds kraftverk).



Bild 2. Laxlokal i Örn vid Kärrbackstrand. Foto: Tony Sahlberg

och transporteras mellan 300-1200 vildproducerade laxar och öringar per år och trenden är ökande.

Under de sista århundranden har vattendrag blivit allt mer fragmenterade på grund av rensning för flottningens skull och utbyggnad för vattenkraft. Detta har inneburit att fiskfaunan i vattendragen har utarmats och i vissa fall försvunnit helt. För att undvika att fiskfaunan i Klarälven med biflöden tar för stor och kanske oreparabel skada bör åtgärder sättas in för att återställa skadade vattendrag. Vissa vattendrag uppströms Edsforsen påvisar idag lax vid elfiske. Det är oklart om det förekommer lek i dessa eller om det är mindre fisk som vandrar upp för att komma till mer lämpliga biotoper.

Biotoprestaurering av rensade vattendrag krävs för att skapa eller höja värdet av lämpliga biotoper för lax och öring. Generellt sett består restaureringen framförallt av att block, sten och grus återförs till fåran, att höljor och trösklar skall skapas, att död ved läggs ut, att viktiga sidofåror öppnas upp igen och att det på berörda platser skapas lekområden.

METODIK

För att kunna göra en fiskevårdsplan måste en hel del data användas och sammanställas. För att till exempel beräkna produktionen har elfiskeregistret använts. Fångsten/100 m² har använts för att räkna ut produktionen/hektar före och efter åtgärder. Där inget elfiske utförts eller om data är för gammalt har elfiskeregistrets jämförelsevärden utnyttjats.

Totalt omfattar planen 28 biflöden samt huvudfåran från Edsforsens kraftverk till torrfåran i Höljes. Vissa av biflödena innehåller i sin tur flera vattendrag varför 45 skilda vattendrag har granskats fram till första naturliga vandringshindret. Länsstyrelsens biotopkartering samt fältbesök har använts för att kontrollera rensningsgrad och lax/öringbiotoper, och med detta som grund har restaureringsbehovet i Klarälvens biflöden bedömts. I vissa av vattendragen har inte hela sträckan biotopkarterats, i dessa fall har endast den karterade delen använts till planen. I vissa fall har det som klassats som definitiva naturliga hinder i karteringsunderlaget dubbelkollats. Med dessa

data som bas har arealstorlek räknats ut före och efter olika åtgärder.

Länsstyrelsen i Värmlands kalkdatabas tillsammans med SMHI:s vattenwebb har använts för identifiering av avrinningsområden och dess vattenkemi. För att bedöma den historiska fiskfaunan och dess utbredning i aktuella områden innan utbyggnader och rensningar har Cederströms inventering från 1895 varit det huvudsakliga dokument som använts. Undersökningar från Karlstads universitet har varit behjälpliga för beräkning av smoltproduktion och antal lekfisk som behövs.

Produktionen har beräknats med hjälp av elfiskeresultat i största möjliga mån. Jämförelsetabeller har använts då inget elfiske utförts eller att data är för gammalt. Produktionen innan åtgärder i huvudfåran är beräknad på uppkörda laxhonor under en 10 års period, med ett medel på 419 honor och en medelvikt på 4 kg. Data efter åtgärder är hämtade från delrapporten *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"* för huvudfåran och uppräknings enligt Avery (2004) i biflöden. Ålder för smoltifiering är

Tabell 1. Laxförande vattendrag med sista årets elfiskeresultat/100 m2 längs hela vattendraget.

Vattendrag	Antal lokaler	Lax 0+	Lax >0+	Öring 0+	Öring >0+
Höljan 2013	5	0,1	33,6	75	74,3
Hynnän 2011	1	0	0,2	0,2	2,9
Kvarnån 2013	1	0,9	0	13,4	8,8
Örån 2013	1	0	26,5	0	64,9
Tåsan 2012	1	0	4,1	0,7	6
Näckån 2013	1	2,2	31,2	2,2	8
Likan 2009	1	0	1,1	0	2,8
Fämtan 2012	2	0,3	19,1	1,5	3,2
Vårån 2009	1	7,7	0	0	6
Halgån 2012	1	4,2	0,7	0	0
Acksjöälven 2012	1	7,1	0,5	5,3	1,5

Tabell 2. I fiskevårdsplanen ingående biflöden med och utan laxförekomst idag.

Vattendrag	Us Höljes-sjön	Us Edsforsen	Ns Edsforsen	Laxförekomst idag
Stora Tandån	X			
Varån	X			
Havsvallen	X			
Höljan, Hynnän		X		X
Kvarnån		X		X
Örån		X		X
Tåsan		X		X
Lettan		X		
Näckån		X		X
Vingån		X		
Likan, Långlikan, Tvärlikan		X		X
Femtän		X		X
Vårån		X		X
Stöen		X		
Vångan		X		
Halgån		X		X
Götån		X		
Acksjöälven		X		X
Noret, Hinnan, Grundan, Tvärgrundan			X	
Uvån			X	
Uvåns biflöden*			X	
Svartån-Älgsjöbäcken			X	
Lovisebergsälven, Väjån			X	
Enån			X	
Kvarnbäcken			X	
Vågsjöån			X	
Ranån			X	
Kvarntorpsån, Gårdsjöälven			X	
* Hagälven, Gällälven, Knoälven, Musån, Örsjöbäcken, Bredsjöälven, Lövån, Tranebergsälven, Klammaälven och Laggälven				

beräknad till tre år. Smoltproduktionen har beräknats med hjälp av formeln:

- $S = (P \times Q(T))$
- S= Smoltproduktion
- P= Andel >1+ som blir smolt året efter
- Q= Andel >0+ under elfisket
- T= Täthet >0+/100 m2 under elfiske

De siffror som satts in i formeln är sista tillgängliga elfiskeresultat för varje biflöde.

RESULTAT & DISKUSSION

Av de 28 biflöden som finns omskrivna i rapporten är 18 belägna uppströms Edsforsens kraftverk, i vissa avrinningsområden finns fler vattendrag med eftersom de utgör biflöden till biflöden. Av de 18 vattendragen uppströms Edsforsen rinner tre ner i Höljessjön och är aktuella för lax om effektiva lösningar för både uppströms och nedströmsvandring kan ordnas förbi Höljes kraftverk eller om lekfisk körs upp uppströms Höljesmagasinet.

Lax har påträffats i 11 biflöden (tabell 1), om lek skett eller om det är unga fiskar som simmat upp i biflöden är oklart. Förekomsten visar ändå att flera biflöden åtminstone är viktiga för lax och öring som uppväxtområden.

I stort sett alla biflöden är påverkade på ett eller annat sätt där flottledsrensning utgör det största problemet. Av de 28 biflödena i rapporten är det endast fem som är orensade (Götån, Hinnan, Vågsjöån, Vångan och Örån). Alla andra är påverkade av rensningar och i många fall även dammar, kraftverk och nolltappningar. Uppströms Edsforsen har biotopvård utförts i vissa älvar samt i huvudfåran. Baserat på att elfisken i några av dem visat relativt höga tätheter har lax troligen lekt i några av dem. I Höljan har det även fångats laxungar långt uppströms mynningen och lekande lax har lokaliserats via radiomärkning.

Biotopkarteringen påvisar att det stora problemet är brist på lekområden i många vattendrag. En inventering av specifikt detta bör därför göras. Eftersom en genomförd biotopvård

kan förändra sig under årens gång pga. islossning och höga flöden är en kontroll med efterföljande korrigering av dessa nödvändig.

Ett system, som kan kallas Klarälven i miniformat, är Uvån i Hagfors kommun. Ån är mycket kraftigt påverkad av rensningar och främst utbyggnad för vattenkraft. De första utbyggnaderna startade troligen på 1700-talet för järnframställningens skull. Huvudfåran är torrlagd vid alla kraftverk, allt vatten förs via kanaler och tuber till kraftverken. Om huvudfåran restaureras med hjälp av både biotopvård och minimitappning skulle mellan 20 000 och 40 000 smolt kunna produceras. Om även dess biflöden får fria vandringsvägar och restaureras på samma sätt kan ytterligare 5000-7000 smolt produceras. För att få snabb fart på produktionen bör stödutsättningar rom/ungel/lekfisk göras. I många av Uvåns biflöden har öringstammen försvunnit på grund av rensningar och kraftverksutbyggnad. Hela Uvåsystemet har en stor potential för produktion av både lax och öring, kan bli ett attraktivt område för sportfiske. En del av Uvån ligger i Dalarnas län, där även större biflöden finns. Dessa är inte biotopkarterade så storleken på produktionsområden är okända. Länsstyrelsen i Dalarna avgör huruvida frågan ska drivas om åtgärder i berörda delar av Dalarnas län.

Dagens produktiva delar av Klarälvens huvudfåra (sträckan Vingängssjön – Höljes) har en något bakvänd uppdelning då lekområdena i den högsta habitatklassen framförallt ligger på den nedre delen, uppströms Vingängssjön, och de bästa uppväxtområdena framförallt ligger längre uppströms (Se även delrapporten om "Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"). Relevant biotopvård bör därför sättas in där undersökningarna visat att vissa viktiga substratklasser är underrepresenterade. Vid dagens lekområden bör till exempel kluster av stora stenar och block läggas ut för att skapa gömslen och ståndplatser för lax- och öringungar. De får då mer

Tabell 3: Sammanfattning av åtgärder i Klarälven med biflöden. *inklusive en uppsamlingsanordning för smolt och kelt i Varåns utlopp.

	Us Edsfors-	Uvån med	Ns Edsfors-	Klarälven	Summa
	en	biflöden	en		
Biotopvård km	54,3	37,5	20,8	20	147,6
Dammrivning, st	3	7	2		16
Fiskväg, st	4*	11	5		19
Ekologisk tappning, st	2	9	1	3	13
Elfiske, lokaler	43	18	35	8	104
Kalkning, områden	2		1		3
Kontroll Lekfisk	3		2		5
Lekgrus	5		1		7
Inventering	7	4	5		16
Trumbyte	3				3
Stödutsättning	Ja	Ja	Ja	Ja	
Rivning av pir ns Deje krv				1	1

skyddade områden för en säker uppväxt. På samma sätt kan lekgrus läggas ut där karteringen visar brist på denna fraktion. Sidofårar bör öppnas upp i Klarälven. Även de som öppnades och försågs med trummor under restaureringen i början av 2000-talet.

Dammutrivningar eller fiskvägar är ett krav för att få fisk att återetablera områden där de numera är försvunna. Vissa vattendrag är förstörda och starkt fragmenterade av utbyggnad och rensningar. Många gamla dammar som användes inom flottningen har idag ingen större nytta. Vissa flottningsdammar har dock övergått till att användas inom kraftindustrin, om inte utrivning är ett alternativt bör fiskvägar anläggas.

Även minimitappning och annan ekologisk flödesreglering behövs på många platser eftersom där vatten förs över i kanaler eller tuber till kraftverken bildas torrfårar som skulle kunna utgöra produktionsområden. Dessa bör därför återställas så långt som möjligt och förses med en minimitappning som gör att fisk kan uppehålla sig för lek och uppväxt i de gamla forsarna.

Vid rätt utförd biotoprestaurering skulle antalet yngel och smolt kunna öka till mer än det dubbla jämfört med

dagens elfiskeresultat (Avery 2004).

Tabell 3 visar en sammanfattning på föreslagna åtgärder uppdelat på områden upp och nedströms Edsforsen, samt Uvån med biflöden och Klarälven som egna objekt.

Övriga åtgärder

I stort sett alla biflöden är kalkade och ingår i Länsstyrelsens kalkningsprogram. För närvarande är det sex vattendrag som inte kalkas som skulle kunna utgöra potentiella laxvatten i framtiden. De biflöden uppströms Edsforsen som inte kalkas idag är Stöen, Vingån, Lettan och Kvarnån. De tre sistnämnda kan mycket väl vara laxlokaler redan idag men där surt vatten sannolikt utgör ett problem för överlevnaden av både rom och yngel. Kvarnån har elfiskats och laxyngel har påvisats, dock i låga tätheter och med mycket små individstorlekar. Biflödet Vingån har mycket fina biotoper och rätt geografiska läge för att kunna bli ett laxproducerande vattendrag. Detta förutsätter dock att kalkning inleds eftersom vattenkemiska analyser visar på mycket låga pH-värden.

Rubriken "kontroll lekfisk" i tabell 3 innefattar flera olika moment. I de vattendrag där laxungar påvisats via

elfiske är det oklart om lek förekommit eller om det är yngel som vandrat upp från huvudfåran. Där bör en kontroll av eventuellt uppstigande lekfisk göras, eventuellt via radiomärkning för att studera var och om de leker. Vissa redan biotopvårdade vatten lider fortfarande brist på leksträcker enligt biotopkarteringen. Dessa områden bör lokaliseras och åtgärdas med utläggning av lekgrus.

Stödutsättningar av rom eller yngel kan vara en viktig åtgärd. Lax- och öringungar som kläcks eller växer upp på en viss plats blir präglade på just det vattnet och återvänder dit. Därför bör rom eller yngel sättas ut i vissa lämpliga biflöden för att på så sätt få igång återvandring och naturlig lek även på dessa platser. Även i huvudfåran kan det på utvalda lämpliga lokaler ske stödutsättningar för att på detta sätt snabbt öka produktionen och via återvandring och naturlig lek öka dagens utbredning. Biotopkarteringen har visat att det finns fler områden än idag som är lämpliga produktionsområden för lax (framförallt på sträckan Vingängsjön – Höljes) varför målet bör vara att i framtiden få igång lek på så stor yta som möjligt längs hela sträckan. Dessa åtgärder förutsätter dock att åtgärder vidtagits vid kraftverken för att öka överlevnaden under såväl ned- som uppströmsvandring.

Produktion

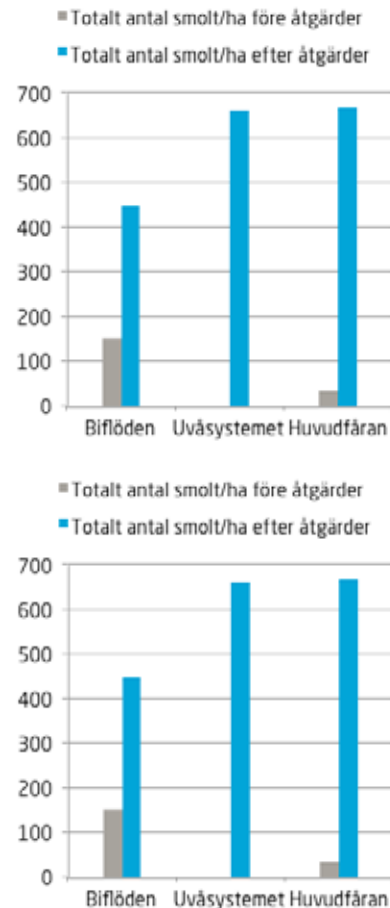
Medelvikten på lax och öring från

Klarälven är relativt låg jämfört med andra stammar, särskilt havsvandrande. Detta gör att antalet romkorn/hona blir lägre. Medelvikten på uppkörd lax har ökat från 3,7 kg till 4,6 kg bara under de senaste åren, sannolikt en konsekvens av att det under många år inte kördes upp lax över 5,5 kg upp till lekplatserna, vilket dock görs sedan 2012. Detta skulle även kunna innebära att smoltproduktionen ökar.

Via elfiskeregistret kan man utläsa att fördelningen av lax mellan huvudfåra och biflöden är ca 30 % lax i biflödena och ca 70 % lax i huvudfåran. Denna fördelning har använts för att beräkna produktion och antal lekfiskar som behövs köras upp vid olika scenarior. För Uvåsystemet finns inga uppgifter om elfisken senare än 1993, dessa gjordes dessutom i mindre vattensamlingar i torrfåran. Inga äldre uppgifter om hur mycket öring och eventuell lax som fanns i Uvåns system finns heller att tillgå.

I och med att åtgärder sätts in ökar vattendragens produktionsförmåga. Tabell 4 visar en beräkning utifrån elfiskeregistret och dess jämförelsevärden. Siffrorna visar den produktion som enligt utförda beräkningar är möjlig. Detta kan skifta både uppåt och nedåt beroende på naturlig vattenföring, temperatur och allmänna lekförhållanden.

Antalet smolt/hektar är ett mått som används för att se hur produktionen

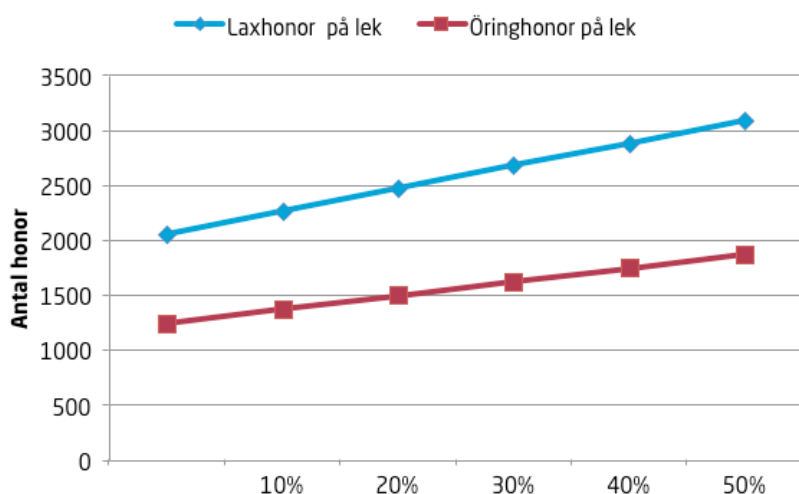


Figur 1: Antal smolt/hektar före och efter åtgärder

i laxförande älvar förändras naturligt genom åren, eller före och efter en biotopvårdande insats. I berörda biflöden gäller detta främst biotoprestaurering. I huvudfåran gäller det främst antalet

Tabell 4: Arealer, den totala produktionsförmågan i området, före och efter åtgärder. Beräknat på elfiskeresultat och antalet uppkörd lax.

		Biflöden	Uvån+bf	Huvudfåran	Summa
Lämpliga biotoper	Före åtgärd	83	0	376	459
	Efter åtgärd	131,88	70,77	431	633,65
Smoltproduktion före åtgärder 1 % överlevnad rom-smolt. Teoretiska förhållanden	Lax	15 152	0	81 102	96 254
Smoltproduktion före åtgärder 1 % överlevnad rom-smolt. Faktiska förhållanden	Lax	3 779	0	22 626	26 405
	Öring	8 819	0	6 042	14 861
Smoltproduktion efter åtgärder 1,5 % överlevnad rom-smolt	Lax	17 745	25 477	215 853	259 075
	Öring	41 405	16 985	57 683	116 073
Total smoltproduktion efter åtgärder		59 150	42 462	273 536	375 148
Antal lekande laxhonor		191	270	2 321	2 782
Antal lekande öringhonor		900	200	1 254	2 354



Figur 2: Antal fisk som behövs köras upp i Klarälven vid skilda värden av bortfall av honor



Bild 3: Kelt på nedströmsvandring vid Edsforsens kraftverk våren 2012. Foto: Tony Sahlberg

uppkörda fiskar, samtidigt till viss del även biotoprestaurering. Figur 1. Figur 2 visar antalet lekbonor i Klarälven, samt det extra antal bonor som måste tillföras vid skilda värden av bortfall i form av fallbacks, fiske och annan dödlighet. Vid till exempel en effektiv lekpopulation på ca 80 % av det totala antalet upptransporterade bonor behövs ytterligare X antal fiskar köras upp.

De faktorer som i dag gör att en stor del av den uppkörda fisken inte kommer till lek måste förändras.

Andelen fallbacks och uppskattad fångst inom sportfisket utgör tillsammans en förlust på ca 40 % av transporterad fisk. Denna andel tillsammans med antalet upptransporterad fisk från 2012 innebär att av totalt 205 bonor kommer endast 123 bonor att leka. Vilket i sin tur innebär att fler fiskar måste fångas i fällan vid Forshaga och transporteras upp till lekområdena. För att komma till rätta med fallbacks-problemet bör man t.ex. testa att flytta platsen där de släpps ut efter transport längre uppströms.

Klarälvens huvudfåra har en beräknad produktionsförmåga på 400-600 smolt/ha. De teoretiska beräkningar som gjorts är på en produktion på 250 laxsmolt/ha vid en överlevnad rom-smolt på 1 % rom-smolt före åtgärder och 520 laxsmolt/ha efter åtgärder med en överlevnad på 1,5 % rom-smolt. Vid biotopvårdande åtgärder kan detta eventuellt öka ännu mer. Ökningen gör att produktionen kan mångdubblas och att stammarna av lax och öring kan nå en stam som är livskraftig och även skulle klara av ett uttag. Antalet uppkörd fisk kan även minskas om överlevnaden av yngel och smolt ökar. I dagens läge försvinner ca 40 % av uppkörda fiskar i form av fallbacks, sportfiske, annan dödlighet och fiskar som helt enkelt inte leker (se delrapport "Uppströmsvandring av vild lax och öring i Klarälven").

Osäkerheter och behov av ytterligare underlag

Vi känner inte till den exakta siffran för överlevnad rom-smolt eftersom täthetsberoende kurvor ännu inte finns framtagna för Klarälven. Vi har därför utgått från en tämligen låg men allmänt använd överlevnad från rom till smolt på 1 % (ICES 2013). För Klarälvens del skulle detta innebära ca 62 utvandrigsfärdiga smolt per hona. Vid en förbättring av uppväxtmiljöernas kvalitet kan detta ökas och därmed uppnås en högre smoltproduktion per lekande fisk (kanske uppemot 1,5 – 2 %). En förändring på bara någon procentenhet gör att produktionen skulle kunna öka dramatiskt. Det är därför viktigt att i framtidens förvaltning åstadkomma älvspecifika kurvor för hur många smolt som älven och biflöden kan producera utifrån ett visst antal romkorn (så kallade "stock-recruitment-kurvor", se även delrapporten om "Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?")

Vid biotopkartering bedöms öringbiotopernas kvalitet utefter en normalvattenföring. Bra biotoper kan därför finnas som dels kan förbättras avsevärt med hjälp av biotopvård men



Bild 4: Upprensat material i Fämtan. Foto: Tony Sahlberg

även genom att tillräckligt med vatten släpps fram (minimitappning). Bristen på vatten under vissa delar av året kan i realiteten göra att många av de områden som karteringen bedömt som bra miljöer för lax/öring egentligen är improduktiva. Hur många hektar lämpliga biotoper som numera är indämda av dammar är mycket svårt att veta men i vissa områden kan det vara stora arealer som kan friläggas vid en eventuell damnutrivning. Likaså skulle undersökningar säkrare kunna kvantifiera effekterna av minskad regleringspåverkan på lax- och öringproduktion.

Vissa delavrinningsområden innehåller sjöar genom vilka framtidens smolt måste passera på sin vandring nedströms. De flesta sjöar är oligotrofa och steniga skogssjöar där tätheterna av predatorer är relativt låg. Mindre gäddor

som skulle kunna ta mycket smolt har dessutom sina födosöksområden relativt nära land där smolten i huvudsak inte vandrar. Ett av områdena har två eutrofa sjöar med både gädda och gös. Om bra förhållanden (høgt flöde) råder vid utvandring, uppehåller sig smolten en kortare tid i lugnvatten och har en snabbare vandringstakt. Detta gör att fler kan överleva utvandringen. De studier som gjorts på smoltöverlevnad i sjöar och dammar är inte direkt applicerbara på något av de biflöden som beskrivs i planen. Studierna är främst gjorda i mindre bäckar med byggda dammar samt anlagda våtmarker och visar allt mellan några få % och uppemot 80 % mortalitet, beroende på lokala förutsättningar. Det finns därför ett behov av att genomföra liknande överlevnadsstudier inom de aktuella

avrinningsområdena för att få ett bra värde på smoltförlusterna vid utvandring genom just värmäländska sjöar och magasin. Även fiskätande fåglar räknas in bland smoltens predatorer. I skogstrakterna förekommer dessa arter i mindre antal än till exempel nära Vänern. Just Klarälvens utlopp i Vänern kan vara en flaskhals där många individer av flera fågelarter (t.ex. skarv och skrak) häckar och prederar på lax- och öringsmolt.

Produktionen är uträknad med hjälp av elfiskeresultat, förutom vattendrag där inga elfisken utförts. Där har elfiskeregistrets jämförelsevärden använts. Problemet med metoden är att det inte går att kontrollera om fångad öring är av vandrande eller stationär typ. Eftersom biflödena i planen endast omfattar

sträckan fram till första naturliga vandringshindret har den fångade öringen i rapporten bedömts som vandrande. Ett annat sätt är att titta på de jämförelsevärden som finns och med hjälp av dessa räkna ut trolig smoltproduktion.

När vandringsvägar byggs förbi hinder kommer inte all uppvandrande fisk att gå in i fiskvägen för vidare vandring. I en bra utformad och placerad fiskväg inklusive lockvatten etc. kan man förväntas sig att 94 % eller mer av fisken hittar upp i trappor och omlöp för fortsatt vandring till lekplatserna. Detta är en viktig sak att tänka på i valet mellan fiskvägar och/eller upptransporter för att till exempel nå uppsatta lekbeståndsmål.

Slutsats

Med föreslagna åtgärder i både Klarälven och dess biflöden kommer stora arealer bra biotoper att kunna utnyttjas för produktion av lax och öring. En del ytterligare undersökningar behövs sannolikt i de utbyggda biflöderna. Produktionen kan komma att öka dramatiskt vid rätt typ av åtgärder i kombination med att antalet uppkörda lekfiskar ökar. Detta förutsätter i sin tur att överlevnaden för smolten ner till Vänern ökar. Utsättning av rom eller yngel i systemet kan vara ett parallellt alternativ för att snabbt sätta fart på produktionen. Detta måste också samköras med att åtgärder sker för att förbättra fångsteffektiviteten i Forshaga samt att åtgärder vidtas för att öka överlevnaden för nedströmsvandrande smolt och utlekt fisk. Yngel och rom kan sättas ut i både restaurerade biflöden och i huvudfåran. Dessa bör då sättas ut på flera lämpliga platser för att prägla ynglen till den miljön och skapa ett s.k. homingbeteende när den som lekmogen fisk återvänder från Vänern. Detta skulle sannolikt innebära att en större del av vattensystemet än idag kan fungera som lek- och uppväxtområden.

Många av de större biflöderna är redan biotopvårdade. Då kraftiga flöden och isavgångar kan ha ändrat på de

förhållanden som rådde efter arbetets slutförande måste dessa inventeras och ev. korrigeras. Biotopkarteringen i visar särskilt stor brist på lämpliga lekområden i flera biflöden. En stor satsning på restaureringar och anläggande av vandringsvägar är ett måste för att det i fortsättningen skall kunna finnas livskraftiga, beskattningsbara stammar kvar av den unika klarälvsfisken.

REFERENSER

Avery Ed L 2004. *A compendium of 58 trout stream habitat development evaluations in Wisconsin 1985-2000*. Research report 187.

Binns Allen N 2004. Effectiveness of habitat manipulations for wild salmonids in Wyoming streams. *North American journal of fisheries management* 24:911-921.

Cederström Carl, 1895. *Wermlands läns fiskevatten*. Wermlandstidningens tryckeri

Degerman E, Nyberg P & Sers B. 2001. Havsöringens ekologi. Fiskeriverket. Fiskeriverket informerar 2001:10.

Degerman E, Magnusson K, Sers B 2008. Jämförelsevärden från Svenskt elfiskeregister. Information från Svenskt elfiskeregister nr1,

ICES. 2013. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 3–12 April 2013, Tallinn, Estonia. ICES CM 2013/ACOM:08. 334 pp

Länsstyrelsen Värmland. 2014. Kalkdatabasen

Länsstyrelsen Värmland och Medins Biologi 2009. Bottenfauna i Värmlands län. Publ nr 2012:14

Länsstyrelsen Värmland 2013. Biotopkartering av vattendrag i Värmlands län 2005-2010. Publ nr 2013:30

Länsstyrelsen Värmland. 2012. Elfiske-rapport. Publ nr 2012:17

Naturvårdsverket. 1978. Vänern en naturresurs. Statens naturvårdsverk

Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Redaktör Erik Degerman.

Naturvårdsverket 2011. Lax (i sötvatten). Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2

Naturvårdsverket 2007. Återställning av älvar som använts för flottning. Rapport nr 5649

Piccolo, J. J., Norrgard, J.R., Greenberg, L.A., Schmitz, M., Bergman, E. 2012. Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case-study from Lake Vanern, Sweden. *Fish and Fisheries* 13(4): 418 – 433.

Elektroniska källor:

Elfiskeregistret: <http://www.slu.se/sv/institutioner/akvatiskaresurser/databaser/elfiskeregistret/>

Vattenwebben: <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea2012/>

Viss: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/>

Genetisk analys av klarälvslax från Forshaga avelsfiske (2011-2012)

Stefan Palm & Tore Presteggaard.

Sötvattenslaboratoriet, Institutionen för akvatiska resurser, SLU

SAMMANFATTNING

Tidigare studier har visat att dagens stam av klarälvslax är genetiskt påverkad av den mer storvuxna gullspångslax som sedan länge hanteras parallellt i Klarälvens nedre del. För att minska risken för sammanblandning av de båda laxstammarna har en "säkerhetsregel" tillämpats där individer över 5,5 kg inte använts för avel eller transport upp i älven för lek, trots att fisken enligt sitt fenklipningsmönster (eller helt intakta fenor) borde vara av odlad eller vildfödd klarälvsstam.

I denna studie har genetiska markörer (DNA) använts för att kartlägga i vilken omfattning "gullspångsgener" förekommer bland förmodad vildfödd och odlad klarälvslax av olika storlek. Bland klarälvslax provtagen i Forshaga 2011 (odlad och vild) och 2012 (endast vild) fanns en mindre andel individer som sannolikt utgjorde korsningar med gullspångslax i föregående generation (eller ren gullspångslax), motsvarande ett totalt inslag av genetiskt material från gullspångslax av 1-3 %. Andelen individer med genetiskt material från gullspångslax var genomgående högre bland större fiskar än bland mindre och med en tydlig tendens till en högre andel gullspångsgener bland odlad lax.

För att under rådande förhållanden undvika en fortsatt genetisk påverkan på onaturligt hög nivå, bör endast vildfödd lax flyttas upp i Klarälven. Utöver att den vildfödda fisken bär på en lägre andel gener från gullspångslax har den också visat sig ha en klart högre reproduktiv framgång vid lek i älven. Vad gäller stor vildfödd lax (>5,5 kg) måste dock nackdelarna med en något högre andel gullspångsgener hos denna fisk vägas mot de fördelar för den vilda laxproduktionen som är förknippade med att släppa upp de mest fekunda

honorna och eventuella flergångslekare.

INLEDNING

En nyligen genomförd genetisk kartläggning kunde påvisa att Klarälvens stammar av lax och sjövandrande öring är att betrakta som genetiskt unika och skyddsvärda (Palm m.fl. 2012). Samtidigt observerades tecken på genetisk påverkan från den lax och öring från Gullspångsälven som sedan 1960-talet odlats och satts ut i Klarälven (se kapitlet om "Genetik" i del 1.). Enligt jämförelser med DNA från lax insamlad i Klarälven och Gullspångsälven under 1960-talet skattades det ackumulerade inslaget av gener från gullspångslax bland dagens klarälvslax till 6-15 %, vilket motsvarar ett genflöde från gullspångslax av ca 1-2 % per generation. I samma studie kunde också en motsvarande (större) påverkan på den odlade gullspångslaxen från klarälvslax konstateras (ca 6-9 % genflöde; Palm m.fl. 2012).

I samma studie framkom vidare att de genetiska skillnaderna mellan odlad och vildfödd klarälvslax idag är små, vilket återspeglar att man vid kompensationsodlingen korsat odlad med vildfödd lax, samtidigt som båda typerna av fiskar transporterats upp för lek upp i älven. Trots detta finns dock flera anledningar till varför odlad lax inte bör flyttas upp för lek (se nedan). Klarälvslaxen uppvisade också en låg genetisk variationsgrad i jämförelse med gullspångslax och stammar från Östersjön samt svenska västkusten. Den låga variationsgraden utgör knappast ett naturligt mönster, utan återspeglar sannolikt att genetisk variation förlorats eftersom antalet föräldrafiskar periodvis har varit (mycket) lågt, både i naturen och i odling, särskilt efter det att Klarälven började nyttjas för dammar och kraftproduktion i början av 1900-talet

(Palm m.fl. 2012). Den mängd vildfödd klarälvslax som idag återvandrar till Klarälven har bedömts uppgå till mindre än 3 % av älvfångsterna under inledningen av 1800-talet (Piccolo m.fl. 2012).

För att långsiktigt skydda och bevara Klarälvens laxfisk rekommenderades att flytta odlingen av gullspångslax och -öring till annat vattendrag, samt om möjligt även avstå från fortsatt upptransport av odlad fisk i Klarälven (Palm m.fl. 2012). Det förordades också att med genetisk metodik närmare utvärdera den "säkerhetsgräns" som sedan länge använts i Forshaga och som anger att ingen klarälvslax (odlad eller vild) med en vikt över 5,5 kg ska användas för avel eller transport till lekområdena högre upp i älven.

Syftet med säkerhetsgränsen som tillämpats sedan mitten av 1990-talet (Klas Jarmuzewski, Fortum AB) har varit att minska risken för att individer från den mer storvuxna Gullspångsstammen av misstag ska feltolkas som klarälvslax (inkl. stamhybrider). En analys av genetiskt stambestämda laxar fångade ute i Väneren 2008 visade dock att en betydande del (ca 20 %) av den genetiskt identifierade klarälvslaxen hade en vikt som översteg 5,5 kg (Palm m.fl. 2012). Att systematiskt sortera bort de mest storvuxna fiskarna från upptransport i älven (och avel) innebär således ett betydande produktionsbortfall. Som exempel kan nämnas att man under säsongen 2011 sorterade bort omkring 25 % av honorna i vikt räknat (data från Marco Blixt, Fortum AB). Bland de mest storvuxna laxarna återfinns också flergångslekare, som i norska studier visat sig kunna vara viktiga för ett bestånds produktionskapacitet och långsiktiga utveckling (Halttunen

2011). I en framtid där utlekt klarälvslax tack vare tekniska lösningar i högre omfattning klarar sig levande ut ur älven kan flergångslek bli en vanligare företeelse än idag.

Tack vare att klarälv- och gullspångsstammarna av lax (och öring) länge har hanterats parallellt i Klarälven finns flera möjliga orsaker till att en individ som enligt sin fenklippning (eller avsaknad därav) borde vara en klarälvslax, i själva verket är en gullspångslax eller en stamkorsning (hybrid). Misstag i samband med fenklippning och kramning kan, när de inträffar, resultera i hybridavkomma (stamkorsningar) eller felmärkta fiskar. När flera stammar av samma art odlas och hanteras vid gemensamma odlingsanläggningar finns också alltid en risk att inlagd rom sammanblandas eller att fisk hoppar mellan odlingsstråk. Förekomst av eventuell naturlig reproduktion av återvandrande lax och öring nedströms Forshaga eller i älvsträckan mellan Forshaga och Deje, där "överbliven" lax och öring släpps för att gynna sportfisket, kan också ge upphov till stamhybrider, även om elfiskeundersökningar i dessa områden hittills inte kunnat belägga reproduktion via förekomst av vildfödd laxfisk (se delrapporten om "Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil-/Klarälven").

I detta genetiskt inriktade delprojekt inom *Vänerlaxens fria gång* har DNA-analys av vuxen lax fångad i Forshaga 2011 och 2012 analyserats för att belysa följande huvudfrågor:

- I vilken omfattning förekommer "gullspångsgener" (via stamhybrider eller felklassad gullspångslax) bland de individer som fångats i avelsfisken och som enligt förekomst eller avsaknad av fettfena (samt bukfena) förväntas utgöra vildfödd eller odlad klarälvslax?
- Hur stort inslag av gullspångsgener föreligger bland individer understigande respektive överstigande 5,5 kg, d.v.s. den säkerhetsgräns som länge tillämpats vid urval av lax för avel samt transport vidare upp i Klarälven?

Tabell 1. Antal DNA-analyserade laxar (förmodad klarälvslax) provtagna i Forshaga 2011 och 2012, uppdelade med avseende på storlek och fenklippning. i.u. = ingen uppgift.

Vikt > 5,5 kg	Fenklippt			Summa
	Nej	Ja	i.u.	
Ja	191	26	18	235
Nej	968	94	88	1150
i.u.	0	0	1	1
Summa	1159	120	107	1386

MATERIAL OCH METODER

Fångststatistik och DNA-provtagning

Säsongen 2011 fångades totalt 1 177 laxar i Forshaga laxfälla vilka genom sitt fenklippsmönster, eller avsaknad av fenklippning, bedömdes vara av klarälvstam (data från Fortum AB). Av dessa fiskar hade en klar majoritet fettfena (1 032 stycken, 88 %) vilket tolkas som att individerna är vildfödda. Mellan den 7 juli och 4 oktober 2011 genomfördes provtagning för genetisk analys av sammanlagt 991 individer. All fisk som fångades provtogs inte eftersom vissa individer var alltför svårhanterliga för att medge snabb och enkel provtagning. Under slutet av säsongen reserverades dessutom drygt hundra laxar för kommande avel, och inte heller dessa provtogs. Inledningsvis noterades av misstag inte uppgifter om fenklippning eller kön vid genprovtagningen varför 117 av de DNA-provtagna fiskarna från 2011 saknade sådana uppgifter.

Säsongen 2012 fångades 718 förmodade klarälvslaxar i Forshaga varav 471 stycken (66 %) hade fettfena (data från Fortum AB). Baserat på tidigare genetiska delresultat från denna studie (analys av laxen från 2011) beslutade Länsstyrelsen att under säsongen 2012 endast tillåta transport av vildfödd/oklippt lax till lekområdena i svenska delen av Klarälven. Man beslutade även att den tidigare 5,5 kg gränsen inte längre skulle tillämpas. Fenklipp för genetisk analys togs under perioden 27 juni - 27 september från 425 av 427 av de oklippta laxar som flyttades upp för lek under 2012.

I tabell 1 återfinns en sammanställning av de totalt 1 386 förmodade

klarälvslaxar från 2011 och 2012 som DNA-analyserats med avseende på inslag av "gullspångsgener". Totalantalet individer i tabellen är något lägre än antalet provtagna som anges ovan. Anledningen är förekomst av en del tomma provrör utan fenbit (20 st. 2011, 1 st. 2012) och att vissa fiskar efter genetisk analys visat sig vara öring (3 st. 2011) eller arthybrider mellan lax och öring (3 st. 2011, 2 st. 2012). En lax från 2011 (med DNA) som saknade uppgift om såväl vikt som fenklippning är utesluten från nedanstående statistiska analyser (tabell 1).

Genetiska och statistiska analyser

Samma nio genetiska markörer (s.k. mikrosatelliter) som användes i ovan nämnda studie av Vänerlax (Palm *m.fl.* 2012) har analyserats med avseende på genotypisk variation. Parvisa allelfrekvensjämförelser, kvantifierade med F_{ST} och signifikantstestade (permutations-test, 10 000 randomiseringar), genomfördes med programmet FSTAT (Goudet 1995).

Två statistiska metoder användes för att uppskatta inslaget av "gullspångsgener" bland förmodade klarälvslaxar av olika ursprung (odlade/vildfödda) och storlek (större/mindre än 5,5 kg). Andelen gener från klarälv- och gullspångslax skattades med programmet LEADMIX (Wang 2003). Det genetiska utbytet mellan gullspångs- och klarälvslax i Klarälven har pågått under flera årtionden och de båda stammarna är idag mer lika varandra än tidigare, även om betydande genetiska skillnader fortfarande föreligger (Palm *m.fl.* 2012). Som referensprov vid analyserna med

LEADMIX användes data representativa för stammarnas nutida genetiska sammansättning. På detta vis studerades endast det inslag av gullspångsgener (via stamhybrider eller felmärkt gullspångslax) som tillkommit den senaste generationen.

För gullspångslax bestod det genetiska referensprovet för den odlade stammen i Klarälven (totalt $n=68$) av data för 40 vuxna fiskar fångade i Forshaga 2009 samt 28 ungar från två årsklasser (2004, 2005) provtagna i samband med att de sattes ut i den s.k. Gullspångsforsen, en nyrestaurerad del av Gullspångsälven (Palm *m.fl.* 2012). Som referensprov för klarälvslax användes ett större material ($n=222$) bestående dels av 52 vildfödda smolt provtagna 2007 och 2009 (Palm *m.fl.* 2012) samt 170 en- och tvåsomriga laxungar (parr) insamlade med elfiske och analyserade genetiskt för en annan delstudie inom detta projekt (se delrapporten om "Genetisk föräldraskapsanalys av vildfödd lax i Klarälven").

Den andra statistiska metoden som användes är specifikt utvecklad för analys av blandningar med individer från två distinkta populationer (eller arter) samt dessas hybrider i en eller flera generationer. Med denna metod och programmet NEWHYBRIDS (Anderson & Thompson 2002) skattas dels andelarna för olika ursprung i det aktuella stickprovet (rena individer från respektive population samt hybrider). Dessutom erhåller varje individ en statistiskt betingad sannolikhet att tillhöra respektive ursprungsklass.

En svaghet med NEWHYBRIDS som uppmärksammats vid analyser av

stickprov med kända sammansättningar (datorsimulerade genotyper) är att metoden tycks underskatta inslaget av hybrider när denna andel är låg (Vähä & Primmer 2006). Då andelen gullspångsgener bland samtliga analyserade laxar från Forshaga enligt en initial analys med LEADMIX uppskattades till ca 1–3 % indikerade denna andel att det kunde finnas ett problem med underskattning av andelen hybrider vid analys med NEWHYBRIDS. Detta föranledde en inledande utredning av problemets storlek, samt olika sätt att erhålla förbättrade (mer rättvisande) resultat med metoden (detaljer ges i Appendix 1).

I syfte att underlätta för NEWHYBRIDS att identifiera de båda föräldrapopulationernas allelfrekvenser kan genetiska referensprov användas (Anderson & Thompson 2002). Samma referensprov för gullspångs- och klarälvslax användes som vid analyserna med LEADMIX (ovan), dock med tillägg av 3×100 datorsimulerade G-lax, F_1 och K-lax-genotyper, vilket enligt den initiala utredningen (Appendix 1) visade sig vara ett sätt att reducera problemet med systematisk underskattning av andelen hybrider. De datorsimulerade genotyper som användes var baserade på de båda autentiska referensprovens allelfrekvenser och framställda med programmet HYBRIDLAB (Nielsen *m.fl.* 2006).

RESULTAT

Parvisa genetiska jämförelser

Parvisa jämförelser av allelfrekvenser

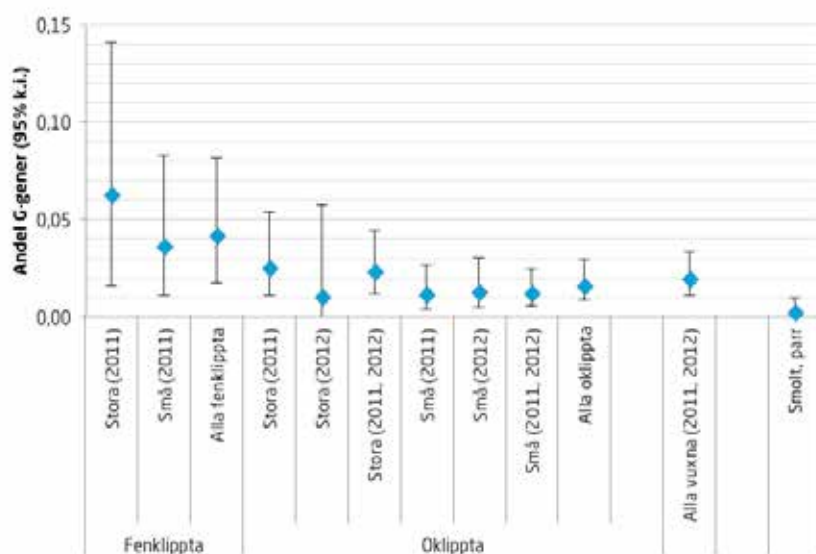
mellan referensproven av gullspångs- och klarälvslax, samt olika grupper av vuxen "klarälvslax" från 2011 och 2012 (indelade i kombinationer av större/mindre samt odlade/vildfödda) återfinns i tabell 2. I linje med tidigare resultat (Palm *m.fl.* 2012) förelåg klara genetiska skillnader mellan odlad gullspångslax och klarälvslax ($F_{ST} \approx 0,11$) medan skillnaderna mellan de olika grupperna av förmodad klarälvslax överlag var mycket små ($F_{ST} \approx 0,001$) om än statistiskt signifikanta i några av fallen (tabell 2). En tendens till något större parvisa allelfrekvensskillnader mellan stickprov av odlad och vildfödd klarälvslax än mellan stickprov inom dessa grupper kunde ses, men denna skillnad var marginell (genomsnittliga parvisa F_{ST} mellan odlad och vildfödd lax, samt mellan stickprov inom respektive ursprung, är 0,002 respektive 0,000; tabell 2).

Inslag av "gullspångsgener"

Skattade andelar av gullspångsgener (G-gener) hos vuxen "klarälvslax" av olika ursprung och storlek återges i figur 1. Överlag var andelen G-gener högre bland odlad än bland vildfödd lax oavsett fiskens storlek. Samtidigt skattades andelen G-gener högre hos stora individer ($>5,5$ kg) än hos mindre, bland såväl odlad som vildfödd lax, och således var andelen G-gener som allra högst hos storvuxen odlad fisk (ca 6 %) medan den var lägst hos de mindre, vildfödda individerna (ca 1 %). Det ska dock noteras att samtliga skattningar är förknippade med statistiska

Tabell 2. Parvisa genetiska jämförelser: F_{ST} -skattningar (ovan diagonalen) och motsvarande P-värden (okorrigerade för multipla test; nedan diagonalen). Ett högre F_{ST} -värde återspeglar en större genetisk skillnad och vice versa. n = antal fiskar. FFK=fettfeneklippta, OKL=oklippta.

	n	GL	KL	SmOKL11	SmOKL12	StOKL11	StOKL12	SmFFK11	StFFK11
G-lax	68	--	0.103	0.117	0.116	0.102	0.088	0.109	0.105
K-lax	222	***	--	0.000	0.001	0.000	-0.003	0.001	0.000
Små OKL 2011	584	***	n.s.	--	0.000	0.001	0.000	0.003	0.000
Små OKL 2012	384	***	n.s.	n.s.	--	0.001	0.000	0.003	0.002
Stora OKL 2011	153	***	n.s.	***	***	--	-0.001	0.003	0.004
Stora OKL 2012	38	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	--	0.001	0.000
Små FFK 2011	94	***	**	***	***	***	n.s.	--	0.000
Stora FFK 2011	26	***	**	**	**	*	n.s.	*	--



Figur 1. Andel "gullspångsgener" (programmet Leadmix) med 95 % konfidensintervall i olika grupper av vuxen förmodad klarälvslax provtagna i Forshaga 2011 och 2012. Materialet är uppdelat med avseende på fenklippning och storlek (Stora = större än 5,5 kg; Små = mindre än 5,5 kg). Längst till höger ges en motsvarande kontrollskattning av de smolt och parr som utgjorde referensprov för klarälvslax.

osäkerheter (se konfidensintervallen i figur 1), särskilt bland den odlade laxen där antalet undersökta individer var lägre (tabell 1). En kontrollanalys av vildfödda smolt och parr från Klarälven gav en punktskattning av andelen G-lax mycket nära noll (0,002; figur 1), vilket var helt enligt förväntan då samma individer ingick i det genetiska referensprovet för klarälvslax vid analyserna med Leadmix.

Resultatet efter analys med NEWHYBRIDS stämde överlag väl med det från LEADMIX. Andelen G-gener skattades åter högre bland storvuxna individer än bland mindre, och en motsvarande skillnad kunde även ses mellan odlad och vildfödd fisk (tabell 3). Bland de 30 individer i totala materialet som sannolikt inte var rena klarälvslaxar (ca 2 %) förekom något fler F₁-hybrider (17 st.) än rena G-laxar (13 st.). Det ska dock

betonas att enligt de initiala analyser av kända datorsimulerade genotyper (G-lax, F₁, K-lax) som presenteras i Appendix 1 är individuella klassningar erhållna med NEWHYBRIDS osäkra, särskilt vad gäller möjligheten att särskilja F₁-hybrider från K-lax respektive G-lax (tabell A4). Trots dessa osäkerheter visade en jämförelse av medelvikt mellan individer klassade som G-lax/F₁-hybrid och K-lax skillnader i den riktning som kan förväntas (figur 2).

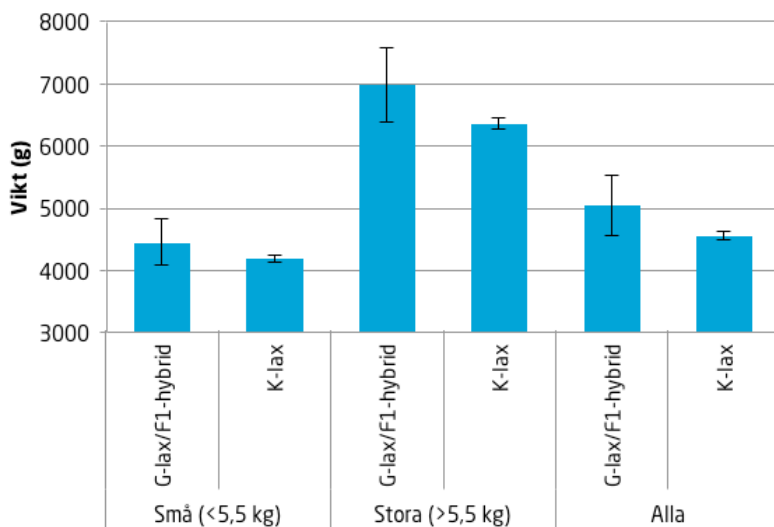
DISKUSSION

I denna studie har vi utgått ifrån den genetiska sammansättningen hos dagens stammar av lax som finns i Klarälven. Resultaten visar att det bland den förmodade klarälvslax som fångades och provtogs i Forshaga 2011 och 2012 finns en liten andel individer som sannolikt utgör korsningar med gullspångslax i föregående generation (eller rena gullspångslaxar), motsvarande ett inslag av genetiskt material från gullspångslax av 1-3 %. Detta utgör en andel "gullspångsgener" (G-gener) av samma storleksordning som det genomsnittliga genflödet per generation från gullspångs- till klarälvslax sedan 1960-talet som tidigare skattats utifrån delvis annan genetisk information (Palm m.fl. 2012).

Inslaget av individer med G-gener

Tabell 3. Resultat efter analys med NewHybrids (enligt "analys II" i tabell A2) av totalt 1 385 förmodade klarälvslaxar fångade i Forshaga avelsfiske, 2011-2012 (G-lax = ren odlad gullspångslax; K-lax = ren odlad/vildfödd klarälvslax; F₁ = stamhybrid/korsning i första generationen). Totalmaterialet är uppdelat med avseende på fiskens storlek vid provtagningen samt information om eventuell fenklippning. Notera att uppgift om fenklippning saknas för vissa individer (i.u.). Till höger anges andelen "gullspångsgener" (G-gener) baserat på de skattade andelarna av G-lax och F₁-hybrider (NewHybrids) samt, för jämförelse, även motsvarande genfrekvensbaserade skattningar erhållna med Leadmix.

Storlek	Fenklippt	Antal	Skattad andel individer (antal)			Skattad andel "G-gener"	
			G-lax	F ₁	K-lax	NewHybr	Leadmix (95 % k.i.)
< 5,5 kg	Nej	968	0,009 (9)	0,009 (9)	0,981 (950)	0,014	0,012 (0,005 - 0,024)
	Ja	94	0,011 (1)	0,011 (1)	0,979 (92)	0,016	0,036 (0,011 - 0,082)
	i.u.	88	0,000 (0)	0,023 (2)	0,977 (86)	0,011	0,025 (0,010 - 0,055)
	Alla	1 150	0,009 (10)	0,010 (12)	0,981 (1 128)	0,014	0,018 (0,010 - 0,030)
>5,5 kg	Nej	191	0,005 (1)	0,026 (5)	0,969 (185)	0,018	0,023 (0,012 - 0,044)
	Ja	26	0,038 (1)	0,000 (0)	0,962 (25)	0,038	0,063 (0,016 - 0,140)
	i.u.	18	0,056 (1)	0,000 (0)	0,944 (17)	0,056	0,035 (0,004 - 0,126)
	Alla	235	0,013 (3)	0,021 (5)	0,966 (227)	0,023	0,028 (0,014 - 0,053)
Alla		1 385	0,009 (13)	0,012 (17)	0,978 (1 355)	0,016	0,019 (0,011 - 0,033)



Figur 2. Medelvikt hos individer klassade som G-lax/ F1-hybrid respektive K-lax ($\pm 1,96$ SE). Två av de tre medelviktskillnaderna är statistiskt signifikanta (stora samt alla fiskar; enkelsidiga t-test, $P < 0,05$).

är högre bland större fiskar än bland mindre, vilket är i linje med gullspångslaxens dokumenterat snabbare tillväxt och större storlek som vuxen och smolt. Det finns även en tendens till högre andelar av G-gener bland odlade än bland vildfödda fiskar. Denna skillnad är som mest uttalad hos större individer. Det tycks således finnas visst fog för den "säkerhetsgräns" som tillämpats sedan mitten av 1990-talet där man på grund av risk för genetisk sammanblandning avstått från att använda storvuxna (>5,5 kg) förmodade klarälvslaxar vid upptransport och avel. Samtidigt indikerar förekomsten av G-gener även bland mindre lax (< 5,5 kg) att denna gräns inte utgör en tillräcklig åtgärd för att undvika fortsatt genetisk påverkan. För detta krävs antagligen att den kompensationsodlade stammen av gullspångslax (och -öring) flyttas från klarälven till något annat vattendrag (Palm *m.fl.* 2012). Ett alternativ till en sådan flytt vore möjligen att man noga ser över samtliga odlings- och märkningsrutiner så att risken för fortsatt sammanblandning av de olika stammarna i Klarälven minimeras.

Av flera anledningar är det tveksamt om odlad (fettfeneklippt) klarälvslax bör flyttas upp för lek, och detta

sker inte heller sedan beslut taget av Länsstyrelsen inför säsongen 2012. Den högre andelen G-gener bland feneklippt lax innebär en ökad risk för oönskad genetisk påverkan så länge det odlas gullspångslax i Klarälven. Den odlade laxen härstammar dessutom från ett lägre antal föräldrafiskar och är uppvuxen under miljöförhållanden som i vissa avseenden skiljer sig påtagligt från de som råder i naturen (Palm *m.fl.* 2012). De genetiska föräldraskapsbestämningar som genomförts tyder också på en klart lägre reproduktiv framgång för odlade klarälvslaxar (se delrapporten om "Genetisk föräldraskapsanalys av vildfödd lax i Klarälven"), vilket även syns i de radiomärkningsstudier som genomförts där odlade individer uppvisade ett avvikande lekvandningsbeteende jämfört med sina vildfödda släktingar (se delrapporten om "Uppströmsvandring av vild lax och öring i Klarälven"). Det kan således ifrågasättas i vilken omfattning den odlade lax som t.o.m. 2011 flyttats upp i Klarälven har bidragit till den naturliga laxproduktionen under tidigare år.

Vad gäller vildfödd (oklippt) klarälvslax innebär upptransport av mer storvuxna individer (>5,5 kg) en ökad risk för ökad påverkan av G-gener

på beståndet. Samtidigt förväntas ett sådant tillskott av stora laxar ge en påtagligt ökad naturlig produktion vilket är en kortsiktigt viktig fråga för laxen i Klarälven (kapitel xx). Därför överväger i dagsläget sannolikt fördelarna nackdelarna med en slopad säkerhetsgräns.

Avslutningsvis bör även nämnas att någon fullständig genetisk isolering av Klarälvens laxbestånd knappast vore önskvärt. Även under naturliga (opåverkade) förhållanden förekommer ett begränsat genutbyte mellan lokala laxstammar tack vare "felvandring", vilket långsiktigt motverkar inavelsökning och förlust av genetisk variation. Hur stort det naturliga genflödet från andra laxstammar i vattendrag kring Vänern ursprungligen har varit är oklart. Från studier av lax i östra Kanada finns resultat som tyder på att det naturliga genflödet ofta är lägre än 1 %, men samtidigt varierar dess storlek och riktning avsevärt i både tid och rum vilket tycks bero av flera olika faktorer (Palstra *m.fl.* 2007).

ERKÄNNANDEN

Tack till Johan Dannewitz (SLU-Aqua), Pär Gustafsson, Mikael Hedenskog (Länsstyrelsen i Värmland) och Tore Qvenild (Fylkesmannen i Hedmark) som läst och kommenterat en tidigare version av denna rapport. Vi tackar även Richard Gow, Anna Hagelin, *m.fl.* (Lst Värmland och Karlstads universitet) samt Klas Jarmuzewski med medarbetare (Fortum AB) för provtagning av lax i Forshaga. Marco Blixt (Fortum AB) har bidragit med fångststatistik. Studien har genomförts av SLU-Aqua på uppdrag av Länsstyrelsen Värmland i samråd med Fylkesmannen i Hedmark, med finansiering inom Interregprojektet "Vänerlaxens fria gång".

REFERENSER

Anderson EC, Thompson EA. 2002. A model-based method for identifying species hybrids using multilocus genetic data. *Genetics* 160, 1217–1229.

Goudet J. 1995. F_{STAT} (Version 1.2): a computer program to calculate *F*-statistics. *Journal of Heredity* 86, 485–486.

Halttunen E. 2011. Staying alive: the survival and importance of Atlantic salmon post-spawners. Doktorsavhandling, Tromsø universitet.

Nielsen EE, Bach LA, Kotlicki P. 2006. Hybridlab (version 1.0): a program for generating simulated hybrids from population samples. *Molecular Ecology Notes* 6, 971–973.

Palm S, Dannewitz J, Johansson D, Laursen F, Norrgård J, Prestegard T, Sandström A. 2012. Populationsgenetisk kartläggning av Vänerlax. *Aqua reports* 2012:4. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 64s.

Palstra FP, O'Connell MF, Ruzzante DE. 2007. Population structure and gene flow reversals in Atlantic salmon (*Salmo salar*) over contemporary and long-term temporal scales: effects of population size and life history. *Molecular Ecology*, 16, 4504–4522.

Piccolo JJ, Norrgård JR, Greenberg LA, Schmitz M, Bergman E. 2012. Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case-study from Lake Vänern, Sweden. *Fish and Fisheries* 13, 418–433.

Vähä J-P, Primmer C. 2006. Efficiency of model-based Bayesian methods for detecting hybrid individuals under different hybridization scenarios and with different numbers of loci. *Molecular Ecology* 15, 63–72.

Wang JL. 2003. Maximum-likelihood estimation of admixture proportions from genetic data. *Genetics* 164, 747–765.

APPENDIX 1

För att undersöka problemet att programmet NewHybrids i vissa situationer underskattar andelen hybrider (Vähä & Primmer 2006) gjordes analyser av några olika material med kända innehåll. De autentiska och datorsimulerade genotyper som använts som referens- och analysprov är angivna i tabell A1.

Fyra analyser med NewHybrids genomfördes där andelen F1-hybrider i stickproven varierade från ca 4–31 % tack vare att olika antal datorsimulerade genotyper tillfördes analyserna (tabell A2). Genomgående användes en s.k. "burn in" om 10 000 MCMC-steg följt av ytterligare 100 000 steg för att skatta andelen av de tre olika genotypklasser som ingick i analyserna (G-lax, K-lax, F1-hybrid).

Vid utvärderingen av resultaten från de fyra analyserna med NewHybrids (I-IV) har erhållna sannolikheter för varje enskild genotyp att vara en G-lax,

F1-hybrid eller K-lax använts för att ursprungsbestämma varje individ till den kategori ("stam") där den haft högst sannolikhet. I tabell A3 redovisas, för samtliga fyra analyser, hur stora andelar av de 1 385 riktiga laxar (prov c; tabell A1) som bedömts vara G-lax, F1-hybrid eller K-lax. På motsvarande vis har andelen korrekta och felaktiga klassningar utvärderats med hjälp av de datorsimulerade genotyper av känt ursprung som ingått i tre av de aktuella analyserna (II-IV; tabell A4).

Tydliga skillnader vad avser andelen individer klassade som G-lax, F1-hybrid eller K-lax erhöles i de olika analyserna (tabell A3) vilket bekräftade att metoden som används i NewHybrids påverkas av hur vanliga de olika genotypklasserna är i det analyserade stickprovet (samma resultat erhöles av Vähä & Primmer 2006). Den skattade andelen gullspångslax i det analyserade materialet av förmodad klarälvslax var genomgående låg (0–1 %) medan andelen F1-hybrider (0–9 %) och ren klarälvslax (99–91 %) varierade påtagligt (tabell A3). Baserat på andelen individer som klassats till de tre olika kategorierna beräknades den motsvarande andelen G-gener att variera mer än tiofaldt (mellan 0,4 och 4,9 %).

Av tabell A4 framgår att felaktiga klassningar av enskilda individer förekommer i samtliga fyra analyser, om än i varierande omfattning. Vid analys

Tabell A1. Grupper av riktiga samt datorsimulerade laxgenotyper som nyttjats vid initiala analyser med programmet NewHybrids. "Referens" innebär att det aktuella provets allelfrekvenser används vid analysen, men att dessa genotyper inte är inkluderade i resultatet. n=antal.

Prov	Typ av prov	Förklaring	n	Anm.
a	Referens	Odlad G-lax (vuxen fisk, yngel)	68	Data från Palm m.fl. (2012)
b	- " -	Vildfödd K-lax (smolt, parr)	222	Data från Palm m.fl. (2012) samt detta projekt
c	Analys	Odlad och vildfödd vuxen "K-lax" (Forshaga 2011, 2012)	1 385	Data från detta projekt
d	- " -	Simulerad G-lax	100	Baserat på prov a
e	- " -	- " -	500	- " -
f	- " -	Simulerad K-lax	100	Baserat på prov b
g	- " -	- " -	500	- " -
h	- " -	Simulerad F1-hybrid	100	Baserat på prov a och b
i	- " -	- " -	500	- " -
j	- " -	- " -	1 000	- " -

II erhöll exempelvis endast 41 % av de datorsimulerade F1-hybriderna en korrekt klassning, medan 88 och 100 % av G-laxarna och K-laxarna bestämdes korrekt. Med en ökad andel hybrider (analys III och IV) steg andelen korrekt klassade F1-hybrider, men samtidigt sjönk motsvarande andelar för G-lax

och K-lax (tabell A4).

Sammantaget framstår ingen av analyserna I-IV som helt optimal eller den "korrekta". Eftersom analys II gav den skattning av andelen G-gener (1,6 %) som var mest lik motsvarande genfrekvensbaserade (oberoende) skattning som erhöles med programmet Leadmix

(1,9 %, 95 % CI: 1,1 % -- 3,3 %) så valdes ändå detta alternativ för jämförande analyser med NewHybrids av andelen G-gener hos lax av olika ursprung (odlad/vildfödd) och storlek (över/under 5,5 kg).

Tabell A2. Genomförda analyser med NewHybrids. Se tabell A1 för förklaring av bokstavskoderna. Andelen stamhybrider i de analyserade proven har beräknats utifrån ett antagande om att andelen stamhybrider i prov c (de 1 385 riktiga laxarna från Forshaga) utgör 4 %.

Analys	Referensprov	Analysprov	n (analysprov)	Andel stamhybrider (F1)
I	a, b	c	1 385	0,04
II	a, b	c, d, f, h	1 685	0,09
III	a, b	c, e, g, i	2 885	0,19
IV	a, b	c, e, g, j	3 385	0,31

Tabell A3. Resultat efter genetisk klassning med NewHybrids av 1 385 individer (förmodade K-laxar). Analyserna I-IV skiljer sig åt med avseende på hur många datorsimulerade genotyper av känt ursprung som varit inkluderade (tabell A2). Under "Alternativ 2" har det mest sannolika ursprunget bestämts till antingen ren K-lax eller till övriga kategorier kombinerade (d.v.s. summan av sannolikheterna för G-lax och F1 har använts). Andelen G-gener har beräknats som skattade andelen ren G-lax + 0,5 × skattade andelen F1 (enl. Alternativ 1).

Analys	Antal	Alternativ 1: andel (antal)			Alternativ 2: andel (antal)		Andel G-gener
		G-lax	F1-hybrid	K-lax	G-lax/F1	K-lax	
I	1 385	0,00 (5)	0,00 (2)	0,99 (1 378)	0,01 (8)	0,99 (1 377)	0,004
II	1 385	0,01 (13)	0,01 (17)	0,98 (1 355)	0,02 (34)	0,98 (1 351)	0,016
III	1 385	0,01 (12)	0,05 (75)	0,94 (1 298)	0,07 (92)	0,93 (1 293)	0,036
IV	1 385	0,01 (7)	0,09 (121)	0,91 (1 257)	0,10 (136)	0,90 (1 249)	0,049

Tabell A4. Utvärdering av andelen felklassade individer vid tre analyser med NewHybrids (jfr. tabell A1-A3) baserat på datorsimulerade genotyper av känt ursprung (G-lax, F1-hybrid, K-lax). De korrekta klassningarna är angivna i fetstil.

	Datorsimulerad genotyp	Andel klassad som (antal)			Summa
		G-lax	F1-hybrid	K-lax	
Analys II	G-lax (sim)	0,88 (88)	0,06 (6)	0,06 (6)	1,00 (100)
	F1-hybrid (sim)	0,19 (19)	0,41 (41)	0,40 (40)	1,00 (100)
	K-lax (sim)	0,00 (0)	0,00 (0)	1,00 (100)	1,00 (100)
Analys III	G-lax (sim)	0,83 (417)	0,13 (67)	0,03 (16)	1,00 (500)
	F1-hybrid (sim)	0,16 (81)	0,58 (289)	0,26 (130)	1,00 (500)
	K-lax (sim)	0,00 (2)	0,03 (15)	0,97 (483)	1,00 (500)
Analys IV	G-lax (sim)	0,76 (378)	0,23 (115)	0,01 (7)	1,00 (500)
	F1-hybrid (sim)	0,07 (73)	0,75 (753)	0,17 (174)	1,00 (1000)
	K-lax (sim)	0,00 (0)	0,08 (38)	0,92 (462)	1,00 (500)



Genetisk föräldraskapsanalys av vildfödd lax i Klarälven

Stefan Palm & Tore Prestegård

Sötvattenslaboratoriet, Institutionen för akvatiska resurser, SLU.

SAMMANFATTNING

Under decennier har en blandning av vildfödd och odlad vuxen lax transporterats uppströms med lastbil för att säkerställa naturlig smoltproduktion i Klarälven. Hur stor andel av de uppflyttade laxarna med olika bakgrund som bidragit till produktionen har dock varit oklart. I denna studie användes genetiska markörer för att undersöka om det finns skillnader i reproduktiv framgång mellan de båda kategorierna av föräldrafisk. En annan frågeställning har varit vilken genetiskt effektiv populationsstorlek som ett känt antal uppflyttade vuxna laxar motsvarar, och om denna nivå kan vara tillräcklig för att motverka fortsatt förlust av genetisk variation och inavel.

Ett större antal vävnadsprov har DNA-analyserats från uppflyttade lekfishar från säsongen 2011, samt från laxungar födda 2012 elfiskade på uppväxtområden i huvudfåran och olika biflöden. Enligt genetiska föräldraskapsbestämningar hade den uppflyttade vildfödda laxen omkring tre gånger så hög reproduktiv framgång som den odlade, vilket är i linje med radiopejlingar av lax som genomförts parallellt. Dessa resultat tillsammans med potentiella genetiska risker innebär att det finns få anledningar att återuppta transport av odlad lax i Klarälven (stoppat sedan 2012). Det antal laxar som 2011 flyttades upp för lek motsvarar ett genetiskt effektivt antal individer (per generation) av samma storleksordning som de lägsta nivåer som finns föreslagna för att en isolerad population inte ska riskera sin långsiktiga evolutionära anpassningsförmåga. Av försiktighetsskäl och mot bakgrund av att populationen redan har låg genetisk variation rekommenderas att antalet lekfishar tillåts öka jämfört med dagens situation.

INLEDNING

Som ett resultat av omfattande vattenkraftutbyggnad är Klarälvens vilda laxproduktion helt beroende av att människan sedan 1930-talet årligen flyttar upp levande vuxen lekvandrande fisk från älvens nedersta del. Som kompensation för den kraftigt minskade produktionen av laxfisk som ägt rum sedan 1800-talet sker även omfattande odling och utsättning av lax och öring (Piccolo et al. 2012). Tidigare studier har visat att laxen i klarälven har förändrats genetiskt, och hybridisering med den gullspångslax som sedan 1960-talet odlas parallellt i Klarälven har konstaterats. Dagens klarälvsax uppvisar dessutom en jämförelsevis låg genetisk variationsgrad, vilket sannolikt återspeglar omfattande förluster av ärftlig variation på grund av ett lågt (ibland mycket lågt) antal föräldrar i odling och i det vilda under senaste århundradet (Palm et al. 2012; se även avsnittet om Genetik). Ur ett genetiskt perspektiv är det centralt att den lax som leker i älven är av "rätt" härstamning och inte mer än vad som är oundvikligt bär på genetiskt material från gullspångslax (denna fråga har undersökts separat, se delrapport "Genetisk analys av klarälvsax från Forshaga avelsfiske (2011-2012)"). Det är samtidigt viktigt att tillräckligt många lekfishar flyttas upp varje år för att säkerställa att den genetiskt effektiva populationsstorleken är tillräckligt hög för att motverka fortsatt förlust av genetisk variation och möjliggöra framtida evolutionära anpassningar.

Under en följd av år har andelen vildfödd klarälvsax som återvänt till Forshaga efter sin uppväxt i Vänern varit lägre än andelen odlad lax av samma stam. En majoritet av den lax som transporterats upp i älven har därför varit av odlad ursprung. Fisk uppvuxen

i fångenskap skiljer sig vanligen från vildfödd i olika egenskaper och har ofta sämre förmåga att reproducera sig i naturen (Fleming & Petersson 2001). Som en följd av att en blandning av odlade och vildfödda fiskar använts för både avel och transport, har inga klara genetiska skillnader kunnat konstateras mellan de båda grupperna av lax i Klarälven i de delar av arvsmassan som kunnat studeras (Palm et al. 2012). Detta utesluter dock inte att skillnader ändå kan förekomma mellan odlad och vildfödd klarälvsax. Dels kan miljöpåverkan under uppväxten orsaka egenskapsskillnader vilka påverkar fiskens överlevnad och beteende senare under livet. Dessutom finns studier där man hos laxartad fisk kunnat påvisa ärftligt betingade skillnader i reproduktiv framgång som uppstått redan efter kort tid i odling (t.ex. Araki et al. 2007).

Inför säsongen 2012 beslutade Länsstyrelsen i samråd med SLU att endast lax med intakt fettfena skulle flyttas upp för lek i Klarälven. Beslutet fattades efter att antalet återvandrande vildfödda (oklippta) laxar under några år ökat kraftigt, samt baserat på genetiska argument och då preliminära resultat visade på ett avvikande lekbeteende hos den odlade lax som följts med radiopejling i älven. Även om ingen odlad klarälvsax släpps upp för lek i Klarälven idag skulle frågan kunna bli aktuell igen om återvandringen av vildfödd lax av någon anledning sjunker kraftigt. Frågan blir då vad som finns att "vinna" respektive "förlora" med att åter släppa upp lax född i odling. Kunskap om reproduktiv framgång hos odlad och vildfödd lax är även viktig vid beräkningar av älvens smoltproduktionskapacitet och relationen mellan antalet föräldrar och smolt, så länge dessa beräkningar omfattar data insamlade

från årsklasser med både vildfödda och odlade föräldrar.

Att utvärdera reproduktiv framgång för olika grupper av individer ute i naturen är förknippat med stora utmaningar. Även om exempelvis radiomärkningsstudier kan ge viktig information om fiskens beteende svarar oftast inte detta definitivt på om fisken lekt framgångsrikt eller om hur mycket avkomma olika individer producerat. För att belysa denna typ av frågor som annars är svåra att studera kan högvariabla genetiska markörer användas som »verktyg». I denna studie har DNA-analyser använts för att belysa följande huvudfrågor:

- Finns skillnader i reproduktiv framgång mellan vildfödda och odlade vuxna laxar som transporterades upp i Klarälven 2011 för lek?
- Är graden av reproduktiv framgång kopplad till den uppflyttade fiskens kön, storlek och datum för fångst, provtagning och transport?
- Vad är det genetiskt effektiva antalet föräldrar till den årsklass som analyserats, och är det antal laxar som flyttats upp för lek tillräckligt ur ett bevarandegenetiskt perspektiv på kortare och längre sikt?

MATERIAL OCH METODER

Föräldrafiskar

Provtagning av vuxen förmodad klarälvlax för DNA-analys genomfördes i samband med att fallen i Forshaga vittjades vid sammanlagt 13 tillfällen 2011. Samma DNA-provtagna fiskar har även ingått i den analys med avseende på inslag av gener från gullspångslax som presenteras i delrapporten »Genetisk analys av klarälvlax från Forshaga avelsfiske (2011-2012)». Utöver ett litet fenklipp för DNA-extraktion togs uppgift om fiskens vikt, längd och kön. Individer med en vikt under 5,5 kg transporterades därefter, enligt då gällande regelverk, med lastbil vidare upp i älven för lek. Inledningsvis noterades för 107 av de DNA-provtagna laxarna av misstag ingen uppgift om kön eller fenklippning.

Den fisk som mot slutet av säsongen reserverades för kommande avel provtogs inte för genetisk analys. Prov togs inte heller från antal individer som var svårhanterliga vid mättillfället. I några fall saknades vidare fenprov (tomt provrör) för ett antal individer som enligt protokoll hade provtagits, samtidigt som det efter DNA-analys framkom att ett fåtal av de provtagna förmodade laxarna var öringar eller arthybrider. Sammantaget erhöles DNA från 964 av de totalt 1 177 klarälvlaxar som enligt Fortum fångades i Forshaga under säsongen 2011. Enligt samma statistik transporterades 872 av dessa laxar upp i älven för lek. Detta kan jämföras med att totalt 766 av laxarna under 5,5 kg DNA-provtogs, varav dock 10 noterats som döda i samband med provtagning. Således var endast ca 87 % (756 av 872) av de potentiella (uppflyttade) vuxna föräldrafiskarna »genetiskt kända».

Avkomma

Laxungar (parr) för föräldraskapsbestämning samlades in i samband med båt- och vadelfisken. Endast årsklassen född 2012 förväntas vara avkomma till den vuxna lax som flyttades upp 2011. För att identifiera denna årsklass måste åldern hos de elfiskade laxungarna bedömas utifrån dessas längd. För årsungar (0+) av lax och öring är detta i regel enkelt eftersom dessa vanligen är klart mindre än övriga åldersklasser. Däremot ökar svårigheterna att åldersbestämma med hjälp av längd för större fisk (1+ och äldre). Då endast ett fåtal 0+ ungar fångades 2012 (se delrapport om »Båtelviske») krävdes även DNA-analys av ettåriga ungar från samma årsklass insamlade under 2013.

Storleksfördelningen bland samtliga DNA-provtagna parr vid elfisken 2012 och 2013 samt möjliga åldrar för olika längdklasser framgår av figur 1. Delvis olika tolkningar kan behövas för båt- och vadelfiske, då den förstnämnda metoden är delvis storlekssektiv (fångar lättare större individer) samtidigt som tillväxthastigheten kan variera mellan den huvudsakligen båtelviskede

huvudfåran och de biflöden där endast vadelfiske är möjligt. Samtliga individer med en längd under 135 mm valdes ut för DNA-analys, och totalt omfattade detta 170 fiskar, varav 156 kunde tillhöra årsklassen 2012 (övriga 14 st. från årsklassen 2013). Fångstlokalernas position samt antalet analyserade individer från olika delar av älven syns i figur 2. Det ska påpekas att storleksgränsen lades medvetet högt, då osäkerheter om korrekt ålder fanns för individer med en längd över ca 120 mm (dessa kan vara antingen 1+ eller 2+; figur 1).

Laborativa och statistiska analyser

De grundläggande metoder som använts för DNA-extraktion, PCR samt s.k. fragmentanalys finns beskrivna av Palm et al. (2008). Arton högvariabla genetiska markörer (s.k. mikrosatelliter) analyserades. Nio av dessa var desamma som använts vid tidigare analyser av klarälvlax (t.ex. Palm et al. 2012). En initial statistisk utvärdering visade dock att analys av fler markörer var nödvändigt för att kunna genomföra föräldraskapsbestämning med tillfredsställande precision, varför kompletterande analys av de ytterligare nio markörer genomfördes. Referenser till samtliga 18 mikrosatelliter ges av Palm et al. (2013).

Programmet Fstat (Goudet 1995) användes för att skatta mängd genetisk variation hos vuxen fisk och ungar, och för permutationstest av avvikelser från genotypproportioner förväntade enligt Hardy-Weinbergs lag samt skattningar av F_{IS} . För genetiska föräldrabestämningar användes Colony 2.0 (Jones & Wang 2010). Programmet identifierar grupper av närbesläktade avkommor (sannolika hel- och halvsyskon) samtidigt som det söker matchande föräldrar till samma grupper (Wang 2004). På detta vis utnyttjas tillgänglig genetisk information i högre grad än med många andra (enkla) metoder, samtidigt som Colony även har andra fördelar (bl.a. kan hänsyn tas till ev. mutationer och felaktiga genotypbestämningar). Mer tekniska detaljer avseende de genomförda analyserna med Colony har utelämnats av utrymmesskal men finns

tillgängliga vid förfrågan.

Samtliga 964 DNA-provtagna hanar, honor och ökönade individer inkluderades som potentiella föräldrar. Detta gjordes trots att några av individer noterats som döda efter provtagning samtidigt som 193 individer hade en noterad vikt över den rådande säkerhetsgränsen (5,5 kg) och således inte borde ha transporterats upp i älven. Anledningen till att dessa individer ändå inkluderades i analysen var dels ett "test" av metoden (ev. falska föräldraskap). Dessutom kan enstaka viktuppgifter vara felaktiga (t.ex. felskrivning i protokoll) samtidigt som några radiomärkta individer med DNA-prov också hade en vikt över 5,5 kg.

De vuxna individer som saknade uppgift om kön inkluderades både som potentiella hanar och honor. Tillgång till könsbestämda föräldrar är annars en stor fördel eftersom detta begränsar antalet möjliga kombinationsmöjligheter mellan de potentiella föräldrarna. Förekomst av felaktiga könsbestämningar kan dock innebära att föräldraskap missas om (när) de aktuella individerna av programmet "matchas" mot fel kön. En viss andel felaktiga könsuppgifter för den vuxna lax som hanterats i Forshaga avelsfiske kan inte uteslutas (felbedömningar, skrivfel etc.). Därför genomfördes en första omgång med Colony där föräldragenotyper av samma protokollförda kön matchades mot varandra. Syftet med denna initiala analys var att identifiera eventuellt felkönade individer, för att därefter inkludera dessa som både potentiella hanar och honor i en slutlig analysomgång. Totalt identifierades på detta vis 16 fall där två "hanar" hade möjlig gemensam avkomma och där totalt 21 unika föräldraindivider var involverade. För honor gav motsvarande analys fyra möjliga parningar omfattande totalt sju unika individer.

Colony ger även en skattning av antalet genetiskt effektiva föräldrar (N_e) baserat på antalet identifierade hel- och halvsyskonpar satt i relation till antalet analyserade avkommor (Wang 2009).

Skattningen gäller hela den analyserade årsklassen så länge avkomman samlats in slumpmässigt med avseende på hela årsklassen. Som jämförelse beräknades även en motsvarande N_e skattning baserad på graden av avvikelser från kopplingsjämvikt (*linkage disequilibrium*) med programmet LdNe (Waples 2006, Waples & Do 2008).

RESULTAT

Genetisk variation

Det utökade antalet genetiska markörer från 9 till 18 resulterade i att totala antalet observerade anlagsvarianter mer än fördubblades (från 62 till 144). Sett över samtliga markörer förelåg ingen statistiskt säker avvikelse från Hardy-Weinberg-proportioner hos vare sig föräldrar eller avkomma, vilket annars kan återspegla bl.a. tekniska kvalitetsproblem.

Föräldraskapsbestämningar

I tabell 1 ges en sammanställning av resultat efter slutlig analys med Colony. Totalt kunde 113 utav de 156 genetiskt analyserade ungarna (72 %) knytas till en eller två av de DNA-provtagna potentiella föräldrafiskarna. Totalt identifierades 82 föräldrar med känd genotyp till den analyserade avkomman (inklusive ett antal vuxna fiskar utan protokollfört kön).

Betydelsen av delvis osäkra åldersbestämningar bland ungarna belystes genom att beräkna andelen ungar inom olika storleksklasser helt utan känd förälder (totalt 43 stycken; tabell 1). Som framgår av figur 3 fanns en tydlig tendens att andelen ungar utan någon känd förälder ökade med kroppslängden. Särskilt hög var andelen ungar utan känd förälder bland de större individerna (>120 mm) där de längdbaserade åldersbestämningarna också är mer osäkra; bland ungar med en längd av 121-135 mm var andelen utan känd förälder 79 %, medan motsvarande andel bland övriga ungar var 23 % (Fishers exakta test: $P(2\text{-sidigt}) < 0,001$). Någon motsvarande skillnad fanns inte vid en jämförelse mellan

övriga 1+ (intervallet 80-120 mm) och de klart mindre 0+ ungarna (figur 3).

Reproduktiv framgång

Som väntat hade en majoritet (94 %) av de 82 identifierade föräldrafiskarna en registrerad vikt under 5,5 kg, den säkerhetsgräns som ännu tillämpades 2011. Bland de fem "stora" föräldrar som identifierades ingick en radiomärkt hona (5,7 kg) från den studie som inleddes samma år (se delrapport "Upp- och nedströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"). Att ytterligare fyra stora laxar (6,0–6,5 kg) tycks ha producerat avkomma kan antingen bero på att viktuppgifterna för dessa fiskar inte noterats korrekt eller att det trots allt transporterats upp (en mindre andel) lax strax över säkerhetsgränsen för lek i älven. En ytterligare möjlighet är att dessa fiskars föräldraskap är felaktiga (falska positiva) trots att de enligt analysen med Colony med hög sannolikhet passar med de identifierade ungarna.

En huvudfråga inför denna studie var om uppflyttade vildfödda och odlade laxar haft olika reproduktiv framgång. I tabell 2 finns de 82 identifierade föräldrafiskarna uppdelade med avseende på ursprung samt kön (enligt Colony). Endast två av 68 (ca 3 %) identifierade föräldrar som även hade uppgift om ursprung var odlade, och andelen odlade föräldraskap var i princip lika låg inom båda könen. För att undersöka om denna låga andel odlade föräldrar återspeglar en lägre reproduktiv framgång måste dock hänsyn tas till att betydligt färre odlade än vildfödda laxar fångades och transporterades upp för lek under 2011. Av de vildfödda/oklippta laxarna (DNA-provtagna och uppflyttade) kunde ca 12 % (66 av 576) identifieras som föräldrar, medan motsvarande andel bland odlad/fenklippt lax var ca 2 % (2 av 96) – en statistiskt signifikant lägre andel (Fisher's exakta test; $P(2\text{-sidigt}) = 0,005$).

För vildfödd lax studerades även reproduktiv framgång i relation till fiskens storlek. Hos hanar fanns endast ett svagt positivt (icke-signifikant)

samband mellan fiskens vikt och den andel som identifierats som föräldrar enligt logistisk regression ($P=0,38$), medan ett betydligt starkare positivt samband kunde observeras för honorna ($P<0,01$; figur 4). Andelen uppflyttade vuxna fiskar som identifierats som föräldrar varierade även mellan olika provtagningsdatum. Av figur 5 framgår exempelvis att andelen identifierade föräldrar var klart högre (13 %) bland lax som provtogs 21 juli (dag 201) än bland den fisk som provtogs bara en vecka senare (4 %) den 28 juli (dag 208). Utöver variationen mellan olika datum kunde även en svagt sjunkande trend under säsongen observeras ($P<0,01$; logistisk regression,) där fisk som fångats, provtagits och transporterats tidigt kunde identifieras som föräldrar i högre omfattning och vice versa (figur 5). Som exempel kan nämnas att andelen identifierade föräldrar bland de 438 vuxna laxar som DNA-provtogs t.o.m. 21 juli var ca tre gånger högre (15 %) än bland de 326 individer (5 %) som provtogs under den efterföljande delen av säsongen (Fisher's exakta test; $P_{(2sidigt)} < 0,001$).

För att ta samtidigt hänsyn till faktorerna ursprung, kön, storlek och datum genomfördes statistisk analys med en GLM (Generalized linear model). Åter framkom en signifikant effekt av fiskens ursprung, där den reproduktiva framgången (andelen föräldraskap) hos vildfödd lax skattades till att ha varit ca tre gånger högre än hos odlad ($P=0,02$). Det fanns även ett svagt negativt och på gränsen till signifikant samband med provtagningsdatum ($P=0,08$).

Radiomärkt lax

Samtliga radiomärkta laxar under 2011 ($n=62$) provtogs för genetisk analys innan dessa släpptes vidare upp i älven där deras rörelser följdes före, under och efter lek (se delrapport "Upp- och nedströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"). För åtta av dessa radiomärkta och DNA-undersökta laxar (sex vildfödda och två odlade) kunde föräldraskap konstateras till samman-

lagt 13 ungar. Samtliga dessa ungar var fångade i huvudfåran i området från Kärrbackstrand till Skyllbacksholmen (se sträckan B till F i figur 2) där laxens viktigaste reproduktionsområden i svenska delen av Klarälven är belägna, och där en majoritet av de radiomärkta laxarna med typiskt lekbeteende uppehållit sig. Även om endast ett litet antal föräldraskap för radiomärkt lax kunde identifieras via DNA, kan noteras att relationen mellan vilda och odlade föräldraskap enligt ovanstående GLM-analys (3:1) var nästan identisk med motsvarande relation observerad i radiomärkningsstudien (där andelen vildfödd lax med lekbeteende var ca tre gånger högre än bland odlad fisk).

Även på individnivå stämde de identifierade föräldraskapen helt överens med radiopejlingsresultaten. Samtliga åtta identifierade föräldrafiskar stannade för lek vid Kärrbackstrand och uppvisade där ett till synes normalt lekbeteende. En av de två odlade laxarna vandrade visserligen först längre uppströms till området vid Höljes, men backade sedan åter ner för att stanna i Kärrbackstrand vid lektid (Anna Hagelin, Karlstads universitet, pers. komm.). Det kan förefalla märkligt att de enda två odlade laxar som identifierats som föräldrar också var radiomärkta. Dock var en relativt hög andel (ca 25 %) av de relativt få odlade laxar som totalt flyttades upp i älven 2011 radiomärkta, och sannolikheten att de två enda identifierade odlade föräldrarna av en slump också skulle vara radiomärkta är inte helt försumbar ($P=0,07$; Fisher's exakt test).

Effektiv populationsstorlek

Det genetiskt effektiva antalet föräldrar till årsklassen 2012, skattat enligt Colony utifrån andelen hel- och halvsyskon var N_b (Colony) = 154 (95 % konfidensintervall: 120–198). Motsvarande resultat baserat på avvikelser från kopplingsjämvikt (med LDNe) gav en något högre skattning: N_b (LDNe) = 208 (95 % konfidensintervall: 148–325).

DISKUSSION

Föräldraskapsbestämningar

I denna studie kunde ett antal vuxna upptransporterade laxar knytas till laxungar fångade med elfiske i Klarälvens huvudfåra och dess biflöden. Att en betydande del av avkomman, efter genetisk föräldraskapsanalys, saknade en eller två identifierade föräldrar beror sannolikt på flera samverkande faktorer. Dels DNA-provtogs mindre än 90 % av den vuxna lax som flyttades upp i älven 2011. Att många av de längsta analyserade ungarna helt saknar kända föräldrar tycks dessutom bero på att vissa av dessa varit äldre än 1+. Därmed hör de till en annan årsklass (2011 istället för 2012) med andra föräldrar.

En ytterligare anledning till varför en hög andel av den analyserade avkomman saknar kända föräldrar kan vara tidigt könsmogna hanar. Närmare hälften (ca 47 %) av de analyserade ungarna saknar en känd pappa (tabell 1). Hos lax är det vanligt att unga individer av hankön könsmogna och deltar i lek, och genetiska föräldraskapsanalyser har visat att sådana småhanar kan stå för en betydande andel av faderskapen (25-90%; Morán et al. 1996). Det är dock oklart hur vanligt det är med tidigt könsmogna laxhanar i Klarälven.

Från resultaten i denna studie syns heller ingen tendens till en klart högre andel okända föräldraskap på hansidan än på honsidan (tabell 1), något man borde förvänta om unga hanar stått för en betydande andel av faderskapen. Andelen ungar utan känd mamma i det analyserade materialet var samtidigt överraskande hög (ca 45 %) – endast marginellt lägre än andelen okända faderskap. Samtidigt bör all avkomma i årsklassen 2012 härstamma från någon av de vuxna honor som transporterades upp i älven 2011. Tidigt könsmogna laxhonor förekommer knappast och det förefaller högst osannolikt att tidigare uppflyttade vuxna honor stannat kvar mer än ett år i älvens övre del och dessutom könsmognat. Hur kan då denna höga andel ungar utan känd mamma

förklaras?

Vid närmare kontroll framkom att DNA-prov samt könsuppgift funnits tillgängligt för ca 72 % av de honor som transporterades upp i älven 2011 enligt Fortums statistik, och bland de vildfödda laxarna som kunnat konstateras ligga bakom de flesta föräldraskap var andelen "kända" honor ännu lägre (ca 68 %). Brist på bakgrundsinformation (DNA-prov) kan således förklara en betydande del av de okända moderskapen, dock knappast samtliga. Det kan heller inte uteslutas att en mindre andel missade moderskap (och faderskap) återspeglar fel i använda genetiska ingångsdata (p.g.a. mutationer, tolkningsfel eller skrivfel) även om det använda programmet för föräldraskapsbestämning (Colony) är utvecklat för att även kunna ta hänsyn till denna typ av problem.

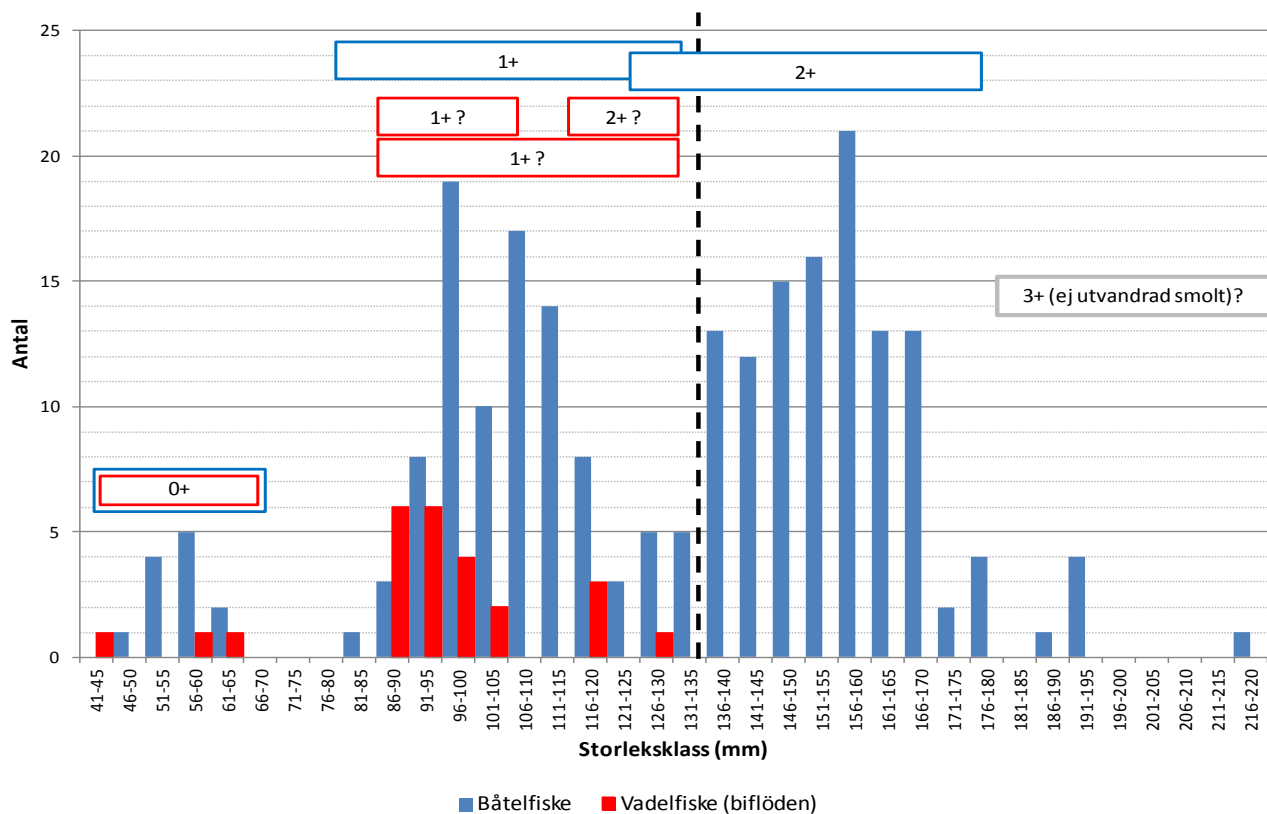
Som nämnts tidigare utgör osäkra

könsuppgifter en ytterligare möjlig felkälla vid föräldraskapsbestämningar. Även om försök gjorts för att identifiera felkönade individer, och några sådana fall också identifieras, kan inte uteslutas att det "gömmar sig" fler felkönade vuxna fiskar i materialet. En ganska stor andel av de analyserade avkommorna har kunnat knytas till en känd hanes genotyp som enligt föräldrabestämningen parat sig med en okänd hona. Om några av dessa "hanar" i själva verket varit honor som parat sig med en okänd hane, kan detta vara en ytterligare delförklaring till den låga andelen moderskap. Andelen laxhonor som enligt statistiken flyttades upp i älven 2011 var den lägsta rapporterade under perioden 1999-2013 (endast 45 % jämfört med i genomsnitt 54 % övriga år; data från Länsstyrelsen Värmland), vilket skulle kunna återspegla att en del honor felaktigt bedömts som hanar.

Samtidigt ska tilläggas att könsbestämningarna sker på levande fisk som måste hanteras skyndsamt, i de flesta fall dessutom åtskilliga månader före leken.

Reproduktiv framgång

Den klart lägre andelen uppflyttad fettfeneklippt lax med identifierat föräldraskap indikerar att dessa individer haft svårt att lyckas med sin reproduktion. Detta är helt i linje med vad man även kunde observera i den jämförande radiomärkningsstudien av odlad och vildfödd lax 2011, där en hög andel av de odlade laxarna inte uppvisade ett typiskt lek beteende (många lämnade älven eller uppvisade olika former av avvikande beteende jämfört med sina vildfödda släktingar; se delrapport "Upp- och nedströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"). Dessa resultat från Klarälven stämmer även väl överens med vad som kunnat iakttas vid liknande



Figur 1. Längdfördelning bland DNA-provtagna laxungar vid elfisken i Klarälven 2012 och 2013. I boxarna anges den mest sannolika åldern för olika storleksklasser, där delvis olika tolkningar gjorts för lax fångad vid båtefiske (boxar med blå ram) och vadelfiske i biflöden (röd ram). Streckade vertikala linjen markerar den maxgräns (135 mm) som använts för att välja ut ungar för DNA-analys.

jämförelser av odlad och vildfödd lax vid genetiska föräldraskapsanalyser (Milot et al. 2012) radiopejlingsstudier (Økland et al. 1995) eller mer traditionella märkningsförsök (Jonsson et al. 1990) i andra områden.

Uppskattningsvis var den reproduktiva framgången för den vildfödda laxen ca tre gånger högre än hos den odlade. Även om skillnaden i reproduktiv framgång mellan vild och odlad lax sannolikt till stor del återspeglar de väldigt olika miljöbetingelserna under uppväxten, kan även ärftliga skillnader förekomma (se avsnitt om genetik i "Inledning och bakgrund"). Sammantaget innebär de resultat som erhållits i denna studie och vid radiopejlingarna, att det beslut som fattades inför säsongen 2012, att fortsättningsvis endast flytta upp oklippt lax, framstår som väl motiverat. Den påtagliga skillnad i mängd avkomma efter odlade och vilda föräldrafiskar som denna studie indikerar är även viktig vid olika utvärderingar och beräkningar av smoltproduktion. Om inte hänsyn tas även till ursprunget hos den vuxna fisken finns risk att beräknade smoltmängder blir alltför höga eller låga.

Det samband mellan kroppsstorlek (vikt) och reproduktiv framgång som syns hos honor är intressant om än inte oväntat. Antalet romkorn, vilket är direkt kopplat till fiskens storlek, sätter en övre gräns för hur många avkommor individen kan producera. Detta är sannolikt en huvudförklaring till att fler avkommor från större honor ingått i det analyserade materialet. Stora honor producerar dessutom större ägg, och det kan inte uteslutas att överlevnaden från ägg till parr är högre, även om det i denna studie inte gått att utreda hur stor del av sambandet mellan vikt och reproduktiv framgång som beror på antalet deponerade ägg respektive avkommans överlevnad. För hanar är kopplingen mellan storlek och reproduktiv framgång inte lika uppenbar, vilket bland annat exemplifieras av det faktum att tidigt köns mogna småhanar visat sig kunna producera avkomma i hög omfattning i många laxpopulationer.

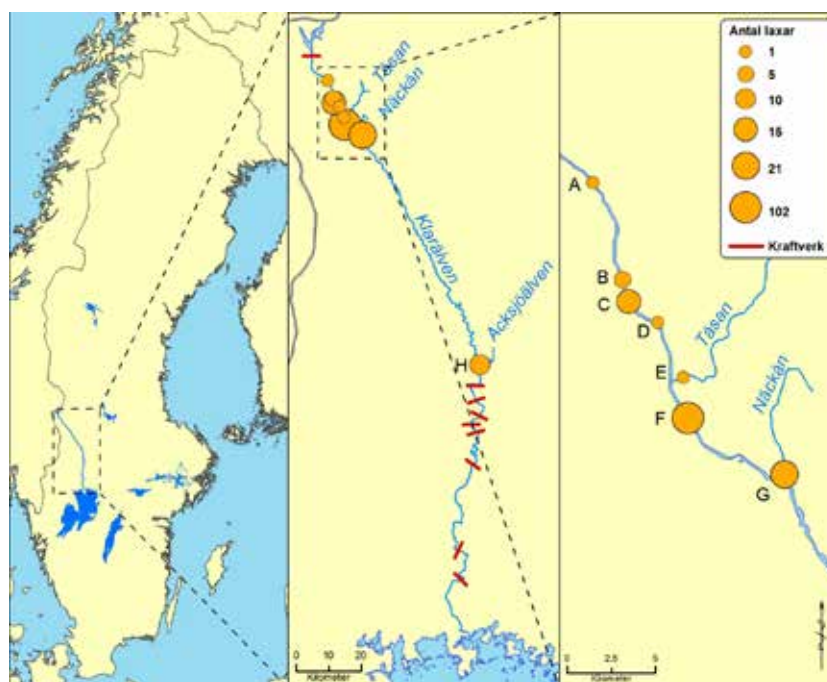
Även tid för fångst, provtagning och transport tycks ha påverkat hur stor andel av laxen som senare producerat avkomma. Förklaringarna till dessa samband kan vara flera och delvis samverkande. De i vissa fall tydliga skillnaderna mellan närliggande datum kan bero på faktorer direkt kopplade till specifika förhållanden (tid från fångst till utsättning, mängd fisk, luft- och vattentemperatur, m.m.). Vid radiopejlingarna var andelen individer som vandrade åt "fel" håll och hamnade nedströms första kraftverksdammen högre bland tidigt uppflyttad lax medan andelen med typiskt lekbeteende var högre bland sent uppflyttad fisk (se delrapport "Upp- och nedströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"). Detta indikerar att sent uppflyttade individer har en högre reproduktiv framgång vilket kan tyckas motsäga den trend med en gradvis lägre reproduktiv framgång hos senare uppflyttad fisk som kunnat observeras i denna studie. De båda delstudiernas resultat är dock inte direkt jämförbara. Exempelvis sjönk medelvikten hos den uppflyttade laxen gradvis under säsongen 2011 (från ca 4,5–5,0 kg

i början av juli till ca 3,5 kg i september; data från Fortum AB) vilket skulle kunna förklara en gradvis sjunkande andel konstaterade föräldraskap (se figur 4) trots att en större andel av de sent uppflyttade fiskarna hittat till lekplatserna.

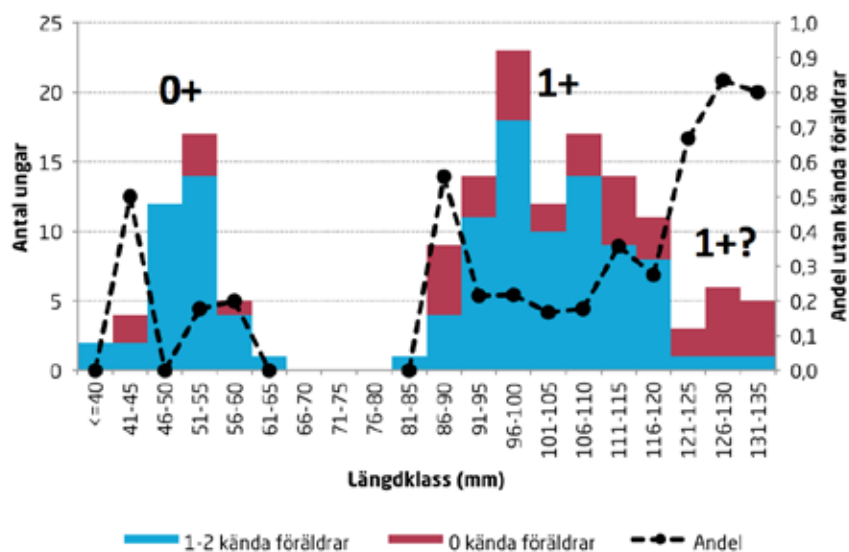
Effektiv populationsstorlek

Det genetiskt effektiva antalet föräldrar (N_e) skattades utifrån genetiska data att vara av storleksordningen 150–200. För att dessa skattningar ska vara giltiga för hela den undersökta årsklassen (2012) förutsätts att materialet är slumpmässigt insamlat. Eftersom insamlingen av ungar skett på samtliga kända uppväxtområden med olika metoder (båt- och vadelfiske) under två efterföljande år bör detta grundantagande i hög grad vara uppfyllt.

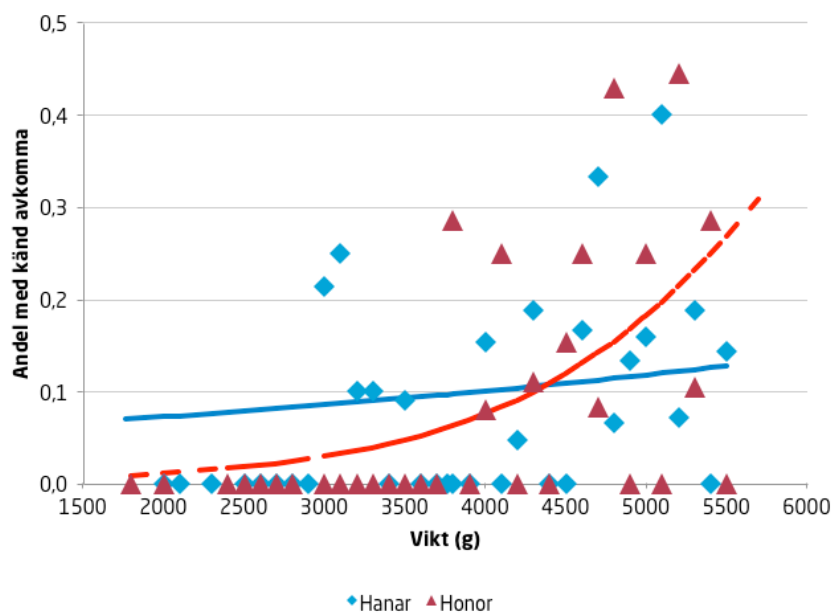
En fråga är hur de genetiskt baserade N_e -skattningarna för årsklassen 2012 förhåller sig till det totala antalet vuxna fiskar som lekte under hösten 2011 (N_{tot}). Att endast 82 av de uppflyttade individerna kunnat identifieras som föräldrar säger lite om hur många fiskar som verkligen lekte, därtill är antalet



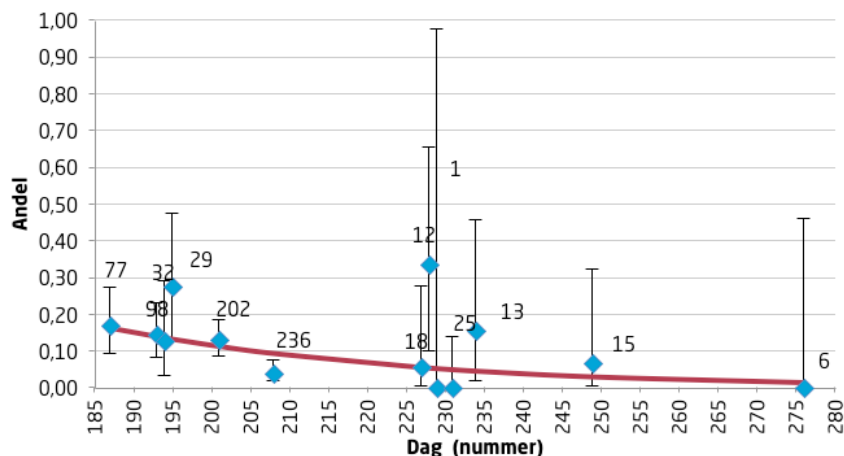
Figur 2. Områden i Klarälven där totalt 156 DNA-analyserade laxungar från årsklass 2012 (avkomma till föräldrar upptrasporterade 2011) samlats in 2012–2013. Notera att antalet ungar per område varierar (mellan 1 och 102 st.). © Lantmäteriet (ärendenr. I 2010/0345).



Figur 3. Längdfördelning bland samtliga analyserade 156 laxungar (parr) där de olika färgade delarna av staplarna anger antalet som har/saknar identifierad förälder (bland de vuxna fiskarna med genotypbestämning). Kurvan anger andelen per längdklass utan kända föräldrar.



Figur 4. Relation mellan kroppsvikt och andelen vuxna (oklippta, uppflyttade) hanar och honor som producerat känd avkomma (DNA-analyserad). Kurvorna utgör logistiska regressionslinjer för hanar (blå, heldragen) respektive honor (röd, streckad). Tre punkter ligger utanför det visade området.



Figur 5. Andel av upptransporterade vuxna (DNA-provtagna) individer per provtagningsdatum (187=7 juli, dag 276=4 okt) som identifierats som föräldrar (95 % exakta Binomiala konfiden-sintervall). Helt dragna röda kurvan är skattad med logistisk regression. Siffrorna anger totalt antal per dag.

Tabell 1. Resultat efter föräldraskapsanalys med Colony. Siffrorna anger antalet DNA-analyserade avkommor mellan olika kategorier av kända och okända föräldrar identifierade som hanar (rader) respektive honor (kolumner). Antalet identifierade föräldrar är givet inom parentes. Med "Hona, felkönad" avses individer som ursprungligen varit protokollförda som hanar och vice versa (se texten för vidare information).

	Hona (24 st.)	Hona, felkönad (7 st.)	Okönad (11 st.)	Okända	Summa
Hane (35 st.)	28	13	8	26	75
Hane, felkönad (2 st.)	3	0	0	1	4
Okönad (3 st.)	2	1	0	1	4
Okända	14	8	8	43	73
Summa	47	22	16	71	156

Tabell 2. Antalet identifierade föräldrafiskar (82 st totalt) med en eller flera avkommor, uppdelat per kön och ursprung (enl. fenklippning) (i.u.= ingen uppgift).

		Fenklippt		
Kön (enl. Colony; tabell 1)	Nej	Ja	i.u.	Summa
Hane	36	1	3	40
Hona	30	1	11	42
Summa	66	2	14	82

analyserade avkomor för lågt. Dock finns studier som visat att N_b hos laxfisk kan utgöra 20-40 % av N_{tot} (Dannewitz et al. 2004, Araki et al. 2007). Om kvoten antas ha varit 30 % motsvarar detta 500 – 670 lekfiskar vilket inte förefaller orimligt i jämförelse med totala antalet uppflyttade laxar under 2011 (872 st.) om man dessutom beaktar att samtliga uppflyttade fiskar inte lekt (p.g.a. nedströmsvandring, älvfiske och annan dödlighet). Skattningarna av antalet effektiva föräldrar kan dock vara förhöjda tack vare att tidigt köns mogna hanar ligger bakom delar av avkomman (Martinez et al. 2000) vilket om så är fallet kan innebära att antalet vuxna lekfiskar varit lägre än ovan beräknat. Samtliga ingångsdata är dessutom osäkra.

Utgör ett N_b av 150-200 en "tillräckligt hög" nivå ur ett genetiskt bevarandeperspektiv? Frågan är inte enkel att besvara. För det första kan familjeberoende (icke slumpmässig) dödlighet reducera N_b för en årsklass under uppväxten. Hedrick et al. (2000) följde exempelvis två årsklasser av odlad kungslax i Kalifornien och skattade minskningen i N_b från utsättning till återvändande lekfisk att vara 94 % respektive 78 %. Om man antar att den lägre skattade andelen från deras studie gäller för klarälvslax, och fokuserar på den något lägre N_b -skattningen erhållen med Colony ($N_b \approx 150$), skulle detta innebära att N_b för årsklassen 2012 sjunkit till ca 120 när fisken väl återvänder till Klarälven för lek.

För det andra är det inte N_b per år utan den effektiva populationsstorleken per generation (N_e) som avgör beståndets genetiska status. För klarälvslax, där idag ytterst få flergångslekare tycks förekomma (se delrapport "Upp- och nedströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven") bör förhållandet mellan N_b och N_e likna det hos stillhavslax där individerna dör efter leken: $N_e \approx G \times N_b$, där G betecknar generationsintervallet (Waples 1990). Utifrån uppgifter om ålder vid smoltifiering och antalet år ute i Vänern kan ett grovt generationsintervall beräknas till ca 8 år (tre år i älven, fyra år i Vänern, samt ytterligare ett år

från lekvandring till kläckning; se även kapitlet om "Laxens livshistoria"). Tidigt köns mogna hanar som bidrar reproduktivt väntas dock sänka generationslängden (t.ex. Palm et al. 2011). Om generationsintervallet av denna anledning antas vara 6-7 år, skulle detta innebära ett N_e per generation av storleksordningen 700 – 850 (vid $N_b \approx 120$).

Olika beräkningar finns av det lägsta långsiktiga N_e som behövs i en isolerad population (eller art) för att nya mutationer ska kunna kompensera för slumpmässiga genetiska förluster; de föreslagna lägsta nivåerna varierar från $N_e = 500$ till 5 000 (där siffran 1 000 ofta framförts; Allendorf & Ryman 2002). Med reservation för osäkerheter i ovanstående beräkning av N_e för klarälvslax, kan konstateras att denna grova skattning ligger något i underkant av vad som brukar rekommenderas. Klarälvslaxen är visserligen inte helt genetiskt isolerad, men den vilda produktionen av lax i Gullspångsälven är låg och om den odlade stammen av gullspångslax i framtiden flyttas ifrån Klarälven (för att minska risken för onaturligt hög genetisk påverkan) kan genflödet till Klarälven bli försumbart. Samtidigt bör hänsyn tas till att klarälvslaxen idag uppvisar en låg grad av genetisk variation, vilket antagligen återspeglar en låg effektiv populationsstorlek under delar av 1900-talet (se även kapitlet om Genetik).

En sammantagen bedömning ger att antalet lekfiskar av genetiska skäl borde öka ytterligare jämfört med dagens nivå. Ett ökat antal lekfiskar kommer dock även behövas av andra anledningar (t.ex. för att besätta lek- och uppväxtområden i älvens olika delar), och om olika åtgärder kan bli aktuella framöver för att öka produktionen av vildfödd lax i Klarälven kommer detta även att resultera i en ökad genetisk effektiv populationsstorlek.

AVSLUTANDE KOMMENTARER

Inför det framtida arbetet med laxen i Klarälven bör följande resultat framhållas särskilt:

- Lax uppvuxen i odling tycks uppvisa begränsad reproduktiv framgång

samtidigt som det finns potentiella genetiska risker med denna fisk. Således finns få anledningar att återuppta transport av odlad lax upp i Klarälven. Ett undantag kan dock vara om mängden återvändande vildfödd lax skulle minska radikalt av någon anledning.

- Anledningen till varför andelen fisk som producerat avkomma tycks ha varierat mellan enskilda datum (och delar av säsongen) 2011 bör utredas närmare. Förklaringarna är sannolikt flera och komplexa. Om det i samband med fångst, sortering och transport går att öka fiskens överlevnad och reproduktiva framgång kan mycket finnas att vinna.
- Att stora honor producerar mer avkomma var väntat, men det påminner om att den tidigare säkerhetsregeln (borttagen fr.o.m. 2012) innebar att en betydande del av den potentiella laxproduktionen inte utnyttjades. Visserligen bär dessa stora fiskar på en något högre andel "gullspångsgener", men detta måste vägas mot de fördelar som är förknippade med att så snabbt som möjligt öka Klarälvens vilda laxproduktion. Om tekniska lösningar i framtiden leder till att en ökad mängd utlekt lax når Vänern kommer detta dessutom innebära en ökande andel storvuxna och värdefulla flergångslekare bland den lekfisk som vandrar upp i älven.
- Det antal laxar som 2011 flyttades upp för lek i Klarälven motsvarar ett genetisk effektivt antal individer (per generation) av samma storleksordning som de lägsta nivåer som finns föreslagna för att en isolerad population inte ska riskera sin evolutionära anpassningsförmåga i ett långsiktigt perspektiv. Av försiktighetsskäl och mot bakgrund av att populationen redan har låg genetisk variation rekommenderas därför att antalet lekfiskar ökar jämfört med dagens situation.

ERKÄNNANDEN

Pär Gustafson och Mikael Hedenskog (Länsstyrelsen Värmland) har läst och kommenterat en tidigare version av denna rapport. Tack även till Richard Gow, Anna Hagelin, m.fl. (Lst Värmland och Karlstads universitet) och Klas Jarmuzewski m.fl. (Fortum AB) för hjälp med genetisk provtagning och värdefull bakgrundsinformation. Erik Petersson (SLU Aqua) gav litteraturtips och assisterade med statistisk analys (GLM). Anders Asp (SLU Aqua) gjorde kartan.

REFERENSER

- Allendorf FW, Ryman N. 2002.* The role of genetics in population viability. Sid. 50–85 i *Population Viability Analysis*. Beissinger SR, McCullough DR (eds.). The University of Chicago Press. Chicago & London.
- Araki H, Cooper B, Blouin S. 2007.* Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science* 318, 100–103.
- Araki H, Waples R, Ardren W, Cooper B, Blouin S. 2007.* Effective population size of steelhead trout: influences of variance in reproductive success, hatchery programs, and genetic compensation between life-history forms. *Molecular Ecology* 16, 953–966.
- Dannewitz J, Petersson E, Dahl J, Prestegard T, Löf A-C, Järvi T. 2004.* Reproductive success of hatchery-produced and wild-born brown trout in an experimental stream. *Journal of Applied Ecology* 41, 355–364.
- Fleming IA, Petersson E. 2001.* The ability of released hatchery salmonids to breed and contribute to the natural productivity of wild populations. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 71–98.
- Goudet J. 1995.* F_{STAT} (Version 1.2): a computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity* 86, 485–486.
- Hedrick PW, Rashbrook VK, Hedgecock D. 2000.* Effective population size of winter-run chinook salmon based on microsatellite analysis of returning spawners. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 2368–2373.
- Jones OR, Wang J. 2010.* COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources* 10, 551–555.
- Jonsson B, Jonsson N, Hansen LP. 1990.* Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26, 225–230.
- Martinez JL, Moran P, Perez J, De Gaudemar B, Beall E & Garcia-Vazquez E. 2000.* Multiple paternity increases effective size of southern Atlantic salmon populations. *Molecular Ecology* 9, 293–298.
- Milot E, Perrier C, Papillon L, Dodson JJ, Bernatchez L. 2013.* Reduced fitness of Atlantic salmon released in the wild after one generation of captive breeding. *Evolutionary Applications* 6, 472–485.
- Morán P, Pendas AM, Beall E, Garcia-Vazquez E. 1996.* Genetic assessment of the reproductive success of Atlantic salmon precocious parr by means of VNTR loci. *Heredity* 77, 655–660.
- Palm S, Dannewitz J, Järvi T, Koljonen M-L, Prestegard T, Olsén H. 2008.* No indications of Atlantic salmon (*Salmo salar*) shoaling with kin in the Baltic Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65, 1738–1748.
- Palm S, Degerman E, Prestegard T, Dannewitz J. 2011.* Genetisk kartläggning av lax i Göta älv med biflöden. Länsstyrelsen i Västra Götalands Län, Rapport 2011:50, 34 sid.
- Palm S, Dannewitz J, Johansson D, Laursen F, Norrgård J, Prestegard T, Sandström A. 2012.* Populationsgenetisk kartläggning av Vänerlax. *Aqua reports* 2012:4, 64 sid.
- Palm S, Dannewitz J, Prestegard T, Östergren J. 2013.* Laxing och felvandrad lax i Mörrumsån: en genetisk analys. *Aqua reports* 2013:20, 44 sid.
- Piccolo JJ, Norrgård JR, Greenberg LA, Schmitz M, Bergman E. 2012.* Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case-study from Lake Vänern, Sweden. *Fish and Fisheries* 13, 418–433.
- Wang J. 2004.* Sibship reconstruction from genetic data with typing errors. *Genetics* 166, 1963–1979.
- Wang J. 2009.* A new method for estimating effective population sizes from a single sample of multilocus genotypes. *Molecular Ecology* 18, 2148–2164.
- Waples RS. 1990.* Conservation genetics of Pacific salmon. II. Effective population size and the rate of loss of genetic variability. *Journal of Heredity* 81, 267–276.
- Waples RS. 2006.* A bias correction for estimates of effective population size based on linkage disequilibrium at unlinked gene loci. *Conservation Genetics* 7, 167–184.
- Waples RS, Do C. 2008.* LDNe: a program for estimating effective population size from data on linkage disequilibrium. *Molecular Ecology Resources* 8, 753–756.
- Økland F, Heggberget TG, Jonsson B. 1995.* Migratory behavior of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) during spawning. *Journal of Fish Biology* 46, 1–7.

Risiko for spredning av *Gyrodactylus salaris* fra Vänern og Klarälven til norske vassdrag ved reetablering av laks i Trysil- / Femundselva

Kjetil Olstad*, Sigurd Hytterød** & Haakon Hansen**
*Norsk institutt for naturforskning, NINA, **Veterinærinstituttet

FÖRORD

Prosjektet ”Vänerlaxens fria gång” er et Interregprosjekt initiert av svenske og norske miljøvernmyndigheter. Målsettingen med prosjektet er å utrede mulighetene for å styrke (svensk side) og reetablere (norsk side) bestanden av Vänerlaks i Klarälv-/Trysil-/Femundvassdraget. Länsstyrelsen i Värmland og Fylkesmannen i Hedmark utgjør styringsgruppa for prosjektet. Etter påvisning av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Vänern våren 2013 fikk NINA og Veterinærinstituttet i oppdrag fra ”Vänerlaxens fria gång” ved styringsgruppa å utrede en risikoanalyse i forbindelse med planlagt og skissert aktivitet i prosjektet. Arbeidet resulterte i rapporten *Risiko for spredning av Gyrodactylus salaris fra Vänern og Klarälven til norske vassdrag ved reetablering av laks i Trysil- / Femundselva* (Olstad, K., Hytterød, S. og Hansen, H. 2013: NINA Rapport 991). Teksten i dette kapitlet er et utdrag fra rapporten.

SAMMANFATTNING

Våren 2013 ble lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* påvist i Vänern. I Norge har *G. salaris* medført betydelig dødelighet på laksunger i ville populasjoner siden midt på 1970-tallet. I dag er arten behandlet som en svært alvorlig patogen av Verdens Dyrehelseorganisasjon (OIE) og den er spesifikt omtalt i EU-lovverket. Formålet med denne rapporten har vært å gjennomføre en vurdering av sannsynlighet for spredning av parasitten fra Vänern- / Klarälvsvassdraget til laks på norsk side i Trysil- / Femundselva og videre til Atlantisk laks i Norge, primært som en følge av aktivitet i prosjektet ”Vänerlaxens fria gång”. I sum anses sannsynligheten for smittespredning fra Femundvassdraget / Trysil- / Klarälven / Vänern til vassdrag med Atlantisk laks på norsk side som svært lav. I mangel på indikasjoner som skulle tilsa motsatt, må utgangspunktet være at *G. salaris* i Vänern potensielt kan være patogen overfor stammer av norsk Atlantisk laks. Følgelig må det vurderes som sannsynlig at en eventuell spred-

ning av *G. salaris* fra Vänern / Klarälven til norske Atlantiske laksestammer vil kunne ha alvorlige konsekvenser. Laksen i Klarälven / Vänern har Baltisk opprinnelse, og det anses som sannsynlig at forekomst av parasitten på denne fisken ikke vil medføre alvorlige konsekvenser.

BAKGRUNN

I løpet av våren 2013 ble *Gyrodactylus salaris* påvist på voksen laks i Vänern. Fra tidligere var parasitten påvist i Göta älv (Alenäs mfl. 1998), som har en egen bestand av sjøvandrende Atlantisk laks. I løpet av arbeidet med rapporten ble det gjort en ny påvisning av *G. salaris*, denne gangen nedenfor det øverste vandringshindret på svensk side i Klarälven. Dette innebærer i prinsippet at smittesonen inkluderer Vänern og elvene Gullspångsälven og Klarälven opp til Höljes. En oppsummering over sentrale data fra undersøkelsen av forekomst av *G. salaris* i Vänern er gitt i Tabell 1.

Gyrodactylus salaris ble først beskrevet i 1957 fra ungfisk av Atlantisk laks i et oppdrettsanlegg ved Indalsälven i Sverige (Malmberg 1957). Det antas at parasittens naturlige utbredelse omfatter de østlige delene av det Baltiske området med de store Russiske innsjøene Onega og Ladoga og tilhørende vassdrag (se for eksempel Kuusela mfl. 2007). I tillegg forekommer den også naturlig i enkelte svenske og finske elver. I Norge forekommer *G. salaris* ikke naturlig og den har medført betydelige negative effekter på ville laksepopulasjoner siden den ble innført til Norge midt på 1970-tallet. Det er derfor lagt ned en betydelig innsats fra både forvaltning- og forskningshold med fokus på denne parasitten. I dag er arten

Tabell 1: Oversikt over sentrale data fra undersøkelsen for forekomst av *Gyrodactylus salaris* i Vänern. ”Totalt, Vänern” angir data for hele materialet, både fra Forshaga og Vänern-bassenget. Infeksjonsdata er angitt for materialet samlet inn ved Forshaga.

Totalt, Vänern	Antall laks	45
	Lengde, cm	73,8 (55,0 - 93,0)
	Vekt, kg	4,6 (1,6 - 9,0)
Forshaga	Antall laks	16
	Lengde, cm	75,4 (62 - 93)
	Vekt, kg	4,6 (2,0 - 7,8)
	Antall infisert	12
	Prevalens, %	75
	Antall parasitter	401

behandlet som en svært alvorlig patogen av Verdens Dyrehelseorganisasjon (OIE) og den er spesifikt omtalt i EU lovverket. Miljødirektoratet (<http://www.miljodirektoratet.no>) oppgir at *G. salaris* beregnes å medføre årlige innteksttap i størrelsesorden 200-250 millioner kroner i Norge. Frem til i dag antas det at parasitten har kostet landet tre til fire milliarder kroner. I Norge er målsettingen å bekjempe parasitten i alle områder der den er introdusert, samt forhindre spredning til nye områder.

Innen en populasjon av vertsfisk vil *G. salaris* kunne spres til naive verter (verter som ikke tidligere har hatt kontakt med parasitten) eller allerede infiserte verter ved en av fire beskrevne alternativer. Av disse innebærer to at parasitten sitter på en vertsfisk, død eller levende. Overførsel mellom vertsindivider (transmisjon) vil da kunne finne sted ved direkte fysisk kontakt mellom to levende fisk eller ved kontakt mellom en levende fisk og en død infisert vert. De to øvrige innebærer at parasitten vil kunne være løst fra en vert. Transmisjon, eller reinfeksjon, skjer da ved kontakt mellom fisken og parasitten i de frie vannmasser eller ved at parasitten sitter på substratet. Både transmisjon med og uten kontakt mellom fisk er dokumentert, men den relative viktigheten av de forskjellige mekanismene er ikke kjent (se for eksempel Soleng mfl. 1999 og Olstad mfl. 2006).

Spredning av *G. salaris* til nye områder er dokumentert i forbindelse med fiskevandring eller aktiv transport av fisk (Johnsen og Jensen 1986), men ikke via andre spredningsveier som for eksempel i forbindelse med fiske eller annen friluftaktivitet. Allikevel kan det ikke utelukkes at parasitten vil kunne spres også på andre måter, for eksempel ved transport av vann eller på utstyr som har vært i kontakt med vann eller fisk.

Et hovedfokus i denne rapporten har vært å vurdere sannsynligheten for spredning av *G. salaris* fra Vänern / Klarälven til Atlantisk laks på norsk side i forhold til den aktivitet som er skissert i prosjektet «Vänerlaxens fria gång».

I tillegg til at Femunden drenerer til Trysil- / Femundselva, er det restaurert en tømmerrenne i nordenden av Femunden som drenerer via Feragen og ut i Glomma, som er nærmeste lakse-vassdrag på norsk side. Det er derfor en teoretisk vandringsvei for fisk fra Trysil- / Femundselva til Glommasystemet. Det er lagt spesiell vekt på å vurdere dette som en mulig spredningsvei. I denne forbindelse fokuseres det spesielt på muligheten for spredning via røye i tilknytning til Trysil- / Femundselva. I tillegg til menneskelig aktivitet, vil sannsynlighet for spredning være sterkt knyttet til epidemiologiske forhold i lokaliteter hvor parasitten har sin utbredelse. Rapporten inneholder derfor også en vurdering av foreliggende forhold i Vänern og Klarälven.

Risikoanalysen er gjennomført som en kvalitativ vurdering av sannsynlighet for spredning og effekter av eventuell spredning i henhold til retningslinjer gitt av verdens dyrehelseorganisasjon (OIE: Aquatic Animal Health Code). Det er lagt opp til en vurdering av to mulige spredningsscenarioer: spredning til Trysil- / Femundselva (laks og røye) og spredning til øvrige populasjoner av Atlantisk laks i Norge.

Påvisning av *G. salaris* i Vänern og Klarälven reiser viktige spørsmål både av praktisk og prinsipiell art for forvaltningsmyndighetene. I risikoanalysen adresseres følgende spørsmål:

- Hvilken betydning vil *G. salaris* ha for laksen i Vänern / Klarälven?
- Hvilke konsekvenser ville en eventuell spredning ha for Atlantisk laks i Norge?
- Hvilke spredningsveier finnes og hva er sannsynligheten for spredning via disse?
- Hvilke tiltak bør og kan gjøres for å minimere sannsynligheten for spredning i forbindelse med prosjektet «Vänerlaxens fria gång»?

OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

Slektskapet med laks fra elver som drenerer til Finskebukta og eksperimen-



Figur 2. Gyrodactylus salaris føder levende avkom. På bildet vises både det nært fullt utviklede festeorganet (opisthaptor) hos datteren og det delvis utviklede festeorganet till datter-datteren. Foto: K. Olstad.

telle studier indikerer at laksen i Vänern / Klarälven / Trysilelva / Femundvassdraget kan regnes som motstandsdyktig overfor *G. salaris*. I praksis innebærer dette at individuell fisk vil kunne respondere på infeksjon og kvitte seg med parasitten over tid. Av hensyn til føre-var prinsippet og i mangel på indikasjoner som skulle tilsi motsatt, må utgangspunktet imidlertid være at *G. salaris* i Vänern / Klarälven potensielt

kan være patogen overfor Atlantisk laks i Norge. Følgelig må det vurderes som sannsynlig at en eventuell spredning av *G. salaris* fra Vänern / Klarälven til norske Atlantiske laksestammer vil kunne medføre en epidemisk situasjon.

Et sentralt spørsmål i forhold til å belyse sannsynlighet for spredning er om *G. salaris* er innført til Vänern / Göta älv nylig eller om den har vært i systemet over lengre tid. Selv om det foreligger indikasjoner på at parasitten har vært i systemet over lang tid, lar det seg ikke gjøre å konkludere i dette spørsmålet per dags dato, verken med utgangspunkt i biologiske og epidemiologiske forhold eller med utgangspunkt i et føre-var prinsipp. Risikoanalysen tar derfor utgangspunkt i begge scenarioene: *G. salaris* kan være nylig innført til Vänern- / Klarälvensystemet eller den kan ha vært i systemet over lang tid.

På tross av indikasjoner på motstandsdyktighet hos røye, vil det ikke kunne utelukkes at *G. salaris* kan etablere en varig bestand på røye i Engeren og Femunden, begge innsjøer knyttet til Trysil- / Femundselva. I prinsippet kan dette medføre at en eventuell spredning innebærer etablering av et smittereservoir for parasitten i disse innsjøene. Som en følge av usikkerheten knyttet til spørsmålet om hvor lenge parasitten har vært i systemet og røye som potensiell vert for parasitten følger imidlertid også en reell sannsynlighet for at *G. salaris* allerede er etablert på røye i vassdraget på norsk side. På bakgrunn av dette kan det vurderes om fristatus i forhold til *G. salaris* på norsk side i vassdraget bør revurderes.

Hvis utgangspunktet er at *G. salaris* er introdusert til Vänern / Klarälven nylig, vil flytting av fisk i systemet utgjøre en risiko for spredning av parasitten. Ved saltbehandling i henhold til gjeldende lovverk, eller i henhold til foreslått endret lovverk, anses imidlertid sannsynligheten for spredning av *G. salaris* med laks transportert til norsk side i Trysil- / Femundselva som svært lav. Ved åpning av frie vandringsveier og uten øvrige tiltak vurderes sannsynlighet

for spredning av *G. salaris* til Trysil- / Femundselva som svært sannsynlig.

I en totalvurdering basert på foreliggende kunnskapsgrunnlag anses sannsynligheten for smittespredning fra Femundvassdraget / Trysilelva / Klarälven / Vänern til vassdrag med Atlantisk laks på norsk side som svært lav. Denne kategoriseringen vil også gjelde enten røye i Femunden er en potensiell bærer av infeksjon eller ikke. Med utgangspunkt i erfaring fra tidligere innførsler av *G. salaris* til Norge, og indikasjoner på at parasitten vil kunne medføre en epidemisk situasjon på Atlantisk laks, vil det imidlertid være grunn til å vurdere effekten av en eventuell spredning som potensielt svært alvorlig.

En rekke aspekter ved forekomsten av *G. salaris* i Vänern og Klarälven er uavklart. De mest sentrale kunnskaps-hullene som er identifisert i forbindelse med risikoanalysen adresserer spørsmålene:

- - Er varianten av *G. salaris* fra Vänern og Klarälven patogen for Atlantisk laks?
- - Hvordan vil infeksjonen utvikle seg på Klarälvlaksen i dens utbredelses-område?
- - Kan varianten av *G. salaris* fra Vänern og Klarälven etablere seg på røye?
- - Er *G. salaris* allerede etablert på røye i systemet på norsk side?

I forhold til konklusjonene i denne rapporten vil det første punktet ha betydning for risikovurderingen ved å adressere konsekvensen av eventuell spredning. De øvrige har forvaltningsmessige implikasjoner i forhold til ytterligere reduksjon av sannsynlighet for spredning.

REFERENSER

Alenäs, I. 1998. *Gyrodactylus salaris* på lax i svenska vattendrag och lax problematiken på svenska västkusten. Vann 1, 135-142.

Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1986. Infestations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by *Gyrodactylus salaris*, in Norwegian rivers. Journal of Fish Biology 29, 233-241.

Kuusela, J., Zietara, M.S. & Lumme, J. 2007. Hybrid origin of Baltic salmon-specific parasite *Gyrodactylus salaris*: a model for speciation by host switch for hemiclinal organisms. Molecular Ecology 16, 5234-5245.

Malmberg, G. 1957. Om förekomsten av *Gyrodactylus* på svenska fiskar. Skrifter utgivna av Södra Sveriges Fiskeriförening, Årsskrift 1956, 19-76.

Olstad, K., Cable, J., Robertsen, G. & Bakke, T.A. 2006. Unpredicted transmission strategy of *Gyrodactylus salaris* (Monogenea : Gyrodactylidae): survival and infectivity of parasites on dead hosts. Parasitology 133, 33-41.

Soleng, A., Jansen, P.A. & Bakke, T.A. 1999. Transmission of the monogenean *Gyrodactylus salaris*. Folia Parasitologica 46, 179-184.



Ris kanals och konsekvensutredning avseende förekomst av bakterien *Renibacterium salmoninarum* (Rs) i samband med möjliggörande av fri vandring eller upp-/nedtransport av laxfisk från Vänern/Klarälven/Trysilälven)

Huvudförfattare: Anders Hellström*

Sammanfattning: Pär Gustafsson**

*Statens veterinärmedicinska anstalt, SVA

**Länsstyrelsen i Värmlands län

FÖRORD

Denna delrapport utgör en sammanfattning av Statens Veterinärmedicinska Anstalts (SVA) konsekvensutredning angående BKD och fria vandringsvägar i Trysil/Klarälven. Huvudrapporten går att beställa från Länsstyrelsen Värmland eller SVA (SVA dnr: 2013/797).

GENERELLT OM BAKTERIEN RENIBACTERIUM SALMONINARUM OCH SJUKDOMEN BAKTERIELL NJURINFLAMMATION/ RENIBAKTERIOS (BKD) Hos LAXFISK

Allmänt

Bakteriell njurinflammation (renibakterios, Bacterial Kidney Disease, BKD) är en sjukdom som drabbar laxfisk och som orsakas av bakterien *Renibacterium salmoninarum* (R. s.). Bakterien kan överföras via vattnet, genom kontakt från fisk till fisk, så kallad horisontell smittöfverföring, men kan även överföras från moderfisken till avkomman genom infekterad rom, så kallad vertikal smitta. Bakterien kan överleva i vatten i upp till 20 veckor. Den enda möjligheten att förhindra spridning av sjukdomen är en omfattande hälsokontroll med regelbunden diagnostik och kraftfulla åtgärder vid positiva fynd. BKD påvisades i Sverige för första gången 1985 och under åren 1986 till 1991 skedde en mycket snabb spridning av sjukdomen till både inlands- och kustodlingar. Ett övervakningsprogram

infördes och Sverige erhöU från EU år 2004 tilläggsgarantier för utrotningsprogram av BKD i inlandszonen. BKD regleras idag enligt lagen om provtagning av djur (2006:806) med ett av EU godkänt bekämpningsprogram för BKD (2010/211/EU).

Symtom

Sjukdomen gynnas av låga vattentemperaturer, varför sjukdomsutbrott i Sverige framförallt förekommer under vår och höst vid temperaturer mellan 7-15 grader. En svälld buk, utstående ögon och/eller bölder i muskulatur och hud kan vara yttre tecken på BKD. Karaktäristiska inre förändringar inkluderar en lindrig till kraftig ansvUllning av njuren, ofta innehUllande vita till krUmfärgade cirkulära områden (granulom). Likartade granulom observeras också i andra vitala organ som lever, mjUlte och hjUrtU.

Diagnostik

Hos latent smittbUrare som inte visar tecken på sjukdom kan bakteriens förekomst diagnostiseras med olika mikrobiologiska metoder. R.s. är mycket långsamt växande och det krUvs upp till tre månaders odling för att isolera bakterien hos latent bUrare. Diagnostik av BKD inom det svenska kontrollprogrammet bygger på undersökningar av njuren där ett protein ifrån bakteriens cellvägg identifieras med specifika antikroppar. Detta protein utsöndras även i fiskens vUvnader under en pågUende infektion vilket ger metoden en god känslighet.

Möjligheter till medicinsk behandling, övervakning och bekämpning av R.s i fiskbestUnd

I nulUget finns varken medicinsk terapi eller vaccin mot BKD. Några antibiotika kan ha hUmmande effekt på sjukdomen men ger inget totalt avdödande av bakterien i fisken, vilket medför att den överlevande fisken blir en latent smittbUrare.

En bekämpning av sjukdomen i ett vildlevande fiskbestUnd är svUrgenomsförbar. För att lyckas krUvs att man har möjlighet att förhindra den horisontella smittspridningen när risken för överföring är som störst, d.v.s. i samband med lek, och att man har kontroll på att endast friska förUldradjur ingUr i den grupp som reproducerar sig. Ytterligare ett problem i detta sammanhang Ur att undersökningen avseende sjukdomen görs på material frUrn inre organ, d.v.s. provtagningen Ur dödande. Detta Ur naturligtvis en stor nackdel när det gUller ett skyddsvUrt bestUnd. Försök pUgUr på SVA för att ta fram en icke dödande provtagningsmetod. När en fungerande sUdan finns tillgUnglig finns möjligheten att lyfta enskilda fiskar över befintliga vandringshinder efter att provtagning utfallit negativt.

VATTENBRUKSVERKSAMHET I VÄNERN - KLARÄLVEN - TRYSILELVA Vänern

TvU odlingstillstUnd finns beviljade för regnbUge i Vänern:

- Vänerns Laxodling, belägen i Fors-hemsvik, med en årlig produktion av högst 125 ton regnbåge har funnits sedan 1978. Både sättfisk och matfisk.
- Det andra tillståndet gäller en odling norr om Ekens skärgård med högsta årliga produktion med 200 ton regnbåge. Odling av regnbåge pågick under 1992-2008 då verksamheten lades ner. Tillståndet finns dock fortfarande kvar och är tillsvidare.

Klarälven

Klarälven i Sverige samt Femundselva och Trysilelva i Hedmark fylke i Norge utgör en och samma älv som är omkring 460 km lång. Idag finns inga fiskodlingar i Klarälven men tidigare fanns en odling i Deje och på Laxholmen i Munkfors. Gustavalax har en odling i sjön Knon (nordost om Hagfors) som via ca 40 km vattendrag och sjöar har förbindelse med Klarälven.

Trysilelva

Trysilelva har sin huvudkälla i sjön Femunden (som i sin tur har sitt källflöde i Härjedalen) där den södra delen utgörs av Galtsjön. Därefter rinner Trysilelva ca 150 km ner till svenska gränsen och Klarälvens start.

De odlingar som finns är:

- Grøna (biflöde till Trysilelva): En anläggning för uppfödning av ett par hundra regnbågar för egen konsumtion (Arild Østmoe). Østmoe får i sin tur fisken från en veterinärkontrollerad odling (Kyrksæterøra) och nämner att det för ca tre år sedan infördes omfattande provtagning via fylkesveterinären, bla med avseende på *G. salaris*.
- Snerta (biflöde till Femundselva, d.v.s. övre delen av Trysilelva): Sättfiskodling för öring och röding som drivs av Engerdals Fjellstyre. Älvegen rom används. Även här sker provtagning och kontroll med jämna mellanrum och Fylkesmannen i Hedmark har inga rapporter om sjukdomsutbrott.
- Utsättningar av regnbåge på norsk sida är förbjudet sedan många år.

Status för Renibacterium salmoninarum i Vänern respektive Klarälven

I vattenbruk beläget i Vänern påvisades R.s i Lurölax anläggning 1989, vilken sanerades samma år. Sjukdomen har också under sent 80-tal och tidigt 90-tal påvisats i några odlingar som ligger i vattenområdena tillrinnande till Vänern.

R.s. har påvisats vid tre tillfällen (1994, 1995, 2009) vid Forshaga centralfiske i samband med romtäkt för kompensationsodling av laxfisk. Vid samtliga tillfällen har bakterien endast påvisats i en fisk. De positiva fynden är gjorda på lekmogen fisk som fångats och hanterats innan provtagning vilket gett ökad kortisonfrisättning (via stress) och därmed orsakat en akutisering av sjukdomen. Ursprunget till förekomsten av sjukdomen på vildlevande fisk från Vänern kan vara den närvaro av smittämnet som förekom inom vattenbruket där i slutet av 1980-talet. När det gäller förekomst av R.s. i Klarälven uppströms vandringshindret i Forshaga har bakterien påvisats två gånger, i Sunnemo laxodling (Lidsjön) 1988 samt i Rådasjön 1989.

Problemet med R.s. är dess vertikala överföring, d.v.s. från föräldradjur till avkomman via infekterad rom eller mjölke. Horisontell överföring verkar ha mindre betydelse vid låg prevalens. Detta får till följd att uppförökningen av sjukdomen i en population som den aktuella sker mycket långsamt och kan försiggå under mycket lång tid utan upptäckt. Att inga nya fynd gjorts sedan 2009 är ingen intäkt för att sjukdomen eliminerats i området. Sjukdomen kan finnas kvar men i låg prevalens. Uppmärksamheten är även avhängig det antal prover som tas och metodens känslighet.

KONSEKVENSER AV EN SPRIDNING AV R.S.

En spridning av R.s. med vandrande laxfisk från Vänern upp i Klarälven kan förutom den vertikala överföringen komma att ge förutsättningar för horisontell överföring i samband med naturlig lek. Som tidigare beskrivits

har lekmogen fisk högre stressnivåer som tillsammans med situationen vid lekbottarna ökar frisättningen av hormoner och kortison och därmed ger förutsättningar för en akutisering av sjukdomen. En sådan ger upphov till att smitta i samband med leken, då individerna är nära varandra, kan överföras till andra individer. En öppning av vandringshinder, fri uppvandring och naturlig lek kommer därför sannolikt att gynna den horisontella smittöverspärningen och därmed öka prevalensen av sjukdomen i populationen.

Då lax och röding, enligt SVA:s erfarenheter, är mer känsliga för sjukdomen jämfört med öring och regnbåge kan en överföring av R.s. inom Vänerns laxbestånd, med tiden, komma att få negativa konsekvenser för populationen.

Risikanalyt

Utgångspunkten för rapporten är enligt underlaget att upptransport för att stärka beståndet kan komma att utföras på olika sätt:

- aktiv upptransport av rom, yngel samt lekfisk och eller,
- helt eller delvis öppna vandringsvägar

Dessutom tillkommer nedvandring av fisk från delarna nu ovanför de aktuella vandringshindren via:

- aktiv nedtransport av lekvande fisk och/eller,
- helt eller delvis öppna vandringsvägar

Aktiv upptransport (rom, yngel och lekfisk)/helt eller delvis öppna vandringsvägar

Det är normalt alltid mer riskabelt ur smittskyddssynpunkt att flytta levande fisk än befruktad badad rom. Men när det gäller vertikalt överförbara smittämnen som R.s., där bakterien sitter inne i romkornet hjälper inte badning. Risken är, om än liten, att det kan ge negativa konsekvenser i ett fiskbestånd. För att säkra att inget smittämne medföljer inne i romkornet måste föräldrafisken undersökas och konstateras frisk. I dagsläget kan detta endast undersökas genom att fisken samtidigt avlides.

När det gäller skillnader i risk mellan vuxen fisk och yngel är riskerna för överföring större med den vuxna fisken eftersom den kan ha exponerats för smittämnet under en längre tid. För att vara säkra på att ynglen är fria från R.s. ska de härstamma från friska föräldrar och ha växt upp i sjukdomsfritt vatten.

Sannolikheten för en spridning upp i Klarälven med levande fisk bedöms trots den låga prevalensen i Vätern som sannolik. En öppning av de aktuella vandringshindren kommer medföra en initialt låg spridning av R.s. upp i systemet. Med tiden kommer dock denna att öka beroende på att prevalensen av sjukdomen ökar i populationen av lax och öring, i sin

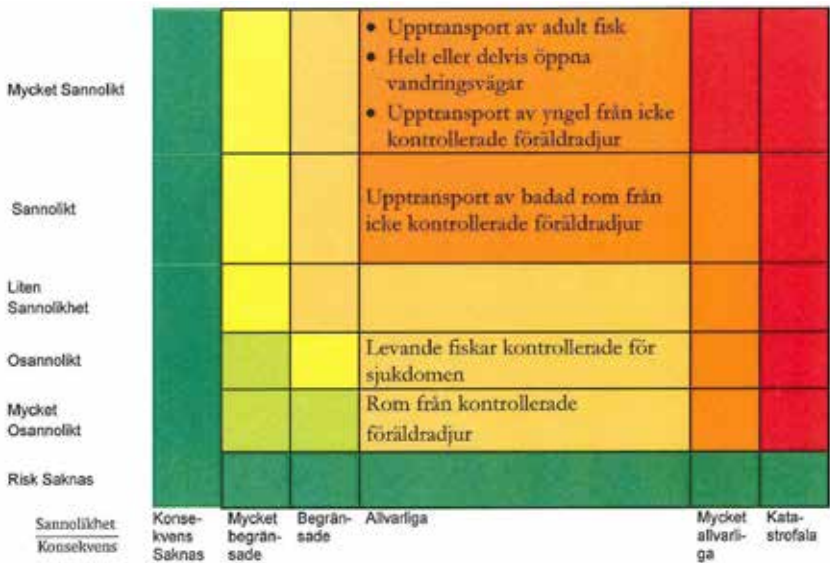
tur beroende på en ökad horisontell överföring kombinerat med avsaknad av kontroll av den vertikala överföringen. Konsekvenserna för bestånden är svårbedömbara men kommer för laxen troligen att vara begränsande. På samma sätt bedöms överföring med badad rom från okontrollerade föräldrar innebära en inte helt negligerbar risk.

Aktiv nedvandring av levande fisk/helt eller delvis öppna vandringsvägar

Ytterligare en faktor i sammanhanget är den planerade återvandringen till Sverige av lax från Trysilälven/Norge. De konsekvenser som detta kan medföra för svenskt vidkommande vad gäller

det nationella smittskyddet är beroende av hälsotillståndet på den norska sidan av gränsen. De två odlingar i Trysilälva är båda föremål för Norsk veterinär hälsokontroll. Det framgår dock inte av erhållen information hur ofta, provtagningsantal samt vilka undersökningar som görs kontinuerligt i odlingarna och vilka metoder som används. Det kan dock inte uteslutas att hälsokontrollen motsvarar de svenska smittskyddsmässiga förhållandena och de krav som ställs inom Sveriges EU-garantier.

Av intresse för riskanalysen är också om någon av odlingarna direkt eller indirekt via norsk odling, mottagit fisk eller rom från någon odling utanför Norge.



Figur 1. Sammanvägd sannolikhet för spridning och konsekvenser av Renibacterium salmoninarium i aktuella fiskbestånd vid öppnande av vandringshinder i Vätern/Klarälven/ Trysilälven.



Fisketurisme i Femund-/Trysilvassdraget

Muligheter og begrensninger ved reetablering av Vänarlaks i Norge

Børre Dervo

Norsk institutt for naturforskning, NINA

SAMMENDRAG

Datainnsamlingen ble gjennomført som en åpen nettbasert spørreundersøkelse (www.fishspot.no). Undersøkelsen var rettet mot de som kjøpte fiskekort gjennom Fishspot sitt nettverk, inkludert Femund-/Trysilvassdraget. Datainnsamlingen har også bestått av en sammenstilling av solgte fiskekort i Femund-/Trysilvassdraget. Formålet med undersøkelsen har vært å beskrive fritidsfisket i Femund-/Trysilvassdraget og hvordan dette utøves i dag, sammenligne dette fisket med nabovassdrag, beregne fiskernes forbruk og vurdere merverdi ved gjeninnføring av laks i vassdraget. Totalt svarte 110 fiskere på spørreundersøkelsen fra Engerdal og Trysil.

Fiskekortområdene i Femund-/Trysilvassdraget med arealer i hovedelva, solgte fiskekort for 3,34 MNOK i 2013. Av det samlede salget kan 1,77 MNOK knyttes til fiske i hovedelva. Samlet fiskeinnsats i hovedelva i Femunden-/Trysilelva ble beregnet til 32 000 døgn hvor tilreisende fiskeres andel var 24 000 døgn (75 %). I gjennomsnitt fisket hver fisker i 6 døgn.

Fiskernes samlede kjøp av varer og tjenester på fisketuren ble beregnet til omkring 30 MNOK i hovedelva (både lokale og tilreisende fiskere) i 2013. I gjennomsnitt var fiskernes forbruk i denne undersøkelsen 1 011 NOK pr døgn. Samlet oppga de tilreisende fiskerne at de kjøpte 14 000 overnattingsdøgn til en verdi av 2,8 MNOK.

Tre av fire fiskere var meget godt eller godt fornøyd med fisketilbudet i Femund-/Trysilvassdraget og hele 94 % sa de ville komme tilbake i 2014 for å fiske.

Ved å sammenligne med fisket i Mandalselva, er et realistisk potensiale for et restituert Femunden-/Trysilvassdrag,

en omsetning knyttet til fremtidig laksefiske på rundt 15-20 millioner og ca. 2 000 besøkende laksefiskere.

Vår hovedkonklusjon er at det er fullt mulig å fortsette utviklingen av turisme knyttet til innlandsfiske, samtidig som man bygger opp en laksebestand, og at dette er en forutsetning for å øke verdiskapningen knyttet til fiske i Femund-/Trysilvassdraget.

INNLEDNING

Interregprosjektet "Vänarlaksens friegang" har som mål å reetablere en naturlig vandrende laksebestand som igjen utnytter de opprinnelige habitattene i hele vassdraget. Videre er målet at en reetablert laksebestand skal danne grunnlag for utvikling av bærekraftig fisketurisme.

Både på norsk og svensk side av vassdraget foregår det i dag et betydelig sportsfiske. På norsk side er det hovedsakelig harr som er målarten og fisket er kartlagt gjennom en rekke undersøkelser siden 1990-tallet (Aas 1992, Aas 1992, Aas 1994, Aas & Kaltenborn 1993, Berget 2000, Dervo et al. 2014, Museth et al. 2010, Qvenild & Nashoug 1991, Qvenild & Nashoug 1998). Det er i dag få av sportsfiskerne som kjenner til at Femund-/Trysilvassdraget tidligere har vært et laksevassdrag.

På slutten av 1990-tallet og fram til i dag er det vokst fram en ny og betydelig fisketurisme knyttet til innlandsfiskeressursene i Norge. I Femund-/Trysilvassdraget er antall fisketurister økende (Dervo 2014). Det er etablert fire fluesoner i vassdraget. Ytterligere et par strekninger med maksmålsforvaltning er under etablering. Antall bedrifter som satser på fisketurisme er også økende.

Planene for å bygge opp laksebestanden i Femund-/Trysilvassdraget med utvikling av et bærekraftig sportsfiske,

vil måtte ha et langsiktig perspektiv. Fiskebestanden må bygges opp over tid, samtidig som det eksisterende fisket i vassdraget må tilpasses den nye situasjonen. Tradisjonelt har laksen vært bestemmende for fiskeregler i vassdrag med både «anadrome» laksefisk og innlandsfisk. Dette har betydd kort fiske sesong og strenge redskapsbegrensninger for fiskere som ønsker å fiske etter andre arter enn laks. Skal det utvikles en betydelig fisketurisme i Femund-/Trysilvassdraget, må trolig fisket i mye større grad enn det som er vanlig bygge på «samfiske» på både laks, harr, gjedde og ørret, med fiskeregler som tar hensyn til fiske etter de ulike artene. Moderne fiskeregler med mindre høsting, redskapsbegrensning og praktisering av fang og slipp (C & R), vil kunne være bærekraftig både i forhold til fiskeressursene og fisketurismen.

Dette delprosjektet har hatt som mål å samle inn kunnskap om fisket som kan danne grunnlaget for utvikling av en plan for et bærekraftig sportsfiske i Femund-/Trysilvassdraget.

METODE OG OMRÅDEBESKRIVELSE

Data om fiskernes forbruk og fiskeinnsats ble samlet inn ved hjelp av et digitalt og kvantitativt spørreskjema, kombinert med fiskekortstatistikk. Spørreundersøkelsen for Femund-/Trysilvassdraget var en del av undersøkelsen som ble gjennomført i Fishspot i 2013. Spørreskjemaet ble utformet i Questback og lagt ut som link på Fishspot sin nettside. Fishspot la ut informasjon om spørreundersøkelsen på sin nettside og sendte et nyhetsbrev til alle «abonnenter» med oppfordring om å svare på undersøkelsen. Den var tilgjengelig på nettsiden fra slutten av juni til begynnelsen av oktober 2013. Fiskerne ble oppfordret til å svare på undersøkelsen

etter at de hadde gjennomført en fisketur i Fishspot sitt område. Fiskekortstatistikken er samlet inn fra Engerdal Fjellstyre, Trysil Fellesforening og Gjerfloe Fluefiske v/Snorre Grønnæs. Totalt svarte 434 personer på undersøkelsen, hvorav 110 hadde fisket i Femund- / Trysilvassdraget.

Spørreskjemaet inneholdt spørsmål om nasjonalitet, bostedsadresse (kun norske), hvor og hvor mange dager de hadde fisket, hvilke fiskesone de hadde fisket mest i, hvor fornøyde de var med fisketilbudet, om de ville komme igjen for å fiske, hvor mange år de hadde fisket i området, hvilke fiskemetode de hadde brukt, hvilke overnattingstilbud de hadde benyttet, hvilke informasjonskilde som var viktig og hva de hadde brukt av penger på overnatting, fiskekort, mat, guiding, transport, fiskeutstyr, andre opplevelser og andre varer og tjenester. Det ble også spurt om hvor mange dager de samlet hadde fisket i 2012 og hvor mye penger de hadde brukt på fiske samlet denne sesongen, inkludert fiske utenfor Fishspot. Dette var de eneste to spørsmålene som var knyttet til 2012. For alle de andre spørsmålene skulle de svare med utgangspunkt i den siste turen de hadde gjennomført i 2013.

Med bakgrunn i bostedsadresse ble fiskerne som svarte på undersøkelsen delt inn i lokale (8 % av respondentene), regionale (13 % av respondentene), andre norske (42 % av respondentene) og utenlandske turister (37 % av respondentene). Lokale fiskere er her definert som fiskere med bostedsadresse som gir mindre enn 30 min reisetid til fiskeplassen, regionale fiskere med bostedsadresse som gir mellom ½ t og 2 t reisetid, andre norske med reisetid over 2 t reise (overnatter) og utenlandske turister (overnatter).

Samlet for kortselgerne med tilhold i Femund-/Trysilvassdraget ble det i 2013 solgt 13 626 fiskekort som representerte totalt 61 433 fiskedøgn. Av dette er det 32 515 fiskedøgn som kan knyttes til fiske i det som kan bli den "lakseførende strekningen". Lokale

fiskere sto for 26 % av disse fiskedøgnene (8 651 fiskedøgn). På bakgrunn av antall solgte kort kan antall betalende fiskere som besøkte vassdraget i 2013 anslås til rundt 9 000. Barn under 16 år som fisker gratis kommer i tillegg til disse. I analysene ble det korrigert for skjevheten i utvalget fra spørreundersøkelsen. For nærmere beskrivelse av datainnsamlingen, fiskekortstatistikk og analyser, se Dervo et al. (2014).

RESULTATER

Fiskekortsalg og fiskeinnsats

Fiskekortområdene i Femund-/Trysilvassdraget med arealer i hovedelva, solgte fiskekort for 3,34 MNOK i 2013. Veksten fra 2012 var på i underkant av 10 %. Av det samlede salget kan 1,77 MNOK knyttes til fiske i hovedelva. Samlet fiskeinnsats i hovedelva i Femund-/Trysil elva ble beregnet til 32 000 døgn hvor tilreisende fiskeres andel var 24 000 døgn (75 %). Andelen lokale fiskere var størst i Trysil med 36 % og minst i Engerdal med 15 %. I gjennomsnitt fisket hver fisker i 6 døgn, mens turen samlet sett varte i 7 døgn. Dette gir til sammen 28 000 overnattdøgn.

Fiskernes kjøp av varer og tjenester

Fiskernes samlede kjøp av varer og tjenester på fisketuren ble beregnet til omkring 30 MNOK i hovedelva (både lokale og tilreisende fiskere) i 2013. Salget av fiskekort utgjorde 6 % av dette. I gjennomsnitt var fiskernes forbruk i denne undersøkelsen kr 1 011 pr døgn. Samlet oppga de tilreisende fiskerne at de kjøpte 14 000 overnattdøgn til en verdi av 2,8 MNOK. Overnatting på campingplass utgjorde 26 % (7 300 overnattinger) av dette og leid hytte 25 % (7 000 overnattinger). Tilreisende fiskere i hovedelva i Femund-/Trysilvassdraget hadde også 7 300 overnattinger i egen eller lånt («gratis») fritidsbolig og 5 600 villcampovernattinger.

Tilfredshet med dagens fiske

Tre av fire fiskere var meget godt eller godt fornøyd med fisketilbudet i

Femund-/Trysilvassdraget, og hele 94 % sa de ville komme tilbake i 2014 for å fiske. Andelen av fiskerne som hadde fluesonene som førstevalg var i underkant av 40 %. Det var omtrent like mange som valgte å fiske i områder uten fangstbegrensinger (fiske for alle) og 20 % som fisket i områder som lå mer enn fire km fra veg (villmarksfiske). Det var 66 % som sa de alltid eller som oftest brukte fluestang, mens 23 % sa de aldri eller sjelden brukte dette. Det var 44 % som sa de alltid eller som oftest brukte slukstang med spinner, wobbler eller dupp og flue.

DISKUSJON

Dagens fisketurisme i Femund-/Trysilvassdraget

Resultatene fra denne undersøkelsen viser at fisketurismen i Femund-/Trysilvassdraget er i vekst. De rundt 9 000 besøkende fiskernes samlede kjøp av varer og tjenester inkludert fiskekort, er beregnet til rundt 30 MNOK. Veksten på antall solgte kort fra 2012 til 2013 var på i underkant av 10 %. Det er mest sannsynlig økt antall tilreisende fluefiskere som har gitt denne veksten. Det vil nok kunne hentes en del flere norske fiskere fra andre områder i landet, men det vil trolig først og fremst være i utenlandsmarkedet hvor det kan hentes flere kunder. Markedet for fluefiske virker fortsatt å være i vekst. Det er også dette produktet som i dag har størst lønnsomhet.

På det norske markedet vil imidlertid «fiske for alle» trolig ha et stort potensial, hvis nye produkter utvikles. I dag er dette lite tilrettelagt, både gjennom fysisk tilrettelegging, informasjon og innhold i selve fisket. Det å utvikle egne familieprodukter med god tilrettelegging og veiledning, gjerne i kombinasjon med mat og overnatting, vil kunne gi lønnsomme produkter. Det bør kunne være et marked for familiefiske i feriemarkedet. Skal man lykkes med dette produktet må «pakking» til, hvor både opplevelser, overnatting og noe matservering inngår. Dette gjelder kanskje i enda større grad for

«vennegrupper». Rettighetshaverne henter i dag kun ut rundt seks % av den totale omsetningen knyttet til fiske i Femund-/Trysilvassdraget. Gjennomsnittsprisen for et fiskekortdøgn i Fishspot er rundt 55 NOK, hvis man ser på det totale fiskekortsalget. I fluesonene selges det nesten utelukkende døgnkort og prisen er det tredobbelte. Det bør imidlertid være mulig for rettighetshaverne å hente ut mer av den samlede omsetningen som knytter seg til fiske, jf. erfaringene fra laksefiske (se f. eks. Fiske et al. 2012). Det er også et tankekors at mye av det totale forbruket er former for omsetning som genererer relativt lite i lokal verdiskaping (f.eks. direkte kjøp av varer som bensin, dagligvarer m.m.). Bedre pakking, særlig koblinger mellom fiske og godt tilpassa overnatting, er sentralt for å øke den lokaløkonomiske effekten av den omsetningen som i dag allerede er betydelig.

Et viktig suksesskriterium for alle fiskekortområdene i Hedmark som har vært med i Fishspot, har vært en aktiv ressursforvaltning med regler som tar vare på stor fisk. Dette er også reguleringer som er ønsket av fluefiskere og spesialister. I flere områder er det valgt en «høstingsmodell» som i større grad optimaliserer opplevelse og økonomisk avkastning, fram for størst mulig avkastning i kilo fisk. Det er imidlertid kun på noen få % av arealet som dette er gjort til nå. Også for de andre arealene i Femund-/Trysilvassdraget, bør det være et stort potensiale for en mer aktiv fiskeforvaltning som er tilpasset preferansene til ulike grupper av fiskere. Det foreligger konkrete planer blant fiskerettshaverne om å øke andelen av arealene i vassdraget med strengere reguleringer i fisket (bl.a. innføring av maksimalmål) allerede i 2014. Vekstpotensialet for innlandsfiske i Femund-/Trysilvassdraget uten laks er i størrelsesorden en dobling av antall tilreisende fiskere (Dervo upublisert).

Fisketurisme med laks

For å beskrive mulighetene for en fisketurisme med laks i Femund-/

Trysilvassdraget, er det nærliggende å sammenligne med Mandalsvassdraget i Vest-Agder. Mandalsvassdraget og Femund-/Trysilvassdraget er på mange måter veldig ulike vassdrag, blant annet mht. fiskesamfunn, men har det til felles at laksebestanden har blitt utryddet. I Mandalsvassdraget var årsaken til desimeringen av bestanden sur nedbør, og på begynnelsen av 1990-tallet var det kun sporadisk fangst av laks. Kalking startet opp i 1997 og allerede i 2001 ble det fanget 4 700 laks og 800 sjørørret i Mandalselva (DN lakseregisteret). I 2001 ble det solgt rundt 4 000 fiskekort til 2 400 fiskere (Dervo & Lein 2001). Av den totale fiskeinnsatsen på rundt 11 000 døgn sto lokale fiskere for 30 % og utenlandske fiskere for 24 %. Fiskernes kjøp av varer og tjenester ble beregnet til 5,5 MNOK i 2000. Elleve år senere, i 2012, ble det fanget 3 200 laks og 600 sjørørret i Mandalselva (DN lakseregisteret). Det ble solgt 10 015 fiskekort til 2,45 MNOK og prisen per fiskekort lå på mellom 250 og 500 NOK. Andelen utenlandske fiskere hadde økt til 60 %. Disse var hovedsakelig dansker og tyskere (Alf Helge Tønnessen pers med). Omregnet til NOK 2013, økningen i antall fiskedøgn, flere tilreisende fiskere og justert for endringer i forbruksmønstre, ligger trolig kjøpet av varer og tjenester i forbindelse med laksefiske i Mandalselva på rundt 15 MNOK i dag.

Gytebestandsmålet for laks i Femund-/Trysilvassdraget er beregnet til rundt 4 500 hunnlaks (totalt antall gytefisk: 7 600, se delrapport "Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven"). I et fullt restaurert lakse- og ørretvassdrag kunne vi kanskje forvente en årlig fangst på 2 500 til 3 000 laks, med besøk av rundt 2 000 laksefiskere. Lakseførende strekning i Femund-/Trysilvassdraget vil bli det dobbelte av Mandalselvas rundt 48 km. Likhetstrekkene ift. størrelsen på fisk (små laks med enkelte mellomlaks), gjenoppbygging av en bestand med tilhørende fisketurisme og avstanden til potensielle fiskere er mange mellom disse to vassdragene. Et realistisk mål for en lakseturisme i

Femund-/Trysilvassdraget når gytebestandsmålet er nådd, kan derfor være rundt 15-20 MNOK i omsetning og rundt 2 millioner i salg av laksekort.

Konklusjon

En god oppskrift på fortsatt vekst i fisketurismen i Femund-/Trysilvassdraget vil etter vår mening være å utvikle et samfiske etter de tradisjonelle innlandsfiskeartene og laks. Beregningene over viser også at et framtidig realistisk mål for lakseturismen i Femund-/Trysilvassdraget på norsk side, er rundt halvparten av hva fisketurismen faktisk er i dag. Det som vil gi størst ringvirkninger av en framtidig fisketurisme i Femund-/Trysilvassdraget er derfor en kombinasjon av fortsatt vekst i innlandsfisket og en oppbygging av laksefisketurisme i de delene av vassdraget som er best egnet for dette. Produktutviklingen og markedsføringssamarbeidet mot innlandsfiske bør følgelig skje parallelt med at laksefisket gradvis utvikles. Reetablering av laks vil trolig måtte skje over tid.

Fiskerne som har harr, gjedde og ørret som målarter i dag, fisker i svært liten grad etter laks og sjørørret (Andersen et al. 2010). Det må derfor arbeides målrettet med å rekruttere laksefiskere til Femund-/Trysilvassdrag som et tillegg til dagens fiskere. Dette vil trolig i stor grad måtte være utenlandske fiskere.

Det må etableres et «samfiske» på både harr, gjedde, stasjonær ørret, laks og «vandrende ørret». Dette er mulig, men vil bli krevende. Ingen har så langt lykkes godt med det i Norge, men i sammenlignbare laksevassdrag i Finmark arbeides det med å utvikle fiske etter harr og ørret, ved siden av et laksefiske. Bestanden av bl.a. harr i Altaelva og Tanaelva er svært god, men utnyttes i dag i liten grad pga. av at fiskereglene er lagt for å forvalte laks (bl.a. kort fiskesesong). Regler for fiske etter anadrome laksefisk blir ofte prioritert framfor stasjonær innlandsfisk. Fisket av harr og laks i Femund-/Trysilvassdraget vil trolig i noen grad kunne skilles geografisk, med bakgrunn i biotopkartleggingen som er gjennomført (se delrapport

«Fiskesamfunnet i Femund-/Trysil-/Klarälven - Resultater fra båtelfiske i perioden 2011 – 2013 og "Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven").

Vår hovedkonklusjon er at det er fullt mulig å fortsette utviklingen av innlandsfiske, samtidig som man bygger opp en laksebestand, og at dette er en forutsetning for å øke verdiskapningen knyttet til fiske i Femund-/Trysilvassdraget. Uten å gå i detalj kan man tenke seg følgende muligheter for fiske i Femund-/Trysilvassdraget i en reetableringsfase:

- Laksebestanden reetableres suksessivt på avgrensede elvestrekninger: Kartleggingen av egnede gyte- og oppvekstområder har vist at strekningen Sennsjøen – Innbygda har de største arealene av de vurdert beste gyte- og oppvekstområdene for laks (men også områder oppstrøms disse har strekninger som er godt egnet for lakseproduksjon). Ved å foreta rognplanting på utvalgte steder på denne strekningen – og sikre at laks født her får muligheten til å returnere som gytefisk til Femund-/Trysilelva – vil vi anta at mye gytelaks vil returnere til nettopp disse områdene.
- De viktigste områdene for harrfiske er på mer stilleflytende deler av Femund-/Trysilelva og fiske her vil i liten grad komme i konflikt med hensynet til laks
- Man kan vurdere å frede visse strekninger før og under laksens gyteperiode, men dette er trolig ikke nødvendig. Ved innføring av fiskeregler der man bestemmer at all laks skal settes ut igjen, kombinert med oppsyn, vil man trolig kunne fortsette fiske etter harr og ørret også på disse områdene gjennom hele fiskesesongen. Forskning viser at fang & slipp fiske medfører lav dødelighet på laks (Thorstad et al. 2003, Halttunen et al. 2010).

REFERANSER

Aas Ø. 1992. Barns fritid, friluftsliv og fiskevaner: en undersøkelse blant 5.-9. klassinger i Harstad, Steinkjer og

Engerdal. - NINA oppdragsmelding 181. 82-426-0311-1. Norsk institutt for naturforskning, Lillehammer. 41 s.

Aas Ø. 1992. Fritidsfiskevaner blant den voksne befolkningen i Harstad, Steinkjer og Engerdal. En sammenlignende undersøkelse 48. 180. NINA Oppdragsmelding.

Aas Ø. 1994. Fisket i Trysilvassdraget i Engerdal kommune. - ØF-notat 07/94. Østlandsforskning, Lillehammer. 39 s.

Aas Ø, Kaltenborn BP. 1993. Hvorfor fiske i fritida? Motiver og holdninger blant sportsfiskere i Engerdal, Norge. NINA forskningsrapport 51. 31 s.

Andersen O, Dervo BK, Kaltenborn BP. 2010. Aktiviteter, holdninger og motiver blant jegere og fiskere i NJFF. - NINA Rapport 612: 27 s + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Lillehammer.

Berget DA. 2000. Fisket i Trysil. En spørreundersøkelse blant sportsfiskere i trysil. Trysil fellesforening for jakt og fiske. Notat. 14 s.

Dervo BK. 2014. Fisketuristers forbruk i Hedmark i 2013 - Utprøving av en metode for kartlegging av fiskeres forbruksmønster og informasjonsvaner. Norsk institutt for naturforskning. 27 s.

Dervo BK, Lein K. 2001. Verdiskapingsprosjektet i Mandalselva - Status for 2001 og oppsummering for prosjektperioden 2000 - 2001. Internt notat. 17 s + vedlegg.

Dervo BK, Museth J, Dokk JG. 2014. Fisketurisme i Femund-/Trysilvassdraget - muligheter og begrensninger ved reetablering av Vänerlaks. Norsk institutt for naturforskning, NINA rapport.

DN lakseregisteret. <http://lakseregister.fylkesmannen.no/lakseregister/public/default.aspx>.

Halttunen E, Rikardsen A, Thorstad EB, Næsjø TF, Jensen JLA, Aas Ø. 2010. Impact of catch-and-release practices on behavior and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts. Fisheries Research 105:141-147.

Museth J, Johnsen SI, Grønnes S, Qvenild T. 2010. Gjerfloen Fluefiske - utvikling i fisket i perioden 2002-2009 - NINA rapport 564. 24 s.

Museth, J, et al. 2014. [sluttrapporten -fisk]

Qvenild T, Nashoug O. 1991. Fisket i trysilelva - konsekvenser av forbygnings tiltak. Trysil kommune, rapport. 9 s.

Qvenild T, Nashoug O. 1998. Driftsplan for Femunden-/Trysilvassdraget. Del I: Fiskeressursene - status. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr 9/98. 72 s.

Thorstad EB, Næsjø TF, Fiske P, Finstad B. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. Fisheries Research 60: 293-307. Impact of catch-and-release practices on behavior and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts.

Sportfiskets och Vänerlaxens värden

En ekonomisk värdering av sportfisket efter Vänerlax i Forshagaforsen och en uppskattning av potentialen för hela Klarälven

Richard Gow, Pär Gustafsson & Mikael Hedenskog
Länsstyrelsen i Värmlands län

Denna delrapport är en sammanfattning av en huvudrapport..

SAMMANFATTNING

Som ett resultat av mänsklig påverkan motsvarar dagens population av Klarälvslox bara en bråkdel av det antal som fanns tidigare. Det är än idag omöjligt för laxen att opåverkat fullborda sin livscykel på grund av ett antal vattenkraftverk som blockerar vägen till och från lek- och uppväxtområden. "Vänerlaxen" har dock potential att utvecklas/återhämtas som ett resultat av åtgärder, t.ex. anläggning av fiskvägar och restaurering av livsmiljöer. Kraven på att redovisa ekonomiska värden vid sådana miljöförbättrande åtgärder har ökat på senare år.

Sportfiske är en betydelsefull sysselsättning som dessutom är en besöksnäring vilket är en av Sveriges växande basnäringar. Flera statliga myndigheter har bl.a. därför på senare tid fått i uppdrag att utveckla denna form av fiske, t.ex. bedöms potentialen för småföretagande och landsbygdsutveckling vara stor. Sportfisket efter Vänerlax är en del av det ekonomiska värdet som kan genereras genom de miljöförbättrande åtgärderna. Vi gjorde därför en undersökning om det nuvarande fisket efter Vänerlax i Forshaga (Klarälven), en värdetransferering, d.v.s. en metod för att överföra existerande värderingar, en studie om ekonomiska spridningseffekter och en uppskattning av framtidspotentialen.

Vår beräkning visar att sportfiskare betalar 876 - 1 678 kr/dag för att fiska efter Vänerlax i Klarälven och att summan av utgifterna som är relaterade till sportfisket efter Vänerlax i Forshaga uppgår till 822 350 - 1 575 642 kr/år. I olika framtidsscenarier uppskattar vi sportfiskarnas potentiella utgifter

till 11,5 - 20,4 mnkr/år för hela Klarälven. Dessutom kan utgifterna generera ekonomiska spridningseffekter som medför ett ännu högre värde om förutsättningarna är de rätta. Framtidsscenarierna har osäkerheter i flera led. Resultaten belyser dock ett potentiellt värde och de verkar inte orimliga i förhållande till andra studier. Det är också viktigt att tänka på sportfiskets och Vänerlaxens värde i Klarälven som en del av en helhet som inte är komplett utan att inkludera Femund-/Trysilelva och Vänern samt alla andra typer värden som sportfisket och Vänerlaxen har inneboende och medför andra, t.ex. sociala, hälsofrämjande, kulturella och ekologiska värden.

INLEDNING

År 2011 startade Interreg-projektet "Vänerlaxens fria gång". Ett samarbete mellan Sverige och Norge med syfte att undersöka och redovisa vilka åtgärder som behövs för att bygga upp det genetiskt distinkta (Palm et al, 2012) och skyddsvärda (Berglind et al 2010) vänervandrande vildlekande beståndet av lax i Klarälven/Trysilelva/Femundselva med tillflöden. Projektet ska även redovisa vilka åtgärder som krävs för att Klarälven ska uppnå god ekologisk potential eller status. Vänerlaxen har potential att utvecklas/återhämtas som ett resultat av t.ex. anläggning av fiskvägar och restaurering av livsmiljöer. Åtgärderna kan bl.a. resultera i ökade populationsstorlekar och flera nya sportfiskeområden. Ett av projektets huvudsyften är att skapa underlag för ett bra och hållbart sportfiske efter vild Vänerlax i hela Klarälven/Trysilelva med tillflöden. För att skapa ett bra och hållbart fiske är det viktigt att identifiera och undersöka olika värden som är kopplade till sport-

fisket och Vänerlaxen.

Det finns ett filosofiskt synsätt som menar att exempelvis en lax kan ha ett värde även om den inte betyder något för någon annan (MEA 2005). Man brukar tala om ett "inneboende värde". Ett annat och kanske vanligare synsätt är att laxen har ett "instrumentellt värde" som avgörs utifrån de effekter som den ger upphov till (Freeman 2003, MEA 2005). Vänerlaxen har under en lång tidsperiod spelat en roll i vatten- drag och sjö (Ros 1981), en roll som har ett "ekologiskt värde". Man kan även hävda att Vänerlaxen har ett "estetiskt värde" för att den är vacker och en del av en helhet som inte är komplett utan laxens närvaro (MEA, 2005). Laxens "kulturella värde" kan t.ex. belysas genom att platser har blivit uppkallade efter laxen, kunskap om laxen har förts vidare mellan generationer och att vissa personer t.o.m. ett levnadsmönster som påverkas av laxen. Det finns dessutom en moralisk aspekt, ett "etiskt värde". Vad har vi för rätt att inte bevåra Vänerlaxen, om vi kan? (MEA, 2005). Ett annat sätt att se på laxen är dess monetära värde, dvs den summa pengar som någon betalar för den, t.ex. för att få fiska efter laxen.

Sportfiske är en betydelsefull sysselsättning som har rekreativa och hälsofrämjande värden (Naturvårdsverket, 2012, Jordbruksverket och HaV, 2013). Kunskap om naturen som samlas in genom fritidsaktiviteten kan också leda till större förståelse gentemot naturen och ett större ansvarstagande gentemot densamma (Fiskeriverket, 2007). Studier visar att sportfiskare är villiga att betala för att utöva sitt fritidsintresse (Paulrud 2004). Förutom fiskekort betalar sportfiskare även för resor, kläder, boende, fiskespön etc.,

som är direkt eller indirekt kopplade till fritidsintresset.

Sportfisketurism är en besöksnäring vilken är en av Sveriges växande basnäringar (Örtendahl et al 2013) och i jämförelse med lokala sportfiskare spenderar sportfisketurister betydligt mer pengar per fiskedag (Fiskeriverket 2007). Sportfisketuristens konsumtion leder också till andra ekonomiska spridningseffekter, d.v.s. ytterligare ekonomisk aktivitet. Trots detta bedömer man att Sverige inte har skördat alla de ekonomiska fördelar som exempelvis Norge gjort (Fiskeriverket och Naturvårdsverket, 2005). Flera statliga myndigheter har därför fått i uppdrag att utveckla fritidsfisket och fisketurismen, bl.a. bedöms potentialen för småföretagande och landsbygdsutveckling vara stor (Paulrud och Laitila 2013, Jordbruksverket och HaV 2013).

Rekreation i form av sportfiske är identifierat som en ekosystemtjänst d.v.s. ”ekosystemens direkta och indirekta bidrag till det mänskliga välbefinnandet” (Naturvårdsverket 2012, TEEB 2010). Ett etappmål inom Sveriges nationella miljömålsarbete är: ”Betydelsen av den biologiska mångfalden och värdet av ekosystemtjänster ska vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt” (Miljödepartementet 2012). Kraven på att redovisa det ekonomiska värdet vid miljöförbättrande åtgärder har också ökat på senare år (Kriström och Bonta Bergman 2013).

Syftet med den här undersökningen var dels att utreda vad sportfiskare betalar eller är villiga att betala för att sportfiska efter Vänerlax i Klarälven, dels utreda de ekonomiska effekter som kan härledas till sportfiskarnas ekonomiska aktivitet och dels resonera kring vilken potential som finns för sportfisket efter Vänerlax i Klarälven inom olika framtidsscenarier. På så sätt kan vi bl.a. skapa underlag för miljömålsarbetet och ett underlag för bra och hållbart sportfiske efter vild Vänerlax i hela Klarälven.

MATERIAL OCH METOD

Alla beräknade värden är korrigerade för den tid som gått mellan det att värderingsdata har samlats in och den tid då värdet blev registrerat. Det nationella konsumentprisindexet användes för översättning till dagens penningvärde (SCB, 2013).

Undersökning om sportfisket i Forshagaforsen

Forshagaforsen är det enda område i Klarälvens avrinningsområde där sportfiske efter Vänerlax kan isoleras från andra typer av fisken. Sportfisket bedrivs i 6 olika fiskezoner med en varierande prisbild. Information om verksamheten erhöles från Forshagaforsens camping och sportfiskecenter och Forshaga kommun. Från år 2008 till 2012 fanns nästan all efterfrågad information tillgänglig.

De två huvudsakliga syftena med vår undersökning om den platsspecifika ekonomin var dels att identifiera hur mycket pengar sportfiskarna spenderade vid sportfiskecentrat, och dels att extrahera information för att få en mer detaljerad bild av den platsspecifika ekonomin.

Turistandel, kapacitetsutnyttjande och sportfiskarnas utgifter

Andelen turister beräknades genom fångstrapporter. En sportfiskare som har rest mer än 10 mil från det egna hemmet/fritidshuset för att fiska är detta fall betraktat som en fisketurist (Fiskeriverket 2007). Avståndet undersöktes genom vägbeskrivningsfunktionen på Eniro.se

Med kapacitetsutnyttjandet menar vi hur stor andel av de tillgängliga platserna som bokas i Forshagaforsen. Kapacitetsutnyttjandet beräknades genom att subtrahera antalet bokade plaster från det maximala antalet tillgängliga platser (åren 2012-2013).

För att uppskatta sportfiskarnas totala utgifter använde vi oss av en undersökning som bl.a. har kartlagt sportfiskarnas utgifter i Sverige fördelat på fisketurister och lokala fritidsfiskare

(Thörnqvist et al 2009). Med den informationen kunde vi använda oss av specifika utgiftsposter för fritidsfiskare som inte är undersökta i Forshaga och kombinera dessa med undersökta värden från Forshaga. I Thörnqvist et al (2009) är sportfiskarnas kostnader uppdelade på fiskeutrustning, resor, fiskekortsavgifter, turbot/guide, mat, logi, båt/båtplats, och drivmedel till båt.

Värdetransferering

En värdetransferering är en metod som används för att överföra existerande värderingar till ett nytt område. Vi har eftersträvat att följa en Naturvårdsverkets guide i största möjliga mån (Kriström och Bonta Bergman 2013).

Rekreation i form av sportfiske i rinnande vatten efter sjövandrande lax och öring var den ekosystemtjänst som värderades i denna studie. För att hitta sådana värderingar utförde vi först en sökning efter max 10 år gamla studier som inkluderade värderingar av fritidsfiske. I princip alla studier som var utförda i Sverige fram till 2009 sammanfattades i Valuebase^{SWE}. Vi utförde också en litteraturstudie utanför Valuebase^{SWE}. Efter gallring, som bl.a. inkluderade typ av fiske och typ av miljö utfördes och följdes upp med en kvalitetsgranskning. Till sist återstod en studie (Paulrud och Laitila, 2013), som uppskattade sportfiskarnas utgifter till 1 276-1 678 kr/dag.

Parallellt med vår studie har Dervo et al (2014) undersökt fisketurismen i Trysil-/Femundselva (d.v.s. Klarälven på Norsk sida). I denna studie har man också värdetransfererat. Resultatet från denna studie användes för att uppskatta potentialen i norra Värmland som har en liknande miljö. Dervo et al (2014) uppskattar sportfiskarnas utgifter till 15-20 mnkr/år (NOK) inklusive 2 mnkr/år (NOK) i fiskekortsförsäljning. Vår bedömning är att sträckorna i norra Värmland har möjlighet att uppnå hälften av den Norska uppskattningen d.v.s. 8,25 - 11 mnkr/år, varav 1,1 mnkr/år (NOK-SEK (1 x 1,1)) i fiskekortsförsäljning.

Tabell 1: Förutsättningar idag och framtidsscenarierna för sportfiske efter Vänerlax i olika geografiska områden i Klarälven baserat på antalet potentiella fiskar. Det ska noteras att scenario 1 och 3 baseras på transporter i lastbil, vilka är temporära åtgärder (=ej långsiktigt hållbara för att uppfylla t. ex. ramdirektivet för vatten) och som så snart det är möjligt bör ersättas med högeffektiva fiskvägar vid kraftverken.

Förutsättningar för sportfiske:					
	Dåliga	Goda	Mycket goda		
	Idag	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Forshaga (n)	2 500	64 473 - 96 407	26 236-44 256	65 398-98 998	48 290-72 641
Forshaga-Edsforsen (n) Totalt	Fallbacks	Fallbacks/förvaltning	17 821-41 601	39 865-93 048	35 818-68 282
Forshaga-Edsforsen (n) Stannar	Fallbacks	Fallbacks/förvaltning	11 433-17 322	21 609-32 712	9 574-17 636
Edsforsen-Höljes (n) Totalt	<1000	61 250 - 91 587	16 039-24 279	35 878-54 311	35 818-53 879
Edsforsen-Höljes (n) Stannar	<1000	22 674-33 906	6 269-9 633	13 282-20 106	13 260-19 946
* "Totalt" är inklusive de fiskar som passerar platsen och "Stannar" är enbart inkluderat de fiskar som är ämnade att stanna i området baserat på fiskar som inte klarar vandringshinder och fördelningen enligt lekbeståndsmålen. Skillnaden är främst baserad på tid. Den populationen som stannar kommer att uppehålla sig i området under en längre tid än de passerade fiskarna.					

Spridningseffekter

Det finns flera undersökningar med syfte att uppskatta sportfiskets ekonomiska värde genom utgifter eller betalningsvilja. Ytterligare ekonomiska spridningseffekter presenteras dock inte i någon av dessa (se den fullständiga rapporten för vidare förklaring). Eftersom detta dock bedömdes som relevant för att beskriva sportfiskets ekonomiska potential genomfördes en litteratursökning, samt kontakt med Statistiska centralbyrån, Sportfiskarna, turistorganisationer och kommuner. Några svenska studier hittade vi tyvärr inte. Vi fann dock en del relevant information samt undersökningar från utlandet.

Exempel på spridningseffekter i Sverige

Enligt en undersökning från 2013 (Örtendahl et al 2013) har branschklustret "Sport och Kultur" där b.l.a. rekreation, kultur och sportverksamhet ingår en multiplikator för sysselsättning på 1,53, d.v.s. att för varje jobb som skapas inom branschklustret skapas ytterligare 0,53 jobb.

Exempel på spridningseffekter i Forshaga/Karlstadsregionen

Andersson (2011, 2012) visar att spridningseffekterna genom turismen i Forshaga kommun genererar fyra gånger högre skatteintäkter än de skatteintäkter som är direkt anknutna till turisternas utgifter.

Enligt en regional uppskattning där Forshaga ingår (HUI, 2012), är den generella omsättningen för turister 586 kr/dag för en dagsbesökare, 286 kr/dag för en icke kommersiellt övernattande och 1 229 kr/dag för en kommersiellt övernattande. Boendefördelningen i Forshaga finns genom tidigare studier (Andersson 2011, 2012). Mellan 2009-2011 bodde 80 % icke kommersiellt, 12 % kommersiellt och 8 % var dagsbesökare. Om man kombinerar studierna får medelturisten en omsättning på 409 kr/dag $((8 \times 586) + (12 \times 1\,229) + (80 \times 268))/100$.

Exempel på spridningseffekter från andra länder

År 2013 publicerades en amerikansk och en irländsk studie som också in-

kluderade ytterligare spridningseffekter (ASA, IFI). I den amerikanska undersökningen uppskattar man att sportfisket (sörvatten) ger upphov till 2,4 gånger högre intäkter än sportfiskarnas utgifter om man inkluderar hela skalan av spridningseffekter. Multiplikatorn (faktorn) för spridningseffekterna i USA sträcker sig från 2,1 (Hawaii) till 2,9 (Kalifornien) och i Irland uppskattar man den till 1,7 för all typ av fiske.

Val av multiplikator

Värderingen av spridningseffekterna syftar till att belysa potentialen mer än att presentera ett absolut värde eftersom osäkerheterna blir stora genom värdetransfereringar från andra länder och kring värderingar av spridningseffekter i största allmänhet (Boardman et al 2010). Enligt rekommendationer vid värdetransferering skall man vid överföring från andra länder försöka eftersträva likheter i inkomstnivåer, inkomstfördelning och kultur (Kriström och Bonta Bergman 2013). Vi har därför valt att använda multiplikatorvärdet (1,7) från den Irländska studien (IFI 2013) som

ett exempel, eftersom vi anser att Sverige har mer likheter Irland än med USA när det kommer till de nämnda kriterierna. Sverige och Irland är kategoriserade som höginkomstländer (Världsbanken 2014), och har liknande BNP per capita (Internationella valutafonden, 2014). Enligt en undersökning (Gupta et al 2002) är Sverige och Irland indelade i två kulturella undergrupper, men ingår i samma metakluster, d.v.s. samma kulturella övergrupp.

Potentialen för hela Klarälven

Vi har valt ut fyra scenarion som alla förbättrar konnektiviteten (d.v.s. förbindelse) för fisken och möjligheterna för sportfiske i Klarälven/Trysilelva. Effektiviteten för fiskvägarna är baserad på rapporten; Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft (Calles et al. 2013). Inom varje scenario ingår två alternativa beräkningar som skapar ett intervall i varje populationsberäkning. Ett alternativ som enbart inkluderar en förbättrad konnektivitet mellan lek- och uppväxtområden och ett alternativ som även inkluderar ytterligare åtgärder i form av omfattande biotopvård. Biotopvården genomförs enligt en biotopvårdsplan för Klarälvens avrinningsområde (se "Fiskevårdsplan för Klarälven..."). Enligt bevarandegenetiska rekommendationer bör även förvaltningen av Gullspångslaxen och Gullspångsöringen flyttas från Klarälven (ej helt nödvändigt i scenario 1) (Palm et al. 2012, samt de genetiska studierna inom detta projekt).

Målsättningen med populationsberäkningarna var att få en uppskattning om hur mycket lekfisk det skulle kunna finnas i systemet baserat på uppfyllt lekbeståndsmål och hur stor populationen kan vara på olika platser i de fyra olika framtidsscenarier med högeffektiva fiskvägar och/eller transporter. Beräkningarna baseras på ett antal delrapporter som inkluderas i slutrapporten för projektet Vänerlaxens fria gång: Vilken potential för laxproduktion har Trysil-/Klarälven? (lekbeståndsmål), Nedströmsvandring

av vildfödd laxsmolt (dödlighet i älven), Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven (dödlighet i älven), Produktion av vild laxsmolt i Klarälven (dödlighet i Vänern) och Åtgärdsförslag för förbättrad nedströmspassage vid Edsforsens kraftstation i Klarälven (målsättning för effektiva fiskvägar). Vissa delar av scenarierna är av naturliga skäl inte undersökta, bl.a. dödlighet i smolttransporter och pipelines samt överlevnad i Vänern. Därför har vi fått uppskatta vissa delar där kunskapsbrist råder. Även andra faktorer, t.ex. födotillgång kan också påverka potentialen. Eftersom vi inte tar hänsyn till eventuella naturliga flaskhalsar/trösklar i systemet kan populationens storlek bli överskattat. Klarälvsöringen är exkluderad från beräkningarna p.g.a. kunskapsbrist (K-öringen står idag för 3 % av fångsterna i Forshaga).

Populationsutveckling och geografisk placering av fisk/fiskeplatser i framtids-scenarierna har jämförts med dagens förutsättningar. Beräkningarna och uppskattningen av potentialen är av flera skäl avgränsad till sträckorna Forshaga-Edsforsen och Edsforsen-Höljes (se den fullständiga rapporten för vidare förklaring). Vi uppskattar att dagens population av vilda laxar som anländer till Forshaga (lekfisk) är cirka 2 500st, baserat på fälleffektivitet (se delrapport Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven) och fångstrapporter från Fortum 2012-2013. Nedan beskrivs de olika scenarierna och i tabell 1 presenteras resultaten från populationsberäkningarna.

- Scenario 1: Förbättringar och förändringar av nuvarande transportsystem.
- Scenario 2: Passagelösningar förbi alla kraftverk.
- Scenario 3: Fiskvägar uppströms och lastbilstransporter nedströms.
- Scenario 4: Fiskvägar uppströms och nedströms samt utrivning av 4 st kraftverk

Alla scenarion håller för ett visst uttag av fisk i Vänern. Enligt våra beräkningar skulle scenario 1, 3 och 4 innebära ett hållbart uttag på över 25 000 fiskar. I

kombination med omfattande restaurering i älven skulle även scenario 2 klara ett uttag på upp till 12 500 fiskar. Uttagen skulle naturligtvis minska populationens storlek i älven, men förutsättningarna för sportfiske skulle fortfarande vara god i hela systemet.

Samtliga scenarion bedömdes sedan individuellt baserat på populationsstorlek, antalet/kvalitet på fiskeplatser i kombination med våra ekonomiska undersökningar från Forshaga och värдетransfereringen (se den fullständiga rapporten för detaljerade beräkningar/förklaringar).

RESULTAT

Undersökning om sportfisket i Forshagaforsen

I följande tabeller presenteras en del av den information som vi lyckades bryta ut genom att sammanfoga aktuellt pris vid bokningstillfälle (olika pris olika datum), vilken fiskezon som bokades (olika pris i olika zoner) och vilken form av tillträde som sportfiskarna köpte/ägde (dagkort, kommunkort/årskort och fiskerättsägare). Ett fåtal gruppbookningar blev kategoriserade som dagkort p.g.a. oklarheter.

Turistandel och kapacitetsutnyttjande och sportfiskarnas utgifter

Turistandelen uppskattades till 74 % och kapacitetsutnyttjandet varierade mellan 2-51 % mellan fiskezonerna. Enligt Thörnqvist et al (2009) uppgick de totala utgifterna till 83 kr/dag för lokala fritidsfiskare och 877 kr/dag för fisketurister. I Forshaga är priset för fiskekort enligt våra beräkningar 307 kr/dag i genomsnitt för perioden 2008-2012 för dagkortsfiskare (som man också kan anta att de flesta turisterna är) och 147 kr/dag för en lokal fritidsfiskare. Om man exkluderar kostnader för drivmedel till båt som inte är aktuellt i Forshaga (38kr/dag) och fiskekortsavgifter (40kr/dag) enligt Thörnqvist et al (2009) och lägger till fiskekort specificerad för Forshaga (307 kr/dag) blir det uppskattade värdet för fisketurister (877-40-38+307)

Tabell 2. Antalet bokningar fördelat på tillträdeskategori

	År 2008	År 2009	År 2010	År 2011	År 2012	Medel
Dagkort (n)	595	755	938	847	761	779
Årskort/kommunkort (n)	248	314	128	48	60	160
Fiskerättsägare (n)	198	208	204	199	231	208
Totalt (n)	1 041	1 277	1 270	1 094	1 052	1 147

Tabell 3. Beräknade intäkter fördelat på tillträde, hyra av utrustning och båt. Tabell 2. Antalet bokningar fördelat på tillträdeskategori

	År 2008	År 2009	År 2010	År 2011	År 2012	Medel
Årskort/år (kr)	22 984	33 538	26 935	10 084	7 996	20 308
Dagkort/år (kr)	204 090	247 524	288 716	242 568	239 468	244 474
Båthyra/år (kr)*	53 941	53 941	53 941	54 506	53 376	53 941
Hyra av utrustning/år (kr)*	2 759	2 759	2 759	1 261	4 258	2 759
Summa/år (kr)	283 775	337 762	372 351	308 420	305 099	321 481
* Hyra av båt och utrustning är överfört direkt från bokslutet för åren 2011-2012. Åren 2008-2010 är ett medelvärde baserat på redovisningen från 2011-2012 eftersom summan var inbakad tillsammans med andra intäkter 2008-2010.						

Tabell 4. Intäkter enbart genom tillträde per fiskedag.

	År 2008	År 2009	År 2010	År 2011	År 2012	Medel
Årskort/kommunkort (kr/dag)	89	102	203	208	133	147
Dagkort (kr/dag)	328	313	297	284	315	307

Tabell 5. Den ekonomiska potentialen från de olika framtidsscenarierna uppdelade på: a) direkta effekter, b) efterfrågeeffekter och c) spridningseffekter (utöver b))

	a	a+b	a+b+c
Scenario 1 (mnkr/år)	1,4 - 2,7	11,5-18,9	19,6-32
Scenario 2 (mnkr/år)	2,4	11,5-14,5	19,6-24,7
Scenario 3 (mnkr/år)	2,7-3	12,4-20,4	21-34,8
Scenario 4 (mnkr/år)	2,7-3	12,4-20,4	21-34,8
a) Sportfiskarnas utgifter som är direkt kopplade till besöksplatsen/besöksattraktionen (fiskekort, hyra av båt och utrustning), d.v.s. direkta effekter, baserat på information från Forshagaforsens sportfiskecenter och Dervo et al, 2014. b) Sportfiskarnas totala utgifter, d.v.s. direkta effekter och efterfrågeeffekter, baserat på värdetransfereringen och värdering genom Thörnqvist et al (2009) och platsspecifika värden från Forshaga samt Dervo et al 2014. c) Sportfiskarnas totala utgifter, samt ytterligare spridningseffekter, d.v.s. den totala ekonomiska påverkan, baserat på värdetransfereringen och värdering genom Thörnqvist et al (2009) och platsspecifika värden från Forshaga samt den utvalda multiplikatorn 1,7 (IFI, 2013) samt Dervo et al 2014:			

1 106 kr/dag som ger ett årligt värde på (695 st x 1 106kr) 768 670kr. Om man utför en likadan beräkning för de 244 st lokala sportfiskedagarna med kostnader för drivmedel till båt (4kr/dag) och fiskekortsavgifter (6kr/dag) blir det (83-6-4+147) 220 kr/dag som ger följande värde per år: 244 st x 220 kr = 53 680 kr/år. Sportfiskarnas totala kostnader/utgifter för att fiska i vid Forshagaforsens

camping och sportfiskecenter uppgick till (768 670+53 680) 822 350 kr/år och (822 350/939) 876 kr/dag.

Värdetransferering

Följande beräkningar baseras på antalet fiskedagar av kortköpare i Forshaga och värden från Paulrud och Laitila (2013). 1) 939 st fiskedagar x 1 678 kr/dag = 1 575 642 kr/år, 2) 939 st fiskedagar x

1 276 kr/dag = 1 198 164 kr/år

Sportfiskarnas totala kostnader/utgifter för att fiska i vid Forshagaforsens camping och sportfiskecenter uppgick till 1 276 – 1 678 kr/dag och 1 198 164 – 1 575 642 kr/år.

Spridningseffekter

Nedanstående beräkningar baseras på de uppskattade värdena av sportfiskarnas

totala kostnader/utgifter för att fiska i vid Forshagaforsens camping och sportfiskecenter från värdetransfereringen och värden från Forshaga. Värdena multiplicerades med den utvalda multiplikatorn 1,7 (IFI, 2013).

- Värdeestimat från Paulrud och Laitila (2013)(Emån): $1\,575\,642\text{ kr/år} \times 1,7 = 2\,678\,591\text{ kr/år}$ eller $(2\,678\,591 / 939) 2853\text{ kr/dag}$
- Värdeestimat från Paulrud och Laitila (2013) (Mörrumsån): $1\,198\,164\text{ kr/år} \times 1,7 = 2\,036\,879\text{ kr/år}$ eller $(2\,036\,879 / 939) 2169\text{ kr/dag}$
- Värdeestimat från Thörnqvist et al (2009) och värden från Forshaga: $822\,350\text{kr/år} \times 1,7 = 1\,397\,995\text{ kr/år}$ eller $(1\,397\,995 / 939) 1489\text{ kr/dag}$

Sportfiskarnas totala kostnader/utgifter för att fiska i vid Forshagaforsens camping och sportfiskecenter samt ytterligare spridningseffekter uppgick till mellan 1489 kr/dag - 2853 kr/dag och $1\,397\,995 - 2\,678\,591\text{ kr/år}$

Potentialen för hela Klarälven

Se tabell 5.

DISKUSSION

Undersökning om sportfisket i Forshagaforsen

I Forshaga bokades 1 147 fiskedagar/år. En tydlig trend är att bokningarna för årskort/kommunkort har minskat samtidigt som dagkortsförsäljningen har ökat. En huvudsaklig anledning kan vara förändrade bokningsregler för årskort/kommunkort, då de inte längre får boka i den mest populära zonen (Simon Jonsson, personligt samtal). Förändringen har också medfört ett större antal tillgängliga platser för dagkortsförsäljning. Intäkterna för tillträde och hyra av utrustning/båt blev i medeltal 321 481 kr/år. Variationen mellan åren var låg, trots att förutsättningarna för fisket påverkas mellan åren t.ex. genom mängden fisk och vattennivå. En orsak kan vara en hög andel återkommande gäster, en annan orsak kan vara det begränsade antalet platser som finns i de fiskezoner som genererar den största andelen av intäkterna.

Det finns dels en förväntad osäkerhet i metoden, dels ett mörkertal genom att fiskerättsägarna i Forshaga säljer egna fiskekort samt att det ekonomiska värdet av "icke-användare" inte tas upp i denna undersökning, d.v.s. personer som har kommit till Forshaga p.g.a. sportfiske efter Vänerlax, men som inte fiskar. Därför är resultaten en uppskattning av en okänt stor andel av det totala ekonomiska värdet. Värderingen av sportfisket i Forshagaforsen kan därför tolkas som ett exempel som belyser värdet. En intressant diskussion är också vad Vänerlaxen betyder för Forshaga i största allmänhet?

Turistandel

I genomsnitt var 74 % av fångster-na gjorda av sportfisketurister. Flera personer som vi har pratat med har en uppfattning om att det mest är lokala sportfiskare i Forshagaforsen. Resultatet är ett motargument och ett bevis för att sportfisket är viktigt för turismen i Forshaga. Det finns dock minst två potentiella felkällor. Dels kan personer med sommarstugor i området ha uppgett sin egentliga hemort i fångstrapporteringen, dels kan det finnas en skillnad i skicklighet på att fånga fisk i Forshaga mellan lokala fiskare och turister. Simon Jonsson (muntligen 2013), som arbetar med fisket på plats uppfattar att lokala fiskare generellt sett är bättre på att fånga fisk. Den första felkällan antyder att det borde vara en lägre turistandel och den andra att antyder att det borde vara en högre.

Kapacitetsutnyttjande

Kapacitetsutnyttjandet varierade mellan 2-51%. Variationen beror främst på att fångstchanserna skiljer sig markant mellan zonerna. Vissa zoner har också en betydligt högre kapacitet och därför blir nyttjandet relativt lågt. Den verkliga maxkapaciteten är också lägre än det totala antalet tillgängliga platser p.g.a. flera naturliga omständigheter t.ex. regn, vind och vattennivå. En mer avancerad metod är i detta fall nödvändig för att få fram bättre värden. Genom

resultatet kan man dock anta att det finns goda utvecklingsmöjligheter. Idag arbetar man också med att utveckla sportfisket bl.a. genom sportfiskefrämjande åtgärder i vattenmiljön (Simon Jonsson, muntligen).

Sportfiskarnas utgifter

Värderingen kan tolkas som generell medelvärde för sportfiske i Sverige, men med platsspecifika kostnader för fiskekort i Forshaga. Risken med att använda Thörnqvist et al (2009) är att fisket i Forshaga undervärderas. Grundat på värden från Thörnqvist et al (2009) och värden från Forshaga var sportfiskarnas utgifter 876kr/dag och 822 350 kr/år. Resultatet skapar sannolikt en nedre gräns för sportfiskarnas utgifter i Forshaga eftersom den grundar sig på verkliga värden från Forshaga tillsammans med medelvärden för all form av fiske i hela Sverige, d.v.s. lägre värden än det mer kostnadskrävande sportfisket efter lax och öring i rinnande vatten (Fiskeriverket, 2007, Paulrud och Laitila, 2013). Hur stor andel av utgifterna som spenderas i just Forshaga är dock svårt att säga eftersom att en sportfisketurist t.ex. kan övernatta och konsumera i Karlstad.

Värdetransferering

Grundat på värden från Paulrud och Laitila (2013) var sportfiskarnas totala utgifter 1 276 – 1 678 kr/dag och 1 198 164 – 1 575 642 kr/år. Vår studie har resulterat i 2 olika värden. Ett som baseras på sportfiske i Emån och ett från Mörrumsån. Vid flera resultat kan värden rangordnas om man bedömer att ett värde är bättre än det andra. Vi valde att inte rangordna resultaten då vi inte finner några lämpliga argument. Forshaga har flera likheter med Emån och Mörrumsån, t.ex. typ av fiske och vattenmiljön, men det finns också skillnader t.ex. geografisk placering och maxstorleken på fisk. Problemet med människors preferenser i olika områden är att de ofta skiljer sig åt, till följd av t.ex. intressen, inkomst och andra socioekonomiska variabler (Krström och

Bonta Bergman 2013). Vi antar dock att sportfiskare som fiskar i rinnande vatten efter lax och öring har ett antal gemensamma nämnare.

Om andelen lokala fritidsfiskare är högre i Forshaga än i Emån och Mörrumsån riskerar värdena för Forshaga att bli överskattade (och vice versa). Sedan finns det icke undersökta skillnader inom grupperna t.ex. svenska och utländska sportfisketurister. Värdeöverföringen i kombination med undersökningen från Forshaga bör dock avslöja ett rimligt intervall för sportfiskarnas utgifter. Det undre värdet i de uppskattade intervallen är sannolikt svårt att förkasta medan det finns en risk att överskatta värdet i Forshaga genom värdeöverföringen eftersom Mörrumsån och Emån anses vara exklusivare och att priserna på fiskekort är dyrare. Tillsammans med värdeöverföringen skapar resultaten ett intervall mellan 876 – 1 678 kr/dag och 822 350 – 1 575 642 kr/år. Någonstans mellan dessa värden är det enligt vår bedömning sannolikt att det verkliga värdet ligger.

Spridningseffekter

Exempel på spridningseffekter från andra länder

Multiplikatorn för spridningseffekter varierade från 1,7 - 2,9. Variationen kan bl.a. bero på kulturella (Gupta et al 2002) och ekonomiska skillnader (Internationella valutafonden, 2014, Världsbanken 2014). En gemensam nackdel med studierna är att de är utförda av organisationer/områden som sannolikt har en nytta av att belysa ett högt värde.

Exempel på spridningseffekter i Sverige

Hur väl sysselsättningsmultiplikatorn 1,53 stämmer överens med multiplikatorn för ekonomisk inverkan är oklart. Värdet är ett medel av många branscher, därför är det svårt att säga hur bra den stämmer överens med sportfisketurismen. Dessutom varierar spridningseffekterna också mellan platser inom

samma land (ASA 2013). Exemplet belyser ändå potentialen inom besöksnäringen.

Exempel på spridningseffekter i Forshaga/Karlstadsregionen

Skatter och marginaler är exempel på faktorer som varierar mellan branscher som medför att värdet från turismen i allmänhet inte kan översättas direkt till sportfisketurismen. Medelturisten värderades till 409kr/dag medans medelvärdet för sportfisketuristen i Thörnqvist et al (2009) ligger på 877kr/dag. Emellertid värderas fisketurister som håller på med lax- och öringfiske generellt högre (Paulrud och Laitila 2013). Genom exemplet ovan kan man anta att sportfisketuristen ger upphov till en större spridningseffekt än medelturisten. Dessutom visar Andersson (2011, 2012) att spridningseffekterna genererar fyra gånger högre skatteintäkter än de skatteintäkter som är direkt anknutna till turisternas utgifter.

Val av multiplikator och uppskattning av spridningseffekter

Sportfiskarnas utgifter samt ytterligare spridningseffekter uppgick till 1489 - 2853kr/dag och 1 397 995 – 2 678 591 kr/år. Det finns stora osäkerheter kring värderingen av spridningseffekter (Boardman et al 2010). Vi valde ändå att uppskatta de potentiella spridningseffekterna, främst för att belysa möjligheterna kring sportfisketurismen och vilken potential som finns för samhällen dit Vänerlaxen kan återkomma eller öka i antal.

Potentialen för hela älven

Alla scenarion skapar potential för mycket fisk, som i sin tur skapar potential att utveckla sportfisket i Klarälven. En livskraftig population kan också ligga till grund för ett hållbart fiske i Vänern efter vild fisk (trolling/yrkesfiske). Förutsättningarna varierar dock en aning mellan scenarierna eftersom antalet platser, kvalitet på platserna och populationens storlek varierar. Uppskattningen av sportfiskarnas utgifter

vid fiskeplatserna längst Klarälven (i huvudsak fiskekort) sträcker sig mellan 1,4-3 mnkr/år medan de totala utgifterna sträcker sig från 11,5-20,4 mnkr/år. Resultaten verkar inte orimliga i förhållande till den parallella undersökningen i Norge (Dervo et al, 2014). Sedan finns det en möjlighet att samhällen kan gynnas ytterligare ekonomiskt genom ytterligare spridningseffekter, i detta fall 19,6-34,8 mnkr/år inklusive sportfiskarnas totala utgifter. Men man bör vara mycket försiktig med de uppskattade värdena för spridningseffekter eftersom det råder stora osäkerheter (Boardman et al 2010), och dessutom råder det stora osäkerheter i de framtagna framtidsscenarierna. Scenarierna förutsätter också att lekbeståndsmålen uppfylls och att högeffektiva fiskvägar anläggs. Vi tar heller inte hänsyn till eventuella naturliga flaskhalsar/trösklar i systemet.

Framtidsscenarion har mycket att göra med annat än fisken, t.ex. ekonomisk utveckling. Finns det tillräcklig stabilitet? Hur god är prognosen för lönsamhet? Borde sportfisket subventioneras för att det gynnar samhället som helhet? Vänerlaxens ekonomiska värde är olika för, företag, föreningar, det lokala samhället, regionen, länet, landet och internationellt. Ett bättre fiske efter Vänerlax kan t.ex. leda till att ett företag blir lönsamt samtidigt som det lokala samhället teoretiskt kan förlora på sportfiskets närvaro eftersom företagets lönsamhet och vidare ekonomisk aktivitet går utanför samhället, samtidigt som samhället delvis betalar för sportfiskarnas närvaro genom t.ex. renhållning och infrastruktur. I ett sådant resonemang är det också viktigt att belysa andra värden som är kopplade till laxen, t.ex. ekologiska, etiska och kulturella (som också kan vara ekonomiska).

Potentialen för småföretagande och landsbygdsutveckling bedömts vara stor (Paulrud och Laitila 2013, Jordbruksverket och HaV 2013). För att utveckla sportfisket parallellt med laxpopulationens tillväxt är det dock viktigt med samordning för att ta vara på resursen, där myndigheter, kommuner,

fiskevårdsområdesföreningar, företag, entreprenörer m.m. samarbetar. Om inte detta sker är risken att resursen inte tas till vara eftersom varje enskild intressent har svårare att motivera sin verksamhet utan att effekterna av sportfisket sätts samman i ett större perspektiv. Hur hade exempelvis Munkfors förändrats om laxen återvände efter lång frånvaro? Hade det bara påverkat fiskekortsförsäljningen?

Livskraftiga fiskpopulationer är grundläggande för hållbart fiske och skapar förutsättningar för nya satsningar på sportfiske, samt utveckling av befintliga verksamheter. Genom transporter eller fiskräknare i framtida fiskvägar vid kraftverken i kombination med fångstrappor kan man också övervaka antalet fiskar samt dess position i älven. Fiskeregler och marknadsföring skulle kunna regleras efter ett sådant system. Exempel: Den 21 augusti kommer 2000 nya laxar till Strängsforsensområdet. Totalt förväntas cirka 6 000 laxar befinna sig i området mellan Syslebäck och Höljes. Sannolikheten att fånga en lax är just nu x/fiskedag. Det finns också potential att utveckla sportfisketurismen både nationellt och internationellt genom att informera om hur speciell Vänerlaxen är. Utöver sportfisket skapar laxen potential för naturturism eller som en mer generell turistattraktion genom dess sällsynthet.

Resultaten är en uppskattning av en okänt stor andel av Vänerlaxens totala ekonomiska värde. Osäkerheter finns eftersom det finns en del kunskapsbrist samtidigt som det är svårt att förutsäga hur resursen Vänerlax kommer att tas till vara även om förutsättningarna är goda. Det är också viktigt att tänka på sportfiskets och Vänerlaxens värde i Klarälven som en del av en helhet som inte är komplett utan att inkludera Femund-/Trysilälva och Vänern samt alla andra typer värden som sportfisket och Vänerlaxen har inneboende och medför andra, t.ex. sociala, hälsofrämjande, kulturella och ekologiska värden.

REFERENSER

Andersson C, (2011) TEM 2010. Ekonomiska och sysselsättningsmässiga effekter av turismen i Forshaga kommun. Resurs AB och Region Värmland

Andersson C, (2012) TEM 2011. Ekonomiska och sysselsättningsmässiga effekter av turismen i Forshaga kommun. Resurs för Resor och Turism i Norden AB och Region Värmland

ASA (2013). American Sportfishing Association. Sportfishing in America. Sport Fish Restoration January 2013.

Berglund S-Å, Enfjäll, K, Mangsbo, D, Nilsson, T (2010). Hotade arter i Värmland

Bergman, E., Norrgård, J. *Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt* (2014). Slutrapporten för Inter-reg projektet Vänerlaxens fria gång.

Boardman A, Greenberg D, Vining A, Weimer D. *Cost-Benefit Analysis, Concepts and Practice, Fourth Edition* (2010).

Calles O, Degerman E, Wickström H, Christiansson J, Gustafsson S, Näslund I. (2013). Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar - Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 114 sidor.

Calles, O., Nyquist, D och Greenberg, L. (2014) Åtgärdsförslag för förbättrad nedströmspassage vid Edsforsens kraftstation i Klarälven. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet

Dervo, B., Museth, J., Dokk JG. *Fisketurisme i Femund-/Trysilvassdraget*. Muligheter og begrensninger ved reetablering av Vänerlax i Norge. Slutrapporten för Inter-reg projektet Vänerlaxens fria gång.

Gómez-Baggethun, E., et al., *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes*, *Ecological Economics* (2009), doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007

Greenberg, L. Calles, O., Hagelin, A., Norrgård, J., Nyqvist, D., Piccolo, J och Bergman, E. (2014) Upp- och nedströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Institutionen för miljö- och livsvetenskaper, Karlstads Universitet

Gupta, V, P J Hanges, P Dorfman (2002) Cultural clusters: Methodology and findings- Journal of world business. 37, 11-15

Hagman, L och Lind, D (2008) Det nya näringslivet – samspelet mellan industrin och tjänstesektorn. Unionen och Alomega.

Håkansson, C. (2009) Costs and benefits of improving wild salmon passage in a regulated river.

HUI Research (2012) Regionala turism-effekter Karlstadsregionen 2012

IFI (2013). Inland Fisheries Ireland. Socio-Economic Study of Recreational Angling in Ireland, July 2013.

Inatur. 2014. <http://www.inatur.se/sv/Iframe/SearchBookingOTHER/?onlineid=480359136&grp=33518&culture=sv> 2014-02-02

Internationella valutafonden, 2014 <http://www.imf.org/external/datamapper/index.php>

Jordbruksverket och HaV (Havs och vattenmyndigheten) (2013). Svenskt fritidsfiske och fisketurism 2020.

Kinell G, Söderqvist T, (2011). Ekonomisk värdering med cenariometoder. En vägledning som stöd för genomförande och upphandling. Enveco Miljöekonomi AB, Naturvårdsverket.

Kinell, G., Söderqvist, T. och Hasselström, L. (2009). Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Naturvårdsverkets rapport 6322 av Enveco miljöekonomi AB.

Kraabøl, M., Calles, O. och Stridsman, S. (2014) Passage problems for migrating fish at hydro-electric power plants in Rivers Klarälven and Trysil, Sweden and Norway. Measures to restore two-ways connectivity and spawning are-as with emphasis on landlocked Atlantic salmon and trout. In prep

Krister B, Bonta Bergman M (2013) Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt-en vägledning. Naturvårdsverket 2013

Miljödepartementet (2012). Svenska miljömål. Preciseringar av miljö kvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål <http://www.regeringen.se/content/1/c6/19/64/69/db3699d7.pdf>

Naturvårdsverket (2005). Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier.

Naturvårdsverket (2009) <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Miljoekonomi/Miljo-vardering/Varderingsdatabas/>

Naturvårdsverket 2012. Sammanställd information om ekosystemtjänster. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2012/ekosystem-ekosystemtjanster/ekosystem-tjanster.pdf>

Palm, S., Dannewitz, J., Johansson, D., Laursen, E., Norrgård, J., Prestegård, T., Sandström, A. (2012). Populationsgenetisk kartläggning av Vänerlax. Aqua reports 2012:4. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 64 s.

Paulrud A (2004). Economic Valuation of Sport-Fishing in Sweden: Empirical findings and methodological developments. Doctoral thesis, SLU Umeå 2004

Paulrud A, och Laitila, T (2013) A cost-benefit analysis of restoring the Em River in Sweden: valuation of angling site characteristics and visitation frequency. Applied Economics, 2013, vol. 45, issue 16, pages 2255-2266

Ros, T. (1981) Salmonids in the Lake Vänern area. Fish Gene Pools, Stockholm, 34: 21-31

SCB (2013) http://www.scb.se/sv_/Hitra-statistik/Statistik-efter-amne/Priser-och-konsumtion/Konsumentprisindex/Konsumentprisindex-KPI/33772/33779/Konsumentprisindex-KPI/272151/

Sea Grant New York, a joint programme of the State University of New York och Cornell University (2001). The Economic Contribution of the Sport Fishing, Commercial Fishing and Seafood Industries to New York state. Prepared by TechLaw Inc, April 2001

TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity <http://www.teebweb.org> 2014-02-19

Thörnqvist, S., Norlin, J., Ulmestrand, M., Loo, L-O., Petersson, E., Aho, T., Asp, A. Fiskeriverket (2009), Fem studier av fritidsfiske 2002-2007.

ValuebaseSWE, (2004). <http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm>

Vattenmyndigheterna 2009 <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/vasterhavet/beslut-2009/underlagsmaterial-per-delomrade-ap/108-035klaralven.pdf> Vänerns vattenvårdsförbund. Väner årstidsskrift 2013. Rapport nr 77 2013.

Världsbanken 2014

<http://data.worldbank.org/about/country-classifications/country-and-lending-groups>

Örtendahl C, Svensén R, Ström M, Wahlström M, (2013). Tyréns avdelning för samhällsanalys. Besöksnäringens inverkan på sysselsättningen i Stockholms län. En studie om spridningseffekter i sysselsättning vid etablering inom besöksnäringen. På uppdrag av Stockholmsstrategin och Länsstyrelsen i Stockholms län



Foto: Alexandra Hellström

Fiskevårdsområden i Samverkan, Klarälven (FISK)

Lars Emilsson

Fiskevårdsområden i samverkan Klarälven, FISK och Forshaga kommun

INLEDNING OCH BAKGRUND

Verksamma i Klarälven är idag 12 fiskevårdsområdesföreningar (fvof) med olika typer av sportfiske. Fvof består av fiskerättsägare som förvaltar fiskeresursen, sköter tillsyn, vårdar fiskeresursen på ett hållbart sätt och säljer fiskekort till allmänheten. Ett fvof ska generera intäkter till fiskerättsägarna och ge pengar tillbaka till vattnet. Sportfisketurism ger idag betydande intäkter längs Klarälven och kan flerdubblas i snar framtid speciellt om tillgången till lax och öring ökar. Vistelse ute i naturen har också stor betydelse när det gäller folkhälsa.

Gemensamt för alla är att klarälvslax och klarälvsoöring finns i de delsträckor av Klarälven som förvaltas. Det har under åren gjorts flera försök att komma tillrätta med de gemensamma problemen som finns i Klarälven med vandringshinder, förstörda lekbottnar och andra för fisken negativa effekter. I början på 2000-talet gjordes inom ramen för LIP stora insatser i de övre delarna av älven för att återskapa bl.a. lekplatser för lax i Klarälven tillsammans med insatser för öring i biflöden.

Under 2009 framkom önskemål om ett gemensamt fiskekort för Klarälven från ledningen i projektet Turismutveckling längs Klarälven. Uppdraget att prata med fvof längs Klarälven gick då till Lars Emilson, Forshaga kommun och Torbjörn Lundberg, Klarafors AB. Båda var väl förtrogna med hur förvaltningen av fiske sker och hur ett fvof drivs. Det intressanta var att nu fick samtliga fvof vara med i ett arbete utifrån ägarperspektivet. Oftast har initiativ till åtgärder kring fiske kommit från kommuner och andra instanser utan att de lokala fvof hade tillfrågats. Möten med fvof längs Klarälven hölls och många frågor uppstod, det fanns ett behov att diskutera fiskefrågor i stort. Varför finns inte lax och öring på alla

sträckor, skillnader i regler o.s.v. Önskemålet om ett gemensamt fiskekort blev bara en fråga i mängden. De möten som då hölls blev uppstarten till ett framtida samarbete under arbetsnamnet FISK. När Vänerlaxens fria gång initierades fick FISK möjlighet att delta inom ramen för ett delprojekt och ingå i referensgruppen. Ett samarbetsavtal skrevs med Forshaga kommun angående FISK:s arbete. Sammankallande och projektledare blev fiske och landsbygds-samordnaren i Forshaga kommun. Nedan följer ramen för FISK:s verksamhet.

Ram för Fisk:s verksamhet inom Vänerlaxens fria gång (2011 - 2014)

Vision

- Fritt vandrande fisk i Klarälven/Trysilelva som skapar en hållbar fiskeresurs och tillför tillväxt längs älven.
- Klarälven, den mest besökta sportfiske-destinationen i Europa 2025!

Syfte

Stärka samarbetet mellan de olika fiskevårdsområdena i Klarälven genom nätverksbyggande aktiviteter och gemensamma konkreta uppdrag som gynnar näringen.

Mål

- Frivandrande fisk i älven
- Hållbara naturresurser längs älven och ökad livskvalitet hos befolkningen
- Fler entreprenörer som skapar tillväxt

Delmål

- Utsättning av fisk mellan kraftverken för sportfisket. En konkret åtgärd som ger en psykologisk effekt som höjer värdet av fiskeresursen och ger intäkter som påskyndar utvecklingen.
- Samordna förvaltningen för att

skydda vild fisk. En samordning av regelverket för fiskets bedrivande måste till för att skydda/freda de genuina fiskstammarna.

- Införa fångstrapportering. För att följa upp fiskbeståndets storlek måste en frivillig fångstrapportering ske. Viktigt för uppföljning av åtgärder/utsättning och för arbetet med fiskevårdsplaner inom berörda fvof. Fångstrapportering kan gälla alla arter i älven.
- Gemensamt fiskekort för turister. Ett förslag finns framtaget med 2 kortområden för handredskap längs älven som ska pris och regelsättas. Information måste till och tryckning av kort ske. Detta är en fråga som kräver förankring/beslut hos varje deltagande fvof.
- Samordna gemensam information och marknadsföring av Klarälvsfisket. På sikt genom webbplats. Ingen samlad bild av älvens fiskeresurser/miljövärden finns idag, ej heller samlad marknadsföring. En webbplats skapas där relevant marknadsföring kan länkas vidare till Visitsweden eller andra lämpliga kanaler t.ex. www.swedenfishing.com. Samarbete med Leader-projekt i länet skapas för att lyfta sportfiskenäringen längs älven.
- Lyfta intresset för andra arter i Klarälven. Fisket i Klarälven består inte enbart av lax och öring utan många andra arter är för sportfisket intressanta. I nedre delen finns många karpfiskar för mete, främst för hitresta holländare. Gäddan är populäraste sportfisken och finns i systemet. Harrfisket går att utveckla på fler platser än idag, dock måste fisket regleras för att säkerställa ett framtida bra bestånd.

- Bevaka fiskefrågor som har betydelse för Klarälvens utveckling. Representerar för fiskevattenägarna måste ges möjlighet att få delta i olika former av arbete som rör deras vatten och ges möjlighet att fungera som remissinstans.
- Erfarenhetsutbyte mellan Värmland och Hedmark. För att säkerställa ett hållbart utnyttjande av fiskeresursen måste ett samförstånd ske över gränserna. Likartat regelverk underlättar både för den som förvaltar fisket som för fiskegästen. Genom att träffas ges i regel många tillfällen till att ta lärdom av varandra och eliminera risken att begå misstag.
- Fiskerelaterade företag. Sportfisket ger betydande intäkter till näringslivet i en region men många andra värden måste vägas in. Genom en bra förvaltning säkerställs fiskeresursen till kommande generationer. Ur folkhälsoperspektiv är sportfiske och uteaktiviteter kopplat till detta en källa till välbefinnande både för lokalbefolkning som besökare.
- Fisk som fångas i älven kräver fiskekort som ger pengar tillbaka till vattnet. Fritt handredskapsfiske i Väneren ger inga pengar till exempel fiskevård.
- FISK utvecklas till ekonomisk förening under projektiden med ansvar för information, marknadsföring och i vissa delar samförvaltning av fiskeresursen.
- Samordning av förvaltning och regelverk liksom fångstrapportering med uppföljning bidrar till att säkerställa en hållbar fiskeresurs inför framtiden. Detta tillsammans med aktivt samarbete med övriga myndigheter / intressenter som verkar för att uppfylla uppsatta miljömål ger hållbart resultat för Klarälven/Trysilelvas naturvärden.

RESULTAT

Samordna förvaltningen för att skydda vild fisk.

En översyn av de lokala reglerna i Klarälven har gjorts av projektledaren. Översynen visar på att en samordning bör ske längs hela älvsträckan för att skydda vildfisk. Nedströms Forshaga sker fisket på dispens utställt av Länsstyrelsen från 20 maj till 15 oktober. Här regleras på ett bra sätt vilka fiskar som är lovliga att landa och minimimått är samma som i Väneren. På delsträckorna uppströms Forshaga är reglerna mycket olika utformade och en rekommendation har getts till till förvaltande fvof att samordna regelverket. Torp-Forshaga och Dejeforsens fvof har beslutat om regler anpassade till vad som gäller nedströms Forshaga. Regler har inte bara anpassats för lax och öring, ett fönsteruttag gäller för harr och maximimått finns för gädda. Lustens fvof som har förbindelse med Klarälven har också beslutat om samma regler. Sysseleback och Norra Finnskoga fvof har också förhållandevis bra regelverk men som är under översyn. Här finns fiskbara lokala stammar av öring som det måste tas hänsyn till när reglerna utformas kontra klarälvöring som ska skyddas.

Införa fångstrapportering

Fångstrapportering är ett måste för att veta uttag av fisk av olika arter i ett vatten. Kunskap om uttag är ett hjälpmedel vid beståndsbedömning och underlag för utarbetande t.ex. av fiskevårdsplaner. I nuläget finns bra fångstrapportering nedströms Forshagaforsen kopplat till dispensfisket. För att fångstrapportering ska fungera så ska det vara enkelt för fiskegästen och kanske även bör premieras. Många fvof längs Klarälven säljer fiskekort via webb där även fångstrapportering ingår i systemet. Den mest framkomliga vägen är troligtvis att använda sig av digitala tjänster när det gäller Klarälven i stort. På platser där det finns mer utvecklad service för sportfisket, t.ex. N:a Ny fvof, Sysselebackens fvof och Forshagaforsens

fvof kan rapportering genom personal eller brevlådor.

Gemensamt fiskekort för turister

Olika förslag till gemensamma områden för turistfiskekort fanns redan inledningsvis i projektet. Flera alternativ har diskuterats av FISK och slutsatsen har blivit 2 eller 3 tänkbara delsträckor av älven. Ett område söder om Forshagaforsen. Forshagaforsens fvof kommer inte att ingå ett gemensamt fiskekort beroende på att fisket är uppdelat i zoner med kvoterat antal platser som kräver bokning. Prisnivån i Forshagaforsen är också väsentligt högre än övriga delar av Klarälven. Nästa område är uppströms Forshaga upp till och med Dalby fvof. Älven är i stort likartad och även sportfisket, dock finns många heta platser längs sträckan. Inom Sysseleback och Norra Finnskoga fvof ändrar Klarälven karaktär med forssträckor och annan typ av sportfiske. Denna sträcka är föreslagen som den tredje delsträckan för turistfiskekort. Reglerna för kortet ska vara enkla och lika för alla sträckor, endast ett handredskap får användas. För att få enkel administration och slippa kontanthantering bör försäljningen till största del ske via webb. Föreningen FISK kan vara huvudman och intäkterna gå till gemensamma kostnader eller aktiviteter.

Samordna gemensam information och marknadsföring av fisket i Klarälven

Önskemål har funnits om en gemensam webbplats för att ge information om fisk och sportfiske har funnits länge. En webbplats kan även innehålla fakta om Vänerlaxens fria gång liksom lokala uppgifter om intressanta fiskeplatser eller naturvärden längs Klarälven. Efter en föreläsning och information till FISK om olika typer av webbplatser gjordes en upphandling. Arbetet med webbplatsen startade under våren 2014 och den finns nu på Internet, www.klaralvenfishing.se Mycket arbete återstår med inhämtande information innan webbplatsen kan anses klar.

Utsättning av fisk mellan kraftverken

Ett krav från FISK var och är tillgång av lax och öring för sportfisket på sträckan från Dejefors kraftverk upp till Edsforsen. Tillgång till lax/öring har stor betydelse för intresset att sportfiska och kan höja intäkterna rejält, både för fvof och det lokala näringslivet. En skrivelse har sänts till ansvariga tjänstemän på länsstyrelsen med önskemål om utsättning av fisk. Svaret blev att tillgången på vild fisk är i nuläget för liten och behövs för att få tillräckligt med fisk på leksträckorna. Odlad fisk är heller inte att rekommendera i dagsläget men kan eventuellt bli aktuellt på kraftverkssträckor som inte har biflöden där lek kan ske. Fisk finns mellan kraftverken redan nu, bland annat nedvandrande fisk.

Lyfta intresset för andra arter i Klarälven

Under hela projekttiden har inom FISK lyfts upp efterfrågan på fiske efter först och främst gädda och harr. Gädda är den mest efterfrågade sportfisken i nuläget och Klarälven har bra bestånd av stora gäddor. Vid Forshagaforsen har fångats stora gäddor under åren och 2014 pågår försök med gäddfiskekort på speciella platser vilket har slagit väl ut. Harrfisket är stort i norra delarna av älven och är väl känt i fiskekretsar. Harr finns i hela älvsräckningen och fiskas sporadiskt på en del platser, här finns det plats för utökat fiske men mer information måste ske för att locka sportfiskare. Rekommendationer om fönsteruttag vid harrfiske har gått ut till fvof i FISK.

Bevaka fiskefrågor

Representanter från FISK har deltagit i Vänerlaxens fria gång:s referensgruppsmöten. Deltagande har även skett i informationsmöten anordnade av Karlstad universitet, fiskevattenägarförbundet, länsstyrelsen och andra närliggande organisationer. Projektledaren har deltagit i arbetet med förvaltningsplan för Vänern som är uppväxtområde för klarälvstammarna. Vid möten i FISK

har projektledarna M. Hedenskog och P. Gustafsson informerat och diskuterat frågor rörande Klarälven. Projektledaren har under projekttiden vidarebefordrat relevant material till FISK.

Erfarenhetsutbyte mellan Värmland och Hedmark

En studieresa gjordes till Trysil 13-14 september 2012. Resan samordnades med Forshaga fiskevårdskrets Leaderprojekt Fiske för Framtiden. Färden gick längs Klarälven med första stopp vid Klarälvens sportfiskecenter i Stöllet där information om verksamheten gavs och även om pågående provfisken i biflöden till Klarälven.

I Syslebäcksområdet såg deltagarna på åtgärder gjorda i älven vid ett tidigare LIP-projekt. Nästa längre stopp var vid Plassen där S. Grønnaess berättade om sin verksamhet med fisketurism i Trysilelva. Övernattning i Trysil och på följande dag ägnades åt fiskeförvaltningsfrågor och sportfisketurism med representanter för Trysil utmarkstjänster, Trysil elvelag och Call of the Wild.Utförligare material från resan finns upplagda på projektwebben.

Fiskerelaterade företag

Sportfiskets ekonomiska värde i Klarälven har utretts under projekttiden av Richard Gow. FISK:s fvof har lämnat uppgifter som sammanställts av projektledaren så långt som möjligt om nuvarande intäkter relaterade till Klarälven. Störst fokus har varit på Forshagaforsens fvof där utförlig dokumentation finns kopplat till fångster och fiskeansträngningar. Sportfisket betyder mycket för folkhälsa och rekreation men tyvärr finns det få utredningar som visar på ett mervärde.

FISK utvecklas till fiskeråd för Klarälven

Behov av bilda förening hade påtalats redan innan projektet och har diskuterats hela tiden. Förebild har varit bl.a. Vindelälvens fiskeråd som har en lång älvsräckta att förvalta, alltså stora likheter med FISK:s arbetsområde. Syftet

med ett fiskeråd är dels en "samförvaltning" av hela älven där alla fvof ingår, dels att effektivt kunna arbeta med till exempel gemensam webbplats, regler, fångstrapportering, turistfiskekort m.m. Det viktigaste kanske är att vara språkrör för fiskevattenägarna i kontakter med myndigheter, entreprenörer osv. FISK behövs också som huvudman till flera av de aktiviteter vi diskuterat.

Stadgar har framtagits och bildande skedde 17 juni 2014. Namnet på den nya föreningen blev Klarälvens fiskeråd. Varje fvof får en representant i styrelsen och ekonomisk bas utgörs av medlemsavgifter. Klarälvens fiskeråd kommer också aktivt att medverka i kommande arbete med att skapa fria vandringsvägar för lax och öring i Klarälven/Trysilelva.

DISKUSSION

Frågan om fisk mellan kraftverken har diskuterats flitigt och kommer fortsättningsvis att finnas på agendan. Vilken fisk kan sättas ut för sportfiske utan att riskera den vildfisk som finns.

Från mötesdeltagarna i FISK efterlyses mer konkreta åtgärder i Klarälven. I ett lokalt perspektiv är det svårt att få acceptans för projektdeltagande om inga synliga åtgärder görs.

En satsning på fallor för nedvandrande fisk vid Edsforsen för vidare transport med tankbil nedströms Forshaga står högt på önskelistan.

Fiskfällan i Forshagas effektivitet bör förbättras ytterligare enligt de förslag som presenterats i projektet.

En tillförlitlig fångstrapportering är av vikt men hur löses detta på ett enkelt sätt? Kan vi använda ny digital teknik och kan vi premiera rapporteringen för att höja intresset?

Klarälven är ett långt fiskevatten med dålig fisketillsyn förutom några delsträckor där det fungerar bra. Det är viktigt för respektive fvof att få in intäkter på fiskekortsförsäljning som kan investeras i fiskevattnet. Hur blir vi bättre här, kan vi använda vaktbolag, andra icke konventionella lösningar eller arvoderade fisketillsynsmän som arbetar inom flera fvof?

Medelåldern är hög inom fvof:s styrelser och det är svårt att ersätta ledamöter med intresserade yngre. I Forshaga fiskevårdskrets har flera lokala fvof samarbete när det gäller styrelseledamöter och speciellt när det gäller ekonomiförvaltning. Kan vi vitalisera styrelsearbetet med utökad samverkan inom likartade fvof?

I nuläget har diskuterats mycket kring lax och öring vilket är glädjande. Andra fiskarter som t.ex. gädda och harr har stått lite tillbaka tyvärr, gäddan anses tyvärr ofta fortfarande vara en skräpfisk. För att Klarälven ska bli ett välbesökt fiskevatten måste även annat fiske få komma fram i ljuset. De inbitna laxfiskarna är bara en del av den stora kundgrupp som finns både internationellt och nationellt. Hur kan vi jobba för att bli attraktiva för alla sportfiskare och bli en betydande sportfiskedestination?

Hur kan vi jobba offensivt med digitala verktyg?

Fiskekortpriserna är generellt låga och oftast priset för hela fiskeupplevelsen, högre intäkter ger mer pengar tillbaka till älven och näringslivet.

Hur kan vi få in mera affärstänk och entreprenörskap i det dagliga arbetet?

Gamla vattendomar har ständigt kommit på tal, här välkomnar FISK översynen som påbörjats i Vänerlaxens fria gång.

Infrastruktur och tillgänglighet till Klarälven ser mycket varierande ut, här finns många frågor som behöver lyftas tillsammans med fvof, markägare, entreprenörer och kommuner.

Hur kan vi samarbeta kring biotopvårdsprojekt i Klarälven och biflöden? Kan vi fungera som projektägare och arbeta aktivt med miljöförbättrande åtgärder?

Effekter av vattenreglering på strandvegetation i Klarälvens avrinningsområde

Birgitta Malm Renöfält

Institutionen för Ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå Universitet

SAMMANFATTNING

Syftet med detta projekt var att bedöma regleringspåverkan i Klarälvens avrinningsområde. Projektet är indelat i tre olika delprojekt, där delprojekt 1 är ett mer beskrivande projekt där vi analyserat regleringspåverkan på strandvegetationen längs med Klarälvens huvudfåra. Då oreglerade referensvattendrag för Klarälven saknas gjordes analyser genom att älven delades in i fyra olika ”typer” av reglering, samt geomorfologi, med den oreglerade delen i Trysilälva som referens. I delprojekt 2 använde vi en modell framtagen för att göra förutsägelser om strandvegetationen förändring med ett förändrat klimat (Ström et al. 2012). Denna modell användes för att göra analyser av förändringar i vegetationsbältenas utbredning innan och efter reglering i Klarälven vid Edsforsen. Dessa jämfördes med data framtagna från undersökningar av samband mellan översvämningsdagar och olika vegetationsbälten i Vindelälven. Delprojekt 3 är en analys av regleringspåverkan i biflöden till Klarälven. I denna analys ingår reglerade och oreglerade biflöden för en parvis jämförelse.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att vi i alla tre delprojekt fann indikationer på att strandvegetationen i Klarälvens avrinningsområde är signifikant påverkad av den reglering av vattenföringen som görs, både i huvudfåran och i de biflöden vi undersökt. Delprojekt 1 visade att artrikedomen minskade ju längre ned i avrinningsområdet man kommer, vilket vi misstänker vara den naturliga fördelningen av artrikedomsmonster i landskapet, något som styrktes av resultatet från oreglerade biflöden i delprojekt 2. Tyvärr korrelerar artrikedomsfördelningen alltså med landskapsfaktorer som troligen är

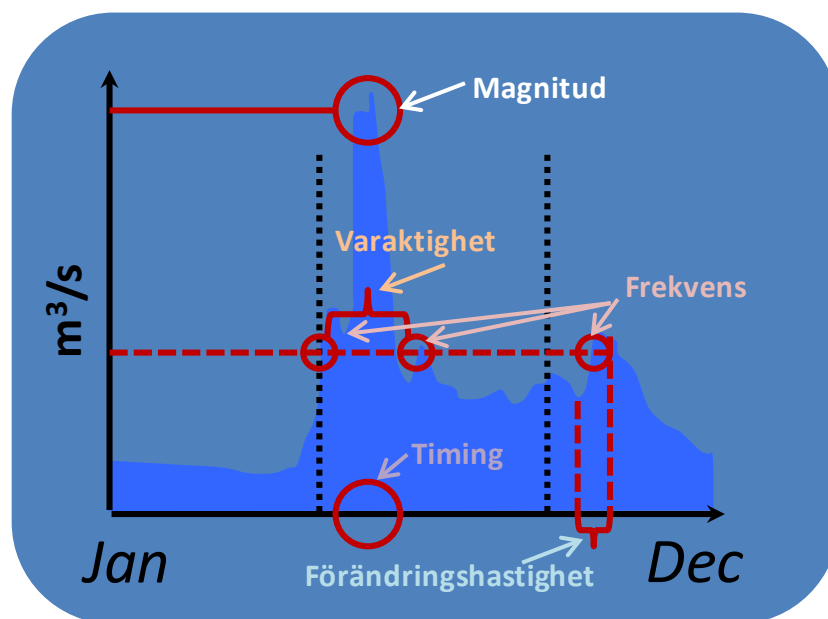
viktiga för hur artrikedomens fördelning ser ut i avrinningsområdet, varför det är svårt att säga hur artrikedomsfördelningen skulle se ut på landskapsnivå om älven inte varit reglerad. Vi fann dock att den stenigare sträckan nedströms Höljesdammen visade tecken på att ha urspolade stränder jämfört med den oreglerade referenssträckan i Trysilälva. Vi fann också att amfibisk vegetation till stor del saknades och att nedre delen av stranden var borteroderad på flera ställen längs hela älven. Stränderna längs Klarälven uppvisade också tecken på att omgivande granskog etablerade sig längre ned på stranden i de områden det fanns gran.

Iakttagelserna från delprojekt 1 bekräftades i den modell vi utarbetade på sträckan uppströms Edebäcks kraftverk. Här fann vi att alla de vegetationsbälten som räknas som strandvegetation hade minskat i utbredning och att bältet

med amfibisk vegetation saknades helt. Även stora delar av gräs- och starrbältet saknades. Vide och strandskogsbältet hade minskat i utbredning och stora delar av det som tidigare utgjorts av strandvegetation nåddes inte längre av översvämnande vatten. Sammantaget visar våra resultat på att minskningen i artrikedom är ca 20% jämfört med vad man kan förvänta sig i ett oreglerat vattendrag. I biflödena hade vi tillgång på referensvattendrag att jämföra med, och här var en betydligt mer rättfram och direkt jämförelse möjlig. Även här fann vi att stränderna i de reglerade biflödena hade en lägre artrikedom jämfört med de oreglerade.

BAKGRUND

De flesta vattendragsforskare är numera överens om betydelsen av ett brett och helhetstänkande synsätt för att förvalta rinnande vatten, för att på så sätt



Figur 1. Exempel på flödesförhållande i ett vattendrag. I figuren visas ekologiskt relevanta flödesvariabler som styr utvecklingen av strandvegetation.

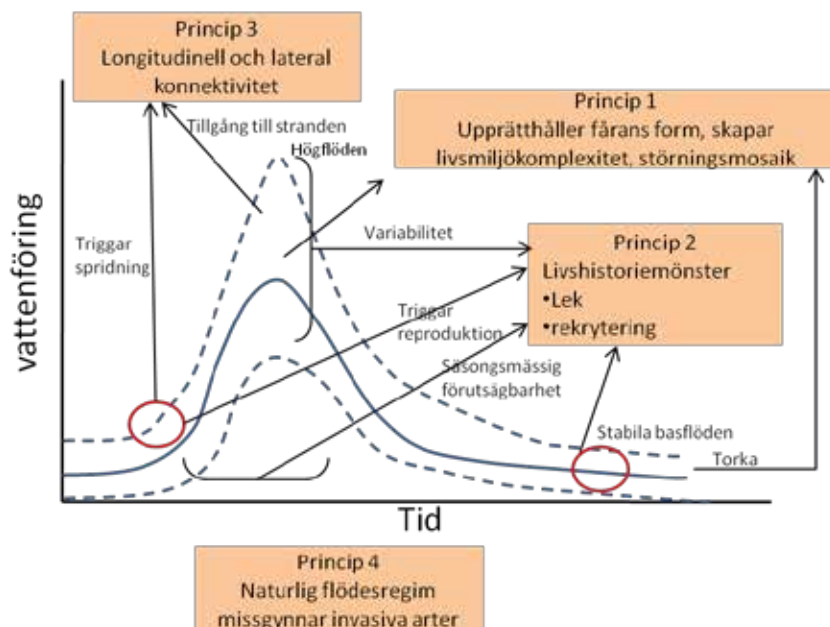
minimera påverkan på miljön. Kärnan i detta ligger i att återskapa dynamik och konnektivitet i vattendrag. Detta innebär att man i möjligaste mån förvaltar vattendragen så att viktiga komponenter i det naturliga flödet representeras, att strand och vatten samverkar och att olika delar av vattendraget funktionellt hänger ihop. Reglering av vattendrag förändrar ofta en eller flera av dessa egenskaper vilket oundvikligen påverkar strukturer och funktioner i vattendragen.

Kunskapen om *att* förändring av flödet genom till exempel vattenreglering påverkar strandvegetationen, främst negativt med hänsyn till biodiversitet, är relativt stor. Trots detta saknas fortfarande detaljerad kunskap om *hur* denna påverkan kvantitativt relaterar till förändringar i sammansättning och struktur i ekosystemen samt hur de påverkar ekologiska processer (Renöfalt et al. 2010, Poff & Zimmermann, 2010).

Centrala, men svårbesvarade frågor är: Hur mycket vatten behövs och när behövs det för att upprätthålla ett naturligt, fungerande ekosystem? Hur mycket har onaturliga, reglerade flödesavvikelser förändrat ekosystemet i jämförelse med ett oreglerat system? För att kunna besvara sådana frågor är det nödvändigt att känna till hur sambanden mellan olika delar/funktioner i ekosystemet och flödesvariabler ser ut. Behoven skiljer sig åt beroende på vad man tittar på och för att kunna förstå regleringspåverkan och möjligheten att reglera vattenföringen på ett sätt som så minimalt som möjligt påverkar ekosystemen är det viktigt att förstå dessa samband.

Effekter av vattenreglering på strandvegetation

Struktur och funktion i strandvegetation längs vattendrag är till stor utsträckning styrd av flödesregimen (direkt) och flödesrelaterade (indirekt) processer som t.ex. erosion/sedimentation, isbildning, förändringar i biogeokemi och temperatur. Flödesvariationen skapar miljögradienter och en variation i tid och rum som skapar förutsättningar för hög bio-



Figur 2. Olika flöden utför olika "ekologiska tjänster". Omarbetad efter Bunn & Arthington 2002.

logisk mångfald. Denna variation kan delas in i ekologiskt relevanta variabler i flödesregimen som magnitud, frekvens, timing, varaktighet och förändringshastighet (Figur 1).

Flödets variation inom och mellan år styr allt från näringstillförsel och konkurrensförhållanden mellan arter, till vattendragets geomorfologi. De ekosystem som är knutna till rinnande vatten, både i själva fåran och på stranden, har under årtusenden anpassats till dessa variationer. Man kan säga att olika flöden utför olika tjänster för ekosystemen, vilket i sin tur påverkar de ekosystemtjänster vattendraget bidrar med till människan (Figur 2, Bunn & Arthington 2002).

Vegetationen i strandzonerna längs vattendrag är till stor del strukturerad efter vattnets översvämningsfrekvens och varaktighet. I ett oreglerat vattendrag med snödominerade vintrar är vattennivåerna som lägst under vintern och stiger sedan ganska snabbt vid snösmältningen under våren till årets högsta nivåer. Vattnet sjunker sedan undan under sommaren och fram till vintern med eventuella mindre toppar från sommar- och höstregn (Figur 1).

Den övre gränsen för stranden sätts då av vårfloodstopparna och den lägre gränsen av de lägre vattennivåerna under sommaren. Arterna fördelas sedan längs höjdgradienten utifrån varje arts tolerans för översvämmning och uttorkning. Konkurrentkraftiga skogsarter som gran och blåbär hålls till stor del borta från stranden av de höga vårfloodstopparna eftersom de inte klarar av långvarigare översvämmning särskilt bra, medan mer konkurrenssvaga men stress-tåliga arter kan få plats. Vattnet påverkar även vegetationen med direkt fysisk störning. Vid höga flöden och hastigheter och vid eventuell islossning kan växterna skadas och marken skrapas upp vilket skapar bar jord och möjligheter till nyetablering. Effekter av sedimenttransport, med både erosion av stränder och sedimentdeposition, påverkar vegetationen. Detta är särskilt tydligt i vattendrag med större mängder finsediment och av meandrande karaktär (t.ex. Klarälvens meanderlopp).

Generella förändringar vid reglering
Höjningen av vattennivåerna ovan dammarna påverkar vegetationen. Hur mycket beror på hur stor höjningen

blir, om den nya stranden fortfarande överlappar med den gamla eller om den gamla stranden ligger helt under vatten (Nilsson et al. 1997). Vid reglering förändras vattenföringen, oftast med en reduktion av vårfloeden och högre flöden under vintern. Detta minskar på sikt hela bredden på stranden och har som följd att artrikedomen minskar lokalt och specifika arters utbredning minskar. Höga flöden på somrarna då vegetationssäsongen är i full gång skadar växterna mer än när det sker naturligt på våren, så långs sträckor där vattennivåerna fluktuerar ofta på grund av regleringen kan många arter ha svårt att växa. Mer frekventa fluktuationer leder också till ökad erosion av stränderna. Damarna i sig leder till att vattendragen fragmenteras och förhindrar den naturliga spridningen av vissa strandväxter nedströms. Detta i sin tur leder till förändrade artsammansättningar jämfört med ett ofragmenterat vattendrag, och att arter vars frön inte har så god flytförmåga minskar i antal. På sikt finns risk att denna fragmentering leder till lokalt utdöende och minskad diversitet.

Påverkan på olika typer av sträckor
I regleringsmagasin ändras det årliga vattenståndet helt till att ackumulera vatten under våren och sommaren för att sedan sänkas under höst och vinter. Detta medför permanenta skillnader mot oreglerade älvar med lägre artantal och en annan artsammansättning (Jansson et al. 2000). I älvmagasin lagras vanligtvis inte större mängder vatten utan vattenståndet korttidsregleras med en tydlig variation mellan timmar, dygn och veckor. I dessa sträckor minskar skillnaden i amplitud mellan hög- och lågflöden och då även hela strandbredden. Förändringshastigheterna är ofta mycket höga vid denna typ av reglering. Det medför i sin tur att artantalet minskar, men inte nödvändigtvis arttätheten (Jansson et al. 2000). Mer frekventa skiftet mellan stigande och fallande vattennivåer kan dock skapa erosionsproblem. Artsammansättningen i korttidsreglerade sträckor har vid

jämförelse med oreglerade älvar visat en viss förmåga till återhämtning om stranden fortfarande ligger inom den gamla strandzonen (Nilsson et al. 1997).

I strömsträckor där vattenföringen endast påverkas av regleringsdammar uppströms, är höga flöden kapade och mer av vattnet tappas under vintern, men trots det kan vattenföringen ofta ha ett ganska naturligt årligt mönster. I en jämförelse mellan fyra oreglerade och fyra reglerade svenska älvar hittades inga statistiska skillnader i artantal (86,6 resp. 76,2) och tätheter (86,2 resp. 85,4) i de reglerade strömsträckorna, men stora skillnader i reglerings- och älvmagasinen (Jansson et al. 2000).

För att anpassa regleringen så att man minskar de negativa effekterna är det av värde att hitta kvantitativa samband mellan flödesvariabler och ekologiska faktorer och processer. För strandvegetation är exempel på sådana faktorer artrikedomen, täthet, samhällssammansättning, produktion, spridnings- och etableringsförmåga, samt nedbrytningshastighet. En relativt färsk litteraturgenomgång i ämnet (Poff & Zimmermann, 2010) visar att det är mycket få studier som tittat på direkta kvantitativa länkar mellan flöden och alla dessa nyckelfaktorer.

Reglering i Klarälven

Klarälven, som i Norge kallas Femundselva och Trysiløva, är ca 460 kilometer lång. Av dessa är knappt 300 kilometer beläget i Sverige. Vid mynningen i Vänern är medelflödet 162,5 m³/s. Klarälven har på svenska sidan nio kraftverk i huvudfåran, men endast Höljesdammen har någon större magasineringskapacitet (översta kraftverket på svensk sida, Figur 3). På norsk sida finns två kraftverk i nedre delen av Trysiløva. Tio av Klarälvens biflöden är reglerade och här finns det betydande magasineringskapacitet, och även flera kraftverk.

Projektbeskrivning

Projektet är indelat i tre olika delprojekt, där delprojekt 1 är ett mer beskrivande projekt där vi försökt analysera

regleringspåverkan på strandvegetationen längs med Klarälvens huvudfåra. Tidigare liknande studier i norra Sverige har gjorts med intilliggande oreglerade vattendrag. Eftersom detta saknas kan endast jämförande analyser inom Klarälven göras, och vi delade in älven utifrån olika ”typer” av reglering, samt geomorfologi.

I delprojekt 2 använde vi en modell framtagen för att göra förutsägelser om strandvegetationen förändring med ett förändrat klimat (Ström et al. 2012). Denna modell användes för att göra analyser av förändringar i vegetationsbältenas utbredning innan och efter reglering i Klarälven vid Edsforsen. Dessa jämfördes med data framtagna från undersökningar av samband mellan översvämningsdagar och olika vegetationsbälten i Vindelälven.

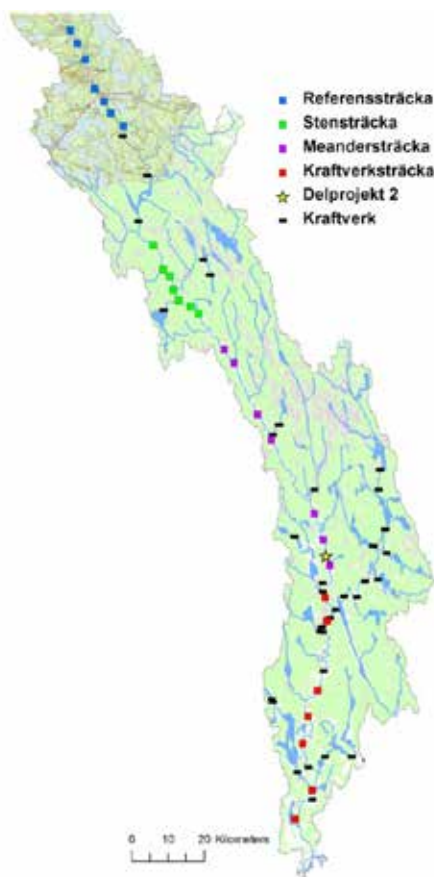
Delprojekt 3 är en analys av regleringspåverkan i biflöden till Klarälven, då dessa är starkt påverkade av reglering. I denna analys ingår reglerade och oreglerade biflöden för en parvis jämförelse.

DELPROJEKT 1: REGLERINGSPÅVERKAN OCH VEGETATIONSPOTENTIAL LÄNGS STRÄNDER VID KLARÄLVENS HUVUDFÅRA

Syftet med detta projekt var att undersöka graden av regleringspåverkan längs Klarälvens stränder. Eftersom Klarälven, till skillnad från de undersökningar som har gjorts i de norrländska älvarna, inte har någon naturlig referens, dvs. ett oreglerat vattendrag inom samma geografiska område, att jämföra med valdes att jämföra sträckor inom Klarälven med olika typ av regleringspåverkan samt geomorfologi.

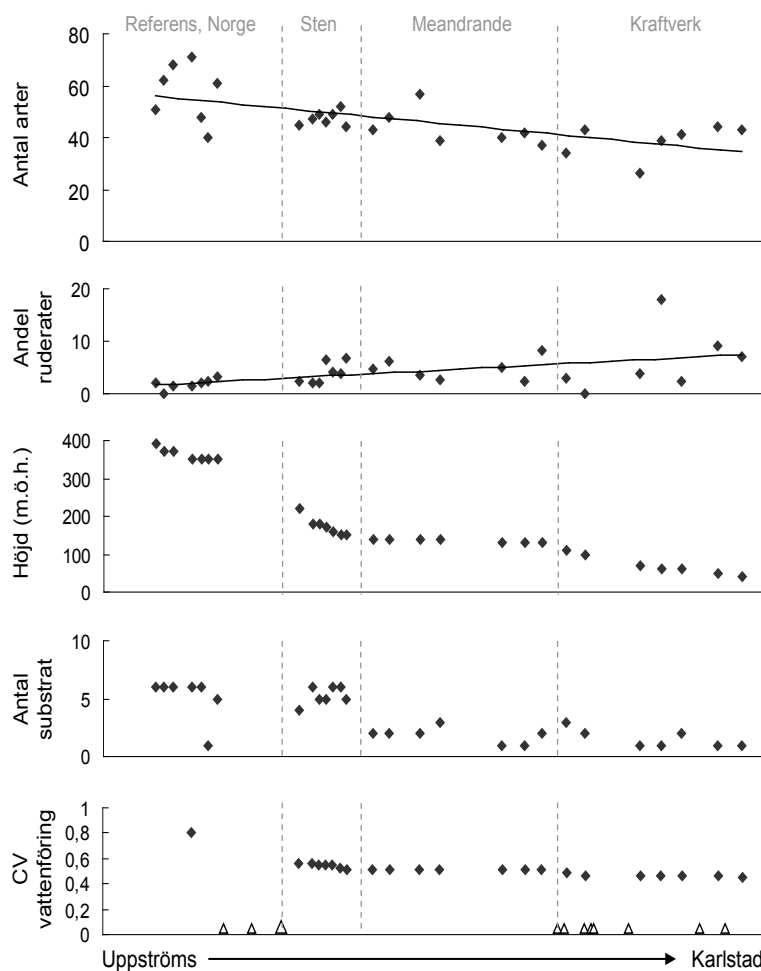
METOD Studieområde

Klarälven delades in i fyra delsträckor på grund av skillnader i karaktär och regleringspåverkan och inom respektive sträcka har sju ytor inventerats (Figur 3). En av dessa sträckor, Trysiløven i Norge, fungerade som oreglerad referens (Figur 3). Ovanför landsgränsen till



Figur 3. Klarälvens avrinningsområde med inventerade provtyper. De olika färgerna representerar de fyra olika delområden som älven delats in i. De svarta symbolerna visar var avledning av vatten till kraftverken sker inom avrinningsområdet.

Norge finns två kraftverk i huvudfåran och ovanför dessa börjar referenssträckan som sedan slutar vid tillflödet av Engeren. Vid den översta regleringspåverkade sträckan, från Höljesdammens utlopp ned till Vingängsjön, består stränderna av morän av varierad grovlek. Vattenhastigheterna är relativt snabba, men med få riktiga forsar. Denna sträcka kallas här "stensträckan". Nästa del sträcker sig från Vingängsjöns utlopp och ned till Edsforsens kraftverk. Substratet i denna del av älvdalen består av fint sediment och sand vilket gör att älven här meandrar och benämns här som den "meandrande sträckan". Fallhöjden är väldigt liten inom sträckan så vattenhastigheterna är låga. Båda sträckorna är reglerade strömsträckor, d.v.s. vattnet är reglerat av Höljesdammen och av dammar i biflödena, men



Figur 4. Förändringen i artantal och några av miljövariablerna längs älvens sträckning. CV = variationskoefficient, där det nedersta diagrammet visar hur variabel vattenförlust är under året. Placeringen av huvudfårans kraftverk är markerade med en triangel Δ i nedersta grafen. Linjerna för antal arter och antal ruderaler visar signifikanta linjära regressioner.

är inte uppdämda i huvudfåran. Den nedersta sträckan, från Edsforsens kraftverk och ned till Karlstad, är uppdelad av åtta kraftverksdammar i huvudfåran och är därmed korttidsreglerad, samt ett antal dammar i biflöden. Denna sträcka har också fina och sandiga sediment. Eftersom kraftverken placerades där det tidigare fanns en viss fallhöjd består numer hela sträckan mest av lugnflytande sel. Den benämns här som "kraftverkssträckan".

Inventering

Varje delsträcka av älven delades in i tio sektioner. Sju av dessa slumpades ut för inventering och en 50m lång yta

placerades ut i mitten av varje sträcka (Figur 3).

Inventeringarna utfördes mellan 27 juli och 12 augusti 2011. Bredden på stranden mättes upp på ytans båda ändar, från vårfloodstoppens medelvattenlinje och ned till vegetationens lägre gräns. Förekomst av arter inom denna ruta noterades, men även eventuella flytbladväxter längre ut i vattnet togs med. Inom ytan uppskattades även substratsammansättningen till andel lera, finsediment, sand, grus, småsten, sten och block, och täckningen av vegetationstyperna träd-, busk-, fält- och bottenstikt. Några arter har klassificerats som *ruderala* arter. Det är arter vars utbredning främst är

Tabell 1. Antal arter i varje delsträcka funna inom de inventerade ytorna inom delsträckan.

	Sträcka			
	Referens	Sten	Meandrande	Kraftverk
Totalt antal arter	127	105	103	101
Naturliga arter	124	101	97	91
Ruderata arter	3	4	6	10

kopplad till mänsklig aktivitet. Denna bedömning är baserad på arternas habitatbeskrivningar, främst från Lid (1974). Övriga arter klassificeras här som naturliga. Det betyder inte att de ruderala arterna inte kan vara naturligt förekommande i området, men de är ett tecken på antropogen störning. Det har visat sig att antalet ruderala arter är högre i reglerade älvar i norra Sverige, samt i delar av oreglerade älvar som ligger nära områden med mänsklig aktivitet (Nilsson et al. 1989, Renöfält et al. 2005).

RESULTAT

Totalt hittades 189 arter längs älven (Renöfält, 2014). Artantalet ökade signifikant uppströms ($P < 0,001$, $R^2 = 0,45$, linjär regression) medan andelen ruderaler minskade ($P = 0,007$, $R^2 = 0,25$, Figur 4). I den norska referenssträckan hittades 127 arter, vilket är drygt 20 arter mer än i de övriga sträckorna (Tabell 1). Av dessa var 30 unika för referensen. Trots referenssträckans högre höjd över havet hade enbart två av arterna mer alpin utbredning, Kvanne, *Angelica arcangelica* och Lappvide, *Salix lapponum*. De har båda sin huvudsakliga förekomst i fjälltrakter, men förekommer nere i låglandet främst längs vattendrag. Antalet ruderala arter var högst i kraftverkssträckan och lägst i referensen, 10 resp. 3 (Tabell 1).

Referenssträckan hade i medel 10 arter mer än stensträckan nedströms Höljesdammen, 57,3 jämfört med 47,4. Skillnaden är ganska stor men inte signifikant ($P = 0,09$), förmodligen på grund av den stora variationen inom referensen. Skillnaden mellan referensen och den meandrande sträckan var större och signifikant (57,3 resp. 43,7 arter, $P = 0,01$), och även mellan referensen och kraftverkssträckan (57,3 resp. 38,5 arter, $P < 0,001$), men det var ingen

signifikant skillnad mellan meander- och kraftverkssträckan (43,7 resp. 38,6 arter, $P = 0,58$). Enbart de naturliga arterna visade samma mönster som vid totalt antal, men med något större skillnader eftersom det var flest ruderala arter i kraftverkssträckan och minst i referensen. De andra variablerna med signifikanta skillnader mellan sträckorna är bottenskikt, substratindex (visar på variation i substrat), och substratantal. För alla tre finns en stor skillnad mellan stensträckan och den meandrande sträckan medan stensträckan och referensen är mer lik varandra och den meandrande och kraftverkssträckan liknar varandra.

En korrespondensanalys (CA) visar att det finns en tydlig uppdelning i artsammansättning där referens- och stensträckan befinner sig på ena sidan axel 1 och den meandrande sträckan och kraftverkssträckan på andra sidan axel 1 (Figur 5a). Den skillnaden stämmer väl överens med substratvariationen, vilket är en viktig variabel för vegetation. När bara referens- och stensträckan jämförs med varandra kan man se en uppdelning mellan sträckorna och en betydligt större spridning av ytorna inom referenssträckan (Figur 5b). Ytorna inom stensträckan är betydligt mer lik varandra i sin artsammansättning förutom yta 9 som avviker något. Detta speglar troligen en större hydromorfologisk heterogenitet i referenssträckan jämfört med den reglerade stensträckan. När enbart den meandrande sträckan och kraftverkssträckan jämförs med varandra framträder även här en viss uppdelning mellan sträckorna (Figur 5c). Vad denna skillnad beror på är svårt att säga, men en orsak kan vara position i landskapet (Figur 4). Skillnaden kan också bero på skillnader i regleringspåverkan mellan de olika sträckorna och det faktum att

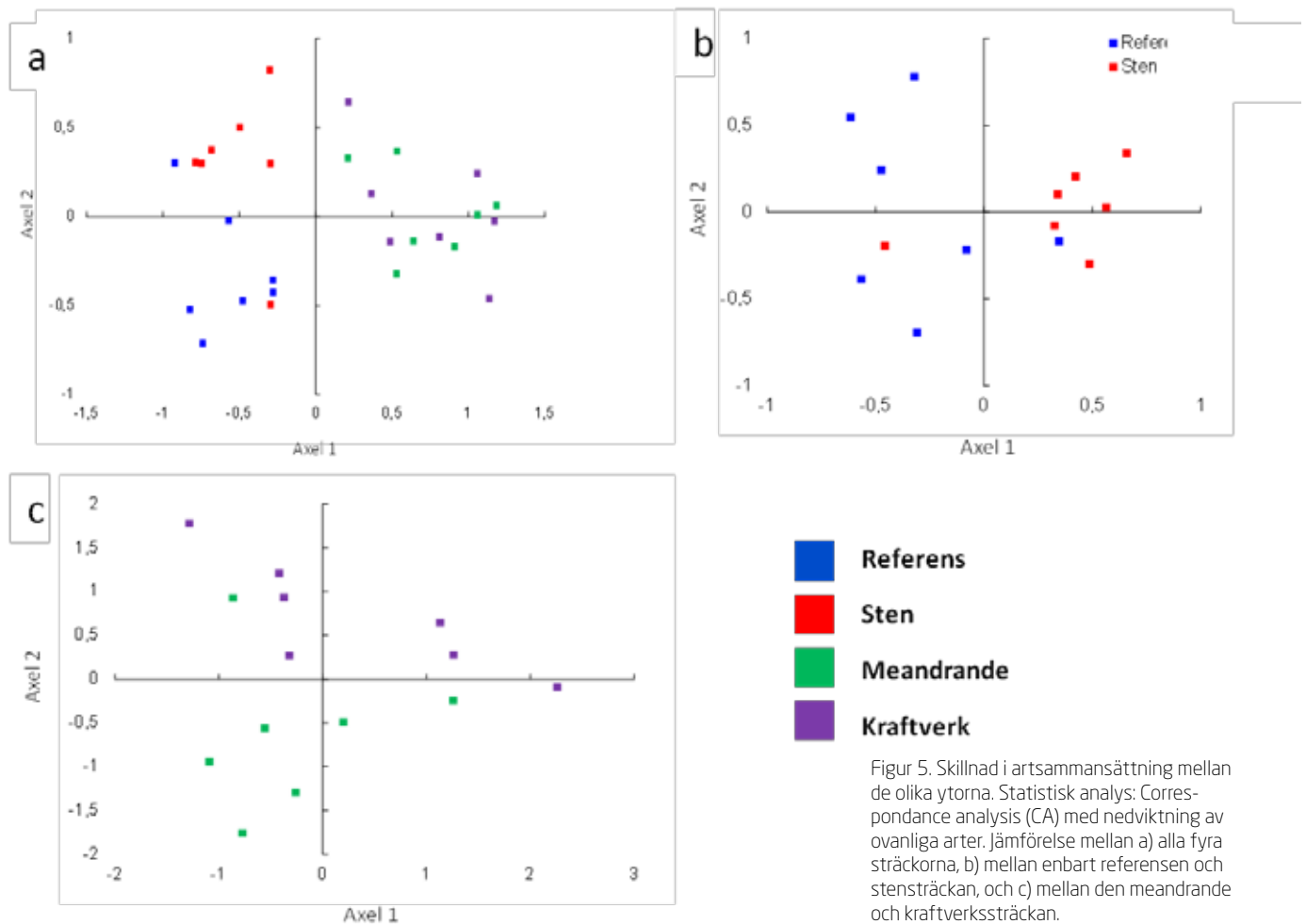
kraftverksdammarna fragmenterar spridningskorridoren för frön och växtdelar. Kraftverkssträckan har också en högre andel ruderala arter vilket kan spegla en antropogen störning i det omgivande landskapet.

DISKUSSION

Då det inte finns några inventeringar från Klarälven innan regleringen eller någon liknande oreglerad älv att jämföra med, kan vi inte säga hur Klarälvens strandvegetation har förändrats. Vi kan dock konstatera med resultaten från denna studie att stränderna sannolikt är starkt påverkade.

Friflytande älvar i norra Sverige och även andra delar av världen har på landskapsnivå uppvisat ett kvadratisk mönster i artrikedomen av naturligt förekommande arter med de högsta antalen i mitten av älvsträckan (Nilsson et al. 1989). Detta har i norra Sverige tolkats som att toppen sammanfaller med den tidigare högsta kustlinjen (HK), vilket påverkar t.ex. Mönstret har visat sig förändras efter år med extrema och långvariga höglöden då mönstret blir mer linjärt med de högsta artantalen i de översta sträckorna (Renöfält, 2005).

I Klarälven fann vi den största substratdiversiteten högst upp i systemet i de mer oreglerade delarna, och inte vid HK. Eftersom vi inte har någon referens vet vi inte om det är ett naturligt mönster eller om det är regleringen som påverkat stränderna med urspolning. Det är dock sannolikt att stensträckan skulle haft en högre andel finare sediment, och därmed ett mer liknande finkornighetsindex som det vi fann i referenssträckan, om sträckan varit opåverkad av reglering. Den meandrande sträckan och kraftverkssträckan har ett relativt finkornigt substrat. Trots detta är akvatiska växtbältet dåligt utvecklat, speciellt i den meandrande sträckan, där potentialen troligen skulle vara ganska stor. En bidragande orsak skulle kunna vara högre låglöden under sommarhalvåret under den senaste perioden. En analys av 1, 3-, 7- 30- och 90 dagars nivå för



Figur 5. Skillnad i artsammansättning mellan de olika ytorna. Statistisk analys: Correspondence analysis (CA) med nedviktning av ovanliga arter. Jämförelse mellan a) alla fyra sträckorna, b) mellan enbart referensen och stensträckan, och c) mellan den meandrande och kraftverkssträckan.

lågflöde (dvs. den flödesnivå som hålls under en, tre, sju, trettio eller 90 dagar) under perioden 2006 – 2010, visar att så varit fallet. Ett annat problem för akvatisk- så väl som strandvegetation i reglerade vattendrag är bortnötning av is under vinterhalvåret, särskilt i områden som är påverkade av korttidsreglering.

Under inventeringen noterades också problem med igenväxning av stränderna i områden med gran, där små granar har börjat dyka upp längre ned än vad tidigare gränsen för gran gått. Detta är ett vanligt fenomen i reglerade älvar då vårfloedstoppen uteblir (Lotta Ström, pers. komm).

I kraftverkssträckan består vissa stränder av korta urspolade väggars som typiskt uppstår vid korttidsreglering. Andra delar har några av de bredaste stränderna i studien, men artantalet är ändå inte så mycket högre. Dessa

är väldigt flacka och gav mest mer av samma arter längs hela brädden. I magasinen noterades även mer flytbladsväxter som näckrosor, vilka annars är vanligare i sjöar.

DELPROJEKT 2: EFFEKTER AV REGLERINGSPÅVERKAN I KLARÄLVENS HUVUDFÅRA

I projektet användes en hydrologisk modell (Ström et al. 2012) för att undersöka förändringar av bredden på stranden, utbredning av olika vegetationsbälten (akvatisk vegetation, gräs, vide, samt strandskog) och förändringar i artantal på grund av reglering. Detta gjordes genom att relatera antal översvämmade dagar per provyta till vegetationen på ytan. Antalet översvämmade dagar kan sedan jämföras med antal översvämmade dagar på samma höjder innan reglering och hur högt på stranden

vårtopparna gick då. Vi använde ett medel av vattenståndet för de senaste tio åren (2003-2012) eftersom hela den tidsperioden påverkar hur vegetationen ser ut i dag (Ström et al. 2012), och valde en tioårsperiod från tiden innan reglering (1930-1939) för att räkna ut ett medeltal för översvämmade dagar för tiden innan reglering.

Data från tidigare undersökningar från nedre delen av den oreglerade Vindelälven om vegetationsbältenas utbredning och artrikedom användes som referens för hur en naturlig strandvegetations struktur ser ut. De eventuella avvikelser i artantal i strandvegetationens bälten som beror på skillnader i läge mellan Klarälven och Vindelälven antas om något underskatta den potentiella artrikedomen längs Klarälvens stränder, då klimatet här är gynnsammare och vegetationsperioden längre.

Arbetet koncentrerades till området vid Edsforsens kraftverk, vilket är den enda lokal som har en mätserie ända från 1910, innan reglering.

METOD

20 transekter placerades ut uppströms och nedströms vattenståndsmätaren (se Figur 3 för lokalens placering) rätvinkligt från vattenytan med tio meters mellanrum. I

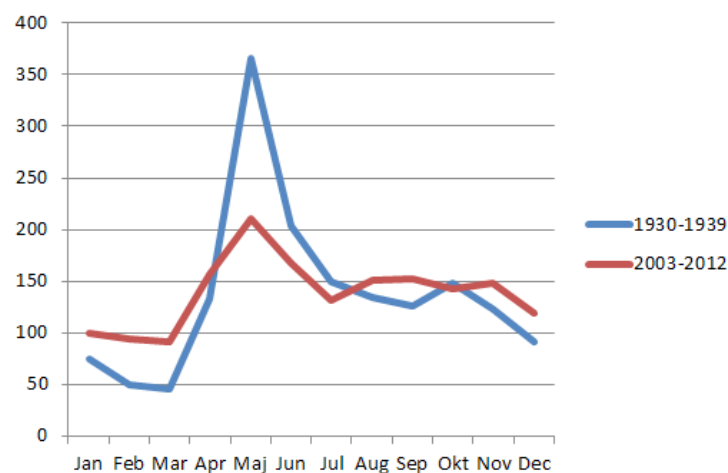
dessa transekter placerades 0,5 m x 0,5 m stora provytor ut med jämna mellanrum med ca 20 cm skillnad i höjddled från förekomst av amfibisk vegetation (lägsta nivå) upp till skogen ovanför stranden. Eftersom det var viktigt att försöka täcka av den yta som potentiellt varit strand vid en oreglerad vattenföring, för att kunna avgöra strandens tidigare utbredning, gjordes avgränsningen uppåt där förekomsten av större och äldre granar började, vilka antogs ha utgjort övre delen av strandskogen vid oreglerad vattenföring.

Flödesvariationen mättes med hjälp av vattennivåloggar (Diver®). En baro-logger placerades där det aldrig sker någon översvämning (högt i träd) vilken mäter lufttryck, och en vattenståndslogger placerades där den är permanent översvämmad. Denna mäter vattentrycket, vilket sedan korrigeras med lufttrycksdata. Dessa loggar mätte kontinuerligt mellan 22 mars 2012 och 5 juli 2013 med ett värde per timma. Data från faktiska mätningar vid Edsforsens kraftstation, samt Edebäck (innan reglering) har hämtats från SMHIs Vatten Web (<http://vattenwebb.smhi.se/>).

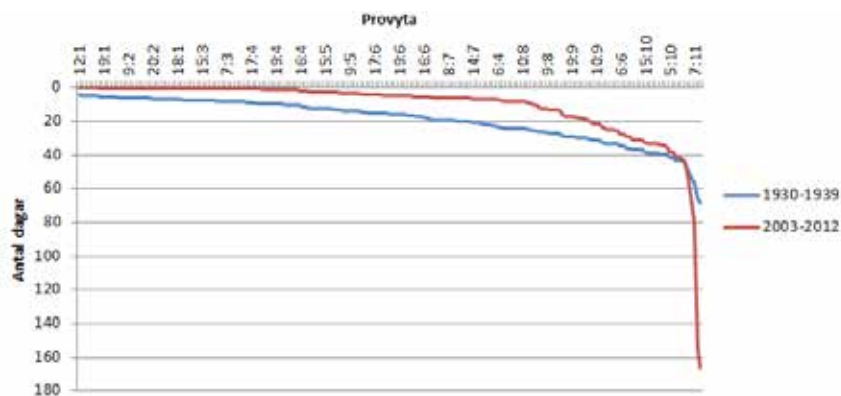
Resultat

De storskaliga förändringarna i flöde mellan perioderna före och efter reglering är framförallt en högre än normal vattenföring under årets tre första månader samt en lägre än normal vattenföring under våren efter reglering (Figur 6).

För att avgöra vilken vegetationsgrupp provytorna tillhörde utgick vi från data från den oreglerade Vindelälven (Ström et al. 2012, Tabell 2).



Figur 6. Jämförelser av månadsmedelvattenföring mellan vattenföring före och efter reglering.



Figur 7. Medel antal dagar översvämmade per provyta och år. Alla provytor finns med i analysen, men syns inte på x-axeln på grund av platsbrist. Generellt sett har de flesta provytorna en betydligt kortvarigare översvämningstid än vad fallet varit vid en oreglerad vattenföring. Ett fåtal hade dock en betydligt längre översvämningstid.

Tabell 2. Medel antal översvämningsdagar per år under vegetationssäsong för de olika vegetationsbältena (Ström et al. 2012).

Vegetationsgrupp	Medel antal dagar översvämmade per år
Terrester vegetation	≤ 4
Strandskog	4,1-16
Vide	16,1-46
Graminoider (gräs)	46,1-101
Amfibisk vegetation	>101

Tabell 3. Antalet provytor som hamnade inom de olika vegetationsbälten som definierats utifrån antal dagar översvämmade under vegetationsperioden, under reglerad samt oreglerad vattenföring. *=nedre delarna av detta bälte under tidigare vattenföring saknas.

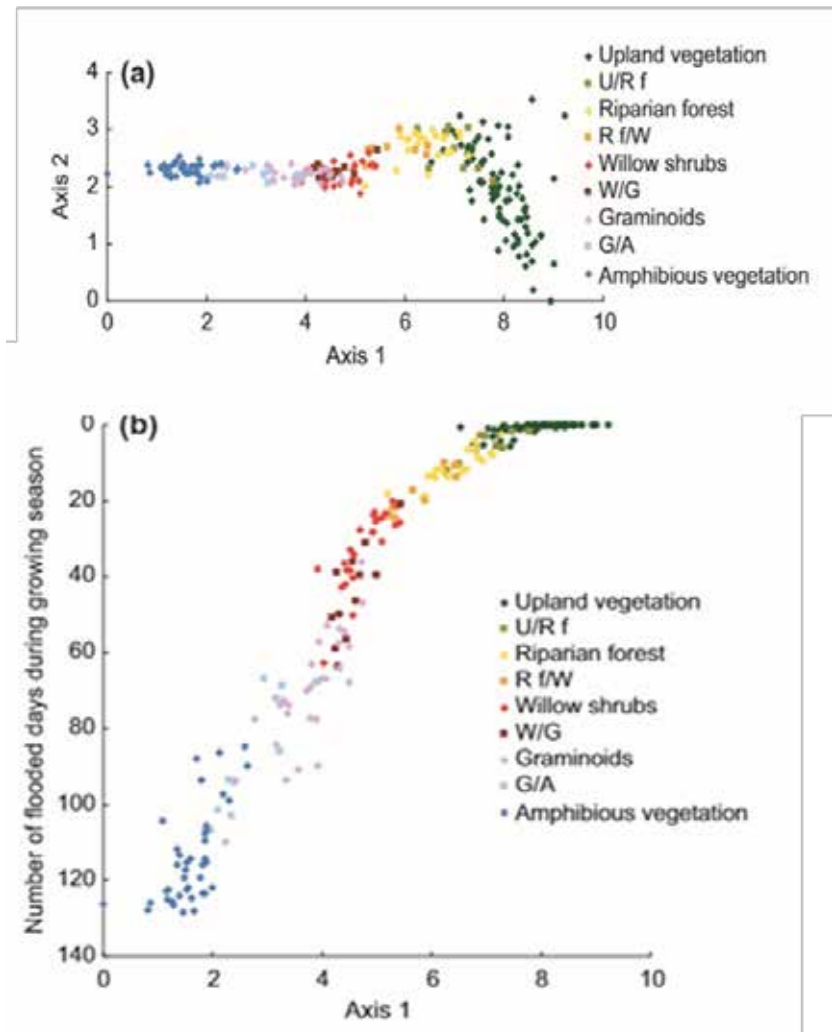
Vegetationstyp	Antal provytor efter reglering	Antal provytor före reglering	Minskning av vegetationsbältets utbredning i höjddled (%)
Terrester vegetation	92	0	
Strandskog	64	92	58
Vide	37	91	47
Graminoider (gräs)	3	14	27*
Amfibisk vegetation	1	0	- (går ej att bedöma)

Totalt inventerades 203 provtytor i 20 transekter. 197 av dessa hade vegetation och användes i analyserna. Generellt sett hade de flesta provtytor en betydligt kortvarigare översvämningstid än vad fallet varit vid en oreglerad vattenföring, medan ett fåtal hade en betydligt längre översvämningstid (Figur 7).

Med nuvarande vattenföring utgjorde 92 av dessa terrester vegetation (Tabell 3). Nästan alla provtytor i denna grupp hade dock någon dag av översvämning under tioårsperioden. Däremot skulle ingen av de provtytor vi lagt ut ingått i gruppen terrester vegetation om vattenståndet sett ut som innan reglering. Avgränsningen uppåt var mycket svår att göra då marken här var flack, med tidigare sandrevlar som låg parallellt med älvens lopp. När vi undersökte vattenståndsmätningar före reglering visade det sig att vattnet i medel under tioårsperioden nått 66cm över den höjd vi mätt in som trolig högsta-punkt, och vissa år betydligt över. Alla de högst placerade provtytorerna skulle haft en översvämningstid på 4-7 dagar, de flesta i det lägre intervallet, och alltså utgjort den övre delen av strandskogen med tidigare oreglerad vattenföring. Dock betyder detta att utbredningen av tidigare strandskog i höjddled (och därmed arealen) troligtvis är något underskattad, och att strandskogen vid flera transekter sträckt sig längre upp än vad vi trodde, samt att extremt mycket högre vattenstånd förekommit vid enstaka tillfällen under den oreglerade vattenföringen.

Antalet provtytor som ingick i gruppen strandskog var med nuvarande vattenföring 64 till antalet. Hade vattenföringen sett ut som innan reglering hade 92 av provtytorerna utgjorts av strandskog. Detta är dock som nämnts en underskattning då detta bälte troligen sträckt sig ytterligare längre upp. Detta tyder på att strandskogens utbredning i princip har halverats på grund av reglerad vattenföring.

De provtytor som under nuvarande vattenföring utgjorde videbältet var 37 till antalet. Vid oreglerad vattenföring hade dessa utgjort 91 provtytor.



Figur 8 a) Site scores för axel 1 och 2 från DCA för Vindelälven, och b) site scores för axel 1 plottad mot antalet dagar ytan varit översvämmad under vegetationssäsong. Från Ström et al. 2012.

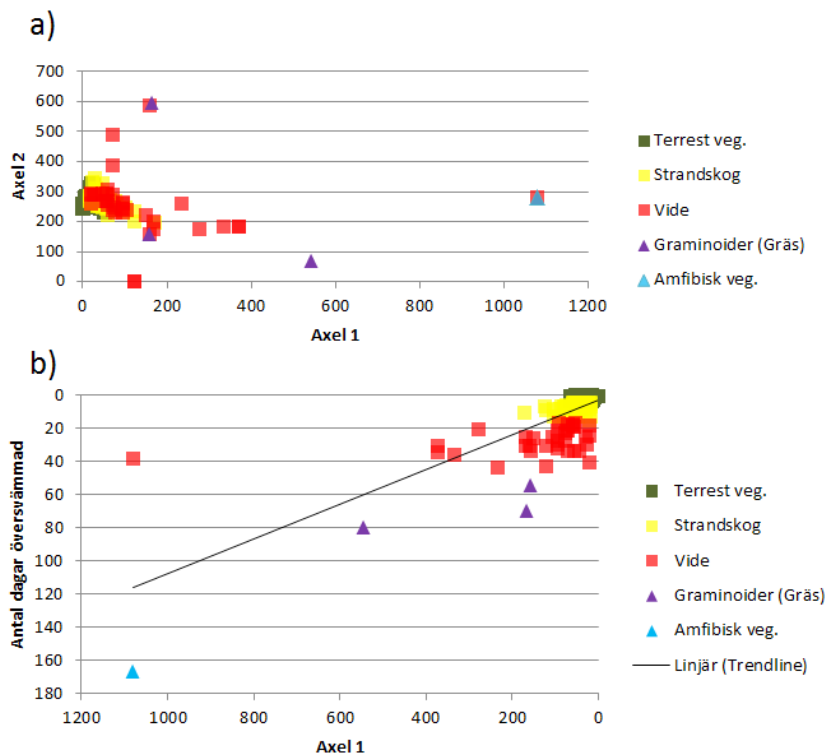
Videbältet har alltså reducerats med nästan 60% gentemot sin tidigare utbredning.

Gräsbältet utgjordes nu av endast 3 stycken provtytor mot tidigare 14 stycken, alltså endast drygt en femtedel av den tidigare utbredningen. Det är troligt att de arealer som tidigare utgjort delar av graminoidbältet nedåt helt enkelt inte längre finns kvar. Vattenståndsdata från innan reglering visar att lägsta vattenföring under sommaren varit betydligt lägre än vad våra provtytor, och även vår vattenståndsmätare fanns. Troligen har mycket av den tidigare delen av den nedre stranden eroderats bort.

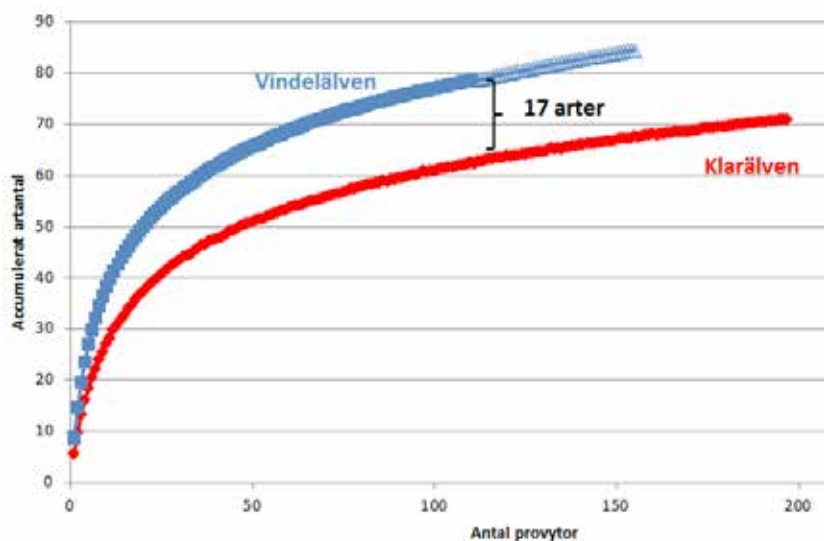
De provtytor som varit översvämmade

tillräckligt länge för att klassas som tillhörande det amfibiska bältet var med nuvarande vattenföring endast 1 till antalet, där endast *Sparganium sp* (igelknopp) räknas som amfibisk art. Övriga provtytor som hamnade på denna nivå hade ingen vegetation alls, troligen för att de var så påverkade av störning från reglering att ingen vegetation kunnat etablera sig. För de flesta transekterna var denna nivå borteroderad.

Störst förändring för vegetationsbältenas utbredning i höjddled fann vi i strandskogen med en nästan 60% minskning i elevation (som sagt kan denna minskning vara ännu större, då vi troligen inte hittat av den allra högst nivån av tidigare strandskog, Tabell 4).



Figur 9a) Site scores för axel 1 och 2 från DCA för Klarälven, och b) site scores för axel 1 plottad mot antalet dagar ytan varit översvämmad under vegetationssäsong.



Figur 10. Art-ytekurvor för Klarälven respektive jämförbara stränder längs Vindelälven visar att artantalet ackumuleras långsammare i Klarälven.

Videbältet hade minskat med nästan hälften. Minskningen på knappt 30% av graminoidbältet är troligtvis en underskattning av omfattningen då nedre delarna av detta bälte sannolikt eroderats bort och det var inte möjligt att avgöra var den tidigare nedre gränsen

gått. Detta gäller även för det amfibiska bältet som i stort sett saknades på ytan. Avsaknaden av amfibisk vegetation noterades även i delprojekt 1, där provtytor längs hela Klarälven inventerats. Det är omöjligt att säga hur omfattande den amfibiska vegetationen

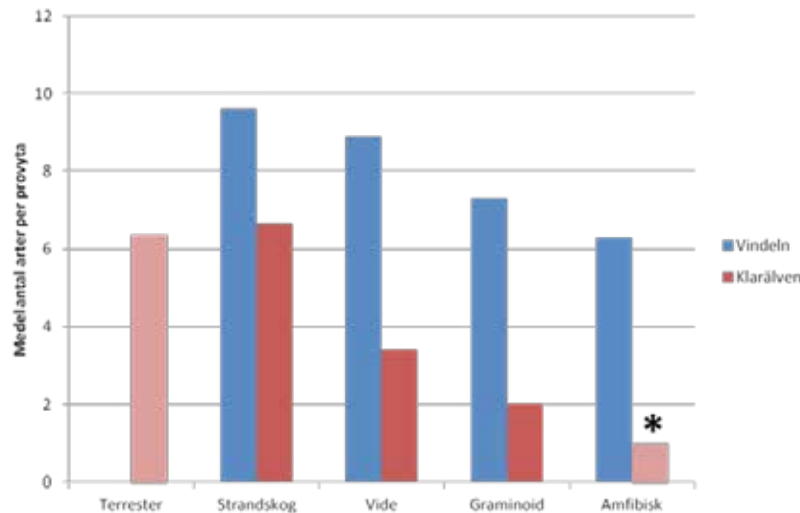
varit tidigare, men de nedre delarna av stranden uppvisade tydliga tecken på den typ av erosion som är vanlig i reglerade vattendrag.

Den korrespondensanalys (DCA, Detrended Correspondence Analysis) som gjordes på vegetationssammansättningen hos ytorna i Vindelälven visade att de olika ytorna fördelade sig tydligt efter axel 1, samt att de ytor som klassats som tillhörande ett visst bälte också hade en liknande typ av vegetation (Figur 8a). Särskilt de ytor som räknas till strandvegetation har en tydlig fördelning kring axel 1, medan ytor som räknas som terrester vegetation hade en otydligare fördelning med en större variation i artsammansättningen.

Följande korrelationsanalyser mellan *site scores* för axel 1 och olika miljövariabler visade att axel 1 främst korrelerade med antal översvämningsdagar per år (Figur 8b).

När vi gjorde samma analys (DCA) för strandvegetationen längs Klarälven fann vi ett liknande, men otydligare mönster där ytor som klassades som strandskog och ytor som klassades som terrester vegetation uppvisade mycket små skillnader i vegetationssammansättning, men där spridningen framförallt låg längs axel 1 (Figur 9a). Ytor som klassades som tillhörande videbältet hade däremot en större spridning i artsammansättningen. Visserligen var många relativt lika både varandra och strandskogs-, samt de terrestra ytorna och spridningen även där låg längs axel 1, men flera var mycket annorlunda. Ytor som klassades som graminoid vegetation var bara tre till antalet och även dessa uppvisade olika artsammansättningar sinsemellan. Endast en yta med vegetation var översvämmad länge nog att klassas som amfibisk vegetation utifrån antalet översvämmade dagar.

Förklaringsgraden för antal dagar ytan varit översvämmad för vegetationssammansättningen på ytan var $r^2=0.57$, jämfört med Vindelälven där den var $r^2=0.92$ (Figur 9b). Sambandet mellan axel 1 och antal dagar ytan varit översvämmad är alltså inte lika tydlig



Figur 11. Medelantal arter per provyta i Vindel- respektive Klarälven. *ej medelvärde utan faktisk antal på provytan

som för Vindelälven, men ändå så pass hög att man klart kan säga att detta är en mycket viktig variabel.

Skillnaden mellan Vindelälven och Klarälven kan härröra till störningar från en reglerad vattenföring. Studierna från den reglerade Umeälven (Ström et al. 2012) tyder på samma fenomen, där provytorna generellt är mer artfattiga men vissa ytor kan hysa fler arter. I Vindelälven däremot är provytorna mer lika varandra och innehåller generellt fler arter per provyta.

Art-ytekurvor för Klarälven respektive jämförbara stränder längs Vindelälven visar att artantalet ackumuleras långsammare i Klarälven jämfört med Vindelälven (Figur 10). Upp till 100 ytor speglar art-ytekurvan för Vindelälven snittet för tre olika lokaler och från 100-150 ytor speglar art-ytekurvan för Vindelälven snittet av två olika lokaler. Skillnaden på 17 arter färre vid 100 provytor håller dock i sig även vid 150 ytor. Detta tyder på att Klarälven har drygt 20% färre arter jämfört med den reglerade Vindelälven.

Mönstret i artrikedomens fördelning speglade samma mönster som återfanns längs Vindelälvens stränder, med högst artrikedom i strandskogen och därefter sjunkande mot lägre höjder. Varje vegetationsbälte i Klarälven hade dock avsevärt färre arter per provyta jämfört

med Vindelälven (Figur 11). Störst var skillnaderna i den nedre delen av stranden.

DISKUSSION

Den modell vi använt för att avgöra hur strandvegetationen i Klarälven förändrats efter reglering visar att strandytan generellt sett är avsevärt mindre översvämmad både med avseende på tid och rum. Vi ser tydligt att varje enskilt bälte har minskat kraftigt i omfattning (Tabell 3). Störst påverkan ser vi i de nedre delarna, både med avseende på utbredning och på förlust av artrikedom (Figur 11). Det amfibiska bältet saknades i princip helt på grund av stark erosion och denna typ av vegetation återfanns bara på enstaka mindre ytor där sediment fanns skyddat bakom t.ex. en stam. Samma utveckling gällde i hög grad graminoidbältet. Liknande problem med erosion ses i andra reglerade vattendrag (Widén et al. 2013). I områden där erosionen är så omfattande som vid Edebäck blir det sannolikt svårt att återetablera dessa zoner ens med förändrad vattenföring. För de områden i älven där det fortfarande finns finsediment kvar i de nedre delarna av stranden där vattenväxter, starr och gräs kan etablera sig kan en åtgärd vara att placera ut erosionshinder i form av större stenar

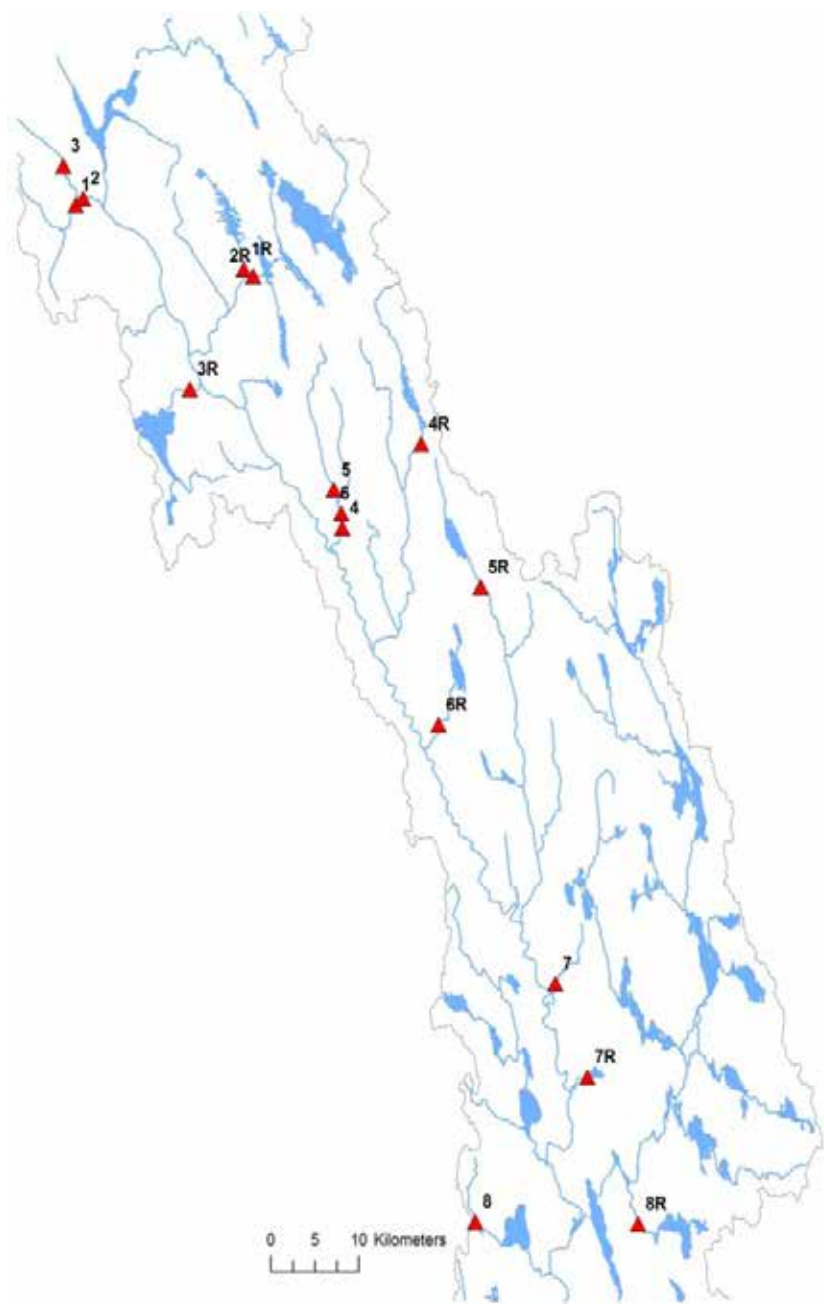
för att minska vattnets eroderande effekt (Widén et al. 2013).

Även videbältet och strandskogen hade kraftigt minskat sin utbredning, och större delen av stranden som tidigare utgjort dessa bälten har nu knappast någon översvämning alls. Detta har lett till att vegetationen dels är mer artfattig jämfört med denna typ av vegetationsbälte i en oreglerad älv, och också att vegetationssammansättningen generellt sett är ganska lika mellan bältena, och även lik den vegetation som finns på de ytor som räknas till terrester vegetation.

I en fritt strömmande älv i större delen av Sverige utgörs de naturliga vattenståndsväxlingarna av höga flöden under vårflod, långsamt sjunkande vattennivåer efter vårfloden, relativt lågt vattenstånd under senare delen av vegetationsperioden och lågt vattenstånd under vintern (Figur 6, Nilsson et al. 1993; Johansson och Nilsson 2002; Nilsson och Svedmark 2002). För att få en mer artrik och naturlig strandvegetation längs Klarälven torde en viktig åtgärd vara att i större utsträckning spegla detta.

En åtgärd som bör utredas för att öka potentialen för strandvegetation i Klarälven är att låta en högre vårflod än vad som nu är fallet översvämma stränderna och att låta den successivt sjunka av under sommaren. Att låta större delar av stranden vara översvämmade under en längre tid än vad som är fallet idag skulle gynna en tydligare zonering av vegetationen och möjliggöra utbredning av de olika vegetationsbältena upp på stranden. I de fall i kraftverkssträckan (delprojekt 1) där det finns magasin med dammar mellan kan man utreda möjligheterna att införa en simulerad vårflod, dvs. att höja vattenståndet till dämningssgränsen eller så högt man kan under de veckor när den naturliga vårflodstoppen infaller och successivt sänka under vegetationsperioden.

Nytan med en ökad/simulerad vårflod skulle förutom att möjliggöra etablering av en mer naturlig strandvegetation vara att översvämningen bidrar till att organiskt material förs bort och



Figur 12. Inventeringsområdet i norra Värmland. Röda trianglar visar inventeringsområden i biflöden till Klarälven (oreglerade biflöden 1-8, reglerade biflöden 1R-8R).

Tabell 4. Reglerade och oreglerade biflödessträckor som undersöktes. Regleringsamplitud anger den högsta tillåtna amplitud enligt vattendom. Vid flera anläggningar är den faktiska regleringen mindre omfattande.

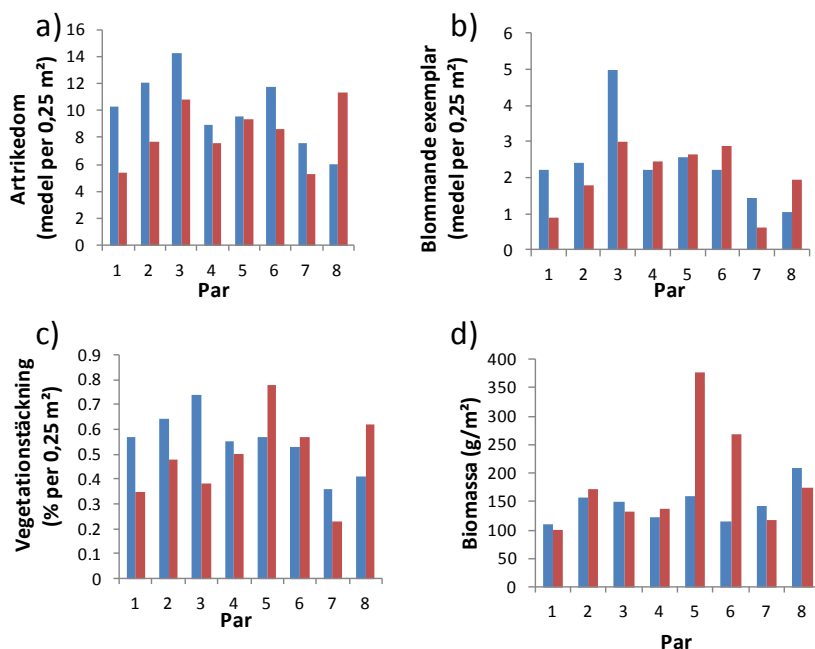
Par	Reglerat	Avrinningsområde (km2)	Oreglerat	Avrinningsområde (km2)	Regleringsamplitud (m)
1	Örån	78	Hynnan	89	4, nolltappning
2	Tåsan	305	Höljan	284	3, nolltappning
3	Lettan	158	Höljan	180	19, nolltappning
4	Fämtan	106	Likan	112	2,5
5	Halgån	49	Likan	59	3,4
6	Vårån	139	Likan	112	2,6
7	Acksjöälven	30	Götån	49	3
8	Hagälven	39	Väjån	38	3, regleras ej så kraftigt

omfördelas i vattendraget, samt att arter som inte tål översvämning minskar eller försvinner och den igenväxning av gran på stränderna som noterades i delprojekt 1 skulle minska. Istället ges strandarter möjlighet att etablera sig, vilket skulle leda till fler arter av framförallt örter och gräs. Potentialen att en artrikare strandvegetation som sträcker sig över ett bredare bälte är dock beroende av att stranden består av finjordar där växter kan etablera sig.

Man bör också undvika längre perioder av höga vattenstånd under senare delen av vegetationsperioden och ge tid för växter som etablerar sig på stranden att växa till, vilket skulle öka mängden och täckningsgraden och ger möjlighet till större vinteröverlevnad.

För att minska erosionspåverkan vintertid från is skulle lägre vattenstånd under vinterperioden vara gynnsamt. Detta skulle minska störningen av stranden dels genom att minska risken för att expanderande is pressas in i strandzonen och att man bör undvika att isen bryts sönder och skrapar stranden då detta leder till att jord och vegetation slits bort.

DELPROJEKT 3: EFFEKTER AV REGLERINGSPÅVERKAN I KLARÄLVENS BIFLÖDEN
Syftet med detta delprojekt var att undersöka regleringspåverkan i biflöden i Klarälvens avrinningsområde genom att jämföra 8 par av regleringspåverkade – ej regleringspåverkade biflöden. Undersökningen syftar till att se om



Figur 13 a) medel artrikedom b) medel antal arter med blommande exemplar c) medel vegetationstäckning (%) samt d) medel över-jord biomassavikt (g/m²) för varje biflöde. De blå staplarna representerar oreglerade sträckor och de röda representerar reglerade sträckor.

arttrikedom och artsammansättning av kärlväxter, biomassaproduktion, substrattillgång och flödesregim skiljer sig mellan reglerade och oreglerade biflöden. Den syftar även till att se hur variabler i vattenföringen som översvämningstid, frekvens och timing relaterar till artrikedom, artsammansättning och biomassa i strandvegetationen.

METOD

Undersökningsområde

Undersökningsområdet är koncentrerat till de övre två tredjedelarna av Klarälvens avrinningsområde mellan norska gränsen och området kring Hagfors (Figur 12). Större delen av avrinningsområdet består av skogsmark 62%, jordbruksmark 3%, sjö 8%, våtmark 10% och övrig mark 16% (<http://vattenwebb.smhi.se/>).

Inventering

8 par av regleringspåverkade – ej regleringspåverkade biflödessträckor valdes ut. Icke regleringspåverkade sträckor betecknas 1-8, och regleringspåverkade sträckor 1R-8R (Figur 12). Paren är

matchade utifrån avrinningsområdets storlek och position, samt studier av satellitbilder (Tabell 4). Information om detta hämtades från SMHIs Vatten Web (<http://vattenwebb.smhi.se/>). Information om tillåtna regleringsamplituder erhöles från Länsstyrelsen Värmland (Tabell 4). Vi valde ut ytor med högst påverkansklass. Dock skiljer sig påverkan något åt mellan ytorna. Till hjälp vid urval av inventeringssträckor hade vi också en representant med lokalkännedom från Länsstyrelsen Värmland.

I varje valt biflöde lades 10 transekter ut med 5 m mellanrum och en vattenståndslogger placerades mellan transekt 5 och 6. I varje transekt placerades sedan 0,5×0,5 m mindre provtytor ut för varje 15 cm skillnad i höjdd. Yta 1 placerades vid högsta översvämningsslinje, vilket bestämdes genom att se var översvämningsskänliga arter som t.ex. blåbär, *Vaccinium myrtillus*, slutar täcka stora delar av marken och även genom att titta på avsättningar av älvtransporterat material (Renöfalt et al. 2005). Ytorna placerades ut med hjälp av klinometer för att hålla avstånden mellan

dem på 15 cm i höjdd och exakt höjd vägdes sedan in med totalstation.

Flödesvariationen mättes med hjälp av vattennivåloggrar (se metodbeskrivning i delprojekt 2). Loggrarna placerades ut den 20-22 mars 2012 (innan vårfloden) i en sträcka i varje valt biflöde. Positionen av dessa loggrar mättes in med hjälp av en totalstation under sommarsens fältarbete. Vattenståndsloggrarna mätte vattenståndet varje timme från det att de sattes ut (20-22 mars 2012) kontinuerligt tills de togs in juli 2013.

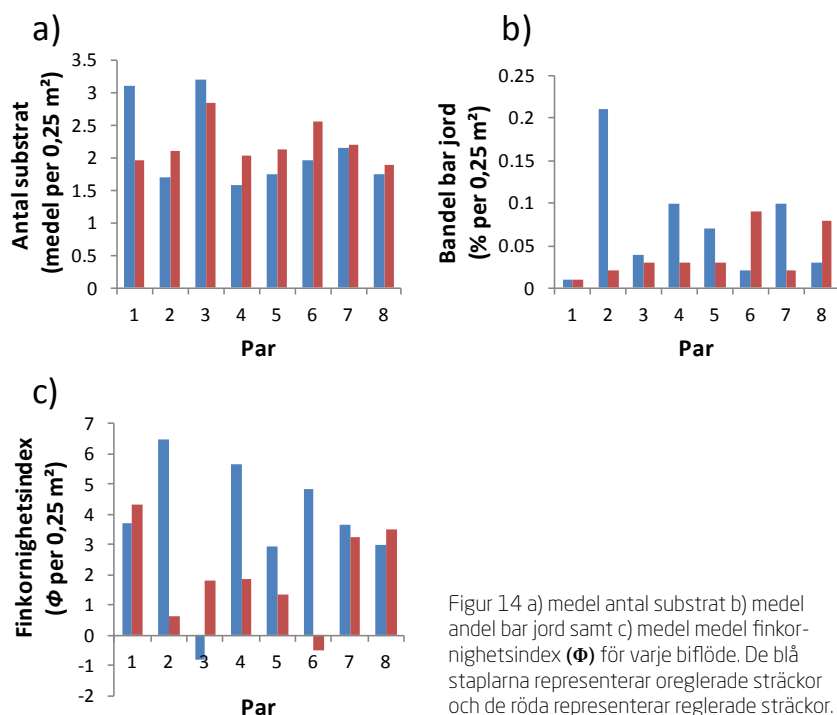
Höjden på varje mindre provtyta längs transekterna har mätts in med hjälp av totalstation och vägts av mot loggerplaceringen. På så sätt kan man räkna ut när en viss nivå av stranden är översvämmad.

Alla kärlväxter inom transekternas delprovtytor inventerades och bestämdes till art. Total vegetationstäckning samt substratsegenskaper noterades. För att få ett grovt mått på potentiell fröproduktion, d.v.s. etablerings- och spridningspotential noterades om det fanns blommande exemplar av arter. Biomassaproduktion ovan jord mättes genom att levande vegetation på 20×20 cm ytor, relaterade till de stratifierade transekternas mindre provtytor, samlades in och torkades i 60°C under tre dagar samt vägdes. Biomassa samlades in från de mindre provtytorerna vid fyra av de tio transekterna på sträckan.

Ytterligare noterades andelen bar jord (%) och täckningsgrad (%) av olika substrat (torv, ler, finsediment, sand, grus, småsten, sten, block och klippa), för att bestämma substratvariation samt finkornighetsindex (Φ).

RESULTAT

Oreglerade biflöden hade en signifikant högre artrikedom när hänsyn togs till position i landskapet (interaktionen Reg-Oreg×sträck $p < 0.001$, Figur 13a). Oreglerade vattendrag hade i snitt 10,1 arter per 0,25 m², medan reglerade hade 8,2 arter. Tester av de separata paren mot varandra visade att i 6 fall av 8 var artrikedomen signifikant högre i de oreglerade vattendragen, med starkast



Figur 14 a) medel antal substrat b) medel andel bar jord samt c) medel medel finkornighetsindex (Φ) för varje biflöde. De blå staplarna representerar oreglerade sträckor och de röda representerar reglerade sträckor.

påverkan i Örån, Tåsan, Lettan och Vårån. I Våråns fall var bedömningen av regleringspåverkan "måttlig", men vi såg en relativt stark påverkan på artrikedomen. I ett fall fanns ingen signifikant skillnad (Halgån) och i ett fall var artrikedomen högst i det reglerade vattendraget. Detta biflöde, Hagälven, vilket bedömdes ha en medelstark regleringspåverkan, hade en hög artrikedom av framför allt olika starrarter, och inslag av myr/sjö-vegetation. Detta kan bekräftas av vetenskapen att sjön uppströms regleras mindre än vad som medges enligt vattendomen.

Skillnaderna var generellt störst i de övre delarna av Klarälvens avrinningsområde, och det var också här, i likhet med Delstudie 1, som vi noterade de högsta artrikedomarna, vilket stöder hypotesen att det finns ett mönster i landskapet med högre artrikedom i de övre delarna av avrinningsområdet (Figur 4).

Antal blommande arter och vegetationstäckningen följer ungefär samma mönster som artrikedomen med signifikant högre värden för oreglerade biflöden när hänsyn togs till positionen i landskapet samt att skillnaderna också

här var störst i de övre delarna av Klarälvens avrinningsområde (Figur 13b-c).

Däremot hade reglerade biflöden en signifikant högre produktion av biomassa ovan jord än oreglerade. De reglerade biflödena hade i snitt en biomassa på 184,8 g/m², medan oreglerade hade i snitt en biomassa på 145,7 g/m². Skillnaderna var som störst i biflöde 5 och 6 med mer än dubbelt så mycket biomassa i de reglerade än i de oreglerade biflödena (Figur 13d).

Reglerade biflöden hade signifikant fler antal substrattyper än oreglerade. Reglerade vattendrag hade i snitt 2,21 substrattyper per 0,25 m² yta, medan oreglerade hade 2,15 (Figur 14a). I 5 fall av 8 hade reglerade biflöden flest typer substrat, i ett fall fanns ingen signifikant skillnad och i två fall hade oreglerade biflöden flest substrat. De biflöden där oreglerade sträckor hade flest substrat ligger i övre delen av Klarälvens avrinningsområde (Figur 14a). Däremot hade reglerade biflöden ett signifikant högre finkornighetsindex när hänsyn togs till position i landskapet, vilket betyder att de generellt hade mer finmaterial. Oreglerade biflöden hade ett finkornighetsindex på i snitt 3,68 medan reglerade

vattendrag hade ett finkornighetsindex på i snitt 2,02 (Figur 14c). Oreglerade biflöden hade även signifikant högre andel bar jord när hänsyn togs till position i avrinningsområdet, jämfört med de reglerade. I de oreglerade biflödena var andelen bar jord i snitt 8 %, medan i de reglerade var andelen i snitt 4 % (Figur 14b).

Bland de funktionella grupperna var det endast andel arter med fröflytvävnad som visade på signifikant skillnad mellan reglerade och oreglerade biflöden, med en högre procentuell andel arter med flytvävnad i de reglerade biflödena (oreglerade=17%, reglerade=24%; $p=0,05$). Övriga funktionella grupper skilde sig inte signifikant åt mellan reglerade och oreglerade biflöden.

DISKUSSION

Klarälvens oreglerade biflöden verkar generellt uppvisa samma landskapsmönster som det vi observerade längs huvudfåran i delprojekt 1, med högre artrikedom i de övre delarna av avrinningsområdet. Alla de tre översta oreglerade biflödena ligger dock inom Höljans avrinningsområde då det var svårt att hitta oreglerade referenser, och är alltså relativt närbelägna rent geografiskt. Alla reglerade biflöden utom två hade dock signifikant färre arter och färre andel blommande exemplar jämför med de oreglerade biflödena. Starkast var den påverkan i de tre undersökta biflöden som ligger högst upp i det undersökta avrinningsområdet; Örån, Tåsan och Lettan. I alla dessa är regleringsamplituden relativt hög och det förekommer även nolltappningar.

Att säga exakt vad i den reglerade vattenföringen som ger påverkan är dock svårt. Undersökningar av direkta samband mellan vattenföringsvariabler som antal dagar ytan varit översvämmad, frekvens och snittlängd av översvämnings- och frekvens gav inga tydliga resultat. Vi såg svaga men signifikanta samband mellan den uppmätta översvämningsregimen och artrikedom; ($p<0,001$ i alla fall), med kvadratiske samband för

totalt antal översvämningsdagar och översvämningsfrekvens. Totalt antal översvämnade dagar på ca 20-40 under perioden, och en frekvens av 4-6 översvämnningar under perioden genererade högst antal arter, och ett linjärt samband med medellängden på översvämnningar, där riktigt långvarigt översvämnade ytor hade en lägre artrikedom. Förklaringsgraden är dock väldigt liten varför det är svårt att dra några slutsatser. Provytorna i de reglerade biflödena översvämnade i snitt signifikant fler dagar jämfört med de oreglerade (oreglerade=43.5, reglerade=26.1, $p=0.002$) under vegetationsperioden vilket kan vara en orsak till den lägre artrikedom.

Analys av daglig uppmätt och modellerad vattenföring i Tåsan visar på att det under perioden 2004-2010 förekommit betydligt fler och kortvarigare både hög- och lågflödespulser än vad som skulle varit fallet om den inte varit reglerad och att andelen noll-tappningsdygn i är frekvent förekommande. Vi såg också att vattenföringen under året är i princip omvänd mot ett naturligt scenario med höga flöden under vinterhalvåret och lägre flöden under sommarsäsongen. Här var dock variationen i framförallt reglerade vår- och sommarflöden stor, med vissa år där sommarflödena var betydligt högre, som t.ex. var fallet i många av de reglerade biflödena då vi gjorde inventeringen.

SAMMANFATTANDE DISKUSSION

Huvudsyftet med detta projekt var att bedöma regleringspåverkan i Klarälvens avrinningsområde. Ett försvarande faktum med just Klarälven är att det inte finns data från tiden före reglering, eller direkt jämförbara data från en liknande älv att jämföra med, så som det gjorts i norra Sverige (Jansson et al. 2000). Klarälvens reglering skiljer sig också åt beroende på var i avrinningsområdet man befinner sig. Vi valde därför att dela in Klarälven i fyra olika delar och jämföra dessa sinsemellan för att se om vi kunde urskilja mönster i strandvegetationen som kunde kopplas till regleringen och om vi kunde se några

samband mellan vattenföringsvariabler och artrikedom. Resultatet visade att artrikedom minskade ju längre ned i avrinningsområdet man kommer. Tyvärr korrelerar detta med landskapsfaktorer som troligen är viktiga för artrikedomens fördelning ser ut i avrinningsområdet, med en större artrikedom i de övre delarna. Vad vi fann var dock att den stenigare sträckan nedströms Höljesdammen visade tecken på att ha urspolade stränder jämfört med den oreglerade referenssträckan i Trysilelva. Vi fann också att amfibisk vegetation till stor del saknades och att nedre delen av stranden var borteroderad på flera ställen. Stränderna längs Klarälven uppvisade också tecken på att omgivande granskog etablerade sig längre ned på stranden i de områden det fanns gran.

Iakttagelserna från delprojekt 1 bekräftades i den modell vi utarbetade på sträckan uppströms Edebäcks kraftverk. Här fann vi att alla de vegetationsbälten som räknas som strandvegetation hade minskat i utbredning och att bältet med amfibisk vegetation saknades helt. Även stora delar av gräs- och starrbältet saknades. Vide och strandskogsbältet hade minskat i utbredning och stora delar av det som tidigare utgjorts av strandvegetation nåddes inte längre av översvämnande vatten. Jämförelser med hur artrikedom ackumuleras med ökande areal mellan Klarälven och den oreglerade Vindelälven visade också att Klarälven hade ca 20% färre arter. I biflödena hade vi tillgång till referensvattendrag att jämföra med, och här var en betydligt mer rättfram och direkt jämförelse möjlig. Även här fann vi att stränderna i de reglerade biflödena hade en lägre artrikedom jämfört med de oreglerade. Sammanfattningsvis kan vi alltså konstatera att vi i alla tre delprojekt fann indikationer på att strandvegetationen i Klarälvens avrinningsområde är påverkad av den reglering av vattenföringen som görs, både i huvudfåran och i de biflöden vi undersökt. Stränder är komplexa miljöer som i hög grad upprätthålls av rådande översvämningsförhållanden. Det är en

störning som både varierar över året och mellan år och där många olika flödesvariabler är viktiga för vegetationen. Förutom direkta störningar i form av mekanisk nötning är faktorer som frekvens, varaktighet och vattendjup av översvämnarna viktiga för vegetationen på varje del av stranden, och vegetationen längs en strand med en naturlig vattenföring zonerar sig efter längden på översvämnarna (Nilsson 1999). Förutsättningarna förändras därför av ändrade min- och maxnivåer även om medelvattenföringen förblir den samma. Vi vet från tidigare studier att strandvegetationen påverkas kraftigt av reglering, men eftersom så många faktorer förändrar livsmiljön på olika sätt går det ofta inte att påvisa effekterna av reglering med vegetationen på ett enkelt sätt.

En av de åtgärder som kan föreslås för att förbättra förutsättningarna för strandvegetationen i Klarälvens avrinningsområde är dock att efterlikna de vattenföringsvariationer som återfinns i fritt strömmande älvar i större delen av Sverige. Viktigaste komponenten här är att tillåta högre flöden än nuvarande under vårflood med successivt sjunkande vattennivåer efter vårflooden, relativt lågt vattenstånd under senare delen av vegetationsperioden och lågt vattenstånd under vintern (Nilsson et al. 1993; Johansson och Nilsson 2002; Nilsson och Svedmark 2002). Fördelen med en ökad vårflood skulle även vara att man potentiellt kan få tillbaka en del av den erosion – sedimentationsdynamik som påverkats av regleringen. Denna åtgärd påverkar dock potentiellt kraftproduktionen i älven då vatten som annars skulle magasineras under vår och försommar släpps. I de områden där det är möjligt att simulera en vårflood genom att höja vattenståndet och successivt sänka det under vegetationsperioden utan att för den skull öka flödet kan detta utredas (Nilsson 1996). Här måste dock tekniska begränsningar och gällande vattendomar utredas.

För de nedre delarna av stranden (amfibisk och graminoidbältet) kommer

dock sannolikt avsaknaden av substrat att vara en begränsande faktor. De områden som finns kvar med denna vegetation är viktiga att skydda från ytterligare erosion. I Umeälven har man observerat att större stenar och block i fåran i viss mån fungerar som erosions-skydd, och man håller där på med projekt för att undersöka hur man kan restaurera så att erosionsproblematiken minskar (Åsa Widén, pers komm). För att minska erosionspåverkan vintertid från is skulle lägre vattenstånd under vinterperioden vara gynnsamt. Detta skulle minska störningen av stranden då expanderande is hålls längre från strandzonen och risken att isen bryts sönder och skrapar stranden minskar. I projektet har vi inte undersökt hur pass mycket korttidsreglering (dvs. vattenståndsvariationer inom dygnet) påverkar vattenföringen i Klarälvens avrinningsområde. Snabba och frekventa förändringar i vattenstånd leder dock bland annat till en ökad erosionsproblematik, både vintertid genom att is-erosion ökar och sommartid genom att tunga vattenmättade strandbankar faller sönder då vattenståndet sänks för snabbt.

REFERENSER

- Bunn, S. E. och Arthington, A. H. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492–507.
- Jansson R., Nilsson, C. och Dynesius, M. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10:203–224.
- Johansson, M. E. och C. Nilsson. 2002. Responses of riparian plants to flooding in freeflowing and regulated boreal rivers: an experimental study. *Journal of Applied Ecology*. 39:971–986.
- Lid, J. 1974. *Norsk og svensk Flora*. Det Norske Samlaget.
- Nilsson C. 1999. Rivers and streams. *Acta Phytogeographica Suecica*, 84, 135–148.
- Nilsson C., Grelsson G., Johansson M.E. & Sperens U. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology*, 70, 77–84.
- Nilsson, C. 1996. Omreglering av vattenståndet i Rusförmagasinet: förutsägelse av effekter på vegetation. Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet, Umeå.
- Nilsson, C. och M. Svedmark. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environmental Management* 30:468–480.
- Nilsson, C., E. Nilsson, M. E. Johansson, M. Dynesius, G. Grelsson, S. Xiong, R. Jansson, och M. Danvind. 1993. Processes structuring riparian vegetation. Pp. 419–431 i J. Menon, ed. *Current topics in botanical research*. Council for Scientific Integration, Trivandrum, India.
- Nilsson, C., Jansson, R. och Zinko, U. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276:798–800.
- Poff, N. L. och Zimmerman, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205.
- Renöfält, B. M. 2014. Effekter av vattenreglering på strandvegetation i Klarälvens avrinningsområde. *Rapportutkast*.
- Renöfält, B. M., Jansson R. och Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55: 49–67.
- Renöfält, B.M., Nilsson, C. och Jansson, R. 2005- Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography*. 32: 2025–2037
- Ström L., Jansson R. och Nilsson C. 2012. Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater Biology*, 57, 49–60.
- Widén, Å., Jansson, R., Perä, I., Johansson, M.E., Sparrevik, E. och Lindström, M. 2013. God Ekologisk Potential i Umeälven, Vindelns kommun.

<http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenviken/publikationer/Slutrapport%20GEP%20Ume%C3%A4lven%20Vindelns%20kommun%2020130318.pdf>



Rapport från delprojekt med juridiskt arbete i projektet Vänerlaxens fria gång

Örjan Larsson

Länsstyrelsen i Värmlands län

SAMMANFATTNING

I juni 2013 inleddes ett delprojekt med juridiskt arbete inom ramen för projektet Vänerlaxens fria gång. Syftet med delprojektet har varit att inleda det juridiska arbetet som krävs för att åstadkomma de mål som finns för projektet Vänerlaxens fria gång. Delprojektet, som är ett samarbete mellan Länsstyrelsen i Värmlands län och Kammarkollegiet, har bemannats med följande jurister: miljöjuristen Örjan Larsson, Länsstyrelsen i Värmlands län (ordförande), advokatfiskalen Rebecca Nordenstam, Kammarkollegiet, och advokatfiskalen Eva Åkerlund, Kammarkollegiet.

Delprojektet har inbegripit dels ett strategiskt arbete att avgöra vilka rättsliga instrument som bör användas för att på ett effektivt sätt få till stånd de miljöförbättrande åtgärder som föreslås i projektet Vänerlaxens fria gång och, i den mån det är möjligt, bedöma i vilken prioriteringsordning de bör tillgripas, dels ett inledande praktiskt arbete som behövs för att vidta de rättsliga åtgärder som kan komma att aktualiseras.

I delprojektet har följande rättsliga instrument ansetts möjliga att använda för att genomdriva målen i projektet Vänerlaxens fria gång:

1. att förklara ett område, t.ex. avrinningsområdet för Klarälven, som miljöskyddsområde enligt bestämmelserna i 7 kap. 19-20 §§ miljöbalken,
2. att ompröva tillstånden för vattenkraftverken i Klarälven enligt 24 kap. 5 § miljöbalken,
3. att återkalla tillstånd för vattenkraftverk i Klarälven enligt 24 kap. 3 § miljöbalken,
4. att bedriva tillsyn av vattenkraftverken i Klarälven enligt miljöbalkens bestämmelser, och
5. att väcka sådana latent villkor som

föreskrivits i de domar som gäller för vattenkraftverken i Klarälven.

I delprojektet har bedömningen gjorts att det kan vara lämpligt att prioritera bildande av ett miljöskyddsområde i valet mellan de olika rättsliga instrumenten. Om ett miljöskyddsområde bildas kan länsstyrelsen bemyndigas att meddela sådana föreskrifter om skyddsåtgärder, begränsningar och andra försiktighetsmått för verksamheter inom området som behövs för att tillgodose syftet med området. Bildas ett miljöskyddsområde behöver möjligen inte de för samhället mer resurskrävande instituten omprövning eller återkallelse tillgripas. Innan ett miljöskyddsområde bildats eller t.ex. en större omprövning skett för att genomföra de åtgärdsförslag som föreslås inom projektet Vänerlaxens fria gång, kan det dock finnas anledning att företa mindre omprövningar för att komma tillrätta med problem av mer akut natur. Om regeringen, som prövar frågan om miljöskyddsområde, beslutar att inte bilda ett sådant område, återstår enligt nu gällande rätt i princip omprövning eller återkallelse för att fullt ut genomföra de åtgärdsförslag som föreslås inom projektet Vänerlaxens fria gång. Det bör dock i sammanhanget noteras att Vattenverksamhetsutredningen i sitt delbetänkande Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler (SOU 2013:69) har föreslagit ett system med ny prövning av bl.a. tillstånd som har prövats före miljöbalkens ikraftträdande. Leder detta förslag, med eventuella justeringar, till lagstiftning kan det finnas anledning att använda det effektivare institutet ny prövning framför de rättsliga instrument som idag finns att tillgå. Tillsyn av vattenkraftverken i Klarälven kan behöva

bedrivas både före, under och efter det att innan andra åtgärder vidtas. Tillsyn kan behöva ske för att t.ex. klarlägga hur situationen ser ut vid kraftverken och för att kunna bedöma vilka åtgärder som behöver vidtas. Länsstyrelsen kan i egenskap av tillsynsmyndighet vid tillsynen vidta ingripande åtgärder i form av t.ex. förelägganden. Latenta villkor som föreskrivits i de domar som gäller för vattenkraftverken i Klarälven kan komma att väckas även i avvaktan på att t.ex. en större omprövning ska företas.

I delprojektet har följande inledande praktiskt arbete som behövs för att vidta rättsliga åtgärder påbörjats:

- Samtliga domar för vattenkraftverken i Klarälven vilka finns angivna i miljöboken har beställts från Mark- och miljödomstolen i Vänersborg och Värmlandsarkiv samt systematiserats.
- För många av vattenkraftverken i Klarälven finns ett ganska stort antal domar noterade i miljöboken. Att tillstånden för kraftverken omprövats vid ett stort antal tillfällen medför att det kan vara förenat med visst besvär att avgöra vilka villkor som gäller för en särskild anläggning. Ett arbete har påbörjats för att avgöra vilka domar som är relevanta när miljöförbättrande åtgärder ska vidtas vid kraftverken i Klarälven och vilka villkor som idag gäller för respektive kraftverk. Vid en genomgång av domarna har även t.ex. en inventering påbörjats av vilka latent villkor som finns och kan vara aktuella att väcka och vilka frågor som kan behöva utredas vidare.
- Arbete med att gå igenom anmälningsärenden rörande vattenkraftverken i Klarälven har påbörjats.
- Material rörande bildande av miljöskyddsområden för Ringsjön och Laholmsbukten har inhämtats, vilka

är de enda fall där skyddsformen har använts.

- I delprojektet har information inhämtats om effektivitetskrav rörande möjligheterna till upp- och nedströmspassage för vandringsfisk vid dammar i USA.
- Den 21 november 2013 besökte deltagarna i delprojektet under ledning av projektledaren Pär Gustafsson vattenkraftverk som ligger mellan Forshaga och Edsforsen i Klarälven.
- Den 11 december 2013 presenterade Örjan Larsson Vattenverksamhetsutredningens delbetänkande (SOU 2013:69) på ett referensgruppsmöte inom projektet Vänerlaxens fria gång i Stöllet. Vid ett projektgruppsmöte påföljande dag lämnade Örjan Larsson en lägesrapport för det juridiska arbetet i delprojektet.

Det är nödvändigt att vidta rättsliga åtgärder för att få till stånd de miljöförbättrande åtgärder vid vattenkraftverken i Klarälven som krävs enligt miljöbalken och EU-rätten. Det juridiska arbete som har inletts i delprojektet måste därför fortsätta även efter det att huvudprojektet har avslutats.



SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH UNDERLAG TILL ÅTGÄRDSPROGRAM

Vänerlaxen som indikator på ett väl fungerande ekosystem	311	Biotoprestaurering i Klarälven, Trysilelva och Femundselva.....	332
Vänerlaxen och dess livsmiljö	311	Dammutrivningar, fiskpassager, ekologiska flöden och biotop-restaurering i biflödena	334
Laxens ekologiska och genetiska status	312	Stödutplanteringar och återintroduktion av Klarälvslox och öring.....	334
Beståndsutveckling.....	313	Genetik	335
Vänerlaxens lekvandring och reproduktion	314	<i>Gyrodactylus salaris</i>	335
Den utlekta fiskens (keltens) och smoltens nedvandring	317	BKD.....	336
<i>Gyrodactylus salaris</i> och BKD.....	319	Övriga undersökningar och uppföljning.....	336
Andra skyddsvärda arter och naturtyper	320	Hur mycket lax skulle älvsystemet kunna producera om åtgärdsförslagen genomförs?.....	337
Fisk.....	320	Sportfisket efter lax i älven – idag och i framtiden.....	339
Strandvegetation.....	320	Sammanfattande konsekvensbeskrivning	340
Rödlistade arter	320	Prioriteringar och tidsplan	344
Nationella åtgärdsprogram för hotade arter.....	320	Finansiering av föreslagna åtgärder	344
Habitatdirektivet och fågeldirektivet	320	Förslag för att reducera förlusten av vattenkraftproduktion till följd av fiskpassager och ekologiska flöden.....	345
Artskyddsförordningen	321	Förstudie om reduktion av kraftverk på älvsräckan Edsforsen – Skymnäs.....	345
Ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten	321	Några förväntningar om klimatet, vattenkraften och energieffektivisering	345
Vild fisk och odlad fisk.....	322	Frågan om skälighet och kostnad-nytta av föreslagna åtgärder	346
Lastbilar och fiskpassager vid dammbyggnader	322	Förbehåll.....	347
Förväntade klimatförändringar och fisk.....	324	Vägen vidare.....	347
Förvaltning av fisken och fisket	325	Tack.....	348
Hur leva upp till den moderna lagstiftningen och miljöpolitiken?	326		
Underlag till åtgärdsprogram.....	327		
Baskrav för fiskpassager i Klarälven och Trysilelva med biflöden	327		
Fiskpassager och ekologiska löden vid kraftverken i Klarälven och Trysilelva	329		
Lastbilstransporter av lax och öring	331		
Pipeline för nedströmsvandrande lax och öring	332		

SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH UNDERLAG TILL ÅTGÄRDSPROGRAM

I denna avslutande del av rapporten har vi förutom att presentera åtgärdsförslag valt att ge en relativt fyllig sammanfattning med diskussion och hänvisningar till övriga delar för den som önskar fördjupad läsning. Tanken är att läsaren på detta sätt översiktligt ska kunna tillgodo göra sig projektets resultat.

Titeln på projektet - "Vänerlaxens Fria Gång" - speglar något som för länge sedan var ett mycket stort och betydelsefullt laxbestånd men också flera hundra års allvarliga störningar av laxens vandringer och arbetet för ökad miljöhänsyn mot laxen, älven och ekosystemtjänster kopplade till Klarälven, Trysilelva och Femundselva.

Gränsälven Klarälven/Trysilelva/Femundselva har sin upprinnelse i sjön Femunden i Norge och utgör ca 400 km av Nordens längsta vattendrag (Göta älv) med ett avrinningsområde som täcker 10 % av Sveriges yta. Stora delar av älven och dess närområde utgör Natura 2000-område, nationalparker, riksintressen (bland annat för fiske, naturvård och rörligt friluftsliv) samt hyser flera hotade arter och miljöer. Älven och många arter, bl. a. Klarälvslaxen är upptagna i EU:s habitatdirektiv.

Laxbeståndet i älven har sina rötter hos östersjölaxen, men betraktas idag som en genetiskt särpräglad glacialrelikt laxstam som i och med landhöjningen efter istiden blev kvar i den sjö som idag utgörs av Väneren. Klarälvslaxen är i ett globalt perspektiv en av mycket få sötvattenslevande storvuxna laxstammar, som ända sedan istidens slut vandrat fram och tillbaka mellan Väneren och sina huvudsakliga lekområden i Klarälven, Trysilelva och Femundselva.

Det rika lax- och öringfisket i älven är dokumenterat från 1200-talet och framåt och från första halvan av 1800-talet finns uppgifter om att uppemot 30 000 Vänervandrande laxar och öringar fångades i de nedre delarna av Klarälven varje år. Även från Trysilelva finns uppgifter om betydande fångster av lax och öring.

Älven har ytterligare drygt 20 fiskarter av vilka flertalet har ett mer eller mindre uttalat behov av att vandra uppströms och nedströms. Lake (nära hotad), asp (nära hotad) och ål (akut hotad) är även upptagna på den svenska Rödlistan (Belke 2010).

Älvens hydro-/geomorfologi är speciell med en kombination av forsar, strömmar, näs, brinkar, strandrevlar, korvsjöar, meanderlopp och deltan. Till dessa miljöer finns många arter knutna och Klarälven är ett av Nordens atrikaste och mest intressanta vattendrag för strandorganismer, med ett stort antal mer eller mindre hotade arter ur ett nationellt perspektiv. Detta gäller särskilt kärlväxter och insekter. I biflödena finns även bestånd av hotade arter som flodkräfta och flodpärlmussla. Flera arter omfattas av nationella åtgärdsprogram för dess långsiktiga bevarande och deras livsmiljöer är hotade av mänskliga aktiviteter.

I takt med ökad industriell verksamhet ökade även behovet och betydelsen av vattenkraft. För Klarälvens del innebar detta anläggandet av kraftverk vid Deje (1904), Munkfors (1906), Forshult (1912), Forshaga (1912) och Krakerud (1921). Vid samtliga kraftverk som utgjorde vandringshinder byggdes fisktrappor och ålyngelledare. Fisktrapporna fungerade dock inte bra och via en vattendom 1933 upphävdes kravet på fisktrappor. Laxen och öringen som skulle upp för lek fångades och transporterades istället upp förbi kraftverken med lastbil för utsättning på både svensk och norsk sida. Efter Krakerud följde anläggandet av kraftverk vid Skymnäs (1939), Skoga (1943) och Edsforsen (1948). På norsk sida, i Trysilelva, uppfördes Sagnfossens kraftverk (1943) och Lutufallets kraftverk (1963).

Det klart största kraftverket i älven, Höljes, anlades 1961. Då denna utbyggnad även berörde norskt territorium var den tvungen att godkännas av båda ländernas myndigheter i enlighet med 1929 års vattendragskonvention. Under förarbetena var det stort fokus på de redan existerande kraftverken i älven och de negativa konsekvenser detta medfört för laxen (St. prop. nr. 110

1960-61). Både bland fiskbiologer och bland allmänheten i framförallt Norge fanns ett stort motstånd mot anläggandet av Höljes. Till följd av utbyggnaden förstördes många historiska lekområden och laxen hindrades från att nå stora delar av sina lek- och uppväxtområden.

Som en följd av Höljesutbyggnaden enades de båda länderna den 22 juli 1969 om ett samarbetsavtal benämnt "Vänerlaxens fria gång". Syftet var att via olika försök utreda konsekvenserna av Höljes och de övriga kraftverken. Då utvecklingen hos laxbeståndet efter anläggandet av Höljes kraftverk mycket snabbt nådde låga nivåer hamnade dock istället fokus på att rädda det som var möjligt. Namnet till trots enades man därför om att skjuta upp frågan om fiskpassager till förmån för andra åtgärder, till exempel utsättning av smolt i både övre och nedre delarna av älven på svensk sida. Försöken hade nämligen visat det man befarade, att i princip ingen fisk klarade sig levande förbi Höljes kraftverk, vare sig smolt (utvandringsfärdiga lax/öringungar) eller kelt (utlekt fisk). Laxtransporterna till Norge kunde inte längre försvaras och de små mängder lekfisk som fångades för upptransport blev prioriterade för det sista kvarvarande reproduktionsområdet i Klarälven (Strängforsområdet). Undersökningarna sammanställdes i rapporten "Vänerlaxens fria gång" (Petersson et al. 1990).

Den svenska delen av älven inklusive biflöden är idag utbyggd och reglerad med ett stort antal dammbyggnader och kraftverk. I stort sett samtliga saknar villkor om fiskvägar och minimitappning. Nio av kraftverken är belägna i Klarälvens huvudfåra och i den norska delen av älven, Trysilelva/Femundselva, finns två kraftverk i huvudfåran och ett i tillflödena. Jämfört med de stora norrländska och för kraftändamål utbyggda vattendragen avviker dock Femund-/Trysil-/Klarälven genom att (delar av) vattensystemet fortfarande hyser vilda lax- och öringpopulationer med förhållandevis stora outbyggda lek- och uppväxtområden, framförallt på den norska sidan.

Anläggandet av vattenkraftverk utan fungerande fiskpassager, hård beskattning av beståndet, föröreningar och flottningsrensning har lett till att de vilda populationerna av lax och öring idag utgör spillror. Förlusten av vild lax och öring har hittills kompenseras genom utsättning av odlad fisk, vilket har gett ett gott fiske i Vänern som är av stor ekonomisk betydelse.

Under vårvintern 2010 träffade Norges och Sveriges miljöministrar en skriftlig överenskommelse om ett nytt samarbete kring den vilda Vänerlaxen. Projektet fick liksom i avtalet från 1969 namnet "Vänerlaxens fria gång". Med "fria vandringsvägar" avses åtgärder för att nå så effektiv passage (uppströms och nedströms) förbi kraftverken som möjligt för att återställa vattendragets konnektivitet och skapa väl fungerande ekosystem. Högeffektiva fiskpassager bedöms vara en förutsättning för att säkerställa bland annat lax- och öringbestånden långsiktigt genom återetablering på beståndens forna reproduktionsområden i de svenska och norska delarna av älven.

En stor skillnad jämfört med det tidigare bilaterala avtalet från 1969 är att det idag dels finns betydligt mer kunskap och erfarenhet om fiskpassagelösningar och biologi, och dels nationella miljömål, ny nationell lagstiftning och flera nya internationella förpliktelser som både Sverige och Norge har anslutit sig till. Centralt i detta arbete står EU:s vattendirektiv med dess förpliktelser om att uppnå god ekologisk status (eller i undantagsfall potential) till år 2021. Syftet med direktivet är att förhindra ytterligare försämringar i yt- och grundvatten, samt skydda och förbättra status hos akvatiska ekosystem och andra vattenberoende ekosystem (våtmarker, svämskogar m fl). Arbetet ska bygga på försiktighetsprincipen, att förebyggande åtgärder bör vidtas och att "föröreningen" ska betala.

Mot ovanstående bakgrund har det aktuella Vänerlaxprojektets viktigaste syften och långsiktiga mål varit följande:

Syften:

- att utreda älvens potential för lax- och öringproduktion – idag och i framtiden
 - att genom ekologiska och genetiska undersökningar öka kunskapen om laxen och öringen samt dess livsmiljö
 - att utreda vilka åtgärder som är nödvändiga för att långsiktigt säkra laxens fortlevnad och öka populationernas numerär
 - att utreda ekologisk status och viktiga påverkanskällor samt föreslå åtgärder
- Långsiktiga mål:
- Återuppbyggnad av det vilda lax- och öringbeståndet i Femund-/Trysil-/Klarälven samt i Vänern
 - Fria vandringsvägar för lax, öring och andra vandrande fiskarter
 - God ekologisk status eller potential enligt EU:s ramdirektiv för vatten
 - Hållbar och utvecklad sportfisketurism för främjande av den lokala näringslivsutvecklingen

Länsstyrelsen i Värmlands län och Fylkesmannen i Hedmark delegerades ansvaret för genomförandet av projektet. En projektgrupp bestående av sju organisationer har stått för genomförandet på uppdrag av en styrgrupp bestående av sex svenska och norska myndigheter. För att så mycket kunskap och intressen som möjligt skulle fångas upp bildades en referensgrupp med bland annat kommuner, markägare, fiskeorganisationer och kraftbolag. Via en hemsida och halvårsvisa seminarium har informationsutbyte skett och programinnehållet i projektet har vid behov justerats. Vidare har en tidigare version av denna rapport remitterats till ett stort antal svenska och norska organisationer, även utanför den formella projektorganisationen.

VÄNERLAXEN SOM INDIKATOR PÅ ETT VÄL FUNGERANDE EKOSYSTEM

Klarälvsaxen kan av flera anledningar ses som en indikator för ett väl fungerande ekosystem: 1) dess ursprungliga livsmiljö utgörs av ett mycket stort

område med vitt skilda ekosystem, från Vänern till stora och mindre älvar och åar, 2) den fordrar god vattenkemisk kvalitet, 3) den fordrar vandringsvägar, uppströms och nedströms, 4) den ställer höga krav på vattendragens morfologiska tillstånd, 5) den är av stort värde ur ett ekosystemperspektiv, 6) populationen är, liksom många andra arter och populationer, kraftigt försvagad och mycket skyddsvärd, 7) dess lek- och uppväxtmiljö i rinnande vatten, strömmar och forsar, är starkt reducerad och påverkad av dammar och kraftverk, 8) det finns relativt mycket dokumentation om laxpopulationens utbredning och storlek före utbyggnaden av dammar och kraftverk.

Lyckas vi skapa förutsättningar för ett långsiktigt bevarande och återuppbyggnad av det vilda och långvandrande laxbeståndet kommer också många andra arter att gynnas parallellt.

VÄNERLAXEN OCH DESS LIVSMILJÖ

Begreppet Vänerlax är ett samlingsnamn för vandrande bestånd av lax och öring från Vänern med tillflöden. I verkligheten är det olika stammar som leker och växer upp i olika tillflöden (Gullspångsälven och Klarälven), med Vänern som gemensamt födosöksområde. Mer korrekt kallas lax och öring från Klarälven för Klarälvsax och Klarälvsöring (se även "Vänerlaxen" i del 1). Dessutom finns lokala stammar av öring som vandrar inom vattendraget, till exempel den relativt storvuxna så kallade Finnskogaöringen. Även på den norska sidan finns sådana bestånd (Kjøsnes et al. 2004). Laxfiskarna utgör ekologiskt sett en viktig grupp med höga krav på sin livsmiljö, samtidigt som det ofta finns stora ekonomiska intressen knutna till arter som lax, öring och harr.

Klarälvsax- och öring har en livshistoria som är anpassad för vandring, lek och uppväxt i Femund-/Trysil-/Klarälven (se "Vänerlaxens livshistoria" i del 1). När fri passage rådde i hela vattendraget upp till Femunden var dessa arter några av de mest långvandrande som funnits med vandringer

uppemot 400 km. Vandrigen i sig är en evolutionär anpassning och avvägning där fördelarna av att vandra långt ofta är ökad tillgång på föda, bättre tillväxt och högre reproduktiv framgång och nackdelarna ökad dödlighet och högre energikostnader (Jonsson et al. 2007, Jonsson och Jonsson 2011). I en studie av Bohlin et al. (2001) undersöktes detta hos olika bestånd av både stationär och vandrande öring. I de nedre delarna av vattendragen dominerade vandrande individer, medan de stationära företrädesvis fanns i de övre. Vid ungefär 150 höjdmeter inträffade en jämvikt mellan delpopulationerna och slutsatsen var att det inte var lika lönsamt att vandra till områden över denna nivå. Laxen är generellt mer anpassad till att klara högre flöden och har bättre förmåga att passera större höjdskillnader än öringen, något som är tämligen väl dokumenterat (Jonsson och Jonsson 2011). Fallhöjden i Femund-/Trysil-/Klarälven från Vänern (45 m ö.h.) till Femunden (662 m ö.h.) är 617 m. Om man använder gränsen som är nämnd av Bohlin på 150 höjdmeter når man upp till Strängsforsen. Eftersom arealen av de ursprungliga lekområdena på svensk sida sannolikt inte var tillräckliga för att producera de historiskt kända fångsterna från Vänern och älven måste de norska områdena också ha varit lax- och öringproducerande. Detta stöds även av historiska fångstuppgifter och gör Klarälvsaxen och öringen till mycket uthålliga och goda vandrare.

I mindre älvar finns ofta ett nära sammanhang mellan älvarnas storlek och storleken på laxen. Men i älvar över en viss storlek ($> 40 \text{ m}^3/\text{s}$) finns inte längre något sådant sammanhang (Jonsson et al. 1991a). Femund-/Trysil-/Klarälven är ett stort vattendrag, men laxen är inte känd som en av de mest storvuxna, med en medelvikt på ca 4 kg och de största exemplaren vägas uppemot 8-9 kg. Den långa vandrigen kan vara en orsak till detta. Den energikrävande uppvandringen innebar sannolikt en betydande dödlighet och även vandrigen tillbaka till Vänern var

riskfylld, inte bara för smolt utan även för utlekt fisk.

Vanligtvis har lax sin uppväxtfas efter smoltifiering i havet. Det speciella med Vänerlaxen är dock dess anpassning till att leva hela sitt liv i sötvatten. Denna process startade i och med landhöjningen efter den senaste istiden då förbindelsen till havet bröts. Sötvattenslevande långvandrande laxstammar är idag mycket sällsynta, även i ett globalt perspektiv.

I Vänern finns som nämnts även den mer storvuxna och hotade Gullspångslaxen och tidigare fanns även laxstammar i Norsälven och Byälven, vilka dock dog ut som en följd av dammar och kraftverksutbyggnad. Även flera av de storvuxna öringbestånden i Vänern och tillflöden är utdöda som en konsekvens av mänsklig aktivitet.

Laxens ekologiska och genetiska status

Före etablering av partiella dämmen i Deje omkring år 1830 uppgick de årliga fångsterna till uppemot 30 000 laxar och öringar (Almer & Larsson 1974), och under 1700-talet var fångsterna sannolikt ännu högre (Norrgård et al. 2011) (se även "Fångster då och nu" i del 1). Som en följd av vattenutbyggnad, hårt fisketryck, flottningsrensning och annan industriell verksamhet gick utvecklingen hos den vilda fisken stadigt nedåt under andra halvan av 1800-talet och första halvan av 1900-talet (Piccolo et al. 2011). När Höljesdammen skulle anläggas i början på 1960-talet fanns en bred opinion mot en utbyggnad från såväl fiskeribiologer som allmänhet. Den utbredda uppfattningen var att detta skulle innebära slutet för lax och vänervandrande öring på den norska sidan och att produktionen på den svenska skulle minska som en följd av indämda och torrlagda arealer av lek- och uppväxtområden samt fragmenterings- och regleringseffekter (se "Älvsystemets utbyggnad" i del 1).

Höljesdammen byggdes dock och i början av 1970-talet fångades endast några få hundra kilo lax och öring, trots

att man fortsatte att transportera lekfisk till den norska sidan för reproduktion i Trysil/Femundselva. Märkningsstudier inom det s.k. 1969-avtalet visade dock att överlevnaden av utvandrande smolt och utlekt fisk från den norska sidan var mycket låg (Petersson et al. 1990). Anledningen ansågs vara passagen genom dels Höljesmagasinet och dels genom Höljes kraftverk. Eftersom fiskpassagelösningar inte ansågs vara genomförbara kunde man inte längre motivera fortsatta transporter till norsk sida. Dessa upphörde i praktiken 1988 och den uppvandrande lekfisken transporteras sedan dess enbart till den svenska sidan. I dag fångas och transporteras i Forshaga centralfiske i medeltal (2009-2013) ca 700 vildfödda laxar och ca 100 vildfödda öringar per år (se "Forshaga centralfiske..." i del 1). Dessa individer utgör hela de kvarvarande vildfödda lekbestånden.

Som ersättning för utebliven naturlig reproduktion finns sedan 1960-talet en omfattande kompensationsodling för utsättning av smolt i såväl älven som i Vänern. Sedan smoltodlingens start har avelstäkt, odling samt kompensationsutsättningarna för både Klarälven och Gullspångsälven varit samlade i Klarälven, d.v.s. även Gullspångslax och öring fångas och odlas vid samma anläggningar som Klarälvsaxen och sätts ut i Klarälven. Såväl tidigare analyser som undersökningar utförda inom detta projekt har dock visat att Klarälvsaxen har påverkats genetiskt av denna hantering, en verksamhet som från början skulle vara var tillfällig men som snart pågått i 50 år. Delrapporterna om genetik visar till exempel att dagens stam av Klarälvsax är genetiskt påverkad av Gullspångslaxen ("Genetisk analys..." och "Genetisk föräldraskapsanalys..." i del 2). Här framgår även att det bland den Klarälvsax som fångades och provtogs i Forshaga 2011 och 2012 fanns en liten andel individer som förmodligen utgör rena korsningar med Gullspångslax. Andelen "gullspångsgener" är dock i samma storleksordning som det genomsnittliga genflödet sedan

1960-talet (Palm et al. 2012). Inslaget av gullspångsgener är högre bland större individer, vilket stämmer med Gullspångslaxens generellt sett snabbare tillväxt och större storlek.

Klarälvsöringen verkar ha klarat sig bättre och visar ett lägre flöde av gener från Gullspångsöringen. Anledningarna till att fisken påverkats är flera. Förutom att man satte ut hybrider mellan Klarälv- och Gullspångsfisk samt Kallsjööring under tidigt 60-tal (Petersson et al. 1990) har med största sannolikhet även en ofrivillig genetisk uppblandning inträffat på grund av att avelstäkt och odling av de berörda arterna och stammarna sker parallellt och vid samma plats.

I studien av Palm et al. (2012) observerades även en lägre grad av genetisk variation hos Klarälvslax i jämförelse med Gullspångslax, en skillnad som fanns redan under 1960-talet. En trolig förklaring är förluster av genetisk variation tidigare under 1900-talet på grund av för få föräldrar i odling och få vilda individer. Från en genetisk utgångspunkt är det viktigt att i framtiden minska graden av onaturlig genetisk påverkan från gullspångsfisken. Dessutom måste antalet vuxna lekfishar som transporteras eller vandrar fritt upp för lek (och som verkligen leker) vara tillräckligt stort för att förhindra framtida fortsatta förluster av genetisk variation. Detta är särskilt viktigt för att stammarna ska kunna anpassa sig till de specifika miljöförhållanden som råder i olika delar av älven idag och för att möta framtida miljöförändringar, till exempel förändrade temperaturer och flöden (se *"Klimatförändringar och fisk"*).

Eftersom Gullspångslaxen generellt sett är större och för att minska risken för att Klarälvslax med hög inblandning av Gullspångsgener ska påverka Klarälvslaxens genetik, har sedan mitten på 1990-talet individer över 5,5 kg sorterats bort vid centralfisket i Forshaga och inte använts för avel eller transport. Samtidigt visar genomförda analyser att Gullspångsgener även förekommer hos lax under 5,5 kg och att gränsen därför

inte varit och inte är tillräcklig för att undvika fortsatt genetisk påverkan. De genetiska studierna har även visat ett positivt samband mellan kroppsstorlek (vikt) och reproduktiv framgång. Orsaken kan vara att stora honor producerar större romkorn och att överlevnaden från rom till parr-stadiet därför är högre.

Resultaten från de genomförda studierna visar en något högre andel gullspångsgener bland odlade än bland vildfödda fiskar, vilket innebär en förhöjd risk för genetisk påverkan på den vildfödda fisken om de leker tillsammans. Dessutom härstammar den odlade laxen från ett lägre antal föräldrafiskar och har vuxit upp under förhållanden som skiljer sig påtagligt från de som råder i naturen. Från smoltodlingens start och fram till 2012 har dock en blandning av vildfödd och odlad vuxen lax transporterats uppströms för lek.

Förutom att den odlade laxen kan påverka den vilda genetiskt har det varit oklart hur stor andel av odlad respektive vild lax som bidragit till produktionen. Enligt den nu genomförda genetiska föräldraskapsbestämningen har den vildfödda laxen ca 3 gånger högre reproduktiv framgång jämfört med den odlade. Detta indikerar alltså att den odlade fisken har svårt att lyckas med sin reproduktion. Detta stämmer också väl med de beteendestudier som genomförts inom projektet där odlade individer uppvisat ett avvikande beteende inför och under lek jämfört med vildfödd fisk (se *"Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"* i del 2). Skillnaden i reproduktiv framgång mellan vild och odlad lax speglar förmodligen de två gruppernas helt olika förutsättningar under uppväxten. Hur mycket de odlade laxar som genom åren flyttats upp i Klarälven har bidragit till den naturliga produktionen av lax är därför osäkert.

Ett annat intressant resultat från de genetiska studierna är att även tid för fångst och transport verkar ha påverkat laxens reproduktiva framgång, där sent upptransporterad fisk producerat relativt

sett färre avkomor. Förklaringarna till sambandet är sannolikt flera och komplexa. Det kan bero på rent fysiologiska och naturliga skillnader mellan tidigt och sent uppvandrande fisk men även på faktorer kopplade till förhållanden/stress vid specifika tillfällen, till exempel tid från fångst till utsättning, antalet fiskar i transporterna samt rådande temperaturer under transport etc.

Trots att de genetiska förändringarna är tydliga finns fortfarande klara skillnader mellan stammarna från Klarälven och Gullspångsälven. Skillnaderna syns bland annat i de genetiska "släktskapsträden" för lax och öring med populationer från olika geografiska områden (se *"Genetisk analys..."* i del 2). Andelen "ursprungliga gener" hos Klarälvslaxen bedöms fortfarande ligga mellan 80-95 %, varför det är berättigat att betrakta Klarälvslaxen som genetiskt distinkt och skyddsvärd. Detsamma gäller inte minst för Klarälvsöringen.

Beståndsutveckling

Uppemot 200 ton Vänerlax kan ha fångats varje år under de bästa åren på 1800-talet (Petersson et al. 1990), då med samtliga Vänerlevande stammar inräknade (se *"Laxfisket i Vänern"* i del 1). I älven fångades enligt statistik och anteckningar från första halvan av 1800-talet uppemot 30 000 lax och öring per år, vissa källor anger till och med uppemot 50 000 per år (1700-tal) (se *"Laxfisket i älven"* i del 1).

Fångsterna i älven och i sjön minskade markant under slutet av 1800-talet och nedgången fortsatte under första halvan av 1900-talet. Anledningarna till nedgången var sannolikt flera. Dels var fisketrycket under 1800-talet mycket högt både i sjön och i älven ("hänsynslöst" enligt dåtidens fiskbiologer), och dels fanns vid den här tidpunkten många industrier längs älven (sågverk, pappersmassafabriker och stålverk) som påverkade fiskbestånden negativt. Den tredje faktorn, och den som sannolikt påverkat fiskvandringen

mest, är de dammbyggnader som från 1700-talet och framåt begränsade både fiskens vandrings- och lekmöjligheter i älven. Till en början var dammarna ofta passerbara eftersom de sällan byggdes över hela älvbredden. Efter anläggandet av Deje kraftverk i början av 1900-talet var dock möjligheten till naturlig passage i princip över. Fisktrappor anlades vid Deje och vid de efterföljande fyra kraftverken men då dess effektivitet visade sig vara låg började man på 1930-talet istället att transportera upp fisken med lastbil förbi kraftverken.

Utbyggnaden av älven fortsatte och avslutades med Höljes 1964. Bottennoteringen i fisket kom på 1970-talet med endast 0,5 ton fångad lax och öring. Idag fångas det totalt runt 60-70 ton lax och öring per år i Vänern, ett fiske som dock uteslutande bygger på odlad fisk utsatt i kompensationsyfte. Den vildfödda laxen och öringen är fredad och fångas sedan 1993 under sin lekvandring i fällan vid Forshaga kraftverk för utsättning uppströms Edsforsen. Utvecklingen under de senaste 15-20 åren har varit svagt positiv, framförallt för laxen. Från att ha legat på nivåer kring 200 fiskar per år är idag 5-årsmedelvärdet (2009-2013) för antalet fångad vildfödd lax och öring ca 800 st.

De historiska fångstsiffrorna från älven under 1800-talet ger en bild av uttaget, hur stor lekfishpopulationen egentligen var är svårare att veta. Till stor del saknas sammanhängande uppgifter om när på året man började och slutade fisket, med vilken intensitet fisket bedrevs, hur ofta och hur länge fiskade man när man väl startat. Fiskade man dygnet runt, hur ofta vittjade man och inte minst hur effektiva var metoderna och redskapen? Viktigt vid jämförelser med mer moderna fångstsiffror som bygger på fångster vid en plats (Forshaga centralfiske), med samma metod och där fisk fångas under nästan hela fiskens uppvandringssperiod.

För att få en bild av hur populationen förändrats de senaste 150 åren kan det ändå vara motiverat att utifrån

historiska uppgifter jämföra dessa med fångsterna i Forshaga idag. Eftersom det finns dokumenterade fångster på 30 000 lax i Deje 1832 och 10 000 i Forshaga 1905 vet vi att det åtminstone fanns så många laxar och öringar i nedre Klarälven vid den här tidpunkten. Med en effektivitet i Forshagafällan idag på uppskattningsvis 50 % (baserat på de två telemetristudierna som visat ett effektivitets-spann på ca 20 – 80 %, se delrapport *"Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"* i del 2) skulle det verkliga antalet fiskar som lekvandrar upp från Vänern per år idag ligga på i medeltal ca 1 600 individer (baserat på medelvärdet 800 st per år). Utgår man från de historiska fångstuppgifterna, utan möjlighet att korrigera för nämnda osäkerhetsfaktorer, utgör dagens *verkliga* lekbestånd ca 5 % av det tidigare *fångade* antalet.

Vänerlaxens lekvandring och reproduktion

Lekvandring

Vid tiden före dammarnas och kraftverkens tillkomst var mer eller mindre hela älven tillgänglig för lax och öring från Vänern och sett till historiska fångstuppgifter kan det på goda grunder antas att reproduktionsområdena även i de norska delarna av älven ursprungligen var betydelsefulla för laxbeståndet (Petersson et al. 1990). En del av källorna härrör sig ända från 1200-talet och tillsammans med övrig dokumentation visar detta att laxen och öringen från Vänern kunde vandra långa sträckor och att de förekommit och fiskats efter från Forshaga i söder till Engerdal i norr. Vänerlax (öring) har även konstaterats lekvandra så långt österut som till Lima (Siktån) och Rörbäcksnäs (Tandån) i Dalarna (Törnqvist 1940), i det senare fallet en sträcka på ca 20 km från mynningen i Trysilelva.

Dagens naturliga lekvandring för lax och öring tar stopp vid fällan vid Forshaga kraftverk, ca 20 km uppströms mynningen i Vänern, varifrån lekfisken transporteras med lastbil uppströms Edsforsen. Det har dock länge funnits

en uppfattning om att fiskvägen och fällan fungerar mindre bra när flödena är höga och spillvatten släpps långt bort från fiskvägens ingång. Fisken får då inte en tydlig vattenström att lockas mot utan distraheras av flera olika strömbilder och konsekvensen blir att fällans fångsteffektivitet minskar.

Under 2012 och 2013 genomfördes de första studierna för att utvärdera fällans fångsteffektivitet (se *"Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"* i del 2). Uppvandrande leklax fångades och märktes med radiosändare vid Klarälvens mynning i Vänern och följdes därefter ca 20 km upp till Forshaga och vidare in i fiskvägen. Det första året var flödet i älven relativt högt med mycket spillvatten (medelflödet under maj – oktober var 265 m³, varav 44 % släpptes via spillluckorna, data från Fortum) även i luckorna längst bort från fiskvägen. Fiskvägens andel av flödet var då ca 1,5 % och fångsteffektiviteten knappt 20 %.

Under 2013 upprepades studien och då under en säsong med relativt låga flöden och lite spillvatten (medelflödet under uppvandringssäsongen maj – oktober var 154 m³, varav 24 % släpptes via spillluckorna, data från Fortum). Spillvatten släpptes framförallt under försommaren och under ca 65 dagar, eller 50 % av totalantalet dagar, mellan 21/5 och 30/9 var spillet i princip noll (data från Fortum). Merparten av vattnet gick alltså i turbiner, timmerränna samt i fiskvägen. Fiskvägens procentuella andel av totalflödet var då högre (ca 3,2 %) och fångsteffektiviteten ökade till 78 %.

Trots att dataunderlaget är begränsat till två år kan man misstänka en korrelation mellan antalet fångad fisk i fällan, vattenflödet i älven samt spillvattnets omfattning och utformning.

I samma studie konstateras att laxens position i älven starkt berodde på förhållandet mellan turbinflöde och spillvattenflöde. Under 2012 återfanns högst andel lax vid spillluckorna när spillet var som störst, trots oförändrat turbinutflöde. Under 2013 stod laxen

vid turbinutskovet när turbinflödet var störst men förflyttade sig till spillluckorna när turbinutflödet var noll. En analys av data från fiskvägens fiskräknare från 2012 visar att det finns ett klart positivt samband mellan antalet registrerade fiskar per dag och turbinflödets omfattning samt ett negativt samband mellan antalet registrerade fiskar och mängden spillvatten som släpps i utskov långt från fiskvägen (Länsstyrelsen i Värmland, opubl.).

Att fisken vandrar fram och tillbaka mellan turbinvatten och spillvatten innebär sannolikt även att uppehållstiden nedanför dammen innan fisken hittar in i fiskvägen ökar. De nu genomförda studierna visar att uppehållstiden innan fisken går in i fällan varierade stort mellan de två åren. Under 2012, ett år med högt flöde och låg fångsteffektivitet, tillbringade fisken i genomsnitt 47 dagar nedströms dammen innan den hittade upp i fiskvägen. Under 2013 var motsvarande siffra ca 4 dagar. Enligt den rutin som hittills praktiserats kan det efter fångst dröja uppemot en vecka ytterligare innan fisken transporteras upp. Förseningen kan därför under vissa år vara mycket stor jämfört med den beräknat naturliga vandrings tiden på sträckan Forshaga-Edsforsen på 9 dygn (8 km per dygn, Törnqvist 1940). Enligt underlaget inför kommande vägledning om bästa möjliga teknik (enligt Miljöbalken) är baskravet för fiskvägar något till några dygn (Calles et al. 2013).

En av de första mer omfattande märkningarna av lekfisk för att följa dess vandring efter återutsättning härstammar från 1930-talet då Törnqvist (1940) fångade och märkte sammanlagt 500 laxar och öringar i Deje för utsättning uppströms Edsforsen. Av de återfångade laxarna återfångades samtliga utom en på den norska sidan vilket visar att fisken tämligen enkelt kunde forcera forsarna i Höljes-Långflon och därmed vidare in i Trysilelva. Studerar man älvens fallprofil (se *Älvsystemets utbyggnad*) i del 1) framgår också att lutningen under

den första delen av Trysilelva är ungefär densamma som på den svenska sidan mellan Vingängsjön och Höljes.

Studierna med radiomärkt fisk inom projektet har visat att en hel del av den fisk som körs upp inte vandrar uppåt utan vänder nedströms och passerar till slut Edsforsens kraftstation. För den odlade fisken under 2011 var andelen så kallade "fallbacks" hela 50 % medan den för vild var ca 12 %. Skillnaderna beror sannolikt på att den odlade fisken inte är uppväxt i och präglad på Klarälvens vatten. När fisken väl hamnat nedströms Edsforsen finns i avsaknad av fiskväg för uppströmsvandring ingen möjlighet för fisken att ta sig tillbaka. Även om den vildfödda laxstammen byggts upp via odlad fisk från delvis vilda föräldrar indikerar detta att en relativt stor del av den upptransporterade odlade fisken aldrig bidragit till produktionen. Detta indikeras även genom de föräldraskapsanalyser som gjorts inom projektet där den vilda fiskens reproduktiva framgång är 3 gånger högre än den odlade. Sedan 2012 transporteras endast vild lax varför problemet idag är mindre men likväl förloras ca 12 % av lekfiskarna, sannolikt delvis till följd av den stress som uppkommer i kedjan mellan fångst och utsättning.

Det fanns även en klar skillnad i fallbacksfrekvens mellan fisk som transporterades tidigt och sent på säsongen, där tidig fisk hade en högre andel fallbacks. Anledningen kan vara att den tidiga fisken inte har samma utvecklade vandringsdrift som senare fiskar, vilket i kombination med den stress som påförs via fångst, hantering och transport ökar andelen fisk som vandrar nedströms efter utsättning. Att hanteringen har betydelse för fiskens beteende visades även i studien av fällans effektivitet. Fisk som först fångats i fällan och återutsattes några km nedströms hade en betydligt lägre återfångstfrekvens jämfört med fisk som hanterats i lägre grad (se *Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven*) i del 2).

Som en sammanfattning av de utsättningar av märkt lekfisk som skedde 1974 i och med "1969-avtalet" kan man säga att den upptransporterade laxen sökte sig uppåt efter utsättning och hittade uppenbarligen lekplatser eftersom fisken som återfångats sent på säsongen och i början på det följande året visade fysiska tecken på att vara utlekt (t.ex. avmagrad). Hur stor andel av de upptransporterade som verkligen lekte var däremot mer oklart. De studier som gjorts inom nuvarande projekt har visat att av den vilda laxen simmade drygt 82 % direkt till lekplatserna efter utsättning (för odlad fisk var siffran ca 28 %). Av de vilda individerna uppvisade även majoriteten (86,7 %) ett så kallat holding-beteende, ett stationärt beteende som tolkas som att lekaktiviteter äger rum. För odlad fisk var denna andel ca 50 % av de som till slut valde att stanna på ett lekområde. Sammantaget kan man utifrån de genomförda studierna konstatera att ca 70 % av de vilda laxar som transporteras upp verkade delta i leken medan motsvarande siffra för odlad lax var ca 14 % (baserat på andelen fallbacks och "normalt" lekbeteende för vild vs odlad).

Reproduktion

Elfiskeundersökningar i Klarälvens huvudfåra visar att tätheterna av laxungar längs stränderna uppströms Vingängsjön i norra Klarälven är låga, endast ca 3-20% jämfört med Torneälven, Piteälven, Kalixälven, Vindeln, Gullspångsälven och Mörrumsån (vadelfiske) (se *"Klarälvslaxens och öringens utbredning och vandringar"* i del 1). Motsvarande jämförelse när det gäller båtelfiske visar att fångsten av laxungar i Klarälven endast uppgår till 7-21% av fångsten av laxungar i norska Namsen (se *"Fiskesamfunnet i ..."* i del 2). Tätheterna av laxungar vid traditionellt elfiske har dock ökat något under (åtminstone) den senaste 25-årsperioden (medelvärdet för perioden är ca 0,9 per 100 m²). Båtelfiskeundersökningar visar att laxungar utnyttjar Klarälven

ner till åtminstone 1,5-2 m djup, och att fångsterna 2011-2013 (0,51 – 0,66 laxungar per minut) var något högre än 2006 (0,5 per minut).

Undersökningarna har endast kunnat påvisa enstaka laxungar i Klarälven nedströms Edsforsens kraftverk, vilket tillsammans med biotopkarteringen tyder på att reproduktion, eller förutsättningar för reproduktion av lax är dåliga inom detta kraftverkstata område. Fragmentering, indämning av tidigare strömmar/forsar och torrläggning genom vattenkraftutbyggnaden är sannolikt den främsta orsaken till den obefintliga-ringa laxproduktionen i Klarälvens mellersta och nedersta delar (faktumet att få lekfiskar befinner sig på dessa sträckor kan också spela in).

Under den senaste 25-årsperioden har laxungetätheterna i biflödet Höljan/Hynnan (1,4 st per 100 m²) och övriga biflöden (1,9 st per 100 m²) ökat något, och laxungar har påträffats i 11 biflöden, till skillnad mot två i början av 1990-talet. Telemetrastudier visar att laxen i huvudsak leker i de nedre delarna av Strängsforsområdet, men även i biflödet Höljan. Sett till fynd av årsungar vid elfiskeundersökningar och avstånd till lämpliga lekområden i Klarälven bedöms att lax sannolikt även lekt i Acksjöälven, Halgån och Femtan.

Hittills ostyrkta uppgifter gör gällande att mellan 1997-2007 sattes 100 000-tals yngel av odlad Klarälvs-lax ut i Strängsforsområdet. Om uppgifterna stämmer vet vi inte hur mycket dessa bidragit till fångsterna av "vildfödda" laxar under elfiskena eller till det ökade uppsteget av "vild" lekfisk till Forshaga.

Telemetrastudier visar att den vänervandrande öringen leker i biflödena, främst i Höljan men även Strängsforsområdet. Utvecklingen av den vandrande öringens naturliga reproduktion är betydligt vanskeligare att uttala sig om eftersom ungarna är svåra att skilja från strömstationär öring. Öringtätheterna vid båtelfiske 2011-2013 i Strängsforsområdet var lite högre (0,5 st per minut) jämfört med 2006 (0,1 st per

minut) och även längs dess stränder har tätheterna ökat något sedan 1991 (3,5 st per 100 m² i snitt för perioden).

Anledningen till att tätheterna i norra Klarälven är förhållandevis låga kan vara att älvens bärighetsnivå idag inte är större. Det vill säga att de förutsättningar som idag råder i älven vad gäller substratsammansättning, näringstillgång, påverkan från reglering etc. sätter en gräns för vad älven kan producera. Det kan också vara ett tecken på att älven är underutnyttjad och att potentialen finns för större produktion. Stöd för det antagandet är dels att den vildfödda populationen av lax kontinuerligt har ökat under de senaste ca 20 åren och dels de senaste årens om än svaga ökning av tätheterna vid genomförda elfisken.

Ett intressant resultat från båtelfisken är också den stora variationen i årsklassernas styrkor samt att detta verkar sammanfalla med antalet lax som transporteras uppströms Edsforsen. Relativt sett höga upptransportsiffror verkar ge starkare årsklasser och vice versa. Med reservation för att yttre faktorer som svåra isvintrar, vattenförlust och temperatur påverkar årsklassernas styrkor kan detta vara ett tecken på att älvens laxproduktion står i direkt proportion till antalet upptransporterade lekfiskar och att älvens potential inte är fullt utnyttjad. Biotopkarteringen och lekbeståndsmålen indikerar också att produktionen skulle kunna vara betydligt större (se *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"* i del 2).

Information och skattningar av smoltproduktionen är ett viktigt instrument i förvaltningen av lax- och öringbestånden. Till exempel när och hur man ska spilla vatten vid kraftverk för att öka överlevnaden, uppföljning av restaurering av uppväxthabitat och anläggandet av fiskpassager. Det är också en viktig del i att upprätta så kallade "stock-recruitment"-kurvor, d.v.s. hur mycket smolt som produceras som en funktion av antalet tillgängliga lekfiskar (älvens bärighetsnivå).

En välprövad metod för att övervaka produktionen av lax och öringssmolt är olika typer av smoltfällor (se *"Produktion av vild laxsmolt i Klarälven"* i del 2). Projektet har under 2012-2014 arbetat med både så kallade Screw-traps (roterande flytande fällor) och Wolf-traps (fasta fällor monterade i timmerrännor/utskov) samt smolttryssjor. Resultaten i form av antal fångad smolt i ryssjan under 2012 (pilot), 2013 och 2014 varierar betydligt. Under 2013 var till exempel den maximala fångsten under en och samma dag 37 st smolt medan den under 2014 var 420 st.

Att variationen är så stor kan ha flera förklaringar, dels finns skillnader i antalet upptransporterad fisk, lekframgång och uppväxthållanden för fisken under älvsfasen vilket ger skillnader i antalet utvandrande smolt, och dels kan det vara skillnader i hur bra ryssjan fiskat olika år. Åren 2012 och 2013 var de första år som ryssja användes i Klarälven och man får anta att en viss inkörningsperiod krävs för att optimera funktionen. Sist men inte minst kan det bero på att smoltens huvudsakliga utvandringstid sammanfallit med tidpunkter då ryssjan inte fiskat, oftast på grund av för högt flöde.

Den period på året som smolt vandrar ut beskrivs ofta i litteraturen som relativt kort och att det framförallt sker under våren (Thorstad et al. 2012). Under 2013 varade perioden för Klarälvens del i över tre månader utan någon särskilt utmärkande topp, medan det 2014 skedde en mycket stor utvandring i slutet av maj. I direkt anslutning till denna topp uppstod ett mycket högt flöde vilket gjorde att ryssjan togs ur vattnet i ca 3 veckor. Detta gör att det är svårt att säga exakt när toppen inträffade och hur stor den maximala smoltutvandringen per dag var. Under 2014 försvann isen redan i april och stora mängder laxsmolt fångades redan den 2 maj då ryssjan sattes ut. Bara under perioden 18-22 maj 2014 beräknas 17 000 smolt ha passerat platsen (baserat på ryssjans effektivitet beräknad genom fångst/återfångst av märkt

smolt). Om detta återspeglar vårtoppen eller om utvandringen ökade ytterligare är dock något oklart, även om de låga fångsterna då ryssjan åter sattes i tyder på att toppen faktiskt var i maj.

Eftersom ryssjan ännu inte har fiskat med önskad effektivitet vid högflöden finns dock en fortsatt osäkerhet om hur stor mängd och andel av smolten som vandrar vid relativt korta flödestoppar. Utan denna kunskap är det svårt att veta hur en spillvattensstrategi ska utformas. En smoltvandring utan större toppar men med lång varaktighet (likt 2013) bör ha en strategi där man ökar spillvattenmängden vid kraftverken under en lång tid om man skall erhålla den förmodade nyttan. Om det istället visar sig att den stora utvandringstoppen inträffar i maj, när det vanligtvis spills en del vatten kan spillperioden vara kortare. En kombination av ryssja och screw-traps (mindre känsliga för högt flöde), skulle därför kunna vara lämpliga övervakningsmetoder.

Beräkningarna av totalproduktionen av smolt för 2013 visade först att siffran inte verkade biologiskt rimlig. Detta med tanke på uppmätta förluster i kraftverk, antagen överlevnad i Vänern och vid jämförelse med det faktiska antalet vildfödda lekfiskar som fångas i fallan i Forshaga. Den totala utvandringen 2013 bedömdes i modellen kräva 17 000 smolt medan beräkningarna baserade på fångst återfångst i ryssjan angav att 3 700 smolt hade passerat. Ryssjan fiskade dock inte under ca en vecka under maj 2013, och baserat på erfarenheterna från 2014 då väldigt stora mängder smolt passerade under en flödestopp är det inte orimligt att mellanskillnaden (13 000 smolt) kan ha passerat under veckan med höga flöden som ryssjan inte fiskade under 2013. Med nära 20 000 utvandrande smolt 2014 stämmer antalet återvandrande lekfiskar till Forshaga relativt väl i ett modellsscenario där överlevnaden i passagen förbi kraftverken är 30 % (d.v.s. enligt 2013 års överlevnadsstudie) och överlevnaden under sjöfasen är 30 %.

För att öka noggrannheten i

modellens prediktioner bör de parametrar som används i modellen förfinas. Till exempel gäller det överlevnaden mellan smolt till vuxen (storskalig märkning av utvandrande smolt), antal romkorn per kg honlax specifikt för Klarälvslox av olika storlekar (från Forshaga avelsfiske), samt mått på överlevnaden rom till smolt. En skillnad i överlevnad av det senare på 1 eller 2 % har stor betydelse för både modellering och verklighet.

Om man hittar flaskhalsarna under laxens uppväxtfas före smoltifiering ökar även möjligheterna att sätta in rätt åtgärder. Ett sätt att ta reda på detta vore att märka laxungar vid elfiske och via återfångster studera överlevnaden, t.ex. med hjälp av uppföljande elfisken och insamling via ryssjor eller anläggningar vid kraftverken. Eftersom märkningsstudier ofta kan ta tid innan de kan utvärderas är det viktigt att detta påbörjas så snart som möjligt.

Den utlekta fiskens (keltens) och smoltens nedvandring Kelt

Eftersom lax och öring förbrukar mycket av sin lagrade energi i samband med lekvandring och lek är dödligheten hos lekfisk relativt stor vilket påverkar andelen som påbörjar sin nedströmsvandring. Studierna inom projektet har visat att endast 49 % av den fisk som transporterades upp överlevde lekvandring, lek och började sin nedvandring under 2011/2012 (se "Keltens beteende och vägval" i *"Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt"* i del 2). Det finns konstigt nog få jämförbara undersökningar om dödlighet på grund av lek hos atlantisk lax, men det är en allmän uppfattning att relativt få laxar leker mer än en gång (Jonsson och Jonsson 2011).

På grund av fiskens kondition kan man anta att förluster av utlekt fisk under nedvandring sker även i en utbyggt älv, speciellt om avstånden är stora. I en utbyggt älv med många kraftverk kan man dock räkna med en

betydligt större dödlighet i samband med nedvandring förbi kraftverken. Detta eftersom det mycket sällan finns fysiska åtgärder på plats för att underlätta nedströmspassagen eller för att inte extra vatten spills förbi kraftverken vid tidpunkten för fiskens utvandring.

Som nämnts tidigare var Törnquist (1940) den första som undersökte den vuxna utlekta laxen (s.k. kelt) i Klarälven. Han märkte 250 laxar och 250 öringar mellan 1936-1937 som alla sattes ut vid Edebäck efter att de transporterats från Deje. Vid denna tid fanns det fyra kraftverk på vägen som måste passeras (Krakerud, Forshult, Munkfors och Deje). Det fanns också ett kraftverk i Forshaga men älven var vid denna tid inte helt överbyggd varför fisken kunde passera. Av den totalt utsatta fisken återfångades 6,2 % ute i Vänern. Dessa fiskar hade bevisligen tagit sig förbi de fyra kraftverken. Av den märkningsmetod som användes kan man dock anta att flera märken kan ha lossnat samt att inrapporteringen sannolikt var låg. Dessutom var det troligtvis många av de märkta fiskarna som inte fångades eftersom det pelagiska fisket i Vänern (t.ex. trolling) inte var speciellt omfattande vid den här tiden. En stor del bör därför ha överlevt både fångst, upptransport, lekvandring, lek och nedvandring. Ytterligare fyra av de märkta fiskarna registrerades i Deje två år efter märkningen och var alltså på väg uppströms för en andra lek.

Märkningarna av lekfisk utförda mellan 1964-1987 visar att av 579 fiskar som sattes ut nedströms Höljes återfångades 26 i Vänern (4,5 %). Detta var Carlin-märkt fisk, och därför inte direkt jämförbara med Törnquists försök. Det kan i de senare försöken antas lägre märkesförluster och bättre återrapportering på grund av förbättrad metodik. Även om det finns flera möjliga felkällor pekar detta på att överlevnaden kan ha minskat efter att fisk måste passera åtta kraftverk istället fem. Med etableringen av Höljes reducerades fiskens överlevnad ytterligare vilket indikeras av att av

1 209 märkta fiskar som utsattes uppström Höljes återfångades 29 fiskar i Vänern (2,4 %). Detta trots att det 1967 släpptes mycket vatten förbi Höljes som spillvatten.

I projektets studier med radiomärkt lekfisk kan varje enskild fisk följas. Detta är en stor skillnad och förbättring jämfört med tidigare märkningsförsök eftersom man får en bild av den totala dödligheten och orsaker till denna. Resultatet från studierna 2013-2014 visar att en (1) av de 50 vilda laxarna som följdes från utsättningen uppströms Edsforsen, via lekvandring, lek och nedvandring lyckades överleva vandringsringen tillbaka till Vänern, nästan alla dog vid kraftverken (se delrapporten *"Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven"* samt avsnittet om "Keltens beteende och vägval" i *"Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt"* i del 2). Något fler av de fiskar som direkt efter utsättning släppte sig nedströms förbi Edsforsen överlevde dock. Totalt sett verkar det som att chansen att ta sig ner till Vänern från lekområdena i norra Klarälven idag kan vara mindre jämfört med tidigare.

Även rent logiskt borde keltens ha det svårare att vandra nedströms idag jämfört med tidigare. I Törnquists försök fanns förutom färre kraftverk även gott om spillvatten och fungerande timmerrännor. Under perioden 1964-1987 var älven i det närmaste helt utbyggd, med skillnaden att timmerflottningen fortfarande var i full gång. Reglerna för spill av vatten under denna period var omfattande men ändå inte lika gynnsamt för fisken som längre tillbaka - virket samlades nu i till exempel Höljesmagasinet och släpptes nedströms i grupper tillsammans med vatten. Detta vatten torde ändå ha betytt en del för överlevnaden av både smolt och kelt. I den nuvarande situationen är släpp av spillvatten ingen självklarhet, och inte under något av åren 2011-2013 har det funnits spill vid samtliga kraftverk. Den mycket högre dödligheten hos kelt (98 %) jämfört med smolten (ca 70-

85 %) har sannolikt sin förklaring i att det på grund av smoltens mindre storlek ändå finns en viss överlevnad hos den smolt som passerar genom turbinerna. Resultaten pekar på en stor försämring av lekfiskens möjlighet att överleva nedvandringen, de viktiga flergångslekarna är därför idag en sällsynt förekomst. Ett mål med projektet är därför att åtgärder vidtas för att förbättra denna situation.

Smolt

Förutom de naturliga orsakerna till dödlighet hos smolten vid utvandring tillkommer ytterligare dödlighet vid kraftverken, dels genom predation i kraftverksmagasinen och dels via skador i kraftverksturbiner och vid passage genom utskoven. Alla de fiskeexperter som uttalade sig i denna fråga före byggandet av Höljes kraftverk förutsåg till exempel att dammen och kraftverket avsevärt skulle öka mortaliteten hos utvandrande smolt (St. prp. nr. 110 1960-1961, Petersson et al. 1990). I samband med det svensk-norska avtalet från 1969 (1962-1989), genomfördes omfattande försök med märkt smolt för att studera utvandringens framgång (Petersson et al. 1990). Av de smolt som sattes ut på den norska sidan återfångades mycket få på svensk sida, mortaliteten genom passage genom Höljes magasin och kraftverk kunde i det närmaste betraktas som total. Även förlusterna mellan Edsforsen - Vänern var stor, bara 7 % återfångades (Petersson et al. 1990.). Den utsatta smolten i denna studie var odlad och man måste här räkna med en högre dödlighet än för vildfödd smolt. Experimenten med utsättning av vilda och odlade smolt nedströms Forshaga under 2012 visade till exempel en hög överlevnad för vild smolt och en mycket låg överlevnad för den odlade under sin passage ner till Vänern (se *"Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt"* i del 2).

I två studier, en genomförd av Karlstads universitet 2009 (Norrgård et al. 2013) och en inom ramen för projektet 2013 (se *"Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt"* i del 2), följdes vildfödd smolt med akustiska sändare från

Strängforsområdet ända ner förbi Forshaga. Förlusterna skedde nästan enbart vid passagen förbi kraftverken. Den ackumulerade dödligheten på hela sträckan (8 kraftverk) uppgick till 84 % under 2009. Under detta år spilldes det mycket lite vatten förbi kraftverken vilket fick till följd att de flesta smolt sannolikt tvingades passera genom turbinerna. Studien upprepades 2013, nu med spillvatten vid alla kraftverk utom två. Resultatet visade att 30 % av fisken klarade sig förbi Forshaga och 29 % till Vänern.

I och med att spillet av vatten var mycket begränsat under 2009 kan den studien ses som ett slags "worst-case-scenario". Konsekvensen av spillvatten blir att smolten tvingas gå igenom turbinerna. Att överlevnaden 2013, med spillvatten förbi 6 av 8 kraftverk, ökade med i det närmaste 100 % pekar på att man med ett anpassat spill skulle kunna rädda ett betydligt större antal fisk än utan spill.

Även erfarenheten från andra utbyggda älvar pekar på att smoltöverlevnaden kan ökas genom att tappa spillvatten under utvandringstiden. De specifika förutsättningarna vid varje kraftverk är dock sannolikt av stor betydelse, något som är känt från andra typer av passagestudier (Calles et al. 2013), och dessutom kan smoltens utvandringstidpunkt variera mellan år. För att nå de överlevnadssiffror som krävs måste det i tillägg till spillvatten därför skapas effektiva vandringsvägar/insamlingsanläggningar dit smolten kan ledas in för vidare vandring nedströms eller transport (se *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2).

Smolt förlorades även på sträckor som saknar kraftverk. Procentuellt sett var förlusterna höga vid passagen genom framförallt Krakerudsmagasinet (kallad Rådadammen i delrapporten) samt Lusten. Dessa förluster kan bero antingen på predation eller på så kallad "fördröjd mortalitet", d.v.s. sekundär dödlighet orsakad av skador som smolten ådragit sig vid passagen genom ett uppströms liggande kraftverk. Vidare analyser av data från 2013 tyder dock

på att de senare förlusterna var relativt små (Norrgård, muntligt).

Den procentuella förlusten av den smolt som valde vägen genom sjön Lusten nedströms Deje kraftverk var 28 %, medan den var 0 % i själva älvsträckan på samma plats. I såväl Lusten som i Krakerudsmagasinet finns både gädda, gös och lake varför man kan anta att predationsrisken är hög, vilket överensstämmer med andra studier som visat en ökad predation på smolt i lugna, sjölika habitat (Jepsen et al. 1998, Olsson et al. 2001, Olsson et al. 2009, Vättenvårdsförbundet 2013). Att dödligheten var relativt låg på de oreglerade kontrollsträckorna uppströms Edsforsen samt mellan de flesta kraftverken nedströms Edsforsen kan tyda på att förlusterna var låga även under förindustriell tid.

Projektet föreslår i kapitlet om åtgärdsförslag lösningar för att underlätta nedströmsvandringen av smolt och kelt. Speciellt gäller detta åtgärder för att i framtiden leda av fisk från de norska delarna av älven (Lutufallet) förbi Höljes samt idag från Edsforsens kraftverk och nedströms.

***Gyrodactylus salaris* och BKD**

G. salaris

Under våren 2013 påvisades laxparasiten *G. salaris* hos Klarälvslox i Vänern (Klarälven, Forshaga). Under hösten samma år återfanns även parasiten på laxungar nedströms Höljesdammen. Förekomsten vid båda platserna var mycket låg men innebär att parasitens utbredningsområde i vattensystemet idag omfattar Vänern, Gullspångsälven och Klarälven upp till Höljes och att det med dagens regelverk inte är tillåtet att transportera in lekfisk till den norska delen av älven. Som en följd av fynden och möjliga konsekvenser tog projektet initiativ till en utredning angående sannolikheten för spridning, och effekter av eventuell spridning av parasiten för lax i Norge (se ”*Risikoevaluering av G. salaris*” i del 2). Rapportens slutsats är att sannolikheten för spridning från Klarälven, eller från Trysil-/Femundsälva till lax på den norska sidan är mycket låg.

Konsekvensen av en eventuell spridning till norska atlantlaxstammar kan å andra sidan vara mycket allvarlig.

Med Klarälvsloxens sannolika östersjö-ursprung samt att dessa laxpopulationer verkar motståndskraftiga mot parasiten kan man med visst fog anta att även Vänerns laxstammar är resistent. Det är dock fortfarande okänt om *G. salaris* är införd till Vänern/Göta älv i modern tid eller om den funnits i systemet sedan vandringarna av lax mellan Vänern och Klar-/Trysil-/Femundsälva startade. Det kan heller inte uteslutas att parasiten redan är etablerad i bestånd av röding i norska sjöar med anknytning till älven.

Med osäkerheten kring hur länge parasiten funnits i systemet och att röding kan vara en potentiell värd följer en viss sannolikhet för att *G. salaris* redan kan vara etablerad i älven på norsk sida. Mot denna bakgrund skulle en buffertzon, liknande den som idag finns i Enningdalsälva och som innebär att det aktuella området inte längre anses vara fritt från *G. salaris* och därmed blir undantaget Norges allmänna fristatus för parasiten, innebära att återintroduktion av lax till Trysil-/Femundsälva blir möjlig. En buffertzon medför att in- och utförsel av okontrollerad fisk till och från området inte är tillåten samt att en fiskspärr måste installeras i timmerrännan i Femundens norra ände för att hindra fisk och därmed parasiten att ta sig vidare ner till Glomma. En revidering av fristatus och återintroduktion av lax till de norska delarna kan komma att innebära krav på saltbadning (desinficering) av lekfisken (se även ”*Förslag till åtgärdsprogram*”).

BKD

BKD är en allvarlig bakteriell njursjukdom hos framförallt odlad fisk. Upptäckten av bakterien i några regnbågsodlingar inom Klarälvens avrinningsområde gjorde att transporterna av lekfisk uppåt i Klarälven/Trysilälva låg nere under några år i slutet på 80-talet och början av 90-talet. Bland de 1000-tals avelshonor av lax och öring som därefter provtagits i Forshaga har ett mycket fåtal fall kunnat konstateras. Eftersom förekomsten av

BKD kan komplicera öppnandet av fria vandringvägar tog projektet via Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) fram en konsekvensanalys angående just detta.

I rapporten dras slutsatsen att sannolikheten för spridning av BKD i systemet med öppna vandringvägar eller fisktransport är hög. Rapporten slår även fast att konsekvensen för lax- och öringbestånden kan vara allvarliga, men i bemärkelsen begränsande. Rapporten menar vidare att transporterna av lax och öring bör upphöra till dess att man tagit fram en fungerande metod för levandeprovtagning. Idag provtas de honor som ingår i aveln men eftersom provtagningen är dödlig är den inte lämplig att använda på de lekfiskar som ska transporteras uppåt i systemet för naturlig lek.

Samtidigt finns vattendomar för Klarälven som fastställer att lax och öring ska transporteras från Forshaga och uppströms Edsforsens kraftverk. Sedan 1996 har i medeltal ca 1000 laxar och öringar flyttats upp varje år utan att något akut BKD-utbrott har kunnat konstateras. Detta faktum i kombination med den låga incidensen hos provtagen fisk i Forshaga under samma period (1 konstaterat positivt fall efter 1996) bör enligt projektet betyda att risken för att laxen dör ut av ett utbrott av BKD är mycket låg. Den eventuella risken måste dessutom ställas i relation till alternativet, det vill säga att man för att skydda fisken från att smittas och eventuellt dö ut av BKD, stoppar vandring/transporter. Något som utan tvekan kommer leda till att laxen dör ut.

Eftersom det ur ett strikt smittskyddsmässigt perspektiv och enligt Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 2014:4, 8 §, 5 kap) inte är tillåtet att flytta fisk från en avseende sjukdomar icke friförklarad zon (Vänern) till en friförklarad zon (Klarälven uppströms Forshaga) krävs en dispens från Jordbruksverket för fortsatt transport av lekfisk för naturlig lek på svensk sida. (se ”*Förslag till åtgärdsprogram*”).

Även kring framtida återvandring av vild lax och öring (smolt eller kelt) från

Norge till Sverige finns vissa frågetecken kopplade till BKD. Det framgår av Jordbruksverkets föreskrifter (1995:125) att införsel av levande laxfisk från Norge till Sverige är förbjudet. Detta gäller dock inte frisimmande vild fisk och vild fisk som tar sig in via fiskvägar. Eventuell framtida införsel av smolt och kelt via lastbilstransport kräver dispens från föreskrifterna (se *"Förslag till åtgärdsprogram"*). I detta sammanhang kan nämnas att Mattilsynet framhållit vikten att vattendirektivet och fiskhälsodirektivet bör baseras på en gemensam och enhetlig förvaltningsmodell. Ett synsätt som projektet ställer sig bakom.

ANDRA SKYDDSVÄRDA ARTER OCH NATURTYPER

Fisk

Fiskfaunan är, sannolikt till stora delar, av naturliga skäl artrikast närmast Vänern med 34 arter i sjön varav ca 24 förekommer permanent eller tillfälligt i Klarälven upp till Forshaga kraftverk. På sträckan Forshaga - Edsforsen förekommer idag 5-15 arter, beroende på kraftverkssträcka. Framförallt är det uppströms Munkfors kraftverk och vid Skymnäs kraftverk som artantalet sjunker. Givetvis har naturliga forsar och fall begränsat arternas historiska spridning uppåt i systemet men jämför man antalet arter idag med Cederströms inventering från 1895 saknas nu observationer av flera arter. Längst upp i Klarälven mot Höljes ökar artantalet och här har runt 16 arter påträffats i modern tid. Anledningen är troligtvis att den långa kraftverksfria sträckan mellan Edsforsen och Höljes erbjuder fler, större och sammanhängande habitat, till exempel bättre livsmiljöer för strömlevande arter som harr, sik och simpor än vad de utbyggda och indämda sträckorna gör. I nordligt och högt belägna Trysilelva sjunker artantalet av främst naturliga skäl något och i Femunden finns åtta fiskarter.

Förutom lax och öring har med stor sannolikhet flera andra fiskarter med stort behov av kontinuitet och/eller strömmande och forsande vatten decimerats till följd av den omfattande utbyggnaden av

dammar och kraftverk samt rensningen i älvsystemet: ål, asp, id, gös, sik, stäm, harr, flodnejonöga, bäcknejonöga, stensimpa och bergsimpa. Vandringen hos ytterligare minst 11 fiskarter i vattensystemet (med normalt kontinuitetsbehov) har begränsats av dammbyggnader och vattenkraftverk (se *"Effekter på övriga vandrande fiskarter"* i del 1).

Strandvegetation

Strandvegetationen är påverkad av den reglerade vattenföringen. Enligt de studier som genomförts inom projektet (se *"Effekter av vattenregleringen..."* i del 2) har den steniga strömsträckan nedströms Höljesdammen urspolade stränder och mycket av den amfibiska vegetationen saknas. Vidare har det konstaterats att den nedre delen av stranden är bortoroderad på flera ställen längs hela älven, att gran har etablerat sig längre ned på stranden och att strandvegetationen minskat i utbredning. Amfibisk vegetation saknas helt liksom stora delar av gräs- och starrbältet. Vide- och strandskogsbältet har minskat och stora delar av strandvegetationen nås inte längre av översvämmande vatten. Artrikedomen har sammantaget minskat med ca 20 % jämfört med ett oreglerat vattendrag. Även stränderna i de reglerade biflödena uppvisade en lägre artrikedom jämfört med de oreglerade. Vid en undersökning i Värmland, delvis inom Klarälvens avrinningsområde, fann man att en kraftig reglering ofta har en stor negativ effekt på bottenfaunasamhället, både i sjöar och i vattendrag. En tydlig effekt var en kraftig minskning av antalet arter (Ericsson et al. 2012)

Rödlistade arter

Minst ett 40-tal rödlistade arter (Bjelke 2010) bedöms missgynnade av t ex dammar, vattenreglering och/eller rensning av botten och stränder inom de vattendrag som omfattas av åtgärdsprogrammet i denna rapport (se *"Lagstiftning och miljöpolitik"*, *"Generella ekologiska effekter av dammbyggnationer, kraftverk och vattenreglering"* samt *"Flottning och flottningsrensning"* i del 1). De största grupperna utgörs av kärlväxter och skalbaggar. Av

dessa är åtta arter akut hotade eller starkt hotade i ett nationellt perspektiv. Bland fiskarna är ål, asp och lake upptagna på Rödlistan.

Minst fem arter av specialiserade strandskalbaggar förefaller ha försvunnit och flera andra har minskat kraftigt. Även bestånden av flera rödlistade strandväxter samt backsvala har gått tillbaka under senare decennier. Den främsta anledningen till arternas tillbakagång är att deras huvudsakliga livsmiljöer – högre sand- och grusrevlar respektive nipor – har minskat i areal och kvalitet, vilket i sin tur bedöms i allt väsentligt bero på vattenregleringen. De naturligt säsongregelbundna vattennivåfluktuationerna har blivit mindre, med följd att den tidigare breda öppna strandzonen vuxit igen alltmer, och utan att motsvarande nya sandrevlar bildats. Vidare har senare års onormalt långa perioder med höga sommarflöden resulterat i dränkning av livsmiljöer under kritiska faser i skalbagarnas livscykel.

Nationella åtgärdsprogram för hotade arter

Av pågående nationella åtgärdsprogram för hotade arter (Naturvårdsverket 2014a) i och vid sötvatten bedöms följande missgynnas av effekterna av dammbyggnationer, vattenreglering och flottningsrensning i Klarälven med biflöden: utter, strandsandjägare, flodkräfta, flodpärlmussla, klådris, äjvopilört, skaftslamkrypa och hårklomossa. Planer för åtgärdsprogram finns för bl a asp (*Aspius aspius*) och flodnejonöga. Av särskild betydelse för Klarälvens mest unika strandarter är de förhållandevis höga, långa och parallella sandrevlar (älvvallar) som bildats av höga vårflooder strax nedströms näsens spetsar.

Habitatdirektivet och fågeldirektivet

Tretton Natura 2000-områden bedöms vara missgynnade av t ex dammar, vattenreglering och/eller rensning av botten och stränder inom de vattendrag som omfattas av åtgärdsprogrammet (se *"Lagstiftning*

och miljöpolitik”, ”Generella ekologiska effekter av dammbyggnationer, kraftverk och vattenreglering” samt ”Flottning och flottsrensning” i del 1). Åtminstone följande naturtyper som förekommer i dessa Natura 2000-områden och som är skyddade enligt Habitatdirektivet (92/43/EEG) missgynnas: *Naturligt större vattendrag av fennoskandisk typ, Vattendrag med flytbladsvegetation eller akvatiska mossor, Fuktängar med blåttåtel eller starr och Alluvial lövskog som tidvis är översvämmad*. I en eller flera av dessa naturtyper förekommer lax och ävjeplört som utpekade arter inom Natura 2000-områden vilka missgynnas av ovan nämnda verksamheter, liksom de i habitatdirektivet bilaga 2 (92/43/EEG) eller fågeldirektivet bilaga 1 (2009/147/EG) upptagna men i något Natura 2000-område ej utpekade arterna flodpärlmussla, utter, mikroskapania, stensimpa och kungsfiskare. Lax, som även förekommer i Natura 2000-områdena Lurö-Millersvik samt Värmlandsskärgården i Väneren överväger Länsstyrelsen utpeka som art i Natura 2000-området Klarälvsdelat. Länsstyrelsen överväger även att föreslå utter (Länsstyrelsen i Värmlands län 2014a) och ävjeplört som utpekade arter för Natura 2000-området *Klarälven, övre delen* (Mangsbo 2013c), där arterna har sina kärnområden i länet.

Artskyddsförordningen

Sötvattensarter och strandarter som är upptagna i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) och som är markerade med ”N” (=kräver noggrant skydd enligt habitatdirektivet/fågeldirektivet), och som bedöms missgynnade av t ex dammar, vattenreglering och/eller rensning av botten och stränder inom de vattendrag som omfattas av åtgärdsprogrammet i denna rapport är åtminstone backsvala, kungsfiskare, utter och ävjeplört (se ”Lagstiftning och miljöpolitik”, ”Generella ekologiska effekter av dammbyggnationer, kraftverk och vattenreglering” samt ”Flottning och flottsrensning” i del 1) (Artportalen 2014).

EKOLOGISK STATUS ENLIGT RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN

Sammantaget har drygt 60 % av vattenförekomsterna i Femundselva och Trysilelva med biflöden god eller hög ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten, medan motsvarande andel är 18 % i Klarälven med biflöden (se ”Ny statusklassning och bedömning av ekologisk status” i del 1). Alla större sjöar och vattendrag ska enligt vattendirektivet uppnå God ekologisk status.

En del vatten är påverkade av vattenkraftproduktion där hydromorfologiska förändringar har lett till att det inte går att uppnå god ekologisk status utan att kraftigt inverka på pågående verksamhet. Dessa vatten har pekats ut som Kraftigt modifierade vatten (KMV), och där ska samhällsekonomiskt rimliga åtgärder genomföras och målet blir då God ekologisk potential (GEP). För närvarande är 17 vattendrag och 9 sjöar i Värmland utpekade som KMV inom Klarälvens avrinningsområde.

Vattendraget på norsk sida är relativt opåverkat och hyser stora naturvärden. Två delsträckor i nedre Trysilelva är dock påverkade av flottledsrensningar och två strömkraftverk vilket leder till habitatförluster och bristande konnektivitet. Huvudfåran bedöms ha god ekologisk status beträffande de arter som finns, men sedan laxen inte längre finns på norska sidan på grund av fragmentering klassificeras den att ha måttlig ekologisk status.

Höljesmagasinet regleras med ca 34 m under året. Där tappas vatten ut under vintermånaderna när energibehovet är stort, för att sedan snabbt fyllas under vårfloeden till nära dämningssgräns.

Vårflodstoppen i Klarälven har minskat efter reglering från i snitt runt 375 m³/s till i snitt runt 250 m³/s efter att flottningen upphört. En annan tydlig skillnad är att vattenföringen vintertid (januari-april) hålls högre efter reglering än tidigare. Skillnaden är ännu tydligare efter flottningen avslutats. Efter reglering har inga perioder med extrema lågflöden noterats men lågflöden har blivit vanligare. Små

översvämningar har blivit sällsyntare samtidigt som antalet förändringar mellan olika flöden ökat från i snitt 57 per år till i snitt 119 per år.

Den sista outbyggda strömsträckan mellan Båtstad och Syssleback (ca 30 km) samt det bundna meanderloppet mellan Vingängsjön och Edebäck (ca 70 km) hyser fortfarande höga naturvärden, men mot bakgrund av främst flödesförändringar, bristande kontinuitet och morfologiskt tillstånd har dessa sträckor samt övriga delar av Klarälven måttlig ekologisk status. Resterande sträckor i huvudfåran och de flesta större svenska biflödena har också måttlig ekologisk status till följd av ovan nämnda orsaker. Dock finns ett större biflöde med mycket höga naturvärden och god ekologisk status (Höljan), vilket också är det viktigaste biflödet för lax och öring från Väneren (se ”Klarälvs-laxens och öringens vandringar” i del 1.).

Antalet dammbyggnader inom Klarälvens avrinningsområde i Värmland uppgår till cirka 125 st varav 46 är regleringsdammar, 25 kraftverksdammar och 54 övriga dammar (Länsstyrelsen i Värmlands län 2013c, Kuhlins 2014). Övriga dammar är i regel mindre och belägna i mindre vattendrag högre upp i avrinningsområdet, ofta uppströms naturliga vandringshinder. Endast en handfull dammbyggnader finns registrerade i Trysilelva och Femundselva med biflöden.

Hårt drabbade är strömmar och forsar och de arter som är beroende av dessa vattenmiljöer. Bara anläggandet av Höljes kraftverk förstörde 20 km av älvens reproduktionsområde för lax, öring och harr (St.prp. nr. 110 1960-61, Svärdsson och Nilsson 1985).

De ursprungliga ström- och forssträckorna i nedre Klarälven mellan Forshaga och Edsforsens kraftverk (längd ca 120 km) är i det närmaste totalt indämda eller torrlagda till följd av vattenkraftutbyggnaden. Motsvarande gäller t ex området vid riksgränsen till Höljes (ca 30 km inkl biflöden), Uvån från Kvien till Klarälven (ca 30 km), Lettan från Letten till Klarälven

(ca 8 km) samt Tåsan från Fageråssjön till Klarälven (ca 17 km).

Flottningsrensning bedrevs i Klarälven, i Varån, Höljan, Tåsan, Letälven, Likan, Femtan, Vårån, Halgån, Uvån och Gröcksälven (Noret-Grundan) samt i en stor mängd mindre svenska vattendrag (se "Flottningsrensning och flottledsrensning" i del 1). Även Femundsälva och Trysilelva är påverkade av flottledsrensning, liksom biflöden som till exempel Varåa, Hölja, Grøna och Lutua. En del restaureringsåtgärder har genomförts på rensade ström- och forssträckor (ca 12 mil) men det återstående behovet av sådana åtgärder är fortfarande betydande.

VILD FISK OCH ODLAD FISK

Kompensationsodlad smolt har sedan 1960-talet kompletterat den naturliga reproduktionen av Klarälvlax- och öring och hanterats tillsammans med odlad Gullspångslax- och öring. Tidigare studier har som nämnts visat att laxen i Klarälven har förändrats genetiskt, och hybridisering med den gullspångslax som sedan 1960-talet odlas parallellt i Klarälven har konstaterats. Dagens Klarälvlax uppvisar dessutom en jämförelsevis låg genetisk variationsgrad, vilket sannolikt beror på ett lågt (ibland mycket lågt) antal föräldrar i odling och i det vilda under senaste århundradet, speciellt efter anläggandet av Höljes kraftverk och damm (Palm et al. 2012; se även "*Genetisk analys...*" i del 2). Andra studier har visat att odlad fisk i naturen kan påverka vilda bestånd negativt både ekologiskt och genetiskt (se Fleming och Petersson 2001). Dels kan miljöpåverkan under uppväxten orsaka egenskapsskillnader vilka påverkar fiskens överlevnad och beteende senare under livet. Dels har det påvisats ärftligt betingade skillnader i reproduktiv framgång redan efter kort tid i odling.

En summering av de telemetristudier som utförts inom projektet (se del 2) visar att:

- den vilda laxsmolten i Klarälven, jämfört med den odlade, hade en högre överlevnad vid nedvandring på

sträckan Forshaga-Vänern (89 % mot 11-22%, beroende på utsättningstidpunkt).

- de flesta vilda leklaxarna (82 %) simmade direkt till lekplatserna efter utsättning uppströms Edsforsen, medan endast 29 % av de odlade uppvisade ett liknande beteende.
- andelen leklax som simmade nedströms och hamnade nedströms Edsforsens kraftverk (s.k. fallbacks) efter utsättning var betydligt högre för odlad lax (50 %) än för vild lax (12 %).
- odlad fisk under lektid uppvisade oftare (21 %) ett oregelbundet vandringsbeteende (irrade omkring) jämfört med den vilda laxen (6 %)
- en större andel vild lax (87 %) uppvisade ett så kallad stationärt eller "holding" beteende under leken än odlad lax (50 %).

Ovanstående pekar på att den vilda Klarälvlaxen klarar sig bättre än den odlade i naturen ur många viktiga aspekter. Vidare är det de vilda bestånden som avses när det gäller förpliktelser enligt ramdirektivet för vatten eller habitatdirektivet. Fiskodlingar (och andra liknande platser med fisk i höga tätheter) kan dessutom vara centra för och sprida fisksjukdomar till vilda bestånd, och medföra en hantering, förvaring och transport som är onaturlig och stressande för fisken (se nedan).

LASTBILAR OCH FISKPASSAGER VID DAMMBYGGNADER

Optimala habitat för tillväxt, överlevnad och reproduktion för olika stadier i fiskars livshistoria, är separerade i tid och rum. Som en följd av detta genomför hela eller delar av fiskpopulationer förflyttning eller vandring mellan olika habitat. Drivkrafter bakom vandringsarna är förbättrad födotillgång och tillväxt, reproduktion, undvikande av besvärliga fysiska förhållanden samt artens spridning. Klart är att förutsättningarna för att upprätthålla beståndens genetiska variation minskar om vandringsmöjligheterna begränsas. Därmed minskar

också fiskpopulationernas resiliens, det vill säga deras förmåga att återhämta sig från miljöstress eller ställa om för att klara av nya miljöförutsättningar som t.ex. ett varmare klimat. Från de behov av vandringsmöjligheter som våra sötvattenfiskar har och de negativa effekter som uppstår för arterna när de inte kan vandra står det klart att den bästa möjliga tekniken bör användas vid vattenkraftproduktion så att vandringsvägar vidmakthålls eller återskapas (Näslund et al 2013).

Den tidiga fragmenteringen av Klarälven med dammar och barriärer visade hur sårbara långvandrande arter som lax och öring är, något som eskalerade i och med utbyggnaden av kraftverk.

Eftersom den finns stora samhällsintressen både för vattenkraftproduktion och för att återuppbygga ett vilt och långvandrande laxbestånd och använda det som en ekosystemresurs i övrigt krävs betydande ekonomiska insatser för att skapa effektiva passagelösningar förbi kraftverken både uppströms och nedströms. Det är inte helt klart hur pass "fri vandring" som är möjlig att skapa men i princip ska lösningarna tillåta att alla fiskar tar sig upp och ned utan skadlig fördröjning och utan onaturlig dödlighet.

Nuvarande förvaltning och regelverk innebär fortfarande att lekvandrande lax och öring från Vänern fångas i fällan vid det första vandringshindret, Forshaga kraftverk, och transporteras i lastbil för utsättning i Klarälven uppströms det idag åttonde kraftverket, Edsforsen. Tidigare gick transporter även till de norska delarna av älven, men den höga dödligheten vid nedvandringen förbi Höljes kraftverk satte stopp för den verksamheten 1988. Den viktigaste orsaken till beslutet om att köra lekfisken i lastbilar var (och är fortfarande) att metoden på kort sikt är effektivare när det gäller att leverera lekfisk till de nordligt belägna älvsträckorna med de största lekområdena (mellan kraftverk #8 och #9 samt uppströms #11) jämfört med fiskvägar förbi vart och ett av de 11 kraftverken.

Att lastbilsmetoden innebär avsevärt lägre kostnader jämfört med 11 effektiva fiskvägar har säkert också påverkat valet.

Som nämnts är vandring en evolutionär anpassning och avvägning där fördelarna av att vandra är ökad tillgång på föda, bättre tillväxt och högre reproduktiv framgång och nackdelarna ökad dödlighet och högre energikostnader (Jonsson och Jonsson 2011). En fragmentering av ett vattendrag leder till att "laxens fria gång" stoppas. Detta kan medföra att populationers reproduktion minskar liksom dess flexibilitet inför miljöstress som till exempel klimatförändringar (van Leeuwen et al., 2014, opubl.). I ett i framtiden varmare vattendrag kan detta få ytterligare betydande negativa konsekvenser.

Utdragna störningar i vandringen genom t ex dammar eller lastbilstransporter kan leda till genetiska förändringar, det vill säga att fisken över tid kan bli mer anpassad till ett stationärt beteende eftersom det inte längre är lika lönsamt att vandra. Sannolikt har flera genetiska komponenter som behövs för framgångsrik naturlig vandring påverkats (och påverkas fortfarande) genom lastbilstransporterna och som att man inte fiskat tillräckligt tidigt på säsongen, vilket bör ha minskat inslaget av "gener" från tidigt vandrande delbestånd (Stefan Palm, muntligt). Detta kan även leda till förlust av en redan låg grad av genetisk variation (se "*Genetisk föräldraskapsanalys*" i del 2).

Oavsett vilka tekniska eller naturliga lösningar som väljs förbi kraftverken för att upprätthålla vandringen och förbindelsen mellan lek/uppväxtområden i älven och uppväxtområdet i Väneren så kommer laxbeståndet att påverkas. Fiskvägar med otillräcklig effektivitet kommer reducera populationerna till en kritisk låg nivå, och en onaturlig selektion för till exempel kroppstorlek, vandringstidpunkt och kön kan ytterligare bidra till allvarliga konsekvenser i ett bevarandeperspektiv. För att minska risken för en sådan utveckling är det viktigt att anlägga tillräckligt effektiva

fiskpassager och noggrant följa upp passagernas funktion och populationernas status (genetik, kroppstorlek, vandringstidpunkt etc.).

Stressen hos fisken ökar sannolikt med transportlängden, detta i en situation där fångst, hantering förvaring och utsättning redan medfört ett onaturligt stresspåslag. Detta kan ge negativa effekter som dålig tillväxt, ökad dödlighet och minskad reproduktiv framgång (Iwama et al. 1997). Projektet har stort fokus på att förbättra detta så länge som transport är det enda alternativet. Kraven på en minimering av stress, skador och sjukdomar hos fisken som en följd av ovanstående möter också stöd i djurskyddslagen.

Vandringsmönstret påverkas idag även av att fångst, hantering och upptransport är utdraget i tid och inte får ske när vattentemperaturen är över 19 °C. Detta är dock något som kan och bör lösas genom kylning av vattnet i förvaringsbassängen och tätare upptransporter. Upptransport av fisk leder även till att en del fisk blir "fallbacks", det vill säga att de simmar nedströms efter utsättning och passerar dammen vid Edsforsen. Detta är fisk som helt går förlorad för naturlig produktion. Problemet bör kunna lösas (se "*Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven*" i del 2).

Fiskvägar medger att laxen kan återintroduceras i alla delar där den ursprungligen funnits, även i älvens södra och mellersta delar samt i ett stort antal biflöden (se "*Älven och dess avrinningsområde*" samt "*Klarälvsaxens och öringens utbredning och vandringar*" i del 1). Fiskvägar medger till skillnad från lastbilssystemet även vandring inom hela älvsystemet för ett stort antal andra fiskarter (se "Fiskarternas utbredning" i del 1). Vidare medger fiskvägar även partiell fiskvandring och sportfiske efter lax och öring i hela älvsystemet. Fiskvägar innebär till skillnad från lastbilstransporter inga utsläpp av fossila bränslen, vars användning ska minska i enlighet med Klimatkonventionen och Kyotoprotokollet (Naturvårdsverket

2014c).

Särskilt dåligt fungerande fiskvägar kan över tid påverka fiskens förmåga och vilja att vandra och kan på längre sikt även få genetiska konsekvenser. Sådana förändringar har till exempel påvisats i en studie med harr och öring i Glomma (van Leeuwen et al. 2014, unpubl.). Å andra sidan kunde sannolikt inte alla individer passera forsarna och fallen före utbyggnad av dammar och kraftverk, d v s en selektion ägde rum även i det avseendet.

Havs- och vattenmyndigheten har nyligen gett ut underlag inför lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik enligt miljöbalken vid vattenkraftverk (Calles et al. 2013). Rapporten förkunnar bland annat att minst 90 % total effektivitet (inklusive både anlockning och passage) är möjlig och ska uppnås vid nedströmspassager för lax, öring, ål och flodnejonöga. Motsvarande effektivitet för lax och öring på uppströmsvandring i vattendrag med flera dammar bör för laxfisk vara 94 %. För övriga fiskarter är det svårt att kvantifiera passageeffektivitetskrav men målsättningen ska vara hög och sträva efter förbättring även för dessa. Alla fiskvägar ska testas och förbättras till dess att tillräcklig hög effektivitet uppnås. En fördröjning vid vandring för lek vid en fiskväg på upp till ett par dygn kan accepteras.

För att säkra och återställa laxpopulationen samt ett nyttjande av resursen måste lekbeståndsmålet uppfyllas. Fördelar med lastbilstransporter är att det sannolikt går snabbare att öka lax- och öringbeståndens numerär samt att det är billigare jämfört med upp- och nedströmsfiskvägar. Då krävs att laxen även återintroduceras i de övre delarna av älvsystemet. Sannolikt är då upptransporter i kombination med nedtransporter eller effektiva nedströmslösningar det som på *kort sikt* kommer vara det mest fördelaktiga alternativet. Med lastbilstransporter av fisk lever man dock inte upp till miljöbalken, ramdirektivet för vatten eller art- och habitatdirektivet. Ej heller kommer

målet om att återskapa ett laxfiske till gagn för landsbygdsutveckling längs hela älvdalen att nås.

På längre sikt är därför högeffektiva fiskvägar vid samtliga kraftverk mycket viktiga (i kombination med utrivning av ett antal kraftverk skulle dessutom den kumulativa passageeffektiviteten öka rejält), både för att öka populationerna som sådana, för att återskapa de naturliga processerna inom populationerna samt att skapa förutsättningar för ökad fisketurism. Lastbilstransporterna har sedan de infördes på 30-talet beskrivits som en ”temporär lösning” (Peterson et al. 1990). Transporterna bör fasas ut och ersättas med tillräckligt effektiva fiskvägar den dag då lekbestånden är tillräckligt livskraftiga. En sådan utfasning bedöms som nödvändig och möjlig, men behöver ske långsamt och successivt (se vidare under ”Underlag till åtgärdsprogram”).

FÖRVÄNTADE KLIMATFÖRÄNDRINGAR OCH FISK

Klimatanalys Värmland (Persson et al. 2014) anger att dynamiken och förekomsten av vatten kan förändras eftersom ett förändrat klimat innebär skillnader i årstidernas karaktär. Detta kommer även att påverka både vattentemperatur och vattenföring. Båda dessa är viktiga klimatfaktorer som påverkar fisken. Stora förändringar över tid kan påverka grundläggande egenskaper såsom beteende, fysiologi och livshistoriestrategier och ekologiska variabler som i sin tur påverkar lek, embryonal utveckling, kläckning, tillväxt, smoltifiering, könsmognad och livslängd (Jonsson och Jonsson 2011). ”Klimatanalys Värmland” förutspår att både temperatur och vattenflöde kommer att ändras avsevärt som en följd av förväntade klimatförändringar under detta århundrade (se ”Vattenföring och temperatur – klimatförändringar?” i del 1). Sedan 1988 har alla år utom 1996 och 2010 varit varmare eller mycket varmare än genomsnittet för ”normalperioden” 1961-1990 (SMHI). Under perioden 1961-1990

har Karlstad haft en årsmedeltemperatur på 5,8 °C. Motsvarande för Femunden är 0,19 °C (Met.no). Klimatanalysen förutspår, för Karlstads del, en betydligt högre årsmedeltemperatur i slutet av århundradet på ca 9 °C, och de regionala skillnaderna kommer att fortsätta som idag. Det finns ett nära samband mellan årsmedeltemperatur i luft och i vatten, varför man måste räkna med betydande förändringar även i vattentemperaturen. Som vi har visat, har detta redan kunnat ses i de ökande temperaturerna i både Femunden, Vänern och älven.

Ett varmare vattendrag kan påverka artsammansättningen i älvsystemet till förmån för fler mesofila arter (d.v.s. arter med temperaturoptimum över 20 °C), till exempel karpfiskar som mört och braxen. En markant förändring av karpfisksamhället har kunnat ses i Glomma (Qvenild 2010). Samtidigt fanns det förvånansvärt få kallvattensarter som lake och sik.

Generellt sett minskar antalet år som laxungar tillbringar i älvsstadiet ju längre söderut man kommer och i takt med allt varmare vatten. Mönstret bekräftas av bland annat ICES (2010) där andelen vild laxsmolt som vandrar ut som ett- eller tvååringar anges till 5-10 % i de nordligaste östersjöälvarna medan motsvarande andel i de sydliga älvarna ligger närmare 75 %. Även om informationen för Klarälvsaxen om ålder vid smoltifiering och storlek är relativt begränsad tyder de data som finns på att detta har förändrats sedan 1940-talet (Runnström 1940). Smolten verkar nu vara både yngre och mindre och om Klarälvsaxens genomsnittliga ålder vid smoltifiering och utvandring sjunkit kan det tyda på att älvens givna omständigheter har förändrats, t.ex. som följd av den konstaterat högre medeltemperaturen idag, vilket kan ha resulterat i en snabbare tillväxt hos fisken och tidigare smoltifiering.

Det antal år som Klarälvsaxen uppehåller sig ute i Vänern mellan smoltifiering och utvandring och lekvandringen upp i älven vid könsmognad

verkar också ha förändrats (se ”Tillväxt, könsmognad, och uppehållstid i Vänern...” i del 1). Jämför man perioderna 1912-21 (Runnström 1940) samt 1991-1997 ser man en viss förskjutning mot att Klarälvsaxen tillbringar en kortare tid i Vänern. Inkluderar man perioden 1998-2012 blir denna förändring tydlig. Andelen lax som tillbringar tre år i sjön har då sjunkit från dryga 70 % till knappt 15 % - en tämligen dramatisk förändring i Klarälvsaxens livshistoria. Detta indikerar att en snabb och stor förändring mot färre levnadsår i sjön före lekvandring kan ha uppstått under de senaste 20 åren. Könsmognaden är tillväxtberoende (Jonsson och Jonsson 2011) och temperaturförhållanden under de två sista perioderna kan vara en orsak. Perioden 1912-21 var dock en relativt sett mycket kall period.

Laxfiskar är i allmänhet anpassade till relativt kallt vatten (< 20°C). Det finns dock även vissa skillnader mellan olika laxfiskarter och både lax och öring kan överleva vid de flesta temperaturer som vi kan förvänta oss i älven i framtiden. Övre gränser för överlevnad hos öring anses vara 25 °C och för lax 28 °C (Elliott 1994, Jonsson och Jonsson 2011). Öring har bäst tillväxt vid 13-17 °C, medan motsvarande optimum för lax är 16-20 °C. Tillväxten upphör vid ca 23 °C för öring och vid ca 25 °C för lax, även om en fisk åter även vid högre temperaturer (Elliott 1994). Harren har en optimal tillväxt vid ca 17 °C och högsta temperatur med tillväxt ca 21 °C (Mallet et al. 1999).

Med utgångspunkt i den förutspådda ökningen av vattentemperatur kan man anta att gränsen för områden med optimala produktionsförhållanden för Klarälvsax och –öring kommer flyttas norrut. Dessa förändringar har redan slagit igenom och är idag en realitet hos vissa fiskpopulationer i Alperna (Hari et al. 2005). Även fisken i biflöden som i allmänhet är varmare än huvudvattendraget kan tidvis få problem. Detta tyder på att det relativt

sett kan vara än viktigare att återetablera produktionen av lax och öring i de norska delarna av älven.

Klimatförhållandena kommer att påverka produktionen av lax och öring både genom att rekrytering, tillväxt och dödlighet kan påverkas. Beroende på omständigheterna kan detta ha en stor inverkan i årsklassernas styrka och därmed fångster i fisket. Särskilt ogynnsam för produktion av öring på norska högfjällsområden var perioden 1900-1930 med svaga årsklasser och dålig tillväxt medan 30-talet var gynnsammare med mycket hög produktion (Rognerud et al. 2003, Rognerud och Qvenild 2014, Qvenild och Rognerud 2014).

FÖRVALTNING AV FISKEN OCH FISKET

Hittills har förvaltningen av fisken och fisket i Vänern till stor del legat på Fiskeriverket (numera Havs- och Vattenmyndigheten) som högsta centrala myndighet med ett övergripande ansvar. Länsstyrelserna i Värmland och Västra Götaland har delat och samarbetat kring det regionala ansvaret för förvaltningen, till exempel när det gäller licensprövningar för yrkesfisket, redskapsbegränsningar, tillsyn på fisket samt på kompensationsodlingen och utsättningen av lax och öring etc.

Under 2013 togs initiativ till en samförvaltning för hela Vänern. Syftet är ökad samverkan kring den gemensamma resursen och att så många intressenter som möjligt runt sjön vara delaktiga i hur denna bevaras och nyttjas på bästa sätt. Samförvaltningen ska bland annat vara ett rådgivande organ för myndigheternas arbete, diskutera utvecklingsfrågor föreslå regeländringar och utgöra remissinstans. Det finns ett förslag om en arbetsgrupp inom samförvaltningen enbart för frågor kring lax och öring i Vänern. Länsstyrelsen Värmland deltar i samförvaltningens styrgrupp och projektet och den vilda Klarälvs-laxen och öringen är därför representerade i detta arbete. Som grund för

samförvaltningens arbete finns den fiskevårdsplan för Vänern som blev klar 2014 (Nilsson 2014). Kopplat till detta finns även ett uttalat behov av en gemensam förvaltningsplan/styrdokument för Vänerns stammar av såväl vild som odlad Klarälvs-lax/öring samt Gullspångs-lax/öring. En kraftig ökning av vild Klarälvs-lax/öring och ett tillåtet fiske på denna i Vänern skulle, paradoxalt nog, kunna utsätta de numerärt sett mindre Gullspångsstammarna för ett högre och oönskat tryck. I den gemensamma förvaltningsplanen måste därför frågan utredas hur en ökning av vild Klarälvs-fisk och fiske efter denna kan ske utan att det påverkar den vilda Gullspångsfisken negativt. Delar av slutrapporten för "Vänerlaxens Fria Gång" kan ingå i denna plan.

Då ett av målen med projektet är att produktionen av vild lax och öring i framtiden på lång sikt ska kunna ersätta den kompensationsutsatta fisken bör även denna fråga behandlas i planen. För att balansera biomassan av fisk och därmed påverkan på tillväxt/medelvikt och Vänerns ekosystem i stort bör utfasningen/minskningen av odlad fisk ske successivt. Det vill säga att man möter en ökad naturlig produktion av smolt med en motsvarande minskad volym odlad smolt under ett sannolikt stort antal år. Det är därför viktigt att på ett bra sätt kunna övervaka både antalet uppvandrande vilda lekfishar, yngel- och smoltproduktion samt inte minst antalet utvandrande smolt från älvsystemet. Under övergångsfasen och fram tills dess att lekbeståndsmålet är uppfyllt bör den vuxna vilda fisken vara fortsatt fredad. När målet är uppnått kan ev. över-skott tas ut via fisket i sjö/älv (ett av de långsiktiga målen inom "Vänerlaxens fria gång"). Under övergångsperioden kan det därför bli frågan om färre upptagbara laxar/öringar. Catch & Release-fisket på vild fisk skulle dock kunna fortsätta på samma sätt som det gör idag.

När det gäller förvaltning av lax och öring och fisket efter dessa i Klarälven upp till Forshaga är detta reglerat via föreskrifter (FIFS 2004:37) samt

dispenser. Övrigt fiske och fiske efter lax och öring ovanför Forshaga sköts idag till största delen av de 12 fiskevårdsområdesföreningarna (FVOF) som finns verksamma längs älven. Ett FVOF består av flera fiskerättsägare som ska förvalta och vårda fiskeresursen, sälja fiskekort till allmänheten och sköta tillsynen. Ett FVOF genererar även intäkter till fiskerättsägarna och ger pengar tillbaka för åtgärder för vattnet och fisken.

Under årens lopp har fiskevårdsområdena deltagit i flera försök att komma tillrätta med de gemensamma problem som finns i Klarälven såsom vandringshinder, förstörda lekbottnar och andra för fisken negativa faktorer. I början på 2000-talet gjordes stora insatser i de övre delarna av älven för att återskapa bland annat lekplatser för lax i Klarälven tillsammans med insatser för öring i biflöden.

Under 2009 framkom önskemål om ett gemensamt fiskekort för Klarälven från ledningen i projektet Turismutveckling längs Klarälven. Möten med FVOF längs Klarälven hölls och många frågor uppstod, till exempel varför det inte finns lax och öring på alla sträckor mellan kraftverken, varför finns det skillnader i regler o.s.v. Önskemålet om ett gemensamt fiskekort blev bara en fråga i mängden. De möten som hölls blev uppstarten till ett vidare samarbete under arbetsnamnet FISK (Fiskevårdsområden I Samverkan Klarälven). När "Vänerlaxens fria gång" startade fick FISK möjlighet att delta med ett eget delprojekt och ingå i referensgruppen. FISK:s syften och mål inom projektet har varit att:

- stärka samarbetet mellan de olika fiskevårdsområdena i Klarälven genom nätverksbyggande aktiviteter och gemensamma konkreta uppdrag som gynnar näringen.
- arbeta för fri vandring för fisken i älven
- naturresurserna längs älven ska vara hållbara och ge ökad livskvalitet hos befolkningen
- skapa förutsättningar för fler entreprenörer i regionen

Nedan presenteras ett urval av de viktigaste resultaten och förslagen som tagits fram av FISK under deras arbetet inom projektet:

Skydd av vild fisk

Enligt dagens föreskrifter (FIS 2004:37) är laxen och öringen skyddad upp till det första vandringshindret (Forshaga). Dispensfisket upp till Forshaga omfattar enbart odlad fisk. Norr därom gäller fiskevårdsområdesföreningarnas egna regler. När det gäller skyddet för den vilda laxen och öringen i älven visade genomgången av FISK att reglerna är mycket olika utformade beroende på område. Förbättringsområden har identifierats och FISK har därför rekommenderat förvaltande FVOF att samordna och förändra regelverket i syfte att öka skyddet för den vilda Klarälvsaxen och Klarälvsöringen. Havs- och vattenmyndigheten har också möjlighet att utöka skyddet till att gälla hela älven.

Fångstrapportering

Fångstrapportering är ett viktigt instrument för att få en bild över hur stort uttag och av vilka arter uttaget sker i ett vatten. Kunskapen blir sedan ett hjälpmedel vid beståndsbedömning och underlag för utarbetande t.ex. av fiskevårdsplaner. I nuläget finns bra fångstrapportering nedströms Forshagaforsen kopplat till dispensfisket. Flera FVOF längs Klarälven säljer idag fiskekort via webben där även fångstrapportering ingår i systemet. Den mest framkomliga vägen för effektiv fångstrapportering är därför sannolikt att i första hand använda sig av digitala tjänster för hela Klarälven.

Turistfiskekort

När det gäller gemensamma turistfiskekort har flera alternativ diskuterats och slutsatsen är att detta bör införas men där älven, beroende på fisketyp och karaktär, delas in i tre olika delområden: Forshaga FVOF och söderut, från Forshaga FVOF till och med Dalby FVOF samt uppströms Dalby FVOF till och med Norra Finnskoga FVOF.

Reglerna för kortet ska vara enkla och lika för alla sträckor och för att få enkel administration och slippa kontanthantering bör försäljningen till största del ske via webb.

Gemensam information och marknadsföring av fisket i Klarälven

Önskemål om en gemensam webbplats för att ge information om fisk och sportfiske har funnits länge. En webbplats kan innehålla information om till exempel olika fiskevårdsprojekt liksom lokala uppgifter om intressanta fiskeplatser eller naturvärden längs Klarälven. Arbetet startade under våren 2014 och en hemsida finns nu under www.klaralvenfishing.se. Mycket arbete återstår dock innan webbplatsen kan anses klar.

Sportfisketurism

FISK har deltagit i arbetet med att ta fram underlag till rapporten *"Sportfiskets och Vänerlaxens värden"* (i del 2).

Fiskeråd

Behovet av en samlande förening och en vidareutveckling av FISK har diskuterats fortlöpande under projektet. Därför bildades den 17 juni 2014 föreningen *"Klarälvens fiskeråd"* där den ekonomiska basen utgörs av medlemsavgifter och där varje FVOF har en representant i styrelsen. Syftet med ett fiskeråd är dels en "samförvaltning" av hela älven där alla FVOF ingår, dels att effektivt kunna arbeta med till exempel gemensam webbplats, regler, fångstrapportering, turistfiskekort m.m. Ett annat viktigt syfte är att vara språkrör för fiskevårdsnägarna i kontakter med myndigheter, kommuner och entreprenörer etc. Eftersom varje FVOF har en representant i styrelsen med mandat att fatta beslut underlättar och effektiviserar det även myndigheternas och kommunernas kontakt med alla FVOF. Fiskerådet kommer även aktivt att medverka i arbetet med att skapa fria vandringsvägar för lax och öring i Klarälven/Trysilelva.

HUR LEVA UPP TILL DEN MODERNA LAGSTIFTNINGEN OCH MILJÖPOLITIKEN?

Det är nödvändigt att vidta rättsliga åtgärder för att få till stånd de miljöförbättrande åtgärder vid vattenkraftverken i Klarälven som krävs enligt miljöbalken och EU-rätten.

Följande rättsliga instrument anses möjliga att använda för att genomdriva målen i projektet Vänerlaxens fria gång (se även delrapporten om juridik i del 2):

- att förklara ett område, t.ex. avrinningsområdet för Klarälven, som miljöskyddsområde enligt bestämmelserna i 7 kap. 19-20 §§ miljöbalken,
- att ompröva tillstånden för vattenkraftverken i Klarälven enligt 24 kap. 5 § miljöbalken,
- att återkalla tillstånd för vattenkraftverk i Klarälven enligt 24 kap. 3 § miljöbalken,
- att bedriva tillsyn av vattenkraftverken i Klarälven enligt miljöbalkens bestämmelser, och
- att väcka sådana latent villkor som föreskrivits i de domar som gäller för vattenkraftverken i Klarälven.

Det bör dock i sammanhanget noteras att Vattenverksamhetsutredningen i sitt delbetänkande *"Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler"* (SOU 2013:69) har föreslagit ett system med ny prövning av bl.a. tillstånd som har prövats före miljöbalkens ikraftträdande. Leder detta förslag, med eventuella justeringar, till lagstiftning kan det finnas anledning att använda det effektivare institutet ny prövning framför de rättsliga instrument som finns att tillgå idag. Tillsyn av vattenkraftverken i Klarälven kan behöva bedrivas både före, under och efter det att andra åtgärder vidtas. Tillsyn kan behöva ske för att t.ex. klarlägga hur situationen ser ut vid kraftverken och för att kunna bedöma vilka åtgärder som behöver vidtas. Länsstyrelsen kan i egenskap av tillsynsmyndighet vid tillsynen vidta åtgärder i form av t.ex. förelägganden.

Latenta villkor som föreskrivits i de domar som gäller för vattenkraftverken i Klarälven kan komma att väckas även i avvaktan på att t.ex. en större omprövning ska företas.

UNDERLAG TILL ÅTGÄRDSPROGRAM

För att uppnå miljö kvalitetsnormerna enligt vattenförvaltningen krävs att det görs avrinningsområdesvisa åtgärdsprogram (Vattenförvaltningsförordningen 2004:660). Underlaget behövs för att nå framgång i detta åtgärdsarbete. Det är också underlag för att bidra till högre grad av uppfyllelse av miljö kvalitetsmålen/miljömålen. Vidare syftar åtgärdsunderlaget till gynnsam bevarandestatus för utpekade naturtyper och arter enligt habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEG), gynna arter upptagna på rödlistan (Bjelke 2010) eller i nationella åtgärdsprogram (Naturvårdsverket 2014a) med mera.

För de långvandrande bestånden av Klarälvs lax, Klarälvsöring, flodnejonöga och ål föreslås på kort sikt följande åtgärder gälla intill dess att tillräckligt effektiva upp- och nedströmsfiskvägar vid samtliga kraftverk har etablerats (för dessa - se baskrav):

- a. Fisk som fångas i Forshaga transporteras i tankbil för utsättning dels uppströms Edsforsen och dels uppströms Sagnfossen (under förutsättning att detta blir förenligt med norsk lagstiftning).
- b. Nedvandrande fisk samlas in vid Lutufallet varifrån de leds in i en pipeline eller transporteras med tankbil för utsättning nedströms Höljes kraftverk (det senare under förutsättning att dispens ges i enlighet med svensk lagstiftning).
- c. Nedvandrande fisk samlas in vid Edsforsen (samt vid behov även vid nedströmsliggande kraftverk) varifrån de leds in i en tankbil och transporteras för utsättning nedströms Forshaga kraftverk.

För att uppnå bästa möjliga teknik enligt miljöbalken och god ekologisk

potential/status enligt ramdirektivet för vatten krävs en ekologisk anpassning av vattenkraftexploateringen genom ekologiska flöden och fiskpassage vid alla av människan skapade vandringshinder, både för uppströms- och nedströmsvandrande fisk (Calles et al. 2013). Nedan sammanfattas förslag till bästa möjliga teknik och baskrav med några särskilda anpassningar till miljöanpassning av dammarna och kraftverken i Klarälven och Trysilelva med biflöden samt översiktliga förslag till dammutrivning, biotoprestaurering i flottningsrensade avsnitt, åtgärdande av vägtrummor som utgör vandringshinder samt återintroduktion av Vänerlax där behov anses föreligga. För närmare beskrivningar om föreslagna åtgärder hänvisas till Havs- och vattenmyndighetens underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraftverk enligt Miljöbalken gällande fiskarters vandringsbehov (Näslund et al. 2013b), effekter av anlagda lugnvatten (Degerman et al. 2013), ekologiskt anpassad vattenreglering (Malm Renöfält & Ahonen 2013) och anordningar för effektiv upp- och nedströmspassage (Calles et al. 2013). Rapporten har författats av forskare och experter och presenterar viktigt vetenskapligt underlag, synteser och bedömningar. Det bedöms vara tekniskt fullt möjligt att bygga väl fungerande fiskvägar för samtliga förekommande fiskarter i alla svenska vattensystem. Vad som är bästa möjliga teknik är ofta plats- och artspecifikt, men många generella riktlinjer kan ges. Det är ofta inte enkelt att kräva att just den eller den tekniken skall användas utan snarare att ställa krav på den funktion som man vet går att uppnå.

Baskrav för fiskpassager i Klarälven och Trysilelva med biflöden

Enligt Havs- och vattenmyndighetens underlag för lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik i kraftverk (enligt miljöbalken) redovisas följande

baskrav (Calles et al 2013):

1. Fiskpassage skall ordnas både upp- och nedströms vid det enskilda kraftverket/dammen oavsett om passage finns vid upp- eller nedströms liggande kraftverk eftersom många fiskar företar vandringar, även i liten skala.
2. Fiskar på nedströmsvandring skall inte riskera att passera via turbinerna utan skall ledas förbi.
3. Avledare med en låg lutning (30–35°), en stor yta och en spaltvidd som hindrar fisken från att passera (10–18 mm), bedöms att i kombination med väl utformade och strategiskt placerade flyktöppningar ha en hög potential till en tillfredsställande passageeffektivitet. Detta har studerats vid små till medelstora kraftverk, men bör även fungera vid stora kraftverk (>100 m³/s).
4. Skall laxfisksmolt fysiskt utestängas med ett fingaller bör spaltvidden inte vara mer än 10–13 mm. Detta bör utgöra bästa möjliga teknik om man inte kan visa att samma resultat kan uppnås med ett galler med spaltvidd upp till 18 mm.
5. β-avledare (louvers) har i vissa fall haft en god funktion för laxfisk vid stora kraftverk i Nordamerika, men eftersom man i de allra flesta fall valt en spaltvidd som inte fysiskt stoppar all nedströmsvandrande fisk är vår bedömning att man även vid stora kraftverk behöver jobba med fiskanpassade galler som fysiskt hindrar fisken från att passera i hela vattenkolumnen.
6. Vid alla typer av åtgärder för förbättrad nedströmspassage, är det av avgörande betydelse att flyktöppningen och förbipassagen anläggs i direkt anslutning till avledaren, eftersom endast ett par meters förskjutning uppströms av dess position kan ha en förödande effekt på dess funktion.
7. Beteendestyrning av fisk på nedströmsvandring är idag inte ett bra alternativ, men kan användas ihop med fiskanpassade galler för att öka

- den totala effektiviteten.
8. Fiskvägar för nedströmspassage bör vara öppna hela året.
 9. Om möjligt skall naturlika passager användas för uppströmsvandring. Eftersom dessa kan utgöra ett strömvattenekosystem med egen fauna bör de ha vatten under hela året.
 10. Aspekten att en naturlig fiskväg kan fungera som ett återskapat strömhabitat måste beaktas i större utsträckning än hittills. Det finns möjligheter att optimera sådana habitat utan att minska effektiviteten som fiskväg. Man bör eftersträva att skapa biofåror som innehåller de komponenter som fanns i det utbyggda vattendraget, t.ex. svämplan och lekområden för fisk. Ju mindre vattendraget är, desto större betydelse kan sådana biofåror ha.
 11. Om tekniska fiskvägar kan generellt sägas att:
 - a. Slitsrännor bör prioriteras och kan användas vid stora vattenståndsvariationer
 - b. Kammartrappor med underström-

- ningsöppningar ska prioriteras i andra hand
- c. Medan bassängtrappor av överfallstyp bara bör användas för passage av lax och stor öring
- d. Denilrännor kan möjligen användas där det tidigare var ett brant fall och bara stora laxfiskar skall passera
- e. Fiskslussar och -hissar har inte visat sig effektiva och bör undvikas, men kan med noggrann utformning och funktionskontroll vara ett alternativ vid höga (>40 m) fallhöjder.
12. Tekniska fiskvägar för uppströmsvandring kan stängas under vintern, men bör vara i drift minst 10-11 månader om året.
13. Multipla fiskvägar för uppströmsvandring rekommenderas vid hinder i vattendrag som är breda, där arter med olika beteende behöver vandra eller där andra svårigheter för fisken att finna fiskvägen råder.
14. Attraktionsförmåga har varit ett generellt problem då för lite vatten rinner i fiskvägarna och extra

lockvatten sällan används. Lockvattnet bör utgöra minst 5 % av medelvattenföringen på platsen och vid högflöden bör även lockvattnet öka i paritet med detta. Detta bör utgöra bästa möjliga teknik om man inte kan visa att samma resultat kan uppnås med en mindre lockvattenmängd. De fåtal exempel som finns att tillgå visar att lockvattnet bör utgöra 6–23 % av vattenföringen på platsen.

15. Uppströms öppning bör placeras så att fisken inte hamnar i lugnvatten (predationsrisk) och inte hamnar så nära dammvall och turbinintag att fisken riskeras att falla tillbaks nedströms.
16. Fiskar fördröjs vid ett hinder. Detta bör undersökas och vid behov motverkas. En fördröjning upp till något–några dygn kan vara acceptabel vid en fiskväg för uppströmsvandring vid lek, men de kumulativa effekterna av fördröjningen får inte påverka möjligheterna till lek eller öka risken för predation.

Tabell 1. Förslag till huvudsakliga åtgärder för uppströmspassage, nedströmspassage och ekologiska flöden vid kraftverksdamarna i Klarälven och Trysilelva. Åtgärderna ska vara genomförda under 0-15/20 år, och lastbilstransporter bör (på lång sikt) fasas ut till förmån för fiskpassager vid kraftverksdamarna. X=rubricerad anordning anläggs. 0=rubricerad anordning anläggs inte.

Kraftverk	Huvudsakliga åtgärder för uppströmspassage					Huvudsakliga åtgärder för nedströmspassage				
	Befintliga/delvis utrivna fiskvägar som rustas upp/effektiviseras (antal)	Nya fiskvägar (antal)	Elsärr (antal)	Lastbilstransport	Ekologisk tappning till torrlagd naturfåra/övriga delar av vattendraget	Fingaller	Avledare	Pipeline	Vatten i ytutskov ("spilltappning")	Lastbilstransport
Forshaga	1	1	2			X	X		X	↑
Deje	1	2				X	X		X	
Munkfors	1	1			X	X	X		X	
Skymnäs	0	2				X	0		X	
Forshult	1	2			X	X	X		X	
Krakerud	0	3				X	X		X	
Skoga	0	2		↓		X	X		X	
Edsforsen	0	3				X	X		X	
Höljes	0	2		↓	X/X	0	0	↑	0	↑
Lutufallet	2	0		↓	X	X	X		X	
Sagnfossen	2	0				X	0		X	
	8	18	2							

17. Den europeiska ålen är akut hotad och skall ges högsta prioritet vid varje passage, upp- och nedströms. Sannolikt har ålens förmåga att ta sig uppströms generellt överskattats utifrån iakttagelser av enstaka ålar som klarat att ta sig förbi hinder.
18. Kriterier för anlocknings- och passageeffektivitet (upp- och nedströms) bör fastställas utgående från behov och förekomst av långvandrare (lax, havsöring, ål, flodnejonöga, havsnejonöga). Generellt bör minst 90% total effektivitet (inkluderar både anlockning och passage) kunna uppnås upp- och nedströms.
19. Alla åtgärders funktion bör utredas och säkerställas. Utvärderingarna bör ligga till grund för förbättringar av passagerna till dess tillräcklig hög effektivitet erhålls. De flesta fiskvägar behöver och kan successivt förbättras.

Kraven på en fiskvägs effektivitet måste vara högre ju fler fiskvägar som en långvandrande art skall passera. Om nu laxen på sin uppvandring har att passera många fiskvägar med hög effektivitet så kan avkomman, de utvandrande smolten, behöva ha minst lika god överlevnad vid nedströmspassage för att populationen skall ha en god chans att leva kvar. En genomgång av studier visar att för en stark vandrare som lax kan man förvänta sig att 94,5 % av individerna tar sig igenom en fiskväg på sin uppströmsvandring. Det borde vara rimligt att använda den övre kvartilen (75 %-percentilen) som den anlockning som är möjlig att uppnå vid goda förhållanden, vilket för laxfisk är 100 %.

Så kallade elspärrar för styrning av uppströmsvandrande fisk och pipelines för nedströmsvandrande fisk kan vara effektiva där förhållandena är särskilt svåra (se ”Förbättringsåtgärder i Forshaga” och ”Tiltak for å reetablere...” i del 2).

Vid vissa kraftverk kan det för lax och öring vara effektivt att spilla tillräckligt med vatten genom lämpligt placerade och utformade yttappade utskov. Vid Hunderfossens kraftverk (slukförmåga

300 m³/s) ökade passageeffektiviteten för öringkelt med ökad tappning genom utskovet, enligt 0 % vid 1 m³/s, 39 % vid 4 m³/s; 62 % vid 6 m³/s, 80 % vid 15 m³/s och 100 % vid 25 m³/s. Samtliga radiomärkta smolt passerade med spillvattnet.

I Frankrike rekommenderas att 2–10 % av kraftverkets slukförmåga ska tappas genom en nedströmspassage, men man poängterar att behovet är platsspecifikt. Motsvarande siffra för USA:s västkust är 5–10 % (se Calles et al 2013).

Fiskpassager och ekologiska flöden vid kraftverken i Klarälven och Trysilleva

På kort sikt bedöms åtgärder vid framförallt Forshaga, Edsforsen, Höljes, Lutufallet och Sagnfossen kraftverk vara viktiga. Nedan sammanfattas de viktigaste åtgärderna för respektive kraftverk. För detaljer hänvisas till del 2.

Forshaga kraftverk

Under de senaste två-tre åren har kraftverksägaren Fortum, i samarbete med Länsstyrelsen och projektet, bekostat och genomfört viktiga förbättringsåtgärder vid Forshagafällan. Bland annat har lockvattnet ur fiskvägen ökat och de två ingångarna till fiskvägen har justerats för att få en mer koncentrerad lockvattenström. Dessutom har en fiskräknare med videoövervakning installerats och ett stort manuellt hanteringssteg av fisken byggts bort, som tidigare sannolikt påverkat fisken negativt (se ”Förbättringsåtgärder i Forshaga” i del 2). Även utsättningsmetoden för den fisk som transporterats uppströms har förbättrats. Trots genomförda åtgärder krävs fler justeringar av fiskvägen och fällan för att nå upp till effektivitetsmålen.

I förslaget till baskrav anges minst 5 % (6-23%) (Calles et al. 2013) för lockvatten och ca 1,5 m³/s för drivvatten i teknisk fiskväg avseende lax (Andreas Bäckstrand muntligt). Den totala vattenmängden (drivvatten och lockvatten) ut ur fiskvägen är 4-5 m³/s (2,5-3 % vid MQ). Lockvatten- och drivvattenmängden i Forshaga ligger

därmed under riktvärdet. Genom att öka intaget av lockvatten halvvägs ner i fiskvägen skulle ytterligare ca 4 m³ kunna tillföras och den totala vattenmängden uppgå till ca 8 m³/s (5 % av MQ). Eftersom denna vattenmängd kan skapa stor och störande turbulens bör en ”energi-eliminering” installeras i fiskvägen samt att de nedre ingångsluckorna byggs om för att klara en större vattenvolym.

I delrapporterna ”Förbättringsåtgärder i Forshaga”, ”Tiltak for å reetablere...” och ”Uppströmsvandring av vild lax och öring i Klarälven” samt delvis tidigare i sammanfattningen tas åtgärder upp som bedöms viktiga för att öka antalet fångade laxar och öringar i Forshagafällan. Sammanfattningsvis redovisas de viktigaste åtgärderna nedan.

- Öka lockvattnet ur fiskvägen för ökad anlockning och fångst.
- Installera en energi-eliminering i fiskvägen för att minska turbulensen av lockvattnet och för att kunna öka lockvattenmängden.
- Vid höga flöden i älven och mycket spill kan vatten från älven tränga in i fiskvägen från sidan och reducera funktionen. Höjden på fiskvägens västra vägg mot älven bör därför ökas.
- Vid höga flöden och högt vattenstånd nedströms dammen är det idag problematiskt att bevara en effektiv lockvattenström ut ur fiskvägen. Fiskvägens ingångströsklar bör därför göras höjbara vid hög älvnivå.
- För att öka möjligheten för fisken att hitta fram till området med fiskvägens bör ett spillschema utformas. Schemat läggs förslagsvis upp så att när flödet i älven överstiger kraftverkets slukförmåga, maximal lockvattenmängd ur fiskvägen samt timmerännans kapacitet, tappas vatten primärt i luckan närmast fiskvägen. Först därefter, om behov kvarstår, tappas vatten etappvis i luckorna näst efter denna.
- För att öka chansen för fisken att hitta fiskvägens ingång bör turbinerna i möjligaste mån alltid köras på sin maxkapacitet (med avdrag för det vatten som krävs för fiskvägen).

- För att styra fisken bort från spillvattnet och mot fiskvägens ingångar kan en elektrisk fiskavledare/barriär installeras. Det bör säkerställas att elbarriären inte hindrar nedströmsvandringen hos smolt. Det måste även säkerställas att en elbarriären inte utgör en säkerhetsrisk för människor som rör sig i området.
- Fiskvägens öppethållande bör förlängas till minst 10-11 månader om året.
- Vid behov kan den befintliga fiskvägen behöva kompletteras med en (eller flera) fiskvägar till.

I Forshaga finns även en timmerränna som mynnar bredvid fiskvägens nedre ingång med en vattenföring på 5-10 m³/s. Det har visat sig att öring gynnas om man, jämfört med att inte släppa något vatten alls, släpper extravatten även intill en fiskväg (Calles et al. 2013).

Redan en måttlig ökning eller minskning av turbinflödet påverkar antalet fiskar som registreras i fiskvägens räknare (Länsstyrelsen i Värmland, opubl.). Enligt samma princip som för spillvatten bör den turbin som ligger närmast fiskvägens ingång därför prioriteras. Ett alternativ är att öka turbinernas slukförmåga, vilket dels ger mer vatten nära fiskvägen och dels mindre distraherande spillvatten.

För att en hög effektivitet i Forshagafällan finns åtgärder som kan testas och utvärderas före andra. Kan man till exempel med enbart ökat och adaptivt lockvatten tillsammans med energieliminering uppnå hög effektivitet vid olika flödessituationer? Eller behöver detta, under perioder med höga flöden i älven, kombineras med att fiskvägen byggs om? Kan ett väl anpassat spillschema göra att fisken i betydligt mindre utsträckning drar sig mot spilluckorna? I så fall kan till exempel en elbarriär vara en överflödigt åtgärd.

Inrättande av åtgärderna och dess funktion bör utvärderas genom olika studier. Till exempel genom att man under perioder med likartade förhållanden varierar lockvatten/timmerränna/spill, via

fiskräknaren studerar utfallet och på så sätt trimmar in och optimerar fiskvägens funktion och effektivitet. Även telemetristudier liknande de som genomförts 2012 och 2013 men under fler flödessituationer/år skulle ge viktig information.

Eftersom Forshaga utgör det första vandringshindret från Vänern, och nuvarande "fiskväg" utgörs av en relativt brant denilränna anpassad för lax och öring är det viktigt att på kort sikt även anlägga en högeffektiv fiskväg för övriga fiskarter, förslagsvis en naturlig sådan på östra sidan av dammen vid turbinutloppen. Denna kan även visa sig ha en god funktion för lax och öring.

En annan åtgärd med koppling till Forshaga kraftverk kan vara att vid behov sänka vattennivån vid dammen under perioder med höga sommarflöden, vilket skulle kunna minska risken för masskläckning av översvämningsmygg längre uppströms.

Miljöåtgärderna vid Forshaga kraftverk bör göras så tillgängliga och publika för allmänheten som möjligt.

Edsforsens kraftverk

Överlevnaden för nedströmsvandrande fisk har identifierats som ett av de mest angelägna problemen att lösa för att på kort sikt öka/stärka populationerna av öring och lax i Klarälven. Närmast Edsforsens kraftverk ligger en timmerränna och en timmersluss, vilka är luckor som sänks ner och ger en yttappning och är därför av speciellt intresse i fiskpassagesammanhang. En åtgärd för att öka överlevnaden för nedströmsvandrande fisk vid Edsforsens kraftverk bör bestå i en avledare som för fisken mot en flyktöppning och en alternativ passage vid kraftverket. Det totala flödet i flyktöppningarna bör vara cirka 2-10% av turbinkapaciteten (se Calles et al. 2013). På kort sikt bör denna passage anläggas i form av en uppsamlingsanläggning. Vid behov ska dock uppsamlingsanläggningen enkelt kunna ställas om till att utgöra en passage. En fysisk/mechanisk avledare bedöms ge ett säkrare skydd mot turbinpassage och dess stoppande funktion är inte på samma sätt beroende av fiskart eller livsstadium.

De tre högst prioriterade åtgärdsalternativen innebär att låglutande intagsgaller med 15-18 mm (Havs- och vattenmyndighetens underlag om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik enligt miljöbalken anger 10-13 mm, om man inte kan visa att samma resultat kan uppnås med upp till 18 mm) spaltvidd placeras i intaget till Edsforsens kraftverk. Gallren leder fisken bort från turbinintaget till en flyktöppning vid gallrens slut, som leder vidare till ett system som kan användas för att samla ihop fisken för transport eller för att släppa dem vidare nedströms. Dessa tre åtgärdsalternativ bedöms alla som genomförbara och förväntas få en avledande funktion för fisk. Även om en sådan åtgärd implementeras vid Edsforsen, kommer man vid t.ex. högflöden att få fiskar som passerar kraftverket med spillvatten. Sannolikt kommer andelen fisk som passerar med spillvattnet vara rätt förknippat med andelen vatten som spills. Detta ställer höga krav på åtgärder, i form av adaptiv spilltappning vid samtliga nedströmsliggande kraftverk och sannolikt också en andra uppsamling t.ex. i det ytliga spillutskovet vid Edsforsens kraftverk eller en avledare med uppsamling vid Skogaforsens kraftverk (se *"Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring)"* i del 2). För att öka överlevnaden hos nedströmsvandrande lax och öring samt andra fiskarter kan ytterligare åtgärder behöva vidtas vid nämnda anläggningar. För uppströmsvandrande fiskarter vid Edsforsen föreslås tre olika uppströmspassager (se *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2). Dessa bör anläggas på kort sikt för samordningsvinster med nedströmspassagearbetena och för att möjliggöra för så kallade "fallbacks" att simma tillbaka uppströms till lekområdena i norra Klarälvdalen.

En annan viktig åtgärd kan vara att vid behov sänka vattennivån vid Edsforsen under perioder med höga sommarflöden, vilket skulle minska risken för utdöende av hotade strandarter knutna till bl.a. högre sandrevlar.

Miljöåtgärderna vid Edsforsen bör utformas så att de blir tillgängliga och publika för allmänheten.

Höljes kraftverk

Höljes, som är det i särklass största kraftverket har också de i särklass största negativa ekologiska konsekvenserna. Miljöåtgärder där har därför hög prioritet. Dessa utgörs av ekologisk flödesreglering, fiskpassager och restaurering av fysiska vattenmiljöer (se *"Potentiell smoltproduktion..."* och *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2).

Det finns åtgärder av mer generell natur som skulle ge ekologiska vinster i stort sett i alla reglerade vattendrag. En sådan åtgärd är att undvika nolltappningar, i synnerhet där det finns strömsträckor nedströms, och införa minimitappningar förbi alla kraftverk. Dessa tappningar skulle kunna baseras på enklare hydrologiska metoder, t.ex. någon typ av lågflödesindex. En annan åtgärd är att genomföra planerade släpp av "vårflöden". Begränsningar av höjnings- och sänkingshastigheten vid korttidsreglering är också exempel av en åtgärd av mer generell natur som sannolikt skulle mildra de negativa effekterna av vattenkraftsproduktion (Malm Renöfält & Ahonen 2013).

Provtappningar och kartering av biotoper visar att ekologisk flödesreglering på 10-50 m³/s beroende på årstid till den nu sex km långa torrlagda älvsfåran tillsammans med omfattande restaureringsåtgärder bl a skulle kunna ge upphov till en laxsmoltproduktion på ca 22 000 st per år. Detta vatten skulle även behövas för väl fungerande upp- och nedströmpassager för fisk på vandring mellan Klarälven, Trysilälva och Femundselva med biflödet. Miljöflödet skulle även i någon mån kunna bidra till positiva ekologiska effekter i Klarälven som helhet genom att mildra skadorna av korttidsreglering och lågvattenflöden. Ett miljöflöde kan även reducera regleringsskadorna i biflödet Höljan (mynnar i torrfåran-partiell fragmentering). Genom att anlägga ett nytt mindre kraftverk vid den befintliga Höljesdammen skulle produktionsförlusten till följd av det ekologiska flödet

reduceras väsentligt.

Vidare är det viktigt med fortsatta undersökningar i syfte att effektivt kunna reducera de ekologiska skadorna i Klarälven nedströms "torrfåran" till följd av den nu storskaliga vattenregleringen (se t.ex. *"Regleringseffekter..."* i del 2). Sannolikt kommer sådana undersökningar att vara kopplade till åtgärder för att återskapa en tydligare vårflood, undvika längre perioder med höga flöden under sommarsäsongen, lägre vattenföring under vintern samt minskad korttidsreglering. Detta skulle gynna inte bara fisken utan även en stor mängd hotade strandlevande arter samt motverka massförekomsten av översvämningssmygg. En långsiktigt hållbar åtgärd för att motverka uppkomsten av höga sommarflöden kan vara att i regleringsmagasinet ha en buffert för större sommarregn, dvs släppa igenom mer av vårfloden och därmed ha en lägre vattennivå än den ekonomiskt mest optimala under sommaren. Den "genomspolning" med kallt vatten som normala, tidiga vårflooder för med sig, anses också motverka ackumuleringen av dött organiskt material som utgör lämplig föda för mygglarver (Nilsson & Renöfält 2009). Forshaga kommun anser också att en naturligare vattenreglering skulle resultera i färre sommaröversvämningar och minskade myggproblem (Olsson 2014). Sammanfattningsvis: En ekologisk anpassning av konnektivitet och hydrologi vid Höljes kraftverk är avgörande för stora delar av Klarälvens, Trysilelvas och Femundselvas ekologiska status.

Lutufallets kraftverk

Det bedöms råda mycket goda förutsättningar för att skapa nedvandringssmöggheter för fisk förbi Lutufallets kraftstation. Turbinintaget är skyddat av en betongkonstruktion vars funktion är att leda timmer och annat flytande material bort från intaget och över till sektorluckan som släpper överskottsvatten genom ett ytutskov. Betongbågen bedöms optimal för både avledning av flytande trävirke och nedvandrande fisk. Genom att etablera ett tillräckligt finmaskigt galler under betongbågen bedöms nedvandrande fisk med närmare 100 % effektivitet

ledas direkt mot sektorluckan. Befintliga uppströmpassager bör optimeras och ekologiska flöden tappas till den nu torrlagda delen av älven (se *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2).

Sagnfossens kraftverk

Sagnfossen kraftverk är gynnsamt för att skapa goda nedvandringssmöggheter för fisk (se *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2). Intagsbassängen är i högre grad präglad av rinnande vatten varför nedvandrande fisk snabbt når dammkroppen. Vid moderat vattenföring antas timmerluckan dra till sig betydande mängder av den nedvandrande fisken. Vid större flöden kommer det vara goda nedvandringssmöggheter vid alla tre flomluckorna. Den existerande gallret bör ersättas med en ny finmaskig. Fisk som kommer in i intagskanalen bör ges nedvandringssmöggheter i form av två nya fiskpassager med intag i vattenytan i hörnen av fingallret.

Det finns två uppströmsfiskvägar vid Sagnfossen. Denilrännans funktion bedöms som mycket dålig medan vandringssmöggheter och ståndplatser för lax och öring bedöms som gynnsamma vid kammarrappan. Två eller tre nya och flexibla ingångar till denilrännan bör etableras, likaså bör åtgärder vid ingångarna genomföras i syfte att skapa variation i strömbilden. Även andra åtgärder kan vara nödvändiga. Vid kammarrappan bör etableras en ekologisk vattenföring som medger både reproduktion, uppvandring och ståndplatser för laxfisk och andra arter.

Lastbilstransporter av lax och öring

Mot bakgrund av den omfattande vattenkraftutbyggnaden och de återstående lekområdenas geografiska läge, och trots att lastbilstransporter är onaturligt, stressande och sannolikt påverkar bestånden genetiskt (Stefan Palm muntligt), är detta system fortsatt nödvändigt på kort sikt för att upprätthålla och återuppbygga de långvandrande bestånden av lax och öring (se *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2 och *"Några jämførelser mellom lastbilstransporter og fiskvegar"*). När det finns

tillräckligt effektiva fiskvägar (traditionella fiskvägar/pipelines) för upp- och nedströmsvandring vid varje enskild damm bör lastbilssystemet fasas ut.

Fram till dess bör åtgärder vidtas som minimerar den manuella hanteringen av fisken. Transport av fisk ska i princip föregå varje dag fisk fångas och med tankbilar som är speciellt anpassade för ändamålet. Detta innebär t ex tillräcklig vattenvolym, syretillförsel och anpassningar för införsel och utsättning av fisk. Genom att vid behov kyla ner vattnet i förvaringsbassängen kan säsongen för upptransport förlängas och sannolikt fiskens välfärd förbättras. Vidare ska det finnas ett system som håller ordning på fiskarnas destination utifrån tidigare märkningshistorik. Till utsättning av fisk hör t ex etablering av lämpliga vägar från huvudvägen till älven och inrättningar på tankbilen som möjliggör skonsam utsättning (rör och/eller rännor).

De viktigaste destinationerna för utsättning av fisk fångade vid Forshaga kraftstation är Trysilelva uppströms Sagnfossen samt Klarälven sträckan Edsforsen-Höljes (se *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"* i del 2). Även Varån och andra lämpliga lek- och uppväxtområden som restaureras till följd av ekologiska flödestappningar kan komma ifråga för lekfisksätsningar på sikt.

Oönskad nedströmsvandring kan uppstå antingen som en följd av stress hos fisken på grund av hantering och transport, eller brist på goda ståndplatser i omedelbar närhet till utsättningsstället. Det kan också förekomma syrebrist, eller uppvärmning av vatten i tankbilen under transport, vilket medför en ökad risk för att fisken driver passivt med strömmen nedströms utsättningsstället. Lämpligast möjliga utsättningslokaler och rutiner som medger att fisken stressas så lite som möjligt ska etableras.

Med hänsyn till var den upptransportade lekfisken satts ut och kraftverkens utformning m m bör insamling och nedtransport med lastbilar av smolt och utlekt fisk ske från Varåa/Varåns utlopp, Edsforsens kraftverk samt, om dispens medges enligt med gällande lagstiftning,

från Lutufallet kraftverk. Lastbilstransporterna från Lutufallet kan dock ersättas med pipelines (se nedan), vilka i princip innebär att fisken klarar nedströmsvandringen helt på egen hand.

Pipeline för nedströmsvandrande lax och öring

En möjlighet att få ned utvandrande smolt och kelt till Väterns levande är att bygga en eller flera pipelines förbi kraftverken (Östberg et al. 2014a). Med hänsyn till omfattningen av reglerings- och fragmenteringsskadorna, det geografiska läget för kraftverken och de största lek- och uppväxtområdena i Klarälven och Trysilelva bör en sådan anläggas på sträckan Lutufallet-Höljes (19 km).

För att effektivt samla fisk till pipelinen anläggs en ny intagsgrind vid Lutufallets kraftverk (se bilaga 1 i *"Tiltak for å reetablere..."*). Pipelinen byggs i glasfiber och förläggs på land vid sidan av Höljesjön och utförs som en helt vattenfylld ledning, d.v.s. inget externt tryck tillförs utan vattenytan uppströms tuberna driver vattenflödet tillsammans med självfall. Flödet som avleds från Lutufallet är ca 0,7 m³/s vilket ger en beräknad passagetid för fisk på knappt 6 h.

Grundläggning sker på mark som rensats från jordlager med organiskt inslag, på en bädd av stenkross. Där nivåskillnader är kraftiga, t.ex. sänkor i terrängen, krävs betongfundament för att bära upp tuben. Dessa bör placeras minst var 4:e meter i tubsträckningen och prefabricerade element används. Pipelinen övergår vid Höljesdammen från en trycksatt fullt vattenfylld tub, till en brantare ledning med fri vattenyta. Rördiametern är något mindre här med högre vattenhastigheten. Syftet med övergång till ledning med fri vattenyta är att undvika negativa tryckförhållanden i pipelinen.

I USA har man genom undersökningar kunnat konstatera 99,5 % direkt överlevnad hos den fisk som nedvandrar genom en 8 km lång pipeline (Länsstyrelsen 2013). Det är dock inte känt hur dessa anordningar betraktas med avseende på djurhälsa och om lagar och mål inom vattenmiljöområdet uppfylls med detta.

En liknande förstudie om pipeline finns även för sträckan mellan Edsforsens och Skymnäs kraftverk (se Bilaga 1 till *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2). Eftersom förutsättningarna för mer konventionella nedströmspassager bedöms som bättre här än vid Höljesområdet föreslås i första hand dock ingen pipeline på denna sträcka. Istället förordas på kort sikt "spillvatten-tappningar" och lastbilstransporter och på längre sikt "spillvatten-tappningar" och/eller fysiska nedströmspassager vid vart och ett av de fem kraftverk som finns på sträckan.

Biotoprestaurering i Klarälven, Trysilelva och Femundselva

Knappt 90 % av älvsystemets areal med mycket goda förutsättningar för laxproduktion bedöms idag ligga i huvudfåran dels uppströms Sagnfossen och dels i Strängsforsenområdet mellan Höljes och Edsforsens kraftverk (se *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"* i del 2). För att tillvarata dessa naturresurser på bästa sätt är det nödvändigt att vidta ett antal åtgärder.

Flottningsrensade strömmar och forsar bör restaureras genom att lägga tillbaka uppenrat stenmaterial och öppna upp avstängda sidofåror/-områden såväl i Klarälven som i Trysilelva och Femundselva. Biotopkarteringen och hålrumsräkningarna avslöjar till exempel att det finns en förskjutning mot att andelen grövre substrat och därmed förekomsten av hålrum minskar ju längre söderut man kommer på den svenska sidan, vilket sannolikt innebär att mängden skydd och ståndplatser för både liten och större fisk är lägre. Samma sträcka har dock en högre andel sten i klassen 2-10 cm vilket tyder på bra lekmöjligheter. Utifrån antalet hålrum, en parameter som har hög förklaringsgrad när det gäller tätheter av laxungar (Finstad et al. 2009), har sträckan mellan Sysseleback och Höljes relativt goda förutsättningar för uppväxande lax och öring. Lämpliga åtgärder skulle därför vara att öka andelen större block och sten i den södra delen, framförallt nedströms Sysseleback. På samma sätt kan man tillföra mindre fraktioner

Tabell 2. Föreslagna åtgärder i biflöden till Femundselva, Trysilelva och Klarälven som hyst, bedömts ha hyst Klarälvslox och/eller öring. Samtliga åtgärder utom ekologisk tappning och kalkning är belägna nedströms första definitiva naturliga vandringshinder för lax och öring.
* Avser 1 st insamlingsanordning för smolt och kelt vid Varås utlopp i syfte att hindra den utvandrande fisken att gå genom Höljes kraftverk.

	Biotopvård, km	Lekgrus	Dammrivning, antal	Upp- och nedströmpassager vid damm, totalt antal passager	Ekologisk tappning från damm/kraftverk, antal	Kalkning	Trumbyte, antal
Engera	0,5						
Grønavassdraget	<20						
Varån/Varåa	17,5	X	1	1*		X	
Havsvallen	2	X	2			X	
Höljan/Hölja						X	
Hynnan	2,4	X				X	
Kvarnån	1					X	1
Örån	0,5						
Tåsan		X			ca 5	X	
Lettan	1				ca 4	X	
Näckån					ev	X	
Vingån						X	
Likan		X		2		X	
Tvärlikan						X	
Femtan						X	
Vårån	0,7				ca 2	X	
Stöen	0,4						
Vångån	2					X	
Halgån	25				ca 3	X	
Götån	0,3					X	2
Acksjöälven	1,5		1			X	
Noret, Hinnan	1					X	
Noret, Grundan	0,5	X				X	
Noret, Tvärgrundan						X	
Uvån	19,5		3	16	ca 5	X	
Uvåns biflöden	18			6	ca 9	X	
Svartån-Älgsjöbäcken	11,5	X	3			X	
Lovisebergsälven	1,1			4	ca 2	X	
Väjån	2					X	
Enån	2					X	
Kvarnbäcken							
Vågsjöån	2		2				
Ranån							
Kvarntorpsån	0,7		2	4	ca 2	X	
Gårdsjöälven						X	
Summa	135		14	33	ca 32		3
Återintroduktion av lax och öring kommer att bli nödvändigt i flera biflöden.							

(lekgrus) på de sträckor där denna andel är lägre.

Vid fem platser i Strängsforsområdet bör vägtrummor rivas ut och betydligt mer vatten ledas in i sidofärrorna och/eller åtgärder genomföras så att sidofärrorna återgår till att bli en del av huvudfärran.

För att reducera smolt dödligheten i sjön Lusten (ca 28 % år 2013) vid Deje bör en ledarm utrivs så att fisken istället väljer att utvandra genom den andra älvfärran (se *"Fiskevårdsplan för lax och öring i Klarälven med biflöden"*).

Hela sträckningen i den norska delen av huvudfärran från utlöpet av Galten till Sennsjön är prioriterad för restaurering (Hamarsland et al. 2001). Sträckan Sennsjöen-Innbygda är också starkt rensad och i stort behov av biotoprestaurering.

För att bli återskapa ström- och forssträckor för lax och andra organismer samt möjliggöra sportfiske bör restaurering och ekologisk flödesreglering införas på torrfärrorna vid Sagnfossen, Lutufallet, Höljes (se *"Potentiell laxproduktion i Klarälvens torrlagda naturfärra vid Höljes kraftverk"* i del 2) Forshult och Munkfors kraftverk (se *"Tiltak for å reetablere..."* i del 2). Även den storskaliga vattenreglering som sker vid Höljesdammen och Höljes kraftverk bör miljöanpassas genom att återskapa en seminatural vårflood och i övrigt i högre grad efterlikna den naturliga flödesregimen (se *"Effekter av vattenreglering"*, *"Effekter på strandmiljöerna och dess fauna och flora"* samt *"Ny statusklassning och bedömning av ekologisk status"* i del 1). För denna åtgärd krävs vidare undersökningar innan den kan preciseras närmare.

Lek- och uppväxtområdena för lax och öring är mycket begränsade på den kraftverkstata (vattenförande) sträckan mellan Edsforsen och Forshaga (se *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"*). Inte desto mindre kan det på sikt bli aktuellt med biotoprestaurering där så är möjligt, i synnerhet nära kraftverken där vattenhastigheten är lämplig och bottenarna

steniga. Framtida fiskvägar vid kraftverken kommer ytterligare att öka arealen strömvatten vid dessa områden.

Dammutrivningar, fiskpassager, ekologiska flöden och biotoprestaurering i biflödena

Ett 30-tal biflöden till huvudfärran hyser och/eller bedöms ha hyst Vänerlax och/eller öring (se *"Klarälvsloxens och öringens utbredning och vandringar"* i Del 1). De utgörs i de flesta fall av de större biflödena och de flesta mynnar i Klarälven. Behovet av olika former av restaureringsåtgärder är i regel stort, i synnerhet i de lite större svenska biflödena som inte bara är flötningsrensade utan nästan undantagslöst även utbyggda med flera dammbyggnader och kraftverk (se *"Biflöden till Femundselva"*, *"Trysilelva och Klarälven"* och *"Effekter på strandvegetation..."* i del 1 samt *"Fiskevårdsplan för lax och öring i Klarälven med biflöden"* i del 2). Till de mest utbyggda och regleringspåverkade biflödena hör ström- och forssträckorna i Uvån, Lettan och Täsan.

Exempel på åtgärder för att restaurera förutsättningar för lax och öring i flödevattenlevande arter är biotopvård, dammutrivning, fiskvägar, ekologisk flödesreglering, återintroduktion av utslagna arter samt kalkning (se tabell 2). För i synnerhet dammutrivningar (små, övergivna), fiskpassager och ekologisk tappning krävs vidare undersökningar innan åtgärderna kan preciseras närmare.

Ekologiska vinster skulle uppnås i en stor del av de reglerade vattendragen genom att undvika nolltappningar, i synnerhet där det finns strömsträckor nedströms, och införa minimitappningar förbi alla kraftverk, t.ex. baserat på någon typ av lågflödesindex. En annan åtgärd är att genomföra planerade släpp av "vårflöden". Begränsningar av höjnings- och sänkingshastigheten vid korttidsreglering är också exempel av en åtgärd av mer generell natur som sannolikt skulle mildra de negativa effekterna av vattenkraftsproduktion (Malm Renöfält & Ahonen 2013).

Stödutplanteringar och återintroduktion av Klarälvslox och öring

För att bygga upp populationerna av lax och öring, både i huvudälven och i biflöden, där man vet att det ursprungligen har skett uppvandring av lekfish kan stödutsättningar och återintroduktion vara en aktuell åtgärd i Femund-/Trysil-/Klarälven.

Trenden för den vilda laxen är positiv men med utgångspunkt i det beräknade lekbeståndsmålet på svensk sida beräknas i medeltal ca 13 % av målet ha uppfyllts per år under de senaste 15 åren. Med dagens ökningstakt för den vilda laxen kommer det ta lång tid innan ens det svenska lekbeståndsmålet på mellan 1500 – 3000 lekande laxhonor nås. Ett sätt att påskynda processen är att komplettera naturlig lek med utsättning av rom och/eller yngel. Här kan det vara frågan om utsättningar i både huvudfärra och i lämpliga biflöden där man bedömer att de givna omständigheterna är gynnsamma för laxproduktion (se *"Fiskevårdsplan..."*, *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"* samt *"Biotopkartering av biflöden"* i del 2).

Tillsammans med åtgärder för effektiv fiskpassage och ökad överlevnad skulle kontrollerade förstärkningsutsättningar och återintroduktioner under ett antal år kunna öka populationens numerär och utbredning samt snabbare nå lekbeståndsmålen. Ett program för utsättningar av rom/yngel samt uppföljning bör därför arbetas fram i nästa fas av projektet. På lång sikt är dock målet att lekbeståndsmålen på såväl svensk som norsk sida nås och upprätthålls genom naturlig vandring och reproduktion.

Rom kan sättas ut direkt efter kramning och befruktning av rommen. Denna typ av rom tål normal hantering och transport inom 24 – 48 timmar efter befruktningen. Beroende på vattentemperatur utvecklas rommen inom 25–30 dygn till så kallad ögonpunktad rom. Även denna fas är relativt tålig och medger transport och utsättning, vilket på försök skedde vintern 2011 och 2012 i Trysilelva och

Varåa genom så kallade Vibertboxar (se *“Vann- og habitatkvalitet – er det fortsatt levelig for laksen i Norge?”* i del 2).

Där strömförhållandena var gynnsamma låg kläckningsprocenten på en normal till hög nivå. Mer detaljerade studier av laxens krav på vattenkvalité krävs dock innan utsättningsprogram påbörjas i större skala.

Även utsättning av yngel gjordes på försök i Trysilelva samt i biflödet Engeråa och längst upp i Höljan under 2011. På grund av höga flöden återfångades få fiskar 2012 medan det under 2013 registrerades såväl årsungar och äldre fisk i både huvudälven och i Varån.

Det kan också bli aktuellt att sätta ut lekmogen fisk för lek på lämpliga sträckor på den norska sidan. Sådana försök kunde inte genomföras inom projektperioden på grund av veterinära bestämmelser.

En framgångsrik återetablering av lax är troligen beroende av en första etablering via utsättning av rom och/eller yngel. Avkomma från dessa som naturligt lekande laxar förväntas ge gott resultat, men metoden kompliceras av att den utvandrande smolten i ett scenario med transportlösningar måste märkas för att veta på vilken sida av riksgränsen den återvandrande lekfisken ska återutsättas. På lång sikt är dock målet att lekbeståndsmålen kan nås genom naturlig vandring.

Genetik

Nedan redovisas slutsatser och åtgärder kopplade till genetikundersökningarnas resultat och förslag till åtgärder (se *“Genetisk analys av Klarälvslox...”* samt *“Genetisk föräldraskapsanalys...”* i del 2).

- Odlad Klarälvslox har en något högre andel gullspångsgener än vildfödd lax. För att undvika en fortsatt genetisk påverkan bör den praxis som infördes 2012 om att endast flytta upp vildfödd Klarälvslox för lek fortsätta (med reservation för om antalet återvandrande vildfödd lax skulle minska kraftigt).
- För att helt undvika fortsatt genetisk påverkan bör den kompensationsodlade stammen av Gullspångslax (och

-öring) flyttas från Klarälven.

- För att ur ett långsiktigt genetiskt perspektiv bibehålla nivån om ett kritiskt antal föräldrafiskar (genetiskt effektiv populationsstorlek) bör antalet upptransporterad/uppvandrande lax och öring öka.
- För att i så hög utsträckning som möjligt tillvarata den genetiska bredden i populationerna bör åtgärder vidtas som säkerställer att så många som möjligt av de uppvandrande lekfisharna når lekområdena, samt att avkomma och utlekt fisk med så små förluster som möjligt överlever nedströmsvandringen till Vätern.
- Olika åtgärder (både i älven och vid kraftverken) bör vidtas för att öka den naturliga laxproduktionen i Femund-/Trysil-/Klarälven, vilket kommer att öka den effektiva populationsstorleken ytterligare i takt med ett stigande antal föräldrafiskar, samt att öka den värdefulla andelen storvuxna flergångslekare.
- Vad gäller vildfödd klarälvslox innebär upptransport av storvuxna individer över 5,5 kg en något ökad risk för påverkan av gullspångsgener i det vilda beståndet av Klarälvslox. Samtidigt har även individer under 5,5 kg inslag av gullspångsgener. Dessutom förväntas ett tillskott av stora laxar ge en såpass påtagligt ökad naturlig produktion att bedömningen i dagsläget är att fördelarna med en borttagen säkerhetsgräns sannolikt överväger nackdelarna. Under opåverkade förhållanden finns dessutom ofta ett visst genetiskt utbyte mellan lokala stammar på grund av att vissa individer helt enkelt väljer ”fel” vattendrag för lek. En fullständig genetisk isolering av Klarälvens laxbestånd behöver därför heller inte vara helt önskvärd.
- Fisk som transporterats upp under senare halvan av säsongen verkar ha en lägre reproduktiv framgång än tidigt upptransporterad fisk. Om flaskhalsen ligger i anslutning till fångst, sortering och transport och det går att identifiera förbättringsområden som ökar fiskens

överlevnad (och därmed reproduktiva framgång) kan stora vinster nås.

Gyrodactylus salaris

Mot bakgrund av osäkerheten kring hur länge parasiten funnits i systemet och att röding kan vara en potentiell värd följer en viss sannolikhet för att *G. salaris* redan är etablerad i älven på norsk sida. För att laxen ska kunna återvända till sina forna hemområden i Norge önskar därför projektet att ansvariga myndigheter fortsätter utreda och fatta beslut i frågan om möjligheter att:

- en buffertzon inrättas för Femund/Trysilelevas avrinningsområde. En sådan zon innebär att det aktuella området inte längre anses vara fritt från *G. salaris* och därmed blir undantaget Norges allmänna fristatus för parasiten. Eftersom *G. salaris* redan kan finnas i älven på norsk sida skulle en buffertzon med dess restriktioner vad gäller utförsel av fisk till övriga Norge innebära att skyddet för de sårbara atlantiska laxstammarna ökar jämfört med idag.
- en fiskspärr anläggs i kanalen ut från Femundens norra del som hindrar fisk att ta sig vidare till Glomma. Detta skulle förhindra spridning av *G. salaris* utanför en eventuell buffertzon vid en framtida återintroduktion av lax till de norska delarna.
- eventuella krav på decinficering via saltbadning av lekvandrande fisk före införsel till Norge bör ställas i relation till hur mycket ytterligare, med andra åtgärder vidtagna, smittorisken kan reduceras. I sammanhanget bör understrykas att det rör sig om vild fisk och att det i framtiden kan bli fråga om stora mängder (eventuellt kan saltbadning och, i samband med denna, längre förvaring av vild fisk omfattas av och stå i kontrast till gällande djurskyddslag).

I juni 2014 skickade projektet, via Fylkesmannen i Hedmark, en skrivelse till Mattilsynet med önskemål om att lyfta frågan vidare kring revidering av den norska delen av avrinningsområdets status

som "Gyrofri zon". Skrivelsen föregicks av fem möten med berörda myndigheter, det senaste i Oslo den 29 april 2014.

Trots genomförda provtagningar och konsekvensanalys finns flera aspekter kring förekomsten av *G. salaris* i Vänern och Klarälven som fortfarande är oklara (se "Risikooanalys... *G. salaris*" i del 2). De mest centrala kunskapsluckorna och projektets förslag på vidare undersökningar är:

- Är varianten av *G. salaris* i Vänern och Klarälven dödlig för atlantisk lax? (experimentella studier)
- Hur kommer infektionen att utveckla sig hos Klarälvsloxen i dess aktuella utbredningsområde? (fortsatt övervakning av vuxen lekfisk i Forshaga (och Vänern) samt laxungar nedströms Höljes).
- Kan varianten av *G. salaris* från Vänern och Klarälven etablera sig på röding?
- Är *G. salaris* redan etablerad hos röding på den norska sidan av älvsystemet? (fortsatt provtagning av röding i sjöarna Femunden och Engeren).

BKD

Närvaron av BKD i systemet skapar vissa problem (se "Fisksjukdomar" i del 1 och "*Gyrodactylus salaris* och BKD") både vad gäller transport av lekfisk på svensk sida samt återvandring av smolt och utlekt fisk från Norge till Sverige. Lösningar bedöms dock finnas och de åtgärder som projektet önskar utredas och beslutas om är:

- Eftersom transport av lax och öring uppåt i systemet på svensk sida kräver dispens från förbudet att flytta fisk från en icke friförklarad zon avseende sjukdomar (Vänern) till en friförklarad zon (Klarälven uppströms Forshaga) bör verksamhetsutövaren ansöka om denna. Dispensansökan sänds via brev till Jordbruksverket där motivet till dispensen beskrivs och vilka konsekvenserna blir om dispensen inte ges, samt på vilket sätt ett gott smittskydd upprätthålls trots dispensen. Jordbruksverket utreder för närvarande frågan om Vänern ska definieras som

kustzon (ej friförklarad zon) eller, med tanke på slussarna i Göta älvs funktion som vandringshinder, som inland (friförklarad). En revidering skulle kunna innebära att kravet på dispens utgår.

- Framtida återvandring av fisk från Norge till Sverige möter idag inget lagmässigt hinder så länge fisken simmar fritt eller via fiskväg. Transport med lastbil kräver ett undantag från Jordbruksverkets föreskrifter (1995:125). Eftersom frågan är central för framtiden bör ett möte hållas med SVA, Jordbruksverket och HaV för att diskutera föreskriften samt dispensförfarandet.

Övriga undersökningar och uppföljning

Föreslaget åtgärdsprogram är omfattande och naturligtvis krävs fortsatta fördjupade undersökningar innan många av dessa kan genomföras med så bra resultat som möjligt. Fördjupning krävs också för att kunna göra nödvändiga avvägningar med andra intressen (till exempel kulturmiljövärd) i samverkan och enlighet med gällande lagstiftning. Dock ligger det i sakens natur att efter vissa undersökningar och planering faktiskt (om/ny)pröva och genomföra åtgärden, sedan testa och utvärdera åtgärden samt vid behov genomföra justeringar och nya uppföljningar innan tillräckligt bra resultat erhålls (Länsstyrelsen i Värmlands län 2013b).

Nedan presenteras förslag till undersökningar som är medvetet hållna på en övergripande nivå. De kommer senare att preciseras i samarbete med flera andra organisationer.

På kort sikt är det angeläget med fortsatta undersökningar som medger återintroduktion av lax i Trysilälva och att så effektiva åtgärder som möjligt kan vidtas vid Forshaga, Edsforsen, Höljes, Lutufallets och Sagnfossens kraftverk. Fördjupade undersökningar krävs även om flera andra arter än lax och öring. Ekologi:

- överlevnad mellan livsstadier (yngel – parr, parr – smolt, smolt – adult)
- ålder vid smoltutvandring

- ålder vid återvandring
- upprättande av "stock-recruitment"-kurvor
- lekfisk, kelt och smolt (i synnerhet vandring)
- mätprogram med parametrar av betydelse för att förstå klimatförändringens effekt på laxens ekologi (vattentemperatur, vattenföring, isgång, etc.)
- genetiska undersökningar av vildfödd och odlad Klarälvsöring, t.ex. föräldraskapsbestämningar

Förundersökningar:

- preciserade förslag om ekologiska flöden i reglerade vattendrag (t ex E-flows) i relation till fisk, övrig biologisk mångfald och översvämningssmygg.
- preciserade förslag om fiskpassager förbi dammar och kraftverk
- preciserade förslag om återintroduktion och/eller stödutsättningar av Vänerlax
- fortsatt utredning kring frågan om pipeline för fisk på sträckan Lutufallet-Höljes kraftverk
- fortsatt utredning kring frågan om reduktion av kraftverk/byggnation av större kraftverk på sträckan Edsforsen-Skymnäs
- fortsatta utredningar kopplade till *G. salaris*. Till exempel undersökningar av *G.s*-förekomst hos röding och om varianten av *G.s* i Vänern och Klarälven är dödlig för atlantisk lax? (experimentella studier)

Beståndsovervakning:

- fångststatistik i Vänern och i älven (vuxen fisk)
- elfiske (yngel- parr)
- ryssjor/fällor (smolt)

Uppföljning:

- studier av effekter till följd av miljöåtgärder som fiskpassager, ekologiska flöden, restaurering och återintroduktioner.
- kalkeffektuppföljning i försurade svenska och norska biflöden, inklusive studier av vänerlaxens krav på vattenkvalité.

HUR MYCKET LAX SKULLE ÄLVSYSTEMET KUNNA PRODUCERA OM ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN GENOMFÖRS?

Avståndet från Vänern, lutningen, den stora höjdskillnaden samt en kallare och eventuellt mindre produktiv älv gjorde förmodligen att den historiska produktionen av lax och öring avtog successivt ju högre upp i systemet man kom. De största och mest väldokumenterade fångsterna skedde i de nedre delarna under 1800-talet medan vittnesbörder om stora laxfångster i Trysil- och Femundselva inte finns i samma utsträckning. Sannolikt beror det på att det redan tidigt (före 1800-tal) fanns dämmen som gjorde att laxen under vissa år begränsades i sin vandring, och att dokumentationen, som en konsekvens av detta, inte är lika omfattande som i de nedre delarna. Om man däremot utgår från historiska och dokumenterade fångster på ofta 5 000 - 10 000 laxar och öringar per år och de 75 hektar som enligt uppgift var den rekryteringsareal som fanns tillgänglig i de nedre delarna (nedströms Edsforsen) före utbyggnaden (Fiskeriverket 1998), använder samma parametrar och data som i beräkningen av LBM skulle antalet smolt som producerades per hektar varit mellan 2000 - 3 500 st. Som jämförelse bedöms 500 smolt per hektar vara en mycket hög siffra i andra laxälvar (ICES 2010). Även om man ökar arealen med ytterligare 100 Hektar i den nedre delen förefaller det biologiskt orimligt att produktionen enbart skulle skett i de nedre delarna av älven, en hög produktion måste ha skett även i de norra delarna av den svenska sidan samt på norsk sida, inklusive biflöden. Ökar man den historiska arealen till 1000 Ha hamnar produktionen vid 1% överlevnad på i snitt på ca 300 smolt per hektar. Beräknad smoltproduktion per hektar (klass 2+3) som ett resultatet av uppfyllt LBM enligt denna rapport hamnar på mellan 250 och 350 smolt per hektar, en siffra i paritet med skattad produktion i andra älvar (Karlsson & Karlström 1999, ICES 2010).

Idag är arealen lämpligt lek- och uppväxtområde på svensk sida kraftigt reducerad som en följd av främst den storskaliga utbyggnaden för vattenkraftproduktion men även på grund av flottledsrensningar. Bara i Klarälven bedöms ca 175 ha lek och uppväxtområde vara indämt av kraftverken (Petersson et al. 1990), därtill ska läggas torrläggningar i huvudfåran och indämningar/torrläggningar i biflödena (se *"Effekter på Klarälvslox..."* i del 1). Även korttidsregleringen har försämrat laxmiljöerna (Fiskeriverket och Länsstyrelsen i Värmlands län 1998).

Bedömningen utifrån den biotopkartering av lämpliga laxbiotoper som utförts i både Klarälven och Femund-/Trysilelva under de senaste åren, är att det idag finns ca 77 ha mer eller mindre sammanhängande mycket goda områden för lek och uppväxt (klass 3 enligt biotopkarteringen) kvar på den svenska sidan. På den norska sidan mellan Sagnfossen kraftverk och Femunden är älven mer eller mindre intakt och på sträckan finns idag ca 560 ha som bedöms ha mycket goda förutsättningar för laxproduktion (ca 88 % av älven på norsk sida). Inkluderar man även områden med goda förutsättningar (klass 2 enligt biotopkarteringen) uppgår arealen till ca 750 ha på norsk sida före restaurering och ca 300 ha på svensk (400 ha efter restaurering).

Det beräknade lekbeståndsmålet (LBM) på svensk och norsk sida har beräknats med samma metod som används i alla norska laxälvar. Metoden utgår från biotopkarteringen samt vissa specifika parametrar som till exempel antal rom per kilo hona, medelvikt samt ett differentierat antal rom per kvadratmeter beroende på habitatets kvalitet (se *"Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?"* i del 2). LBM definieras som det antal laxhonor som krävs för att utnyttja den reproduktiva naturliga potentialen i en laxälv. Tanken är att förverkligandet av ett lekbeståndsmål ser till att älvens hela bärförmåga utnyttjas och att när målet är nått blir överskottet tillgängligt

för uttag via fiske. Även före det att lekbeståndsmålet är nått kan dock fiske ske via till exempel "catch & release". Förvaltning efter principen att nyttja ett definierat överskott, eller en så kallad biologisk referenspunkt, är vanlig (Rice och Connolly 2007, Forseth et al. 2013) och med ökat fokus på bevarande ökar vikten av att använda en sådan princip även i förvaltning av rekreativfiske.

Under förutsättning att föreslagna passage- och restaureringsåtgärder genomförs, och baserat på tillgänglig och potentiellt tillgänglig areal uppgår LBM för hela älvsystemet, inklusive lämpliga biflöden, idag till ca 6 000 laxhonor (ca 1 300 på svensk sida och ca 4 500 på norsk sida). Som jämförelse är dessa siffror i nivå med de stora kända norska laxälvarna Namsen (4 291 honlaxar) och Gaula (4 694 honlaxar). Endast älven Tana i norska Finnmark har ett högre lekbeståndsmål i Norge (12 539 honlaxar, Hindar et al. 2007). Östersjöns i särklass mest produktiva laxälv, Torneälven, har ett mål på ca 19 000 honlaxar för att uppnå MSY (75 % av potentiell smoltproduktion) (Dannewitz et al. 2013). Efter restaurering och miljöanpassade flöden i torrfåror uppgår det totala målet till ca 7 200 honor (2 700 på svensk sida och 4 500 på norsk sida). Med en könskvot på 60 % honor och 40 % hanar innebär detta att det totala antalet individer som behöver transporteras och på lång sikt vandra upp själva och verkligen leka före och efter restaurering uppgår till ca 10 000 respektive ca 12 000 st. Relaterat historiska fångster på 10 000 - 30 000 lax och öring per år i älven bör beräknat LBM vara ett realistiskt och långsiktigt mål för denna laxstam. Siffrorna kan till och med vara för låga. I genomsnitt har utgångspunkten varit att honorna lägger 2 romkorn per m² i älven för att utnyttja produktionspotentialen. I jämförelse med beräkningar i till exempel många norska laxälvar är detta dock ett måttligt antal (Hindar et al. 2007). Det ska poängteras att effekter av minskad regleringspåverkan (t ex korttidsreglering) i Klarälven med biflöden

eller biotoprestaurering i den norska delarna inte har räknats in i modellen.

Lekbeståndsmålet för Klarälvens huvudfåra kan vid en första anblick verka ligga nära dagens antal transporterade (5-årsmedelvärde 2009-2013 för antalet upptransporterad lax är ca 700 per år). LBM anger dock det effektiva antalet honor som verkligen leker, och i flera studier inom projektet har det framgått att långt i från alla potentiella lekfiskar är verkliga lekfiskar. Så kallade "fallbacks" efter utsättning, naturlig och onaturlig dödlighet hos de som vandrar uppåt (se "*Uppströmsvandring av vuxen lax och öring i Klarälven*" i del 2) samt ett visst uttag via sportfiske reducerar antalet lekfiskar. Med dessa faktorer inräknade har i genomsnitt drygt 13 % av LBM uppfyllts de senaste 15 åren (se "*Vilken potential för laxproduktion har Femund-/Trysil-/Klarälven?*" i del 2).

Den samlade bedömningen är därför att utrymme verkar finnas för betydligt fler lekfiskar. Den relativt tydliga kopplingen mellan resultaten från genomförda båtelfisken och antalet upptransporterade laxhonor tyder också på att en ökad transport av fler lekfiskar resulterar i ökad produktion av smolt.

Vidare, om man för svenskt vidkommande och i ett framtida transportsce- nario räknar med 94 % effektivitet i Forshagafällan, 95 % överlevnad i samband med transport och utsättning, 10 % "fallbacks" och att 85 % verkligen leker innebär det att antalet honlaxar som behöver vandra upp till Forshaga är ca 2 000 st. Inbegriper man även den norska delen innebär det att för att nå det totala lekbeståndsmålet i Norge och Sverige (före restaurering) måste drygt 8 000 honor starta sin uppströmsvandring från Vänern.

Ett uppnått lekbeståndsmål efter omfattande restaurering och minitappning skulle teoretiskt kunna producera uppemot 500 000 smolt per år räknat på hela älven (vid en överlevnad efter omfattande restaurering på 1,5 % från rom till smolt). Utgår man från dagens situation och beräknar smoltproduktionen enligt det svenska LBM före

biotoprestaurering och 1 % överlevnad rom till smolt skulle produktionen av smolt bli ca 80 000 st. Ett räkneex-empel: Åtgärder vid varje av de totalt 11 kraftverken med en nedströmseffektivitet på 90 % skulle ge en kumulativ överlevnad på ca 31 %. Räknat enbart från Edsforsen och nedåt ger samma beräkning ca 43 % överlevnad. Detta är alltså ungefär samma överlevnadssiffor som idag – utan fysiska passageåtgärder. Intill dess att passageeffektiviteten kan öka till uppemot 95-100 % per kraftverk eller att några kraftverk rivs ut är insamling av fisken vid några kraftverk för vidare transport nedströms (alt. pipelines mellan kraftverken) de enda rimliga alternativen för att kraftigt öka nedströmsöverlevnaden för utvandrande smolt och kelt. Motsvarande resonemang gäller även för uppströmsfiskvägar. Å andra sidan ska en väldigt stor laxstam som upprätthålls genom ett omfattande lastbiltransportsystem ställas i relation till en något mindre laxstam vars livscykel är betydligt mer naturlig (d.v.s. den vandrar uppströms och nedströms i älven via fiskvägar).

Det finns naturligtvis flera osäkerheter i samband med beräkningen av lekbeståndsmålen, t ex överlevnad rom till smolt, bedömningen av produktiv älveareal, hur mycket lax (med tanke på avståndet till Vänern) som i verkligheten kommer vandra upp till Norge med fria vandringsvägar etc. En faktor som kan påverka produktionen av lax är konkurrensförhållandet med andra arter. Delrapporten om interaktioner mellan lax och harr (labstudie) visar till exempel att harren är konkurrens- kraftig när den förekommer tillsam- mans med lax vilket skulle kunna indikera att på sträckor som idag är passande för harr kan det vara svårt för laxen att hävda sig (se "*Interak- tioner mellan ung lax och harr*" i del 2). Kalkylerna av lekbeståndsmålen på både svensk och norsk sida måste därför betraktas som en första approx- imation för älvens produktionspo- tential, och justeras efterhand som ny kunskap framkommer.

I "*Fiskevårdsplan för Klarälven med biflöden*" (i del 2) finns också beräkningar av möjlig produktion av både öring och laxsmolt i framtiden. Utgångspunkten har varit dels genom- förda elfisken, som visar ungefär 70 % öring och 30 % lax i biflödena och för huvudfåran det omvända, och dels, där elfiskeresultat saknats, jämförel- sevärden från elfiskeregistret (SERS 2014). Inräknat finns även en faktor för andelen utvandrande respektive stationär öring. Resultaten pekar på att med dagens upptransporterade volymer före restaurering skulle drygt 22 000 laxsmolt och 6000 öringsmolt produceras i huvudfåran, vilket stämmer relativt väl med de modellerade värdena för lax från smolttryssjan 2014.

I biflödena före restaurering skulle ca 9 000 öringsmolt och 4 000 laxsmolt kunna produceras. Efter restaurering av biflöden skulle antalet kunna öka till 41 000 öringsmolt och 17 000 laxsmolt, vilket indikerar att restaureringsbehovet är stort och att potential finns för en kraftigt ökad produktion. Om även det stora och kraftigt utbyggda Uvå-sys- temet restaureras enligt planen ökar den möjliga produktionen med ca 17 000 öringsmolt och ca 25 000 laxsmolt.

Smolttryssjan i Edebäck fångade under 2014 relativt stora mängder smolt vilket likt resultaten och slutsatserna kring båtelfisken skulle kunna kopplas ihop med att jämförelsevis många laxar trans- porterades upp under 2010/2011. De låga fångstsiffrorna under 2013 skulle på motsvarande sätt kunna återspegla ett i medeltal lågt antal upptransporter under 2009/2010, lite beroende på om smolten i huvudsak vandrar ut som 2- eller 3-årig. Detta tyder alltså också på att produktionen idag beror på antalet upptransporterade lekfiskar. Viktigt i framtida övervakning och för att kunna upprätta så korrekta "stock-recruit- ment-kurvor" som möjligt är att åldersa- nalysera utvandrande smolt och/eller den återvandrande lekfisken.

Genomförda modelleringar baserade på dagens situation med 30 % effek- tivitet i fällan och 30 % överlevnad

i Väneren visar att populationen inte borde kunna existera, eller åtminstone gå mot sin undergång inom några få decennier (se ”*Produktion av vild laxsmolt i Klarälven*” i del 2). Verkligheten (fångsterna i Forshaga-fällan) visar dock högre siffror än vad modellen prognosticerar vilket visar att någon eller några parametrar är för lågt satta.

Om stora mängder smolt vandrar i maj varje år, när man vanligen spiller mycket vatten förbi kraftverken är det till exempel möjligt att överlevnaden av smolt kan vara högre än 30 %. De studier som gjorts om smoltöverlevnaden vid kraftverkspassagen är både 2009 och 2013 genomförda i juni, och överlevnaden var högre 2013, då det spilldes vatten vid 75 % av kraftverken under hela studieperioden, än 2009 då det inte spilldes (Norrgård et al. 2012).

I ett scenario där fällans effektivitet ökar till 80 % samtidigt som nedströmsöverlevnaden ökar till 80 % (97,5 % passageeffektivitet vid varje kraftverk eller effektiv insamling och transport från Edsforsen till nedströms Forshaga) planar laxpopulationen ut på ca 4 400 individer (se ”*Produktion av vild laxsmolt i Klarälven*” i del 2). Detta antal motsvarar med marginal det lekbeståndsmål som är beräknat för Klarälven på 2 600 individer före restaurering och ungefär 4000 individer efter restaurering. Vidare tillväxt beror då på om effektivitet/överlevnad kan förbättras ytterligare eller om större arealer lek- och uppväxtområden åter kan tas i anspråk.

Idag har vi ett läge där omfattande kraftutbyggnad samt flottningsrensning på framförallt svensk sida inneburit både minskade arealer samt lägre kvalitet på lek- och uppväxtområden. Hur stor andel av de historiska laxfångsterna i nedre Klarälven som härstammade från Norge är okänt men potentialen för en hög laxproduktion på norsk sida bedöms idag vara mycket stor. Ska ett långsiktigt bevarande kunna uppnås och beståndet återuppbbyggs till nivåer som medger ett hållbart och högt uttag av vild Klarälvslox i hela älven och

i Väneren är det därför viktigt att laxen åter får tillgång till den norska delen av vattendraget. Dessutom kan en framtid med allt varmare temperaturer medföra att den relativt sett kallare norska delen blir ännu viktigare för laxen (se ”*Förväntade klimatförändringar och fisk*”). Om de norska arealerna räknas in i modellen bör populationen kunna öka och nå de lekbeståndsmål som beräknats för hela systemet på mellan 10 – 12 000 individer.

SPORTFISKET EFTER LAX I ÄLVEN - IDAG OCH I FRAMTIDEN

Sportfiske är ur flera aspekter ett av Sveriges och Norges mest betydelsefulla fritidsintressen och ingår i begreppet basnäring, en näring i tillväxt (Örtengren et al. 2013). Dels genereras inkomster och sysselsättning via till exempel försäljning av fiskekort och utrustning, dels kan fiske som en naturbaserad fritidsaktivitet rekreativa och hälsofrämjande värden bidra till att minska samhällets kostnader för hälso- och sjukvård (Norling 2003). Förutom att fisketuristen spenderar pengar på resa, utrustning och fiskekort använder han eller hon också det lokala utbudet av varor och tjänster i området, till exempel för boende och mat. En konsumtion som dels ökar värdet och dels kan leda till ytterligare ekonomiska spridningseffekter. Ökad kunskap och förståelse för naturen via fritids/sportfiske kan också bidra till ett större ansvarstagande (Fiskeriverket 2007, Naturvårdsverket 2012).

Bedömningen har varit att Norge kommit en bit längre än Sverige när det gäller att fullt ut ta till vara på sportfisketurismen (Fiskeriverket 2005). På senare tid har dock flera statliga myndigheter fått i uppdrag av regeringen att utveckla sport/fritidsfiske och dess turism. (Paulrud och Laitila 2013, Jordbruksverket och HaV 2013). Sportfiske är även identifierat som en så kallad ekosystemtjänst – det vill säga ”ekosystemets direkta och indirekta bidrag till det mänskliga välbefinnandet” (Naturvårdsverket 2012).

För att bedöma det potentiella värdet av sportfiske i framtiden har inom detta projekt den norska utredningen använt en nätbaserad enkätundersökning riktad mot de som köpte fiskekort för Femund-/Trysilleva (se ”*Fisketurism i Femund-/Trysillevassdraget*” i del 2). Under 2013 såldes fiskekort till ett värde av dryga 3,3 MNOK i hela området varav nära 1,8 MNOK kan knytas till fisket i själva huvudälven. Ca 75 % av fiskekortet köptes av fisketurister och det samlade värdet av denna turism, inklusive indirekta ekonomiska effekter (köp av varor och tjänster), har för 2013 beräknats till ca 30 MNOK. Baserat på uppgifter från enkäten spenderade varje turist drygt 1000 NOK per dygn och den samlade utgiften för bara logi uppgick till 2,8 MNOK. Av de som svarade på enkäten var 75 % nöjda eller mycket nöjda med sin vistelse och 94 % avsåg att återvända. Fisketurismen i området är på uppgång och framförallt är det flugfiskarna som står för ökningen. Just denna kategori är även den grupp fiskare som ger den största lönsamheten, sannolikt på grund av att dessa ofta är särskilt dedikerade och spenderar relativt sett mycket pengar på sitt intresse.

När det gäller ett framtida scenario med möjligheter för laxfiske i Femund-/Trysilleva kan paralleller dras till Mandalselva. Genom framförallt kalkningsinsatser har laxen återvänt till älven och under 2012 fångades ca 3 200 lax och 800 öringar. Intäkterna via fiskekortsförsäljningen uppgick till nära 2,5 MNOK, med ett pris på mellan 250 och 500 kr per kort. Då laxfiske startade (2001) och genererade fångster på drygt 4 500 laxar uppgick sportfiskarnas direkta och indirekta utgifter och samhällets inkomster till 5,5 MNOK. Idag har samma utgifter och inkomster ökat till ca 15 MNOK, en ökning med 170 %. Andelen utländska fiskare har samtidigt ökat från 30 % till 60 %.

När det gäller laxfiske på svensk sida finns idag ett populärt dispensgivet turistfiske nedströms Forshaga kraftverk efter uppvandrande lax och öring

samt ett visst fiske i övre Klarälven. Den svenska undersökningen - ”*Sportfiskets och Vänerlaxens värden*” (se del 2) - baseras dels på omsättningen och fiskekortsförsäljning från Forshaga-forsen, dels på värdetransfereringar från andra områden med kända värden samt på beräknade spridningseffekter och dels på olika framtidsscenarior. Forshagafisket säljer idag fiskekort för ca 320 000 SEK per år med ett genomsnittligt kortpris på ca 300 kr. Räkner man in även de indirekta ekonomiska effekterna av fisket (mat, logi etc.) uppgår summan som en genomsnittlig fisketurist spenderar i Forshaga till mellan ca 870 och 1 680 SEK/dag. Dagens totala utgifter relaterade till sportfiske efter lax och öring i Forshaga uppgår till mellan ca 820 000 och 1 570 000 SEK per år.

För att kunna beräkna framtida omsättning från laxfisket i Klarälven har rapporten även utgått ifrån ett antal olika scenarior som resulterar i olika mycket fiskbar fisk: 1) produktion baserad på transport både upp och ned via lastbil/pipeline, 2) fri vandring upp/ ned via fiskvägar vid alla kraftverk, 3) transporter upp och fri vandring via passagelösningar ned 4) utrivning av 4 kraftverk och fri vandring upp/ned via fiskvägar vid kvarvarande.

Samtliga scenarior och båda rapporterna har haft den gemensamma utgångspunkten att lekbeståndsmålet är uppfyllt. Lekbeståndsmålet för lax i Femund-/Trysilälva är beräknat till ca 4 500 honlaxar och för Klarälven (efter restaurering) ca 2 700 (totalt antal lekfisk: 7 200 respektive knappt 4 000). I Femund-/Trysilälva skulle man då kunna förvänta sig att 2 500 – 3 000 laxar kan fångas (C&R) per år fördelat på ca 2 000 laxfiskare. Baserat på erfarenheter från och likheter med Mandalselva skulle ett realistiskt mål för den totala omsättningen från laxfisketurism i Femund-/Trysilälva då hamna på i storleksordningen 15-20 MNOK och 2 MNOK i sålda fiskekort.

För Klarälvens del och baserat på de olika scenariorna är bedömningen att man vid ett uppfyllt lekbeståndsmål

samt med föreslagna åtgärder på plats, resulterande i en kraftig ökning av återvandrande vuxen fisk, kan förvänta sig att omsättningen mellan Karlstad och Forshaga ökar med minst uppemot 4 ggr dagens läge i Forshaga. De totala årliga intäkterna för hela Klarälven som ett resultat av direkta och indirekta utgifter från sportfisketurister hamnar på i storleksordningen 11,5 - 20,4 MSEK, varav 1,5 – 3 MSEK i sålda fiskekort. Den svensk-norska regionen som helhet skulle alltså kunna generera inkomster på 25 – 40 MSEK/år.

Utöver detta kan man för både norsk och svensk sida förvänta sig flera olika spridningseffekter från sportfisket. Det finns få sådana analyser, men en är gjord på laxfisketurismen i älvarna runt Trondheimsfjorden (Fiske et al 2012). Den analysen använder sig av en faktor 1,35 för spridningseffekter, vilken bedöms vara relevant även för det nu aktuella norska området (Børre Dervo muntligt), och som ligger klart under motsvarande faktor från andra studier (1,7-2,9). Detta skulle innebära spridningseffekter från en framtida laxfisketurism i Trysilälva och Femundselva om ca 20 -27 MNOK och i Klarälven om ca 15-27 MSEK/år. Antal nya arbetstillfällen till följd av laxfisketurismen är också beräknade av Fiske et al (2012). Där utgår man från lokalekonomisk effekt på en faktor 0,4, vilket applicerat på föreliggande projekt skulle motsvara 12-16 nya arbetstillfällen i Hedmark (antagen årslön 0,5 MNOK) och 11-20 nya arbetstillfällen i Värmland (0,4 MSEK). Enligt en studie av Erlandsson et al (1991) uppgick det beräknade ekonomiska värdet av Mörrums kronolaxfiske till 18 MSEK, eller motsvarande 28 helårsarbeten (exkl. s.k. multiplikatoreffekt).

Det finns flera osäkerheter i både de norska och svenska beräkningarna. Dels bygger beräkningarna på att lekbeståndsmålet uppfylls och att produktionen av fisk blir den förväntade. Dels kan vi endast visa potentialen av en ökad fiskresurs, vi kan inte veta att resursen som skulle uppstå verkligen kommer

att utnyttjas av näringslivet och att de spridningseffekter som ingår i beräkningarna stämmer exakt för just denna region. Men exemplen från Mandalselva och älvarna runt Trondheimsfjorden visar att det är fullt möjligt att fortsätta att utveckla turismen samtidigt som man bygger upp laxbeståndet och att detta kan ge stora intäkter till regionen. Ett återuppbyggt laxbestånd är en fundamental förutsättning för att den beräknade värdeökningen av fisket ska bli verklighet i Femund-/Trysil/Klarälven.

SAMMANFATTANDE KONSEKVENSBESKRIVNING

Om åtgärdsprogrammet genomförs enligt förslaget kan dess konsekvenser (på lång sikt) översiktligt beskrivas som följande:

- Femund-/Trysil-/Klarälven har även fortsättningsvis en hög vattenkraftproduktion samtidigt som den kan bli en av Skandinavien bästa laxälvar.
- Laxbeståndet och dess livsmiljö utökas till att omfatta sitt ursprungliga utbredningsområde och dess fortlevnad säkerställs långsiktigt. Lekbeståndsmålet med 10-12 000 lekande individer per år kan nås.
- Bestånden av utpräglad vandrande och/eller strömlevande fiskarter som öring, harr, asp och ål, id, sik, stämb, flodnejonöga, bäcknejonöga, stensimpa och bergsimpa kan öka betydligt i utbredning och numerär.
- Vandringsmönstret hos 11 fiskarter med normalt kontinuitetsbehov återställs i betydande omfattning.
- Miljökvalitetsnormerna enligt vattenförvaltningen (Vattenförvaltningsförordningen 2004:660) uppnås.
- Miljökvalitetsmålen ”Levande sjöar & vattendrag” och ”Ett rikt växt- och djurliv” samt miljömålet ”Naturmangfold” närmar sig ett uppfyllande.
- 13 st Natura 2000-områden gynnas. Följande naturtyper i Natura 2000-områdena och som är skyddade enligt Habitatdirektivet (92/43/EEG) gynnas: Naturligt större vattendrag av fennoskandisk typ, Vattendrag med flytbladsvegetation eller akvatiska

Tabell 3. Uppskattat antal nya arbetstillfällen i Sverige (främst Värmland) och Norge (främst Hedmark) till följd av föreslagna miljöförbättrande åtgärder och förväntad utveckling av sportfisketurismen efter lax i Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden (se även "Sportfisket efter lax i älven - idag och i framtiden", Östberg 2014b).

	Nya arbetstillfällen, Sverige		Nya arbetstillfällen, Norge	
	Permanent, antal	15 år	Permanent, antal	15 år
Sportfisketurism älven (lax och Väneröring) Klarälven	11 -20		12 - 16	
Lastbilstransport lax och öring		3		
Bygga fiskvägar, pipelines, mindre kraftverk Höljes Klarälven och Trysilelva		32		5
Bygga fiskvägar biflöden (i huvudsak Uvåns vattensystem)		11		
Fiskhantering, skötsel, underhåll fiskvägar Klarälven inkl biflöden (i huvudsak Uvåns vattensystem)	7		1	
Myndigheter, lärosäten, konsulter		6		1
	18 - 27	52	13 - 17	6

mossor, Fuktängar med blåtåtel eller starr och Alluvial lövskog som tidvis är översvämmad. I en eller flera av dessa naturtyper förekommer lax och ävjepilört som utpekade arter inom Natura 2000-områden vilka gynnas, liksom de i habitatdirektivet bilaga 2 (92/43/EEG) eller fågeldirektivet bilaga 1 (2009/147/EG) upptagna men i något Natura 2000-område ej utpekade arterna flodpärlmussla, utter, mikroskapania, stensimpa och kungsfiskare.

- Minst ett 40-tal rödlistade arter (fiskar, fåglar, insekter, kärlväxter, lavar, mossor m m) kommer gynnas. Av dessa är 8 akut eller starkt hotade i ett nationellt perspektiv (Bjelke 2010).
- Minst följande arter som omfattas av pågående nationella åtgärdsprogram för hotade arter (Naturvårdsverket 2014a) gynnas: utter, strandsandjägare, flodkräfta, flodpärlmussla, ävjepilört och hårklomossa.
- Gällande lagstiftning om djurskydd och djurhälsa efterlevs.

- Sötvattensarter och strandarter som är upptagna i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) vilka även kräver noggrant skydd enligt habitatdirektivet/fågeldirektivet och som gynnas är åtminstone backsvala, kungsfiskare, utter och ävjepilört.
- 11 kraftverksdammar i Klarälven och Trysilelva har välfungerande upp- och nedströmpassager för lax, öring, ål med flera vandrande fiskarter.
- Ca 16 kraftverksdammar och regleringsdammar i de svenska biflödena har välfungerande upp- och nedströmpassager för vandrande fiskarter.
- Ca 15 mer eller mindre torrlagda älvfåror återställs delvis till strömmar och forsar (ekologisk flödesreglering).
- Ekologisk flödesreglering (till exempel naturligare vårflode, sommarflode och vinterflode) sker på de vattenförande sträckorna av Klarälven, Lettan, Tåsan, Vårån, Halgån och Uvån med flera vattendrag.
- Ca 180 km flottningsrensade vatten-

drag restaureras med syfte att öka variationen med avseende på strömbild, djup- och bottenstrukturer.

- Utrivning av 14 gamla och övergivna dammbyggnader bidrar till fria vandringsvägar och ökad areal strömmande och forsande vatten.
- Biotoper av särskild betydelse för Klarälvens mest unika arter som relativt höga, långa och parallella sandrevlar (älvvallar) som bildats av höga vårfloder strax nedströms näsens spetsar gynnas.
- Utvecklingen av stora mängder myggor inklusive översvämningsmygg motverkas inom aktuella områden.
- Landskapsbildens förbättras där nu mer eller mindre torrlagda älvfåror fylls med strömmande och forsande vatten.
- Antalet nya heltidsarbeten räknat på en 15-årsperiod för att transportera fisk med lastbil samt planera, utföra och följa upp föreslagna åtgärder vid kraftverken och dammarna uppskattas till ca 50 st i Sverige (främst Värmland) och ca 6 st i Norge (främst Hedmark) (Östberg 2014b) (tabell 3).
- Sportfisketurismen efter lax omsätter ca 11-20 MSEK i Klarälven respektive ca 15-20 MNOK per år i Trysilelva och Femundselva, eller inräknat spridningseffekter, 15-27 MSEK/år respektive 20-27 MNOK/år. Laxsportfisketurismen bedöms generera i storleksordningen 11-20 nya permanenta helårsarbeten i Värmland och 12-16 nya permanenta helårsarbeten i Hedmark (tabell 3). Fiskhantering, skötsel och underhåll av föreslagna fiskpassager bedöms skapa ca 7 nya permanenta helårsarbeten i Värmland och ca 1 nytt helårsarbete i Norge (Östberg 2014b) (tabell 3).
- Sportfiskets rekreativa och hälsofrämjande värden bidrar till att minska samhällets kostnader för hälso- och sjukvård. Sportfisket bidrar till ett större ansvarstagande när det gäller miljöhänsyn och naturvård.
- Kunskapen och erfarenheterna av miljöanpassningarna i Klarälven,

Tabell 4. Uppskattning av kostnader och produktionsförluster för miljöinvesteringar i pipeline för nedströmsvandrande fisk, hiss för uppströmsvandrande fisk, ekologiskt vattenreglering till torrlagd älvfåra och nytt mindre kraftverk vid Höljes (Östberg et al. 2014a och "Potentiell laxproduktion i Klarälvens torrlagda naturfåra vid Höljes kraftverk" i del 2).

		Engångs-kostnad (MSEK)	Årliga löpande kostnader (MSEK/år) (exkl räntekostnader och avskrivningskostnader)					
Kraftverk	Miljöinvestering	Anläggnings-kostnad ¹	Drifts-kostnad	Underhålls-kostnad	Produktions-bortfall ² /år	Nuvärdes-förlust av produktionen ³ (MSEK)	Produktions-förlust/år (GWh/år)	Förlust av nuvarande intäkt/produktion per anläggning (%)
Höljes kraftverk	Pipeline för nedströmsvandrande lax och öring	223 ⁴	0,1 ⁴	1,1 ⁴	2,7	33	3,6	0,7
Höljes kraftverk	Ekologisk flödesreglering till och biotoprestaurering i torrlagd naturfåra, uppströmspassage för fisk samt nytt mindre kraftverk	300 ⁵ (nytt kraftverk) + 136 (fiskhiss)	9,4 ⁵	0,3 ⁵	9,6	224	24	4,4
Lutufallet kraftverk	Pipeline för nedströmsvandrande lax och öring	se Höljes			0,3	7	0,8	1,1
		659	9,5	1,4	12,6	264	28	

¹ I den uppskattade kostnaden ingår hela kedjan från projektering, byggnation och besiktning.

² 40 öre/kWh

³ 40 öre/kWh, 5 % kalkylränta, 2 % inflation, 40 år

⁴ Bör fördelas över berörda kraftverk på lämpligt sett.

⁵ Gäller nya Höljes mindre kraftverk

⁶ Uppskattad kostnad för byggande av tunnel, intag med fingrind, kraftverkshus, djupintag, tunnel och all elektromekanisk utrustning.

Trysilelva och Femundselva kommer spridas till och underlätta arbetet med miljöanpassning av kraftverk och dammar i andra stora och reglerade vattendrag.

- Landskapsbilden kommer att påverkas av pipeline vid Höljes kraftverk och dammbyggnad.
- Miljöinvestering i pipelines för nedströmsvandrande fisk från Lutufallets kraftverk till Höljes kraftverk uppskattas till ca 220 MSEK (tabell 4). Intäktsförlusten och produktionsförlusten under ett normalår kommer för Lutufallets kraftverk att uppgå till ca 1,1 % och för Höljes till ca 0,7%.
- Miljöinvestering i anläggning av dels ett nytt mindre kraftverk för att tillvarata energin från ekologisk

tappning till en torrlagd älvfåra och dels för anläggning och anlockning till en uppströmsfiskväg (fiskhiss) vid Höljes kraftverk kommer uppgå till ca 436 MSEK (se "Potentiell smoltproduktion ..." i del 2 (tabell 4). Förlusterna till följd av den ekologiska tappningen kommer motsvara ca 4,4% av nuvarande intäkter och produktion för Höljesanläggningen.

- Miljöinvestering i anläggning av uppströms—och nedströmspassager för samtliga vandrande fiskarter förbi kraftverken i Klarälven (exkl. Höljes) och Trysilelva kommer uppgå till ca 1000 MSEK (tabell 5).
- Planeras magasinregleringen på samma sätt som tidigare ändrar en miljötappning vid Höljes på cirka

- 5 % inte förutsättningarna för att leverera reservkraft då de övriga förutsättningarna är oförändrade. Detta eftersom möjligheten att använda Höljes kraftverk för att balansera frekvensen i elnätet påverkas av flera saker, bl. a. tillrinning (som varierar mycket mellan åren), läget i vattensystemet (påverkan på nedströms kraftverk), aggregatprestanda, vattennivå i magasinet vid en viss tidpunkt (beror på tillrinning och tappningsplanering) och vattenhushållningsbestämmelser (Johan Östberg muntligt).
- Miljöinvestering i anläggning av uppströms—och nedströmspassager för samtliga vandrande fiskarter förbi 17 kraftverk och dammar i Klarälvens biflöden, i huvudsak

inom Uvåns vattensystem, kommer uppgå till ca 500 MSEK.

- Miljöinvestering i dammutrivning, biotoprestaurering, omläggning av vägtrummor och nykalkning förväntas uppgå till ca 25 MSEK (tabell 6).
- Som en konsekvens av den nu gällande lagstiftningen kommer miljöinvesteringarna att lång tid att genomföra (15-20 år). Detta gäller främst åtgärderna vid dammarna och kraftverken.
- Inte bara verksamhetsutövaren utan även staten kommer behöva finansiera en betydande del av kostnaderna för miljöinvesteringarna vid dammarna och kraftverken (del av produktionsförlusterna) enligt gällande lagstiftning (31 kap miljöbalken).
- Ansvariga svenska och norska myndigheter behöver uppskattningsvis 40 miljoner för undersökning, projektering och uppföljning av ekologiska flöden, fiskvägar, dammutrivning och biotoprestaurering.
- Regionens attraktivitet och konkurrenskraft kommer stärkas, liksom innovation, kunskapshöjning och konkurrenskraft inom näringsliv, teknik och samhällsutveckling. Den attraktiva livsmiljön kommer lyftas till en region där människor vill bo, verka och vistas i (Interreg Sverige-Norge 2014).

Det ska påpekas att ovanstående kostnadsuppskattningar baseras på att varje enskild miljöinvestering (t ex en uppströmspassage vid Skoga kraftverk) upphandlas var och en för sig. Om upphandlingar av flera åtgärder genomförs samtidigt kommer med stor sannolikhet resultera i lägre kostnader än vad som uppskattats ovan (muntligt Johan Östberg).

Till ovanstående skattningar av vattenkraftproduktionsförlusten ska läggas motsvarande poster för övriga förslag till miljöförbättrande åtgärder (fiskpassager och ekologiska flöden) vid dammarna och kraftverken i huvudfåran

Tabell 5. Uppskattad kostnad för att anlägga uppströms- och nedströmspassager för fisk vid kraftverksdammar och regleringsdammar i Klarälven och Trysilelva med biflöden (Östberg 2014a).

	Engångs-kostnad* (MSEK)			
Objekt	Uppströms- och nedströmspassage	Objekt	Uppströms- och nedströmspassage	Total kostnad (MSEK)
Forshaga kraftverk	64	Skoga kraftverk	106	
Deje kraftverk	143	Edsforsen kraftverk	102	
Munkfors kraftverk	108	Höljes kraftverk	se tabell 4	
Skymnäs kraftverk	111	Lutufallet kraftverk	61	
Forshult kraftverk	128	Sagnfossen kraftverk	47	
Krakerud kraftverk	130	Svenska biflöden, 17 kraftverk och dammar	500	
	684		816	1500
* Hela kedjan från projektering, byggnation och besiktning ingår.				

Tabell 6. Uppskattad kostnad för biotoprestaurering, omläggning av vägtrummor, dammutrivning och kalkning i Femundselva, Trysilelva och Klarälven med biflöden.

Vattendrag	Förslag till åtgärd*				Kostnad (MSEK)
Klarälven	Biotoprestaurering 15 km**	Vägtrummor 5 st			12
Svenska biflöden	Biotoprestaurering 110 km	Dammutrivning 16 st (små, övergivna)	Vägtrummor 3 st	Kalkning	10
Trysilelva och Femundselva med biflöden	Biotoprestaurering** 20 km	Kalkning			3
* Åtgärdsförslagen behöver detaljplaneras ** Exklusive torrfårorna					25

och biflödena (se "Förslag till åtgärdsprogram" och "Förslag till åtgärder för att reducera förlusten ..."). I detta sammanhang ska påpekas att den vattenmängd som krävs för att uppnå nödvändig effektivitet vid upp- och nedströmspassager samt önskad funktion av ekologisk flödesreglering är utpräglat art-, habitat- och platsspecifik, och det är verksamhetsutövaren som bör visa att fiskvägen fungerar med tillräcklig effektivitet

(Calles et al. 2013, Malm-Renöfalt & Ahonen 2013). Det är därför många gånger inte enkelt att kräva att just den eller den tekniken ska användas utan snarare att ställa krav på den funktion som man vet går att uppnå.

De fiskpassager med underlagen om effektivitetskrav och ekologiska flödesregleringar som föreslås i denna rapport bedöms vara likställda med lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga

teknik enligt Miljöbalken med baskrav för uppströmspassage på minst 5% av medelvattenföringen. För nedströmspassage hänvisas till rekommenderade vattenmängder internationellt om 2-10% av flödet. (Calles et al 2013, Malm-Renöfält & Ahonen 2013). För att reducera vattenkraftförlusten som uppstår kan en rad åtgärder vidtas vid kraftverk och dammarna (se ”Förslag för att reducera förlusten ...”). Dessa förluster ska också ses ljuset av pågående och förväntade klimatförändringar och effektiviseringar av befintliga kraftverk vilket ökar och förväntas öka kraftproduktionen i Sverige, Norden och baltländerna (se ”Några förväntningar om klimatet...”).

Det bör också noteras att om Vattenverksamhetsutredningens delbetänkande Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler (SOU 2013:69) leder till lagstiftning kan ovanstående frågor komma att omfattas av de förändringar som Ny tid ny prövning innebär.

Om åtgärdsprogrammet inte genomförs (=0-alternativet) kommer en stor mängd hotade och skyddsvärda arter och deras livsmiljöer fortsätta att försvagas/försämrats eller försvinna samtidigt som stora delar av nu tidsenlig lagstiftning inom vattenmiljöområdet inte efterlevs.

PRIORITERINGAR OCH TIDSPLAN

Övergripande prioriteringar:

1. Återuppbyggnad av Klarälvslax- och öringbestånden samt ål genom fysisk och hydrologisk restaurering av vandringsvägar vid dammar och kraftverk och livsmiljöer i rinnande vatten. Förbättrad djurhälsa i samband med fångst, transport och utsättning (lax och öring). Möjligheter till sportfiske efter lax och öring i hela älven. Uppskattad miljöinvestering: cirka 2 200 MSEK exkl vattenkraftproduktionsförluster (som dock delvis motverkas till följd av klimatförändringar och ev effektivisering av befintliga kraftverk), drift och underhåll.
2. Återuppbyggnad av andra hotade och skyddsvärda fiskbestånd genom

fysisk och hydrologisk restaurering av vandringsvägar vid dammar och kraftverk och livsmiljöer i rinnande vatten.

3. Återuppbyggnad av övriga hotade och skyddsvärda arter genom fysisk och hydrologisk restaurering av vandringsvägar vid dammar och kraftverk och livsmiljöer i rinnande vatten.
4. Återuppbyggnad av hotade och skyddsvärda arter i sjöar.

Uppskattad miljöinvestering för åtgärder i punkt 2 och 3: främst vattenkraftproduktionsförluster (se vidare i sista delen av *Sammanfattande konsekvensbeskrivning*). Förlusterna förväntas dock delvis motverkas till följd av klimatförändringar och ev. effektivisering av befintliga kraftverk i aktuella vattendrag (se vidare i ”Några förväntningar om klimatet, vattenkraften, energieffektivisering och vindkraften i framtiden”).

Övergripande tidsplan med bedömd kostnad

0-5 år

Åtgärder för en så god djurhälsa som möjligt i samband med fångst, transport och utsättning av Klarälvslax och -öring. Fiskväg//avledare, ”spillvattentappning” och insamling vid Forshaga och Edsforsen för transport och utsättning av uppströmsvandrande respektive nedströmsvandrande lax, öring, ål och flodnejonöga. Uppströmsfiskvägar vid Edsforsens kraftstation för upptransporterad lekfisk som simmar nedströms Edsforsendammen (så kallade fall-backs). Biotoprestaurering. Uppskattad miljöinvestering cirka 130 MSEK exkl. vattenkraftproduktionsförluster, ev. fiskhälsoåtgärder, transportkostnader, drift och underhåll.

0-10 år

Återintroduktion av lax och öring i Trysilälva och Femundselva samt lämpliga delar av Klarälven med biflöden. Lämpligtvis via både vuxen lekfisk samt rom och/eller yngelutsättningar. Nedströmsavledare vid Sagnfossen och Lutufallet (inkl.

insamling) för transport och utsättning nedströms Höljes. Insamlingsanordning i Varån för transport och utsättning nedströms Höljes (lax, öring, ål, flodnejonöga). Pipeline för nedströmsvandrande lax, öring och ål vid Lutufallet-Höljes. Biotoprestaurering. Uppskattad miljöinvestering cirka 350 MSEK exkl vattenkraftproduktionsförluster, transportkostnader, drift och underhåll.

0-15 år

Upp- och nedströmspassager samt ekologisk flödesreglering vid samtliga kraftverk i Klarälven och Trysilälva med biflöden (samtliga fiskarter). Stegvis utveckling av sportfisketurismen i Femund-/Trysil-/Klarälven. Biotoprestaurering. Uppskattad miljöinvestering ca 1700 MSEK exkl vattenkraftproduktionsförluster, transportkostnader, drift och underhåll.

10-20 år

Successiv utfasning av kompensationsodlingsverksamheten mot vild fisk (lax och öring). Successiv utfasning av lastbilstransporter mot ersättning av upp- och nedströmsfiskpassager vid kraftverken.

FINANSIERING AV FÖRESLAGNA ÅTGÄRDER

Verksamhetsutövaren bekostar de undersökningar och genomför samt sköter de miljöförbättrande åtgärder denne är ansvarig för enligt gällande lagstiftning. För finansiering av övriga undersökningar och miljöförbättrande åtgärder, ansöks om medel från svenska och norska staten, EU, kommuner med flera. Verksamhetsutövaren står för huvudparten av föreslagna miljöinvesteringar och kraftproduktionsförlusten i Klarälven, Trysilälva och Femundselva med biflöden.

Med oförändrad vattenlagstiftning kommer dock inte bara verksamhetsutövaren utan även staten behöva finansiera betydande delar av miljöinvesteringarna, både vid dammarna och kraftverken (31 kap miljöbalken) och i övrigt (biotoprestaurering, domstolsprocesser etc).

FÖRSLAG FÖR ATT REDUCERA FÖRLUSTEN AV VATTENKRAFTPRODUKTION TILL FÖLJD AV FISKPASSAGER OCH EKOLOGISKA FLÖDEN

Fisk och andra vattenlevande organismer behöver vatten för sin vandring och överlevnad, och eftersom den omfattande vattenkraftutbyggnaden är det klart enskilt största miljöproblemet i älven med biflöden, är det ofrånkomligt att vattenkraftproduktion måste reduceras i samband med genomförande av föreslagna miljöförbättrande åtgärder (se Calles et al. 2013). Det finns dock flera principiella åtgärder som kan vidtas för att reducera vattenkraftförlusten utan att effektiviteten hos de föreslagna miljöförbättrande åtgärderna vid dammarna och kraftverken i Klarälven och Trysilelva med biflöden riskerar att försämrats, t ex:

- Använda vattnet till nedströmpassager som lockvatten till uppströmpassager.
- Använda vatten till nedströmpassage i passager för uppströmsvandring.
- Använda lockvattnet avsett för uppströmpassage till ekologiska flöden i torrlagda naturfåror nedströms kraftverket.
- Använda vatten från uppströmpassager till ekologiska flöden i torrlagda naturfåror nedströms kraftverket.
- Pumpa tillbaka vatten som används för nedströmpassage till kraftverksdammen.
- Bygga om befintliga damm- och kraftanläggningar.
- Öka turbinkapaciteten i befintliga kraftverk.
- Effektivisera befintliga kraftverk.
- Använda vatten för en fiskväg eller till en (tidigare) torrlagd älvfåra för drift av ett mindre kraftverk som anläggs i anslutning till befintlig damm/kraftverk.

I många fall kan flera av dessa åtgärdsförslag användas vid ett och samma kraftverk. Ovanstående föreslagna åtgärder bedöms betydligt kunna reducera vattenkraftproduktionsförlusten till följd av föreslagna miljöförbättrande åtgärder vid kraftverken.

FÖRSTUDIE OM REDUKTION AV KRAFTVERK PÅ ÄLVSTRÄCKAN EDSFORSN - SKYMNÄS

Kraftverken är många och ligger tätt i den mellersta delen av Klarälven, med omfattade ekologiska skador som följd. Projektet har därför låtit studera de tekniska förutsättningarna (förstudie) för att bygga ett nytt större kraftverk vid Edsforsen i Klarälven, och låta det ersätta dagens kraftverk i Edsforsen, Skogaforssen, Krakerud, Forshult och Skymnäs (se ”*Tiltak for å reetablere...*” och Östberg et al 2014b). Ungefär 8 ha forsområde och ca 18 ha strömmande områden bedöms återskapas om åtgärderna genomförs. På grund av kraftig rensningspåverkan inför kraftutvinning och under flottning förväntas ett relativt omfattande behov av bottenåterställning.

Det nya större kraftverket tar sitt vatten från Edsforsen och låter det mynna nedströms Skymnäs kraftverk via en ca 13 km lång utloppstunnel. Ett flöde motsvarande den naturliga lägsta vattenföringen, MLQ, släpps i Klarälvens fåra (34,5 m³/s). Om tillrinningen är lägre än MLQ släpps tillrinningen (vid perioder då tillrinningen överstiger kraftverkets slukförmåga släpps överskottet till älvfåran). Kvar blir ett flöde med ett medelflöde på ca 92 m³/s. En möjlighet är även att installera en mindre turbin som tillvaratar ”miljöflödet” till älvfåran med en slukförmåga på cirka 25 m³/s på de gamla aggregatens plats. Resterande vatten används i de två uppströms vandringsvägarna för fisk och för nedströmsvandring av fisk. Utgående från detta blir utbyggnadsvattenföringen för det nya kraftverket på 220 m³/s.

Vattnet från Uvån, som i dag används för elproduktion i Krakerud, Forshult och Skymnäs kraftverk kan inte användas för elproduktion i det nya kraftverket enligt ovan. En möjlighet att tillvarata denna produktion är att bygga ett nytt kraftverk från Rådasjön till nedströms Skymnäsforssen. Detta kraftverk ersätter då även dagens

kraftverk i Råda. Dammen i Råda blir kvar för reglering av Rådasjön. Ett nytt kraftverk byggs cirka 6 km sydsydväst om det nuvarande. Bruttofallhöjden för det nya kraftverket från Rådasjön till Skymnäsforssen ökar kraftigt mot det nuvarande och tunneln blir 5 km lång. Fallhöjd tas ut genom att en underjordsstation som byggs i närheten av Rådasjöns strand. Vattnet från Uvån används för elproduktion. Medelflöde är 19,7 m³/s. Utgående från dessa data blir utbyggnadsvattenföringen för det nya kraftverket 40 m³/s.

Sammantaget bedöms åtgärdernas nytta som mycket stor för Klarälvens bestånd av lax och öring samt övrig strömvattenlevande fauna och flora. Förutom att återskapa lek- och uppväxtmiljöer förbättras även vandringsmöjligheterna uppströms och nedströms i Klarälven avsevärt eftersom fyra definitiva vandringshinder försvinner och nu anlagda lugnvatten och torrlagda områden återgår till att bli ström- och forssträckor. Tiden och resurserna det tar att bygga tillräckligt effektiva upp- och nedströmsfiskvägar vid kvarstående kraftverk så att fisken kan vandra på egen hand från och till lek- och uppväxtmiljöerna i älvarna och Vätern minskar betydligt.

Ett sportfiske efter lax i strömmande och forsande vatten kan etableras på sträckan mellan Edsforsen och Skymnäs.

De befintliga kraftverken och dammarna är, eller blir snart, renoverade och är i bra skick så att de med normalt underhåll kan producera el till en relativt låg kostnad under åtskilliga år. Det gör att om de ersätts med nya tänkta kraftverk relativt snart så blir kostnaden för elproduktionen högre under många år.

NÅGRA FÖRVÄNTNINGAR OM KLIMATET, VATTENKRAFTEN OCH ENERGIEFFektivISERING

En forskningsstudie pekar på att klimatförändringen kommer att påverka vattenkraftsproduktionen avsevärt i Norden och de baltiska länderna (rele-

vant för NordPol) (Thorsteinsson och Björnsson 2011). Beräkningarna pekar på en generell ökning av nederbörd i framtiden, liksom ett varmare klimat med minskade snömagasin och tidigare snösmältning som följd. Istället för en kraftig vårflood kan flödena således bli mer utjämnade under året, vilket borde gynna vattenkraftproduktionen. Varmare klimat torde också minska energibehovet vad gäller uppvärmning.

Specifikt för Sverige finns underlag från SMHI som undersökt potentialen för ökad vattenkraftsproduktion för Klimat och Sårbarhetsutredningen (Andreasson et al. 2007). Framtida förändring i månads- och årstillrinning (GWh) till det svenska vattenkraftssystemet, enligt fyra regionala klimatscenarier, resulterade samtliga i en ökad medelårstillrinning för perioden 2071-2100 jämfört med 1961-1990. Beroende på val av drivande global klimatommodell och utsläppsscenario varierade ökningen med mellan +5 till +21 TWh per år (+7 till +32 %). Samtliga scenarier visade också på förändringar i tillrinningens säsongsmönster, med ökande tillrinning under de kalla månaderna och minskande under de varma månaderna. Resultaten stöds även till stora delar av en ny klimatanalys för Värmland i framtiden (Persson et al. 2014, se även "*Förväntade klimatiförändringar och fisk*").

Ett varmare klimat kommer att minska behovet av uppvärmning i landet med ca 15 TWh. El för uppvärmning bedöms minska med ca 3 TWh till följd av varmare klimat, men å andra sidan antas efterfrågan på komfortkyla öka vilket kan ge viss ökning av elanvändning sommartid (Elforsk 2014).

Utvecklingspotentialen för hela det befintliga storskaliga vattenkraftssystemet i Sverige har uppskattats genom detaljstudier av Luleälven, Ångermanälven, Ljusnan och Ätran (Strand 2013, citerad av Rudberg et al. 2104). Studien visar att det är möjligt att öka energiproduktionen och effekten i befintliga kraftstationer genom åtgärder framförallt i turbiner och generatorer. Genom turbinbyte och modifieringar av strömningsvägarna kan cirka 2 TWh per år på sikt tillföras

elkraftssystemet, medan åtgärder på generatorsidan kan ge ytterligare cirka 1 TWh per år. Vidare har alla storskaliga anläggningar mellan 2003 och 2012 i Sverige som genomgått omfattande renovering av turbiner och generatorer analyserats (sex anläggningar, sammanlagd årsmedelproduktion 11,4 TWh) (Rudberg 2013). Anläggningarna har i snitt ökat sin produktion med 4,7 procent som ett resultat av effektiviseringsåtgärderna.

Enligt SOU 2008:25 "Ett energieffektivare Sverige" hade landet 2005 som en följd av effektiviseringsåtgärder uppnått en primär energieffektivisering motsvarande minst 21 TWh. Om också den beräknade effekten av beslutade styrmedel beaktas, kommer den primära energianvändningen att år 2016 ha minskat med cirka 46 TWh, dvs. mer än 10 procent effektivisering.

Vindkraft kan användas för att stabilisera elnätet. Enligt två nya studier kan vindkraft bidra till att hålla frekvens, spänning och fas (Miller et al. 2014, Van Hulle et al. 2014). Det finns ett förslag på EU-krav som bland annat innebär att vindkraftverk ska stödja nätens spänning med reaktiv effekt (ENTSOE 2014).

Ett planeringsmål för miljöförbättrande åtgärder i vattenkraftverk har föreslagits på nationell nivå (Havs- och vattenmyndigheten 2014). Högst 2,3 procent av vattenkraftens nuvarande årsproduktion föreslås ta i anspråk under ett normalår, motsvarande 1,5 TWh. Noterbart är att det föreslagna övergripande målet utgör mindre än hälften av vad som är möjligt att erhålla till skydd för vattenmiljön utan att tillståndshavaren har rätt till ersättning vid omprövning enligt 24 kap 5 § miljöbalken. Förslaget står i ännu tydligare kontrast till Vattenverksamhetsutredningen (delbetänkande Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler, SOU 2013:69) vilken föreslår en skärpning av gällande lagstiftning inom vattenmiljöområdet.

Göta älv har stort värde för energisystemet genom stor produktion, ca 6,5 % av den totala produktionen,

men framförallt mycket stor reglerkapacitet genom Vänern. Majoriteten av produktionen och reglerkapaciteten sker i ett fåtal storskaliga vattenkraftverk i de största vattendragen. Bedömningen är att produktionen i de storskaliga vattenkraftverken med hög reglerkapacitet bör bibehålla sin funktion. I vissa delavrinningsområden bör dock regleringens storskaliga effekter undersökas närmare. Eftersom avrinningsområdet hyser stort antal arter och lokaler för arter angivna i direktivet om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (92/43/EEG), bör åtgärder för konnektivitet ses över i hela avrinningsområdet. Övriga kraftverk i avrinningsområdet bör genomföra åtgärder i riktning mot miljö kvalitetsmålets ambitioner.

FRÅGAN OM SKÄLIGHET OCH KOSTNAD-NYTTA AV FÖRESLAGNA ÅTGÄRDER

Utbyggnaden av vattenkraft i Klarälven har skett med stöd av äldre, exploateringsinriktad lagstiftning som, i den mån miljöhänsyn beaktats alls, tagit mycket små sådana. Dagens miljölagstiftning ställer helt andra krav på miljöhänsyn. Eftersom de 50-100 år gamla tillstånden för vattenkraftverken i Klarälven är undermåliga ur miljösynpunkt har utbyggnaden lett till omfattande, komplexa och delvis irreversibla skador, och fortsätter leda till skador så länge inga åtgärder vidtas för att lösa problemen. Underlaget till åtgärdsprogram, som omfattar ett stort antal kraftverk och dammar och som ska vara genomfört inom 15-20 år, har i huvudsak utarbetats efter Havs- och vattenmyndighetens rapporter om vägledning avseende lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraften. Åtgärdsprogrammet har som syfte att uppfylla de krav på miljöhänsyn som följer av gällande rätt. Jfr bl.a. 2 kap. 3 § miljöbalken.

Bedömningen är att gällande regelverk kräver att åtgärder genomförs som möjliggör fiskvandring och andra för ekosystemen basala funktioner. Inte minst krävs detta för att uppfylla

förpliktelser enligt EU-rätten. Det framstår också som mer proaktivt att lägga resurser på miljöanpassning av vattenkraften än att staten ska behöva betala EU-rättsliga sanktionsavgifter. Nuvarande lagstiftning förutsätter i princip att krav på nya miljöhänsyn införs efter domstolsprocesser (undantaget vore sk Miljöskyddsområde). Det är dock inte utesluter att förslagen kan justeras om kraftbolaget till exempel i en omprövningsprocess presenterar en utredning som visar att det finns bättre lösningar eller billigare lösningar som uppfyller motsvarande nivå på miljöhänsyn.

Höljesanläggningen fick tillstånd bl a mot bakgrund av vattendragskonventionen 1929 och St.prp. nr. 121 1960-61. Detta resulterade också i 1969-avtalet mellan Norge och Sverige som tog sikte på att finna lösningar på hur laxen skulle kunna finnas kvar i det norska området som tidigare. På grund av den stora dödligheten vid passagen förbi Höljes kraftverk upphörde transporter till vidare. En nyprövning förutsattes dock ske vid en senare tidpunkt. I övrigt ska tilläggas att det finns ett latent villkor för Höljesanläggningen om att fiskväg vid dammen ska anläggas den dag då upptransporterna kan fasas ut.

Av vattenkraften hotade och skyddsvärda arter och miljöer kommer att kunna bevaras eller förstärkas om åtgärdsprogrammet genomförs. Att kvantifiera det monetära värdet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster är svårt (Konjunkturinstitutet 2014), men senast år 2018 ska betydelsen och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället (Naturvårdsverket 2014). Länsstyrelsen har identifierat över 25 potentiella ekosystemtjänster i Klarälven med biflöden (Länsstyrelsen i Värmlands län, opublicerat), bland annat omfattande sportfisketurism och landsbygdsutveckling.

En fortsatt hög vattenkraftproduktion i det aktuella området kommer vara möjlig även efter att föreslagna

miljöförbättrande åtgärder genomförs (se *”Underlag till åtgärdsprogram, Sammanfattande konsekvensbeskrivning, m m”*). Enligt 11: 6 § Miljöbalken får en vattenverksamhet endast bedrivas om dess fördelar från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna samt skadorna och olägenheterna av den. I många fall kan verksamhetsutövaren på frivillig väg miljöanpassa sin verksamhet utöver vad dagens lagstiftning kräver.

Föreslagna åtgärder utgår från Havs- och vattenmyndighetens underlag inför vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraftverk i syfte att minska deras negativa miljöpåverkan (bl. a. Calles et al. 2013, Malm-Renöfalt & Ahonen 2013), med några anpassningar för förhållandena i Klarälven. Enligt 2 kap 7 § miljöbalken gäller kraven i balkens hänsynsregler i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.

Vidare bör den förväntade betydande vattenkraftproduktionsökningen till följd av pågående och framtida klimatförändringar vägas in i kostnads-nyttofrågan (se *”Vattenkraftproduktionen i framtiden och förslag till svenska planeringsmål för miljöförbättrande åtgärder i vattenkraftverk”*). Åtgärdsprogrammet (0-15/20 år) med konsekvenser bedöms inte vara oskäligen, och nyttan av detta bedöms överstiga kostnaderna. Dock krävs fortsatta utredningar för att kunna precisera programmet, och därmed bedömningarna av skälighet och nytta-kostnad ytterligare (t ex via beräkningar av ekosystemtjänsternas monetära värde).

Prövning av frågan om nytta och kostnader avgörs av Mark- och miljödomstolen som första instans. Avslutningsvis bör tilläggas att om Vattenverksamhetsutredningens delbetänkande *”Ny tid ny prövning – förslag till ändrade vattenrättsliga regler”* (SOU 2013:69) leder till lagstiftning kan detta komma att påverka

frågan om nyttan kontra kostnaden av föreslagna miljöförbättrande åtgärder.

FÖRBEHÅLL

Nya klarlägganden av effektivast möjliga juridiska vägval och ny lagstiftning samt förbättrad kunskap kommer att i olika omfattning påverka innehållet i denna rapport.

VÄGEN VIDARE

Vid anläggandet av Höljes kraftverk fanns en stor oro över hur detta skulle slå mot laxen. I det norska Stortinget togs därför upp att Höljesutbyggnaden skulle behandlas i enlighet med vattendragskonventionen från 1929. Det fanns en önskan om att utreda vad den totala utbyggnaden av älven haft för konsekvenser för laxen (St.prp.nr. 112 1960-61). Det samarbetsavtal som undertecknades mellan länderna den 22 juli 1969 begränsades dock endast till försök som enbart hade med effekterna av Höljes att göra. Det nuvarande svensk-norska samarbetsavtalet kring Vänerlaxen och älven tog vid drygt 40 år senare (2010) och utgjorde grunden till det Interregprojekt som slutredovisas i denna rapport.

För att leva upp till EU-rätten och miljöbalken inom vattenmiljöområdet behöver föreslagna åtgärder genomföras. Kostnaderna för dessa miljöinvesteringar är höga och utgörs till ca 95% av fiskvägar och ekologisk flödesreglering vid svenska dammar och kraftverk. Åtgärdernas genomförande kommer på svensk sida att underlättas och påskyndas betydligt, och för staten till en avsevärt lägre kostnad, om Vattenverksamhetsutredningens (SOU 2012:89, SOU 2013:69, SOU 2014:35) förslag blir lagstiftning. Ett för staten billigare och enklare alternativ än omprövning bedöms vara att bilda ett sk Miljöskyddsområde (7 kap. 19-20 §§ miljöbalken). Planer finns därför att söka medel inom Interreg V Sverige-Norge (programperiod 2014-2020) för ett nytt projekt. Programmet har godkänts av EU-kommissionen och nästa utlysning av medel sker i september 2015.

Grundläggande för ett nytt projekt och fortsatt svensk-norskt samarbete bör vara att även detta är förankrat genom ett avtal på regeringsnivå. Avtalet föreslås stödja åtgärds- och undersökningsprogrammen enligt denna rapport med bibehållna målsättningar, det vill säga fria vandringsvägar, god ekologisk status/potential och hållbar och utvecklad sportfisketurism. I takt med att en storskalig återintroduktion av lax i Trysilleva och Femundselva närmar sig är det naturligt att de båda länderna även enas om regler för hållbart laxfiske både på kort och längre sikt.

Vidare är det viktigt att båda länderna lägger, relativt sett, lika mycket resurser på inte bara fiskpassager utan även restaurering av flottningsrensade lek- och uppväxtmiljöer, kalkning av försurade vattendrag m m.

Liknande avtal mellan Sverige och Norge när det gäller gränsvattendrag har även tecknats för Tana och Enningdalselva (Idefjordskonventionen), vilka på ett naturligt sätt skulle kunna fungera som modeller för ett kommande nytt avtal för Klar-/Trysil-/Femundselva. För ökat informations- och kunskapsutbyte samt förankring och förståelse för

projektet är det, i likhet med nuvarande projekt, önskvärt med en stor och bred svensk-norsk projektorganisation.

TACK

Projektet hade inte kunnat genomföras utan alla de som svarat för mycket gedigna insatser, i stort och i smått. Vi vill därför tacka delförfattarna till denna slutrapport, övriga som på olika sätt deltagit i och bidragit till projektet samt alla de som lämnat synpunkter på remissversionen av slutrapporten. Ingen nämnd, ingen glömd.

REFERENSER

- Aagaard, B. 1939. Venernlaksen. Stangfiskeren 1939, 23-26.
- Aas, Ø. 1992. Barns fritid, friluftsliv og fiskevaner: en undersøkelse blant 5.-9. klassinger i Harstad, Steinkjer og Engerdal. - NINA oppdragsmelding 181. 82-426-0311-1. Norsk institutt for naturforskning, Lillehammer. 41 s.
- Aas, Ø. 1992. Fritidsfiskevaner blant den voksne befolkningen i Harstad, Steinkjer og Engerdal. En sammenlignende undersøkelse 48. 180. NINA Oppdragsmelding.
- Aas, Ø. 1994. Fisket i Trysilvassdraget i Engerdal kommune. - ØF-notat 07/94. Østlandsforskning, Lillehammer. 39 s.
- Aas, Ø. & Kaltenborn, B.P. 1993. Hvorfor fiske i fritida? Motiver og holdninger blant sportsfiskere i Engerdal, Norge. NINA forskningsrapport 51. 31 s.
- Allendorf, F.W., & Luikart, G. 2007. Conservation and the genetics of populations. Blackwell Publishing, Malden, MA, USA.
- Allendorf, F.W., Waples, R.S. 1996. Conservation and genetics of salmonid fishes. I: Conservation Genetics. Case Stories from Nature (Avice JC. & Hamrick JL, editors), sid. 238-280. Chapman & Hall, New York.
- Almer, B., & Larsson, T. 1974. Fiskar och fiske i Vänern. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm, nr 8:194. 100 s exkl bilagor.
- Andersen, C. 1968. Vandring hos harr, *Thymallus thymallus* (L.) i Trysilvassdraget belyst ved merkingsforsøk. Universitetet i Oslo, zoologisk inst. Hovedfagsoppgave. 106 s.
- Andersen, J. & Hansen, O. 2005. Riparian beetles, a unique, but vulnerable element in the fauna of Fennoscandia. Biodiversity and Conservation 14: 3497-3524.
- Andreasson, J., Hellström, S. S., Rosberg, J., och Bergström, S. 2007. Översiktlig kartpresentation av klimatförändringars påverkan på Sveriges vattentillgång. Underlag till klimat- och sårbarhetsutredningen. SMHI hydrologi nr 106. 30 sidor.
- Artportalen. 2014. (2014-11-19). Sökning på samtliga sötvattens- och strandarter som listas som N i Artskyddsförordningen, Klarälvens avrinningsområde, Värmlands län 1989-2014.
- Bjelke, U. 2010. <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/artdata-banken/roddlistan/>
- Bakken, O. 1991. Fiske i Hodalen. Samarbeidsprosjekt mellom kulturkon-toret i Tolga og Hodalen grunneierlag. Stensil. 18 s.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Marinsen, B.O., Vethe, A. 2009. Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008. DN-utredning 5-2009.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergqvist, B., Dahlberg, M. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. Finfo 2007:5, 60 s.
- Berg, M. 1986. Det norske lakes- og in-landsfiskets historie. Fiskeetaten 1855-1986. Universitetsforlaget. Oslo. 162 s.
- Berg, O.K., Bremset, G., Puffer, M., Hansen, K. 2013. Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). Ecology of Freshwater Fish. doi: 10.1111/eff.12107
- Berglund, S.-Å. 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av strandsandjägare (*Cicindela maritima*). Naturvårdsverket, Rapport 5508.
- Berglund, S.-Å. 2014. Klarälven – strandarter, vattenreglering och utdöendeskuld. I: Bjelke, U. & Sundberg, S. (red.). Sötvattensstränder som livsmiljö – rödlistade arter, biologisk mångfald och naturvård. ArtDatabanken Rapport nr 15.
- Berglund, S.-Å., Ehnström, B. & Ljungberg, H. 1997. Strandskalbaggar, biologisk mångfald och reglering av små vattendrag – exemplen Svartån och Mjällån. Entomologisk Tidskrift 118: 137-154.
- Berglund, S.-Å., Enfjäll, K., Mangsbo, D. & Nilsson, T. 2010. Hotade arter i Värmland. Länsstyrelsen i Värmlands län.
- Berglund, Joel. 2004. Leklokaler för asp i Göta älvs, Hjälmarens och Vänerns avrinningsområden. Fiskeriverket informerar, Finfo 2004:10. 129 sidor.
- Bergman, E., Greenberg, L., Norrgård, J., Piccolo, J., Schmitz, M. 2013. Lax och öring i Klarälven – möjligheter för vild fisk och kvalitet på odlad fisk. Slutrapport 2008-2012. Karlstad University Studies, 2013:10. 45 s.
- Bernatchez, L. 2001. The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. Evolution 55, 351-379. Blackwell Publishing Ltd., Oxford. 199-220.
- Blank, S. och Svensson, M. (red). 2013. Artinriktad naturvård. ArtDataBanken, SLU, Uppsala.
- Bremset, G., Heggenes, J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lotic environment. Nordic Journal of Freshwater Research 75: 127-142.
- Brisbane Declaration. 2007. <http://www.nature.org/initiatives/freshwater/files/brisbane-declaration-withorganiza-tions-final.pdf>
- Broberg, R. 1964. Fogderäkskaperna för Värmland 1530-1535. 73 s.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S., och Näslund, I. 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk förbi vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktig-

hetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndigheten, rapport nr 2013:14.

Carlsgren, A. 2010. Regeringskansliet. Stencil.

Carlstein, M., Boberg, J., och Bruks, A. 2006. Beståndsuppskattningar och inventering av laxfisk i Klarälven 2006. F.A.S.T Fiskeresursgruppen, Älvdalens utbildningscentrum. 13 s exkl bilagor.

Carlstein, M., Bruks, A. och Boberg, J. 2005. Beståndsuppskattning och inventering av laxungar i Vindelälven 2005. Intern rapport. Fiskeresursgruppen, Älvdalens Utbildningscentrum. 10 s.

Cederström, C. 1895. Wermlands läns fiskevatten. Första delen.

Christensen, O & Larsson, P-O. 1979. Review of Baltic salmon research.

Coux, I. G. & R. L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO. Fishing News Books, 260 s.

Dahl, K. 1927. Byglandsfjordens "Blege" eller Dverglaksen. En relikts laks fra Byglandsfjord i Setesdal. Fiskeriinspektørens innberetning om ferskvannsfiskeriene for året 1926- Tillegg III. 45-56.

Dahl, K. 1927. Byglandsfjordens "Blege" eller Dverglaksen. En relikts laks fra Byglandsfjord i Setesdal. Fiskeriinspektørens innberetning om ferskvannsfiskeriene for året 1926- Tillegg III. 45-56.

Dannewitz, J., Palm, S., Romakkaniemi, A., Pakarinen, T., & Östergren, J. 2013. Torneälvens lax- och öringbestånd – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2013. SLU och VFFI.

Degerman, E. 2004. Fisk, fiske och miljö i de fyra stora sjöarna från istid till nutid. Elektronisk utgåva (www.diva-portal.org/smash/get/diva2:713721/FULLTEXT01.pdf). 250 s.

Degerman, E. (red). 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Fiskeriverket & Naturvårdsverket 2008. ISBN: 978-91-620-1270-0.

Degerman, E., Calles, O., Näslund, I., och Wickström, H. 2013. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga

teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:15. 20 s.

Degerman, E., Näslund, I., Sers, B. 2000. Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. Ecol. Freshw. Fish 9: 191-201.

Degerman, E., Petersson, E., Jacobsen, P-E., Karlsson, L., Lettevall, E., & Nordwall, F. 2012. Laxparasiten Gyrodactylus salaris i västkustens laxåar. Sveriges lantbruksuniversitet SLU. Aqua Reports 2012:8. 66 s.

Dervo, B.K. 2014. Fisketuristers forbruk i Hedmark i 2013 - Utprövning av en metode for kartlegging av fiskeres forbruksmønster og informasjonsvaner. Norsk institutt for naturforskning. 27 s.

Elforsk, 2014. <http://www.elforsk.se/Programomraden/Omv--System/Avslutade-program/konsekvenser-for-energi-sektorn-av-klimatforandringar/>

Elliott, J. M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press. ISBN: 0-19-854678-5

Energimyndigheten. 2011. Förslag till nationell lägesrapport om utvecklingen av förnybar energi. Hur främjandet och användningen av förnybar energi utvecklas enligt artikel 22 i EU:s direktiv för användning av energi från förnybara energikällor (direktiv 2009/28/EG). ER 2011:19. Konsekvenser av mål för 2030. ER 2014:22

Energimyndigheten. 2014. 2030 – på väg mot ett mer hållbart energisystem. Konsekvenser av mål för 2030. ER 2014:22

ENTSOE 2014. (2014-12-02). <https://www.entsoe.eu/major-projects/network-code-development/requirements-for-generators/Pages/default.aspx>

Eriksson, P.A. 1990. Jakt og Fiske. I: Pettersson J-E, Björklund S, Mattsson I. (red.). 1991. Lima och Transtrand. Ur två socknars historia. Malungs kommun.

Ericsson U, Nilsson C, Svensson J-E, Liungman M, Boström A. 2012. Effekter på bottenfauna av vattenkraftsreglering. En undersökning av 13 sjöar och 16 vattendrag i Värmlands län 2009 – 2011. Medins sjö- och åbiologi. Länsstyrelsen i Värmlands län, rapport nr 12:21, 266 sidor.

Erkinaro, J. 1995. The age structure and distribution of Atlantic salmon parr,

Salmo salar L., in small tributaries and main stems of the subarctic River Teno, northern Finland. Ecology of Freshwater Fish 4(2):53–61.

Erlandsson-Hammargren, Carlsson B, Heddenskog M och Johnson S. 1991. Sportfiskets ekonomiska värde. En undersökning av Domänverkets kronolaxfiske i Mörrum. Rapport från Ekologilinjen, nr 28 1991. 22 sidor exkl bilagor.

Ernvik, A. 1983. Värmländsk medeltid, Bidrag till landskapets äldre historia. Press Grafica/ Press Förlag, Karlstad. ISBN 91-7400-162-0

Fiske, P., Baardsen, S., Stensland, S., Hvidsten, N.A., Aas, Ø. 2012. Sluttrapport og evaluering av opp-leieprosjektet i Trondheimsfjorden (korrigert versjon av NINA rapport 546). Trondheim/ Lillehammer/Ås.

Fiskeriverket och Naturvårdsverket. 2009. Åtgärdsprogram för flodkräfta 2008-2013. Rapport 5955:2009. 66 sidor.

Fiskeriverket. 1998. Lax och öringfiske i Vänern. Fiskeriverket informerar 8:1998. 62 s..

Fiskeriverket. 2005. Fiske 2005. En undersökning om svenskars fritidsfiske. Finfo 2005:10. 80 s..

Fiskeriverket. 2006. Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet. 146 s.

Fiskeriverket. 2008. Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet. 143 s.

Fleming, I. A., Petersson, E. 2001. The ability of released hatchery salmonids to breed and contribute to the natural productivity of wild populations. Nordic Journal of Freshwater Research 75, 71–98.

Forseth, T., Fiske, P., Barlaup, B., Gjøsæter, H., Hindar, K., & Diserud O. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. Environmental Conservation 40 (4): 356 – 366.

Forshaga kommun. 2014. <http://www.forshaga.se/turism/sportfiskecenter.4.725330be11efa4b0a3f80002979.html>

Fortum. 1998-2013. Årsrapporter Fors-haga centralfiske, 1998-2013.

Førde, E. 1982. Ei undersøking av fiskesamfunna i Nordersjøen og Stikkelen

- med dröftning av aktuella driftstiltak. Hovedoppgave ved Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole. 154 s.
- Garmo, Ø.A., Austnes, K. 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hedmark. NIVA Rapport 6304-2012. 46 s.
- Göta älvs vattenvårdsförbund. 1995. Göta älv – vårt dagliga vatten. Sammanfattning av Göta älvs vattenvårdsförbunds undersökningar 1992-1994.
- Göta älvs vattenvårdsförbund. 2005. Fakta om Göta älv. En beskrivning av Göta älv och dess omgivning 2005. 138 sidor.
- Hagman, N. 1925. Utlåtande om timmerflottningens inverkan på fiskbeståndet i Klarälvens flottleder. Nya Wermlandstidningens aktiebolag. 94 sidor.
- Hari R, Livingstone DM, Siber R, Burkhardt-Holm P, Güttinger H. 2005. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biol.* 16: 10 – 26.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2013. Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2013:19.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2014. Strategi för åtgärder i vattenkraften. Avvägning mellan energimål och miljökvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:14, 45 s.
- Heggenes, J., Bagliniere, J.L., & Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1–21.
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M.D., & Taylor, E.B. 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 63(6), 1309-1319.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nord. J. Freshw. Res* 64: 74-90.
- Heggenes, J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 155–169.
- Helland, A. 1902. Norges land og folk. Topografisk-statistisk beskrivet. IV Hedemarkens amt. Aschehoug, Kristiania. 872 s.
- Hindar A. 2011. Reetablering av Vänerlaksen i Trysilvassdraget – forsurings-situasjonen og behovet for kalking. NIVA Rapport 6269-2011. 17 s.
- Hindar A. 2012. Vannkjemisk overvåking i Varåa, Trysil kommune, våren 2012. NIVA Notat. 7 s.
- Hindar A. 2012. Vannkjemisk overvåking i Varåa, Trysil kommune, våren 2012. NIVA Notat. 7 s.
- Hindar A. 2013. Vannkjemisk overvåking i Varåa og Trysilelva våren 2013. NIVA Notat. 8 s.
- Holmqvist E. 2000. Flomberegning for Trysilvassdraget, Nybergssund. NVE Dokument nr 5-2000. 16 s.
- Holmsen A. 1902. Isforholdene ved de norske innsjøer. (Christiania 1902).
- Holmsen A. 1902. Isforholdene ved de norske innsjøer. (Christiania 1902).
- Horton G.E., B.E. Letcher, M.M. Bailey, M.T. Kinnison, S.O. Conte. 2009 Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt production: the relative importance of survival and body growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2009, 66(3): 471-483
- Huitfeldt-Kaas H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om kræbsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 108 s.
- Ibsén H, Svensson E och Nyberg L. 2011. Klarälven. Karlstad University press. 147 sidor.
- ICES. 2010. Report of the Working Group on Baltic Salmon and Trout (WGBAST), 24-31 March 2010, St Petersburg, Russia. ICES CM 2010/ACOM:08. 253 pp.
- ICES 2013. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES CM 2010/ACOM:08
- Interreg Sverige-Norge. 2014. <http://www.interreg-sverige-norge.com/>
- Iwama, G. K., A. D. Pickering, J. P. Sumpte, C. B. Srecek. 1997. Fish Stress and Health in Aquaculture
- Jakobsson, E., 1993. "Värmlands vita kol. Om utbyggnad av vattenkraft i Värmland". I B. M. Insulander red., Den svenska historien möter Värmland, Värmland förr och nu, 91, Karlstad: Värmlands museum.
- Jakobsson, O. 1994. Trysilälven. Flugfiske i Norden. 16-19.
- Jakobsson, O. 2001. Gjerfloens Flugfiske. Flugfiske i Norden nr. 1-2001. 36-39.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Renöfält, 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81(4):899-903.
- Jens Kristian Tingvold. 2014. Glommens og Laagens Brukseierforening. Stencil.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Okland, F. och Rasmussen, G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia*, 371/372. 347-353.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F., Rasmussen, G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Advances in Invertebrates and Fish Telemetry Developments in Hydrobiology Volume 130*, 1998, pp 347-353
- Johansson, D., & Hesthagen, T. 2012. Fiskevårdsplan för sjöar och vattendrag i Enningsdalsälvens avrinningsområde. Projekt Enningsdalsälven. Länsstyrelsen Västra Götaland, rapport nr. 2012:54. 228 s.
- Jonsson, B, Jonsson, N, Hansen L.P. 1997. Changes in proximate composition and estimates of energetic costs during upstream migration and spawning in Atlantic salmon *Salmo salar*. *J. Anim Ecol* 66: 425-436.
- Jonsson, B. & Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories. 730 s. Springer förlag. ISBN: 978-94-007-1188-4

- Jordbruksverket och HaV (Havs och vattenmyndigheten). 2013.* Svenskt fritidsfiske och fisketurism 2020.
- Karlsson, L. & Karlström, Ö. 1999.* Calculation of present salmon production level in some Swedish rivers. ICES WGBAST 1999 Working paper No. 6, 12 sidor.
- Kjosnes, A.J., Museth, J., Nashoug, O., & Qvenild, T. 2004.* Studier av vandringsmønster hos harr og ørret i Femund/ Trysilvassdraget 1999-2003. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvern-avdelingen. Rapport nr. 2-2004. 22 s.
- Knisley, S.B. & Fenster, M.S. 2005.* Apparent extinction of the tiger beetle, *Cicindela hirticollis abrupta* (Coleoptera: Carabidae: Cicindelidae). The Coleopterists Bulletin 59: 451-458.
- Konjunkturinstitutet. 2014.* <http://www.konj.se/600.html>
- Kuhlin I. 2014.* Vattenkraft.info. <http://vattenkraft.info>
- Lillevold, E. 1989.* Trysil-boka. Alminnelig del I. 85-89.
- Lillevold, E. 2007.* Trysil-boka. Gårder og slekter I. 18-23, 351-352.
- Lloyd, L. 1854.* Scandinavian adventures. Vol. I. Kap. III-XIII. p. 21-249. London.
- Lundén, Bo. 1986.* Flottningen på Klarälven. Klarälvens Flottningsförening. 127 s.
- Lundqvist A-C, Widemo M och Lindquist I 2013.* Förslag till hur myggproblemet vid Nedre Dalälven kan hanteras på lång sikt. Redovisning av ett regleringsbrevsuppdrag. Länsstyrelsen Gävleborg 2013, rapport 50-8033-13, 150 s.
- Länsstyrelsen i Jämtlands län. 2014.* <http://www.lansstyrelsen.se/jamtland/Sv/djur-och-natur/skyddad-natur/naturreservat/harjedalen/rogen/Pages/index.aspx>
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2013a.* Fiskpassagelösningar i nordvästra USA. 2013:13
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2013b.* Biotopkartering vattendrag i Värmlands län. Sammanställning av data för vattenbiotoper och vandringshinder 2005-2010. Bilaga 9 Klarälvens aro 1 (2). Publikationsnr 13:30. 324 sidor.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2014a.* Utter i Värmland. Resultat från inventering av utter (Lutra lutra) i Värmlands län 2002-2013. 2014:12. 36 sidor.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2014.* Bevarandeplaner för Natura 2000-områden. Opublicerat.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2014c.* (2014-11-14). <http://www.lansstyrelsen.se/varmland/Sv/djur-och-natur/skyddad-natur/naturreservat/Pages/default.aspx>
- Länsstyrelsen i Värmlands län och Fylkesmannen i Hedmark. 2014.* www.vanerlaxensfriagang.se
- Länsstyrelsen i Värmlands Län. 1975a.* 11.181-2297-75, Fiskeriintendenten i övre Södra Distriktet, september 1978.
- Länsstyrelsen i Värmlands Län. 1975b.* 11.181-2297-75, Söknad til Vänersborgs Tingsrätt, Vattendomstolen 26.2 1975; Vänersborgs tingsrätt, Vattendomstolen. Yttrande 17.5 1979.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1988a.* Områden av riksintresse för naturvård och friluftsliv. Del I. Bilaga till huvudrapport 1988-10-01. 1988:11 (2).
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1988b.* Områden av riksintresse för naturvård och friluftsliv. Del III. Bilaga till huvudrapport 1988-10-01. 1988:11 (2).
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2011.* Resultat från inventeringar av flodpärlmussla i Värmlands län 2008-2011.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2012.* Elfiskerirapport. Länsstyrelsen Värmland. 2012:17. 435 sidor.
- Länsstyrelsen i Värmland (manuskript).* Analys av uppsteg av lax och öring i fisktrappan, spill- och turbinflöde vid Forshaga kraftverk 2012.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län. 2014.* Fisk- och fiskevårdsplan för Vänern. 2014:6. 174 sidor.
- Løkensgard, T. 1953.* Fiskeriforholdene, samt virkningen på disse ved en eventuell regulering av Klaravassdraget på norsk side fra Rogen til Trysil. Rapport.
- Løkensgard, T. 1964.* Vänerlaksen. PM av 24.11.1964 vedrørende en befaring av Klara 2. – 4. september 1964. Stensil 9 s.
- Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T., Kile, M.R. 2013.* Tiltaksorientert overvåking av vannområde Mjøsa. Årsrapport/ datarapport for 2012. NIVA Rapport 6519-2013. 85 s.
- Magnusson, H., Hedenskog, M., Gustafsson, P. 2012.* Lax och öring i Gullspångsälven och Klarälven. Vänern. Årskrift 2012. Väterns vattenvårdsförbund. 74-79.
- Mallet, J.P., Charles, S., Persat, H., & Auger, P. 1999.* Growth modelling in accordance with daily water temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 994-1000.
- Malm-Renöfält, B., Jansson, R. & Nilsson, C. 2010.* Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. Freshwater Biology 55: 49-67.
- Malm-Renöfält, B. 2012.* Analys av vattenföring vid Edsforsens kraftverk i Klarälven under perioden 1910-2010. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län, manuskript.
- Malm-Renöfält, B. & Ahonen J. 2013.* Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12. 63 s.
- Mangsbo, D. 2013a.* Inventering av backsvala i Övre Klarälvdalen 2013. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län, Stencil.
- Mangsbo, D. 2013b.* Inventering av äkta daggvide (*Salix daphnoides* ssp. *daphnoides*) vid Klarälven 2012. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län, Stencil.
- Mangsbo, D. 2013c.* Ävjepilört (*Persicaria foliosa*) i Klarälven 2012. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län, Stencil.
- Miller N, Shao M, Pajic S, R. D Aquila R D, Clark K. 2014.* Frequency Response of the US Eastern Interconnection under Conditions of High Wind Generation. CIGRE 2014, C4 108, 7 sidor.

- Miljödepartementet 2010.* Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete. Prop 2009/10:155.
- Miljömålsportalen. 2014.* (2015-01-22) <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/>
- Miljöstatus. 2014.* (2015-02-11). <http://www.miljostatus.no/>
- Museth, J., Johnsen, S.I., Grønnæss, S., Qvenild, T. 2010.* Gjerfloen fluefiske – utvikling i fisket i perioden 2002-2009. NINA Rapport 564. 24 s.
- Nashoug, O. 2004.* Driftsplan for fisk og fiske i Femund-/Trysilvassdraget 2004-2012. Konsulentrapport. 98 s.
- Naturvårdsverket. 2003.* Natura 2000 i Sverige. Handbok med allmänna råd. Handbok 2003:9. Rapport 2005:5. 87 sidor.
- Naturvårdsverket. 2005.* Riksintresse för naturvård och friluftsliv. Handbok med allmänna råd för tillämpningen av 3 kap. 6 §, andra stycket, miljöbalken. 2005 sidor.
- Naturvårdsverket. 2005.* Åtgärdsprogram för flodpärlmussla. Rapport 5429:2005. 45 sidor.
- Naturvårdsverket. 2006.* Åtgärdsprogram för bevarande av utter. Rapport 5614:2006. 46 sidor.
- Naturvårdsverket. 2007a.* Nationell strategi för skydd av vattenanknutna natur- och kulturmiljöer. Delmål 1 Levande sjöar och vattendrag. Rapport 5666:2007. 62 sidor.
- Naturvårdsverket. 2007b.* Nationell strategi för restaurering av skyddsvärda vattendrag. Delmål 2, Levande sjöar och vattendrag. Rapport 5756:2007. 54 sidor.
- Naturvårdsverket 2009.* Handbok för artskyddsförordningen. Del 1 – fridlysning och dispenser. Handbok 2009:2. Utgåva 1, april 2009. 47 sidor exkl bilagor. HYPERLINK ”<http://www.naturvardsverket.se/artskyddsförordningen>”
- Naturvårdsverket. 2012.* Olsson M, Andersson P, Lennartsson T, Lenoir L, Mattsson M och Palme U. Land management meeting several environmental objectives. Minimizing impacts on greenhouse gas emissions, biodiversity and water. Knowledge compilation and systems perspectives. Naturvårdsverket report 6505.
- Naturvårdsverket 2014.* <http://www.miljomal.nu/sv/Hur-nar-vi-malen/Biologisk-mangfald/>
- Naturvårdsverket. 2014a.* (2014-11-14). <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Artbevarande/Atgardsprogram-for-hotade-arter/>
- Naturvårdsverket. 2014b.* (2014-11-14). <http://www.naturvardsverket.se/natura2000/>
- Naturvårdsverket. 2014c.* (2014-11-14). <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/Internationellt-miljoarbete/miljokonventioner/Klimatkonventionen/Klimatkonventionen-och-Kyotoprotokollet/>
- Nilsson C. & Renöfält B. 2009.* Mygg och Bti i nedre Dalälven Utvärdering av ett vetenskapligt uppföljningsprogram. Landskapsekologi. Ins. För ekologi, miljö och geovetenskap. Umeå Universitet. Rapport 6305, s14-16.
- Nilsson, F. 2014.* Fisk- och fiskevårdsplan för Väner. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. 2014:6. 174 s.
- Nilsson, J, Gross R, Asplund T, Dove O, Jansson H, Kelloniemi J, Kohlmann K, Löytynoja A, Nielsen EE, Paaver T, Primmer CR, Titov S, Vasemägi A, Veselov A, Öst T, Lumme J. 2001.* Matrilinær phylogeography of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Europe and postglacial colonization of the Baltic Sea area. *Molecular Ecology*, 10, 89–102.
- Norberg, P.O. 1977.* Laxplan för Klarälven. Sundsvall. 354 s. (opubl.).
- Nordwall, F, Eriksson, T, Erikson, L-O., Näslund, I. 2002.* Ekologi och skötselprinciper för strömlevande harr (*Thymallus thymallus* L.). SLU, Vattenbruksinstitutionen. Rapport 33-2002. 48 s.
- Norling I. 2003.* Sportfiskets betydelse och samhällsnytta. Sekt för värdforskning. Sahlgrenska universitetssjukhuset, Göteborg. Opublicerat manuskript, 22 sidor.
- Norrgård, J., Greenberg, L., Piccolo, J., Schmitz, M., & Bergman, E. 2012.* Downstream migration of landlocked salmon *Salmo salar* L. smolts through multiple dams. *Regulated Rivers and Applications*. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.2616/abstract>
- Norrgård, J. 2011.* Landlocked Atlantic salmon *Salmo salar* L. and trout *Salmo trutta* L. in the regulated River Klarälven, Sweden. Implications for conservation and management. Licentiate Thesis. Faculty of Social and Life Sciences Biology. Karlstad University 2011:53.
- NORS. 2014.* (2014-11-14). <http://www.slu.se/sv/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/databas-for-sjoprovfiske-nors/>
- Nyman, Gudrun. 2012.* Eva Eriksson. Några axplock från min tid i Värmland. 2004-2012. Länsstyrelsen i Värmlands län.
- Näslund, I. 1987.* Effekter av biotopvårdsåtgärder på öringpopulationen i Låktabäcken. Information från Sötvattenlaboratoriet, Drottningholm 3-1987. 28 p.
- Näslund, I, Kling, J., Bergengren, J., 2013a.* Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem: en litteratursammanställning Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O. & Wickström, H. 2013b.* Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndigheten, rapport nr 2013:11. 41 s.
- Olsson B-M. 2014.* Sammanställning av myggförekomsten 2013 i Forshaga kommun. Forshaga kommun, 35 sidor.
- Olsson, I. C., Greenberg, L. A., Eklöv, A. G. 2001.* Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North American Journal of Fisheries Management* 21:498-506.
- Olsson, I. C., Eklöv, A., Degerman, E. 2009.* Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.). Rapport Länsstyrelsen i Skåne Län, nr 36, 61s.
- Palm, S, Dannewitz, J., Johansson, D., Laursen, F, Norrgård, J., Prestegard, T., & Sandström, A. 2012.* Populationsgenetisk kartläggning av Vänerlax. Aqua reports 2012:4. Sveriges lantbruksuniversitet SLU.64 s.

- Palm, S., Sandström, A., Jolander, A. 2011. Lax och öring i Gullspångsälven och Klarälven. Vänern. Årskrift 2011. Vänerens vattenvårdsförbund. 67-71.
- Palm, T. & Lindroth, C. H. 1936. Coleopterfaunan vid Klarälven. I. Allmän del. Arkiv för zoologi 28(A): 1-42.
- Palm, T. & Lindroth, C. H. 1937. Coleopterfaunan vid Klarälven. II. Speciell del. Entomologisk Tidskrift 58: 115-145.
- Palm, S., Dannewitz, J., Romakka-niemi, A., Pakarinen, T., Björkvik, E., Östergren, J. 2014. Torneälvens lax- och öringbestånd – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2014. SLU aqua. 2014.5.5-49
- Paulrud, A. & Waldo, S. 2010. The Swedish Recreational Fishing Industry, Tourism in Marine Environments volym 6 nummer 4 sid 161-174
- Persson, G., Ohlsson, A., Eklund, D., Sjökvist, E., Hallberg, K. 2014. Klimatanalys Värmlands län. Länsstyrelsen Värmland. Publikationsnummer 2014:2. 96 s + bilagor.
- Petersson, Å. 1990. Trysilelva/Klarälven: Norsk-svenska avtalet 1969 om "Vänerlaxens fria gång" – utvärdering och förslag. Fiskeristyrelsen, Fiskenämden i Värmlands län, Direktoratet för naturförvaltning, Fylkesmannen i Hedmark, 64 sid.
- Petersson, Å., Sjöström, T., Karlsson, R., Mehli, S-Å., Qvenild, T. 1990. Trysilelva/Klarälven. Norsk-svenska avtalet 1969 om "Vänerlaxens fria gång". Utvärdering och Förslag. Felles innstilling fra Fiskeristyrelsen, Fiskenämden i Värmlands län, Direktoratet för naturförvaltning og Fylkesmannen i Hedmark. 17 s + bilagor.
- Piccolo, J., Norrgård, J., Greenberg, L.A., Schmitz, M., Bergman, E. 2011. Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers; a case-study from Lake Vänern, Sweden. Fish and Fisheries. Vol 13, 418-433.
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Meritt, D. M., O'Keefe, J. K., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E. och Warner, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): new framework for developing regional environmental flow standards. 2010. Freshwater Biology, 55, 147-170.
- Prop. 1S till Stortinget 2013. (2013-2014). Prop till Stortinget (förslag till stortingsåtgärd). Utgiftskapittel: 1400-1474 og 2465. Inntektskapittel: 4400-4471 och 5578. Tilråding frå Miljøverndepartementet 20. september 2013, godkjend i statsråd same dagen. (Regeringen Stoltenberg II)
- Qvenild, T. & Nashoug, O. 1992. Fisket i Trysilelva – konsekvenser av forbyggingstiltak. Trysil kommune, rapport. 9 s.
- Qvenild, T. & Nashoug, O. 1998. Driftsplan for Femund/ Trysilvassdraget. Del I: Fiskeressursene – status. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 9/1998. 72 s.
- Qvenild, T. 2008. Fisken i Glomma-vassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernnavdelingen. Rapport nr 2-2008. 136 s.
- Qvenild, T. 2010. Fiske i Hedmark. TUN Forlag. 400 s.
- Qvenild, T. & Rognerud, S. 2013. Lågenvassdraget på Hardangervidda – et klimabilaboratorium? Langs Lågen, årbok 2013 (35. årgang), 99-107.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim, 2006. Bunndyr. Sid. 65-79. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags-og energidirektorat, 152 s.
- Rice, J.C. & Connolly, P.L. (2007) Fisheries management strategies: an introduction by the conveners. ICES Journal of Marine Science 64(4): 577-579.
- Richter, B. & Postel, S. 2004. Saving earth's rivers. Issues in Science and Technology, 20: 31-36.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA (Norsk institutt for vannforskning), rapport LNR 4487-2002.46 s.
- Rognerud, S., Borgström, R., Qvenild, T., & Tysse, Å. 2003. Ørreten på Hardangervidda. NIVA Rapport LNR 4712/2003, 68 s.
- Rognerud, S., Qvenild, T. 2014. Klimaets betydning for årsklassestyrke og produksjon av fisk og næringsdyr i Sandvatn 2001-2013. NIVA Rapport LNR 6628-2014. 39 s.
- Roppeid, A. 1958. Nett- og notfiske i Trysilelva. By og bygd. Norsk Folkemuseums årbok XI, 1956-57. 113-120.
- Ros, T. 1966. Gullspångslaxen – en svensk praktfisk för fiskevården. Svensk Fiskeritidsskrift 75, 162-166.
- Ros, T. 1981. Salmonids in the Lake Vänern area. I: Ryman N (editor). Fish Gene Pools. Ecological Bulletins (Stockholm) 34, 21-31.
- Rosseland, L. 1948. Virkningen på fisket ved den ev. reguleringen av Klaravassdraget. Bilag nr. 4. Vedr. Regulering av Trysilvassdraget. 42 s.
- Rudberg P. 2013: Swedens evolving hydropower sector: renovation, restoration and concession change. Stockholm Environment Institute, Project Report 20, 56 s.
- Rudberg, P., Klum, M., Nilsson, C., & Rockström J. 2014. http://www.svd.se/opinion/brannpunkt/motiverat-med-usa-jamforelse_3706900.svd
- Runnström, S. 1940. Vänerlaxens ålder och tillväxt. Meddelanden från Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket. No. 18.
- Røgeberg, K.M. 2004. Norge i 1743. Del 2. Akershus stift. Solum Forlag. 447 s.
- Saltveit, S.J. 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE,
- Sers, B. (Redaktör). 2014.a Svenskt ElfiskeRegiSter – Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret>
- Sers, B. (Redaktör). 2014.b. Svenskt ElfiskeRegiSter – Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret> [2014-06-17]

- Skaraberget, K.* 1992. "...ligesom Fiskeriet i Skovens Vanddrage". Om fiske på Grue Finnskog. I: "Livet på Finnskogen". 63-75. Hembygdsforeningen Grue Finnskog. Flisa Boktrykkeri. 205 s.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F., & Tjomsland, T.* 1997. Vannkjemi, forsøringsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. NIVA Rapport 3646, Oslo, 1-41
- SLU.* 2014. <http://www.slu.se/sv/cen-trumbildningar-och-projekt/artdatabanken/>
- SMHI.* 2014a. (2011-11-14)http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.26794!Uppgifter_V%C3%A4rner.pdf
- SMHI.* 2014b. (2014-11-14). http://www.smhi.se/kdata/hydrologi/sjoar_vat-tendrag/sjoareal_SVAR_2009.pdf
- SMHI.* 2014c. (2011-11-14). <http://www.vattenwebb.smhi.se>
- SMHI.* 2014d. (2011-11-14).<http://vattenwebb.smhi.se/http://www.smhi.se/Professionella-tjanster/Professionella-tjanster/Miljo-och-klimat/Vattenmiljo/forteckning-over-sveriges-vattenfall-1.34777>
- Smith, A.C.* 1784. Beskrivelse over Trysild Præstegjeld. I Aggershuus Stift I Norge. Østlendingens Trykkeri. Elverum. (Axel Christian Smith).
- Solheim, H.* 2010. Det kongelige miljøverndepartementet. Stencil.
- Statens veterinærmedicinske anstalt.* 2014. Riskanalyse og konsekvensutredning av seende forekomst av bakterien *Renibacterium salmoninarum* (Rs) i samband med möjliggörande av fri vandring eller upp-/nedtransport av laxfisk Vänern/Klarälven/Trysilälven. SVA dnr: 2013/797.
- St. prp. nr. 110 (1969-61).* Stortingsproposisjon om «Norsk-svensk samarbeid om utbygging av Sandkilfossen i Trysilelva». Tilråding fra Industridepartementet av 21. april 1961, godkjent ved kongelig resolusjon av samme dag. 1-31.
- Steen, E.* 1944. Gamlekara på Sølnoa. I: Ørretklubben ved dens 20 års jubileum, 24. juni 1944. Utgitt i 235 nummererte eksemplarer trykket på Emil Mostue A.s. (Kristiania). 166-177.
- Stenberg, L.* 1954. Vänerns och Klarälvens lax. Kyrkeruds lant- och skogsman-naskolas elevkårs tidning 1954.
- Stenberg, L.* 1973. Laxfångsten i Klarälven åren 1854-1971. Information från Sötvattenslaboratoriet 10/1973.
- Strand K.* 2013. Vattenkraftens utvecklingspotential i befintliga anläggningar. Energimyndigheten.
- Stråhl, G., & Ryman, N.* 1987. Lax och öring i Vänernområdet – en populations-genetisk analys. Naturvårdsverket rapport 3357, 48 s.
- Stråhl, G.* 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. In: Population Genetics & Fishery Management (eds. Ryman N, Utter F), pp. 121–140. University of Washington Press, Seattle.
- Sundborg, Å.* 1956. The river Klarälven. A study of fluvial processes. Geografiska Annaler 38-2: 127-316.
- Sundborg, Å.* 1957. Klarälven under 150 år. En erosionskarta med beskrivning. Meddelanden från Uppsala universitets Geografiska institution. Ser A, N:o 113: 110-125.
- Sunde, S.E.* 1922 – 43. Utdrag av felt-dagbok.
- Svensk Energi.* 2014. (2014-11-14) <http://www.svenskenergi.se/Elfakta/Elproduktion/Vattenkraft1/Vattenkraftsproduktion/>
- Sveriges Lantbruksuniversitet.* 2014. Protokoll DNA-analyser fiskrom. Opublicerat.
- Svårdsson, G.* 1976. Fiskar och fiske i de store sjöarna. I: Sjöar under påverkan. Diagnos, Statens naturvårdsverk. 61-72.
- Svårdsson G och Nilsson N-A.* 1985. Fiskebiologi. 310 sidor.
- Sømme, I.* 1941. Ørretboka. Jacob Dybwads forlag. 591 s.
- Thorleifsen, M.* 2005. Notfiske i Trysilelva. I: Anon. 2005. Folk i Skogen. Skanskog Forlag. 172-184.
- Thorstad, E., Hindar, K., Berg, O.K, Saks-gård, L., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T., Hesthagen, T., & Lehn, L.O.* 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. NINA Rapport 403. 95 s.
- Thorstad, E, Whoriskey, F, Rikardsen, A.H., & Aarestrup, K.* 2011. Aquatic nomads: The life and migrations of the Atlantic salmon. In: Aas Ø, Einum S, Klemetsen A & Skurdal J, eds. Atlantic Salmon ecology. Oxford: Blackwell, pp. 1–32.
- Thorstad EB, Whoriskey F, Uglem I, Moore A, Rikardsen AH och Finstad B.* 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. Journal of Fish Biology, 81: 500-542.
- Thorsteinsson, T. & Björnsson, H. (eds).* 2011. Climate change and energy systems. Impacts, risks and adaptations in the Nordic and Baltic countries. TemaNord 2011:502, 228 sidor.
- Tingvold, J.K.* 2014. Stencil
- Törnquist, N.* 1935. Laxtransporter vid Klarälven. Svensk Fiskeri Tidskrift. No 3-1935.
- Törnquist, N.* 1940. Märkning av Vänerlax. Meddelanden från Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattens-fisket No. 17.
- Uddeholms aktiebolag.* 1972. Redovisning av nuvarande och förutsatt framtida kraftverksanläggningar i Klarälven och dess biflöden. PM, 7 sidor.
- Van Hulle F, Pineda I, Wilczek P (principal authors).* 2014. Economic grid support services by wind and solar PV a review of system needs, technology options, economic benefits and suitable market mechanisms. Final publication of the REServiceS project. 70 sidor.
- Væringstad, T.* 2011. Hydrologiske data for Varåa (311.2B0), Trysil commune I Hedmark. NVE-Rapport. 11 s.
- Vattenbyggnadsbyrån.* 1973. Vattenkraftutbyggnader i Klarälven. Data för planerade anläggningar. Juli 1973.
- Vatteninformationssystem Sverige.* 2014. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Search-Results.aspx?cat=Water&ViewType=0&q=klar%C3%A4lven&s=S%C3%B6k>
- Vedung, E.* 2001. Vattenkraften, staten och de politiska partierna. Nora: Nya Doxa, s. 314-325
- Verspoor, E., Stradmeyer, L., & Nielsen, J. (editors).* 2007. The Atlantic salmon: genetics, conservation and management. Blackwell Publishing, Oxford.
- Widegren, H.* 1867. Berättelser om fiske-rierna i Riket. Kungliga Lantbruksakade-miens handling 2: 105-143.

Widmark, J.M. 1901. Karta över Klarälvens vattensystem med dess flottleder (skala 1:100 000).

Viker uteskole. 1985. Om livet på Varaldskogen i eldre tider. Stencil.

World Wide Fund for Nature. 2010. 2010 Living Planet Report. http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/living_planet_report_timeline/2010_lpr2/ 20130317

Wright, R.F. 2012. Forsuringssituasjonen i Femundsmarka. NIVA Notat 18. Juni 2012. 9 s.

Öst, T. 1998. Jämförelse av genetiska data och egenskapsdata mellan Klarälvs-lax och Gullspångslax av olika ursprung. Rapport till Fiskeriverket. Laxforskningsinstitutet, 32 sid.

Östberg, J. 2014a. Vandringsvägar och andra åtgärder föreslagna i passageutredningen (kostnadsuppskattningar). NorConsult. Opubl manuskript.

Östberg, J. 2014b. Uppskattning av arbetskraft som uppkommer till följd av fisktransporter och arbete med fiskvägar m m i Klarälven och Trysilälva. NorConsult. Opubl manuskript.

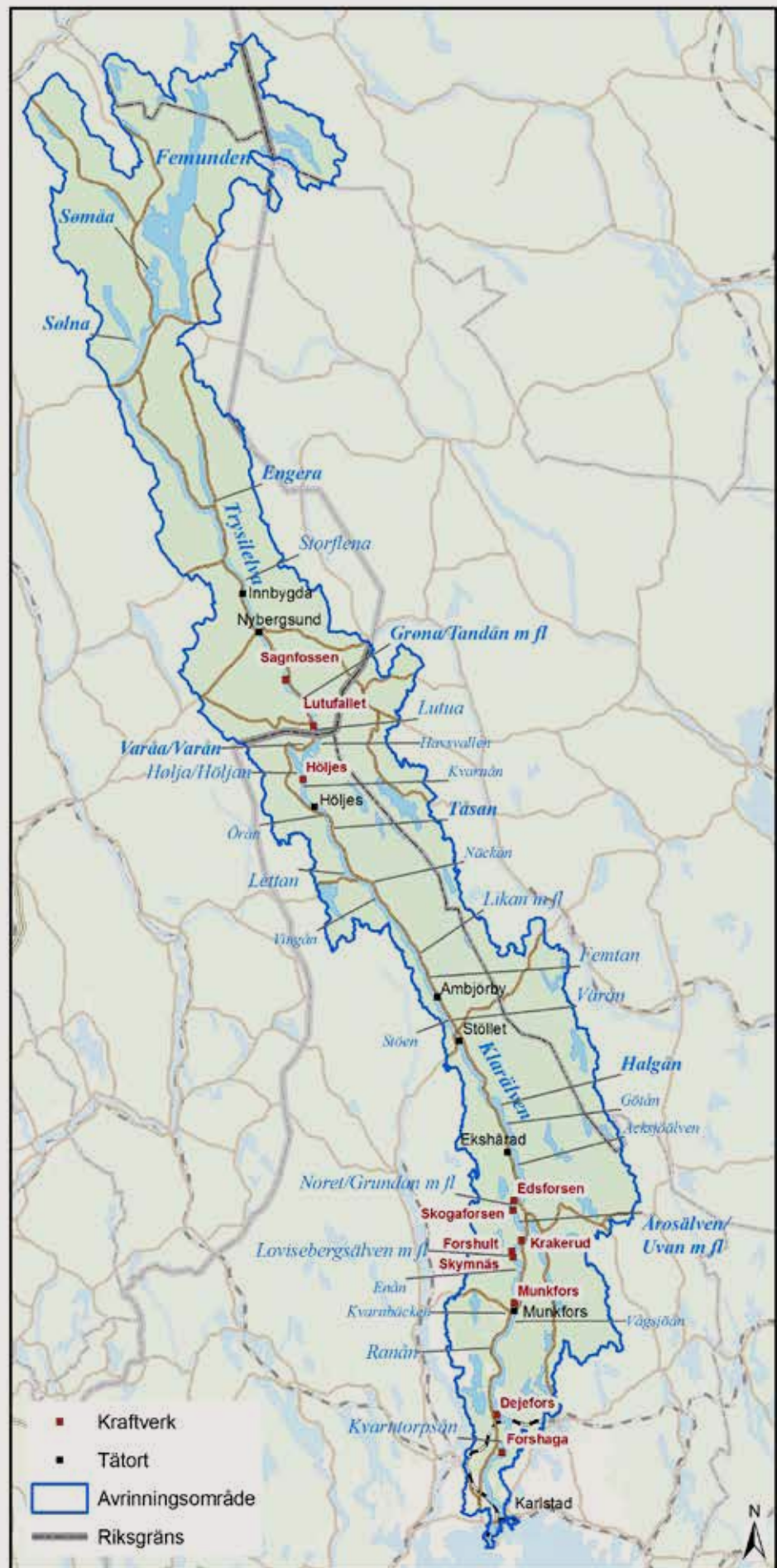
Östberg, J., Lind, J., & Emanuelsson, A. 2014a. Utredning Klarälven. Pipeline för fisk. Tekniska förutsättningar och kostnadsbedömningar. NorConsult. Opubl manuskript.

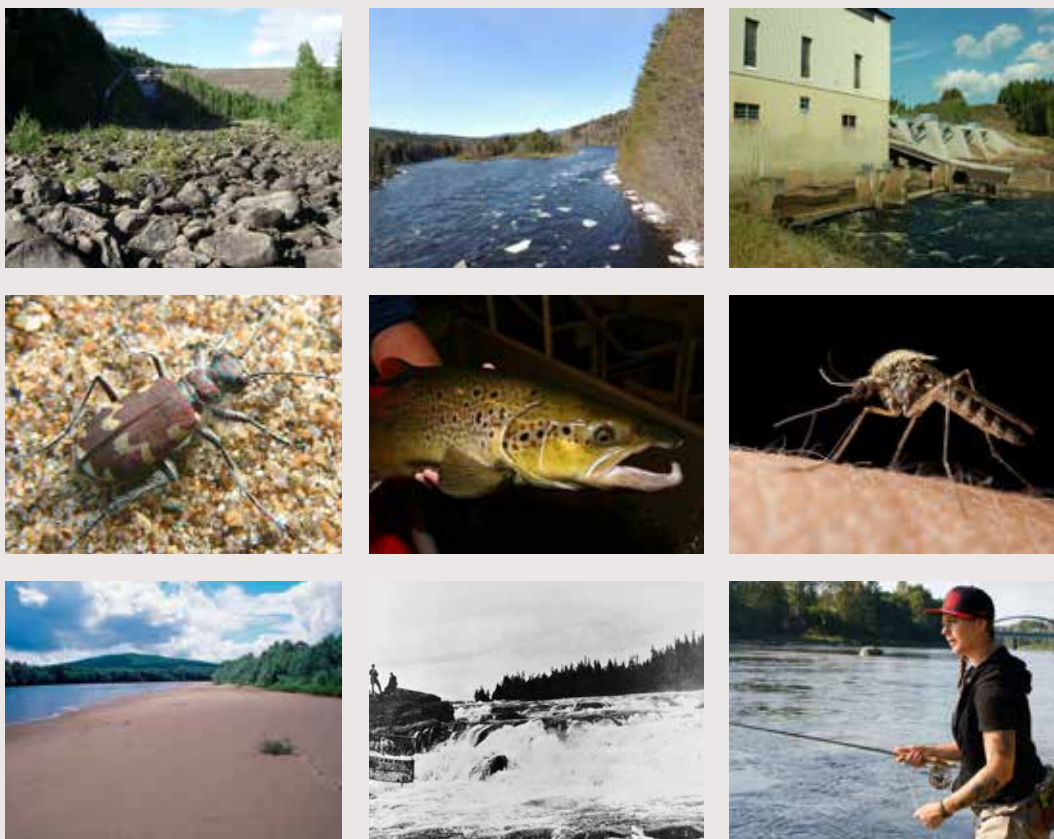
Östberg J., Lind, J., & Emanuelsson A. 2014b. Utredning Klarälven. Reduktion av kraftverk. Tekniska förutsättningar och kostnadsbedömningar. NorConsult. Opubl manuskript.

Østbye K, Næsje TF, Bernatchez L, Sandlund OT, Hindar K. 2005. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) I Lake Femund, Norway. J. Evol. Biol. 18 (2005), 683-702.

Östergren, J., Palm, S., Björkvik, E., & Dannewitz, J. 2014. Biologisk rådgivning angående fördelning av svensk laxkvot till ICES område 27–22. SLU. aqua. 2014.5.5-11

Øvrebo, L. 1953. Interessene i Femund – Klaravassdragene. NJFF 1953, s. 43-48.





Den kanske viktigaste resursen i Värmland och Hedmark är naturen i sig själv. Den är en förutsättning för biologisk mångfald, god livsmiljö och landsbygdsutveckling. Att ta hänsyn till naturmiljön och biologisk mångfald är nödvändigt för att även framtida generationer ska få glädje av den. Laxen och öringen är känsliga för miljöförändringar och kan därför ses som indikatorer på ett väl fungerande vattenekosystem.

Interregprojektet "Vänerlaxens fria gång" (2011-2014) har undersökt möjligheterna att förstärka samt återintroducera Vänerlaxen i Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden. Den viktigaste slutsatsen är att det går att bygga upp en av Skandinaviens största laxpopulationer i det svensk-norska älvsystemet med fortsatt hög vattenkraftproduktion. Genomförande av de föreslagna åtgärderna förväntas samtidigt resultera i stora förbättringar av vattenmiljön, stärka ekosystemtjänsterna och skapa betydelsefull landsbygdsutveckling, från Trysilområdet i norr till Väneren i söder.