

Fiskvägar och flödesregimåtgärder i reglerade vatten:

konsekvenser för vattendragets produktivitet
och för samhällsnyttan

Olle Calles
Larry Greenberg
Lars Nyberg

KARLSTADS UNIVERSITET

Marianne Löwgren

LINKÖPINGS UNIVERSITET

INLEDNING

Vattenreglering påverkar akvatiska organismer på tre principiellt olika sätt: (1) genom förstörelse och förändringar av habitat, (2) genom att förändra kantzonens ("riparian") funktion som filter mellan den terrestra och den akvatiska miljön och (3) genom att fragmentera och därmed hindra vandringar i ett vattendrag (d.v.s förstörelse av vattendragets så kallade korridorfunktion) (Dynesius & Nilsson 1994). Under perioden juli 1999- december 2002 har vi undersökt, med hjälp av ett forskningsanslag från Energimyndigheten, två av dessa sätt, nämligen fragmentering och habitat förändringar.

Ett vattendrags korridorfunktion är viktig för både transport av material men också för vandring av organismer. När det gäller vandring har de flesta studierna fokuserat sig på fiskvandring. Att återförena fiskpopulationer längst ett vattendrag anses vara viktigt för att bibehålla bra genflöde och genetisk diversitet och för att göra lek- och uppväxtområdena tillgängliga för fiskarna (Stanford et al. 1996). Många insatser för att återförena olika delar av ett vattendrag har inte lyckats tillräckligt bra (Johlander 1998). I vår studie har vi undersökt funktionen av en relativt liten använd typ av fiskväg, den så kallade "bypass channel" eller omlöp (Jungwirth 1996), som efterliknar en naturlig å med låg gradient och hög habitat heterogenitet (delrapport 1, sid. 2-17). Denna typ av fiskväg anses vara ett lovande sätt att förbättra korridorfunktionen med avseende på fiskvandring eftersom systemet skall fungera för många olika arter, inte bara för de stora kommersiella arter som har god simförmåga. Två stycken sådana omlöp invigdes i den småländska Emån under december 2001, och nu har havsvandrande fiskar tillgång till ytterligare 20 km av Emån. Vi har undersökt funktionen och de ekologiska konsekvenserna av dessa fiskvägar. Dessutom har vi försökt utvärdera effekten av omlöpen i ett ekonomiskt perspektiv (delrapport 2, sid. 18-19). Vi har varit, i första hand, intresserade av åtgärdernas effekter på de användarvärden som vattendraget erbjuder för kraftindustrin och för turismen, via sportfiske. Direkta ekonomiska användarvärden har uppskattats för kraftverkens fallrättigheter. Vi har också studerat preferenser och betalningsvilja från sportfiske.

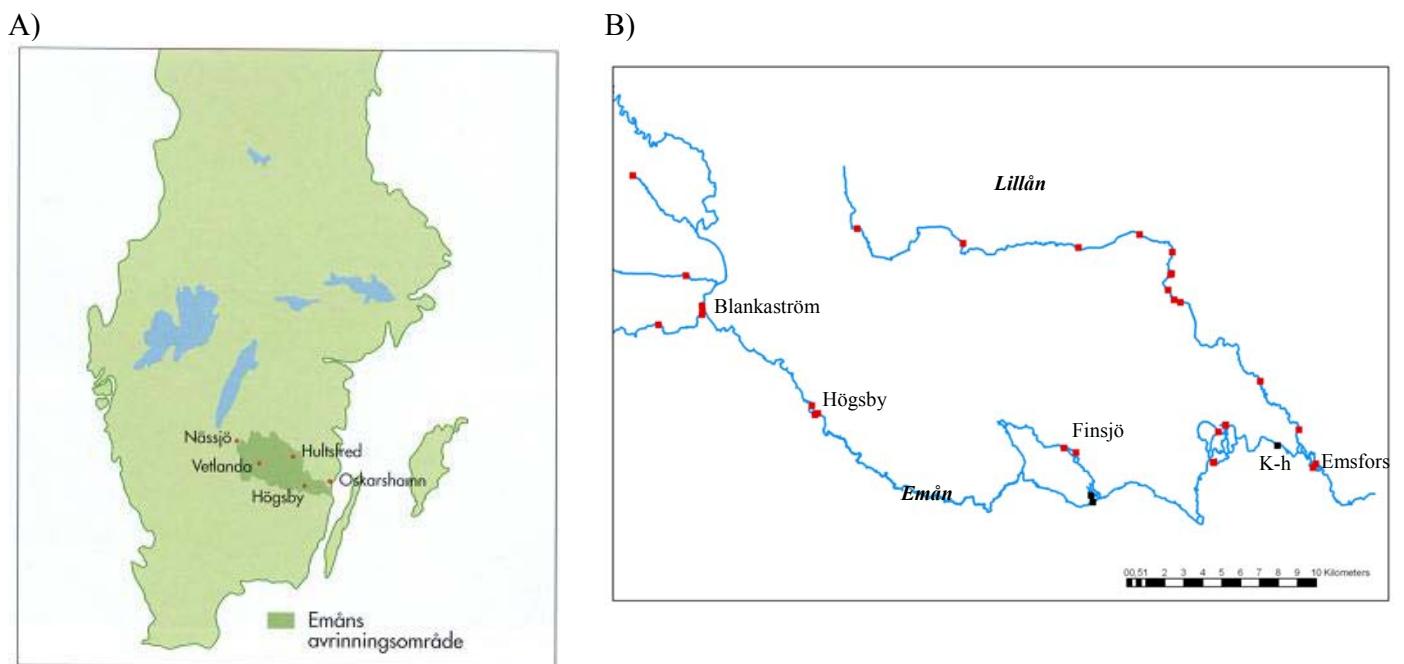
Vattenregleringens ändrade flödesvariation ändrar utbytet av material och förändrar processer som sker mellan floden, grundvattnet och översilningsområden (så kallad "floodplain") (Stanford et al. 1996). Detta kan ha konsekvenser för utbytet av bl a näringsämnen mellan floden och det vattnet i zonen under flodbädden ("hyporheic" vatten som är en blandning av grundvatten och flodvatten) och med översilningsområden ("flood plains") (Ward & Stanford 1995a,b, Ward 1997). Detta förändrade utbyte kan i sin tur ha konsekvenser för ett vattendrags produktivitet och förmåga att försörja ett lika rikligt biologiskt liv som fanns innan regleringen. En potentiell negativ konsekvens av en förändrad flödesvariation i ett reglerat vattendrag kan vara att syrehalter i flodbädden understiger nivåer som är acceptabla för fiskromutveckling. Detta kan ske t ex när flödet i vattendraget stryps ordentligt så att det syrefattiga grundvatten dominerar vattnet som finns i flodens grusbädd. Med tanke på sådana effekter har vi studerat vattenkemiska förändringar som sker under och vid sidan om ett vattendrags flodbädd (delrapport 3, sid. 20-34). Vi har jämfört två reglerade värmländska vattendrag, Järperudsälven och Mangälven, med det icke-reglerade Tobyälven. Vi har dels studerat säsongsvariation i dessa vattendrag men vi har även experimentellt manipulerat flöde i Järperudsälven för att kunna direkt mäta hur vissa vattenkemiska parametrar förändras med flöde.

Delrapport 1 - Två nya fiskvägars funktion och betydelse för vandrande fiskpopulationer i Emån

INLEDNING

Bakgrund

Emån är med sitt 4472 km² stora avrinningsområde det största vattendraget i sydöstra Sverige (Fig. 1) och ett av endast två österjömynnande vattendrag söder om Dalälven med laxproduktion av betydelse (Sjöstrand 2000). Huvudfåran är drygt 240 km lång med en fallhöjd på 286 meter. Medelvattenflödet är c:a 29 m³*s⁻¹ men flödet varierar kraftigt under året, speciellt i de nedre delarna, med en lägsta lågvattenföring på 2 m³*s⁻¹ och den högsta någonsin på 270 m³*s⁻¹.



Figur 1. A) Emåns avrinningsområde (ARO 074) samt, B) Emåns nedre delar med de kraftverken längs sträckan, de röda och svarta punkterna motsvarar kraftverk som saknar respektive försetts med fiskväg, K-h står för Karlshamn (från Halldén et. al 2000).

Fiskfaunan i Emån är den artrikaste bland vattendrag i Sverige med 32 av Sveriges c:a 50 sötvattensarter representerade, varav flera hotade (Halldén et. al 2000). En karaktärsart för ån är den akut hotade malen (*Silurus glanis*), som endast förekommer i ytterligare två vattensystem i Sverige (Anonym 2001). De kommersiellt viktigaste arterna är dock lax (*Salmo salar*) och havsöring (*Salmo trutta*), vars förnyring sedan ett tiotal år tillbaka helt sker naturligt.

Laxfiskar har enligt dokumentation från 1890 vandrat så långt som Ädelfors i Jönköpings län, c:a 153 km från havet, men redan då var fiskpopulationerna påverkade av mänsklig aktiviteter i form av industriell verksamhet, fasta fisken och andra former av hinder (Sjöstrand 2000). De fria vandringvägarna försvann dock i rask takt när utbyggnaden av ån påbörjades under tidigt 1900-tal. Till en början lade man stor vikt vid att samtliga dammar skulle förses med fisktrappor, men trapporna fungerade dåligt och underhållet var undermåligt vilket ledde till att laxen redan 1910 var sällsynt

uppströms Emsfors, c:a 8 km från havet (Sjöstrand 2000). Vid en inspektion 1932 fann man att fiskvägen vid Emsfors var ur funktion och troligen åtgärdades den först 1945 av Christiernsson och har sedan dess hållits i relativt gott skick. Nästa kraftverk, Karlshammar, ligger ett kort stycke uppströms Emsfors och även där har fiskvägen hållits i gott skick och i stort sett varit i funktion samtidigt. Man har dock observerat att mycket färre laxar än öringar tagit sig förbi dessa två kraftverk (Sjöstrand 2000). Nästa stopp i ån, efter Emsfors och Karlshammar, ligger ytterligare c:a 20 km uppströms vid de två kraftverken i Finsjö. Även dessa kraftverk försågs initialt med fisktrappor, men endast i de gamla fårorna. 1948 ersattes skyldigheten att upprätthålla fria vandringsvägar med yngelutsättningar och sedan dess har Nedre Finsjö med största sannolikhet utgjort det första definitiva vandringshindret för fisk (Sjöstrand 2000). Teoretiskt sett kan fisken vandra förbi Finsjö via sidofåran Kvillen, men då måste de passera en fisktrappa vars funktion är osäker. Ytterligare 20 km uppströms Finsjö ligger kraftverket i Högsby och ytterligare 10 km upp Blankaström. Bestämmelserna för driften av dessa kraftverk har följt samma utveckling som vid Finsjö, med fiskvägar som 1948 ersattes av skyldighet att sätta ut yngel. Sammantaget kan man säga att efter sekelskiftet var inget av kraftverken passerbart förrän 1945 och därefter har fisken tidvis tagit sig förbi Emsfors och Karlshammar, men inte kommit längre än Finsjö.

De arter i huvudfåran vars populationer man bäst har kunnat följa är främst öring och lax, tack vare sportfisket. Fångststatistik från sportfisket på Em går tillbaka till 1920-talet och ger en bild av beståndens förändringar sedan dess. En tydlig nedgång av bestånden, främst öring, har skett sedan början av 1990-talet då utsättningarna i stor utsträckning upphörde i kombination med att en omfattande svampsjukdom drabbade beståndet (Sjöstrand 2000). Antalet fiskar som passerar Karlshammar gick från >1000 individer 1991 till 200 individer 1992 och uppgången ser därefter ut att ha hamnat på en ny nivå på 2-400 individer/år. Det är givetvis inte bara laxarterna som gynnas av fria vandringsvägar utan så gott som alla fiskarter vandrar vid något livsstadie eller tid på året, men kunskapen om arter som vimma (*Vimba vimba*), färna (*Leuciscus cephalus*) och id (*Leuciscus idus*) är i dag bristfällig.

Intresseorganisationen Emåområdets intresseförening har sedan en tid tillbaka arbetat för "Havsöring och Lax till Ädelfors" vilket innebär att sju kraftverk måste förses med fiskvägar och hösten 2000 togs det första steget i och med att s.k. omlöp byggdes vid kraftverken i Finsjö. Omlöp, eller biokanal som de också kallas, är en relativt ny typ av fiskväg som anläggs i form av en konstgjord bäckfåra kring vandringshindret. Fördelen med en sådan fiskväg är att den utgör en vandringsled för alla former av akvatiska organismer och inte bara de simstarka laxfiskarna. För att en god funktion ska uppnås måste omlöpet ha en låg lutning (c:a 1-4 %) och ha god tillgång på viloplats (Jungwirth 1996). De två omlöpen vid Finsjö är 370 respektive 150 meter långa och har en lutning på 2,5 respektive 1,8 %. Flödet i fiskvägarna har fastställts till $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ under laxarternas uppvandring på hösten (augusti-oktober) och $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ under övriga delar av året. Efter dessa fiskvägars uppförande har fisken tillgång till ytterligare c:a 20 km av ån, med minst 3,8 ha lekbotten mellan Finsjö och Högsby. Totalt kommer laxfiskarnas tillgängliga lekbottenyta att öka med c:a 20% (Sjöstrand 1999), vilket man hoppas stärker populationerna av lax och öring. Kraftverket i Högsby är i dag det definitiva vandringshinder som hindrar fisken att nå längre upp i ån.

Karlstads universitet fick efter ansökan forskningsmedel från Energimyndighetens för att bl.a. utreda fiskvägarna vid Finsjös funktion och betydelse för valda fiskpopulationer i ån. Studien har bedrivits 2000-2002 inom forskningsprogrammet "Vattenkraftens miljöfrågor" under projektnamnet "Fiskvägar och flödesregimåtgärder i reglerade vatten: konsekvenser för vattendragets produktivitet och för samhällsnyttan". Syftet med studien är att utvärdera omlöpens funktion ur tre aspekter:

A) Lekvandrande laxfisk

- I vilken utsträckning används omlöpen av lekvandrande laxar och öringar, i.e. hur stor del vandrar förbi fiskvägarna och sker detta utan problem?
- Vad utmärker de fiskar som vandra långt, d.v.s. ända till Finsjö?

B) Laxfiskarnas reproduktion

I vilken omfattning leker dessa individer uppströms Finsjö och vilken produktion av lax- och öringyngel ger detta?

C) Omlöpens funktion för andra arter

Kan andra arter i ån, t.ex. vimma och färna, vandra genom omlöpen? Används omlöpen som uppehålls- och/eller uppväxtområde av dessa arter?

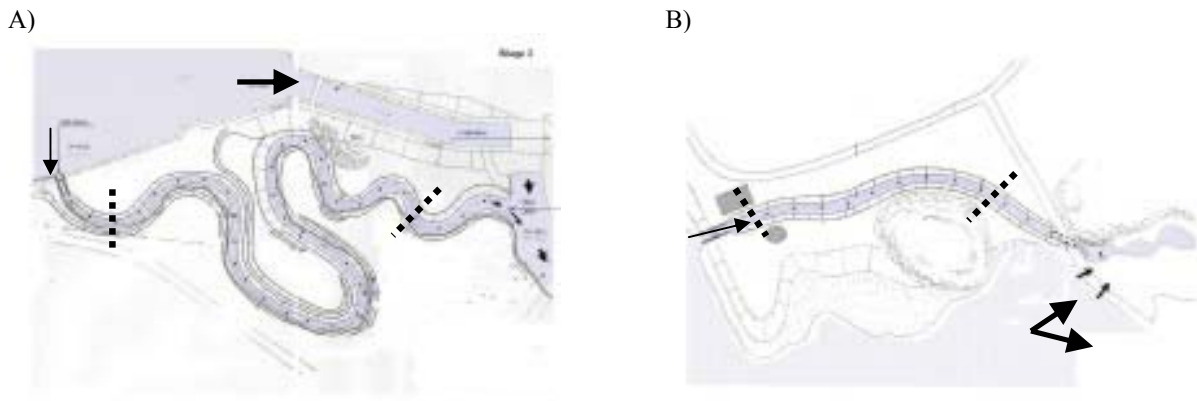
METODER

A) Lekvandrande laxfisk

För att studera lekfiskens vandring användes s.k. PIT-teknik (*Passive Integrated Transponder*) från Texas Instruments, USA. Varje individ märks då med en passiv sändare (PIT-tag) som registreras av PIT-antennerna som placerats på vald plats. Att sändaren är passiv innebär att den inte går på batteri och i praktiken inte har någon begränsad livslängd. PIT-tags av två olika storlekar användes, 32 mm samt 23 mm, där merparten av fiskarna dock märktes med den större sändaren.

Fisk fångades i fisktrappan vid Karlshammars kraftverk i Emåns nedre delar, c:a 7 km från havet, genom att trappans övre del spärrades av med ett galler och dess ingång försågs med en gallerstrut i metall. Syftet med struten var att hindra fisk som gått upp i trappan att vända och leta sig ut nedströms, utan att försvåra passagen för uppvandrande fisk. Fällan vittjades dagligen, vanligtvis kl. 08.00. Fisk som fångats togs upp och bedövades därefter med MS-222 (ett bezocain-derivat), ett standardbedövningsmedel för fisk (Lucas et. al 1999). Därefter lades ett cirka 4 mm långt snitt vid änden av dess vänstra bröstfena och en PIT-sändare fördes därefter in bakåt under huden mot stjärtfenan. För varje individ noterades art, kön, längd, vikt, kod på sändaren samt exakt tidpunkt för märkning. Dagligen noterades även väderlek, temperatur i luft och vatten samt antal timmar sedan föregående vittjning. Efter avslutad hantering sattes fisken i en nätkasse för återhämtning. Kassens uppströms belägna ände var öppen och fisken kunde själv välja tidpunkt att simma iväg. Vid tre tillfällen hölls märkta individer kvar i nätkassen ett dygn för att undersöka om mortalitet eller tecken på skada uppstod under denna tid. Totalt hölls tolv märkta individer kvar under 24 h varav en färna, en vimma, två laxar och åtta öringar. För den tid som fällan inte varit i gång har uppgifter om antal fiskar som passerat per dag erhållits från Emsfors SFK. Klubben förfogar över en fiskräknare placerad i trappans utgång som enligt uppgift endast registrerar individer över 50 cm (pers. kom. Rolf Rosenkvist).

I varje omlöp placerades två antenner, en i anslutning till dess ingång och den andra i anslutning till dess utgång (Fig. 2). Enligt uppgift från konstruktören skulle omlöpens nedre delar översvämmas vid hög vattennivå i fåran nedströms och för att undvika att antennutrustningen hamnade under vatten placerades de ett stycke upp i omlöpen. I det nedre omlöpet placerades antennerna 300 meter ifrån varandra. I det 150 meter långa övre omlöpet blev motsvarande avstånd 100 meter.



Figur 2. PIT-antennernas placering (streckad linje) i Finsjö nedre (A) respektive övre omlöp (B), Emån. Pilarna anger flödesriktningen för vattnet, där stor pil illustrerar huvudflödets väg och den liten pil riktning för vattnet som går genom omlöpet.

Driften av antennerna i fiskvägarna stördes vid ett par tillfällen av faktorer som stöld, åsknedslag, översvämning och strömavbrott. Registreringar lagrades på bärbar dator alternativt på en specialbyggd miniprocessor från Flinka Fiskar (Bengt Hernnäs, Örkelljuga). Informationen som sparades var densamma oavsett vilken typ av enhet som var i bruk, nämligen ”kod – datum – tidpunkt”.

B) Laxfiskarnas reproduktion

För att studera produktionen av yngel uppströms fiskvägarna i Finsjö provfiskades elva lokaler som bedömdes vara lämpliga för uppväxt av öring och lax. Sex av dessa var belägna uppströms Finsjö och övriga fem nedströms, de senare fungerade som kontroll för att bl.a. få en bild av den naturliga mellanårsvariationen av tätheterna av årsyngel i ån. Provfisket utfördes genom standardiserat elfiske med tre utfisken under första delen av september 2000, 2001 och 2002 (för elfiske 2000 se: Sjöstrand 2001). Lokalerna uppströms Finsjö fiskades inom projektet och de belägna nedströms av konsult på uppdrag av bl.a. Fiskeriverket.

För att få ytterligare information om antalet lekfiskar på dessa lokaler inventerades lekgröpar i december 2001.

C) Omlöpens funktion för andra arter

Delstudien ”andra arters” nyttjande av omlöpen bestod av tre delmoment (i-iii).

- i) Individer som fångades i fällan vid Karlshammar hösten 2001 märktes ”på prov” och samma information som för laxfiskarna samlades in. Denna märkning fortsatte under cypriniderna i åns lekperiod (maj-juni) 2002.
- ii) Under perioden 17/5 – 14/6 2002 placerades två ryssjor ut strax uppströms Finsjö övre omlöp. Individer som påträffades i dessa togs upp och transporterades ner till det nedre omlöpet. Efter märkning sattes individerna ut direkt nedströms Finsjö nedre omlöp. Vi förväntade oss att dessa förflyttade individer skulle uppvisa en hög tendens att återvända uppströms (Lucas et. al 1999). Samma information som för övrig märkt fisk samlades in.
- iii) En slumpvis vald sträcka på 33 meter av respektive omlöp elfiskades i september 2002 för att studera om denna artificiella biotop fungerar som uppehållsplats och uppväxtområde för fisk.

RESULTAT

Allmän beskrivning av vandrande fisk i Emån

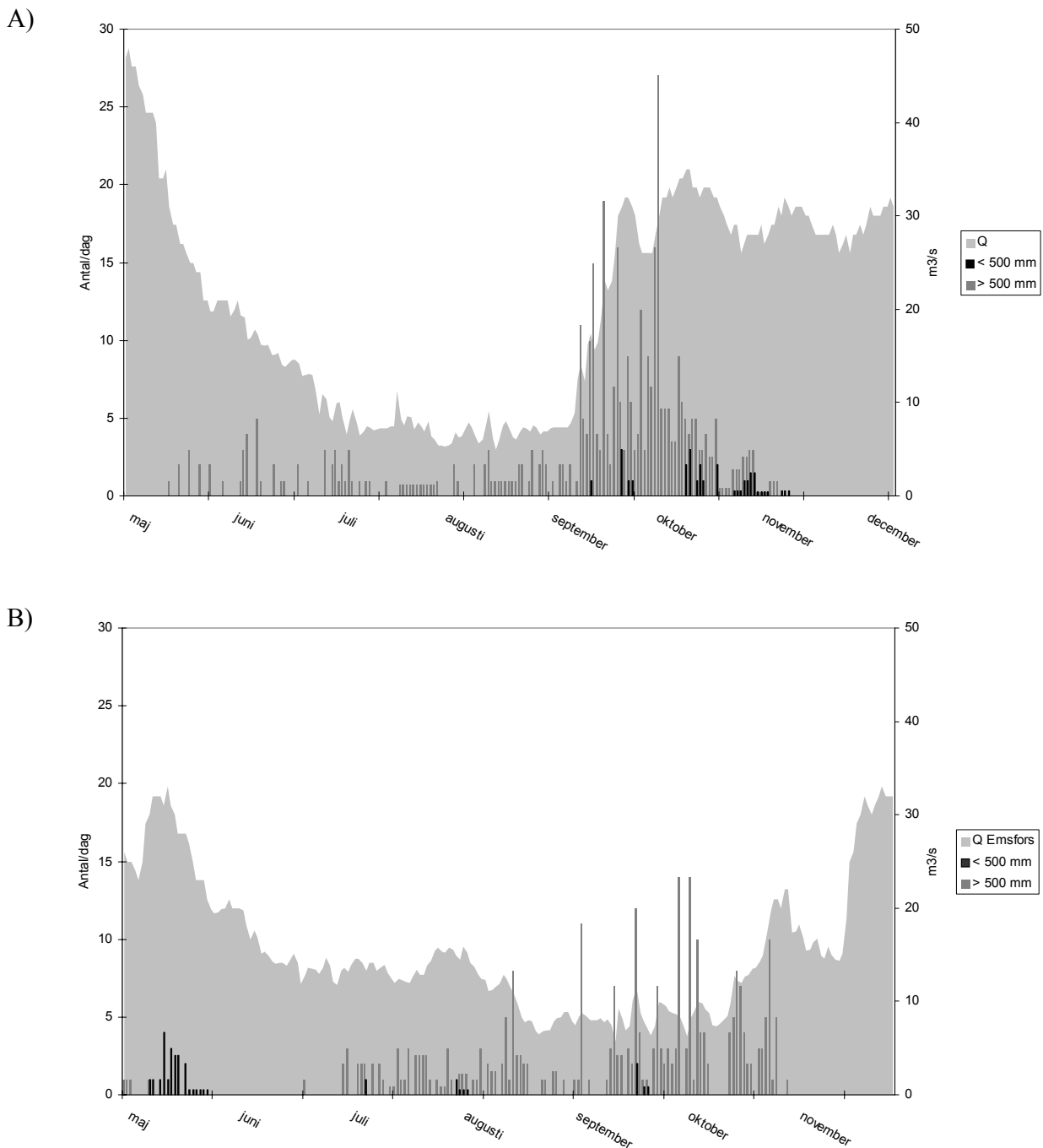
Fiskfällan i Karlshammar var i bruk under delar av hösten 2001 (15/9, 24-28/9, 8-22 /10, 26/10-12/11) och under hela säsongen 2002 med undantag av ett par dagar (öppet 3/5-31/10, 5-15/11). Trappans öppethållande förlängdes 2002 efter att avtal träffats med kraftverkets ägare, avser perioden 5-15/11. Totalt för båda åren märktes 447 individer, med ungefär dubbelt så många 2002 jämfört med 2001 (Tabell 1). Merparten utgjordes av laxfisk, främst öring, båda åren.

Tabell 1. Fisk som fångats och märkts med PIT-tags vid Karlshammars kraftverk, Emån, 2001 och 2002.

Art	Antal 2001	Antal 2002	Antal totalt
Abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	0	2	2
Färna (<i>Leuciscus cephalus</i>)	1	7	8
Id (<i>Leuciscus idus</i>)	0	2	2
Lax (<i>Salmo salar</i>)	8	18	26
Mört (<i>Rutilus rutilus</i>)	0	2	2
Sarv (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	0	1	1
Vimma (<i>Vimba vimba</i>)	11	10	21
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	132	253	385
Totalt*	152	295	447

*Utöver dessa fångades ytterligare individer som av olika anledning inte märktes bl.a.: 3 regnbågar (*Onchyrhynchus mykiss*, 10 vimmor(2001), 10 mörtar (2001) samt ett okänt antal små individer (< 100 mm).

Hanteringstiden vid märkning var 1-3 minuter. Ingen individ dog eller skadades under märkning, återhämtning eller under mortalitetstestet. Merparten av fisken vandrar upp i Karlshammars fisktrappa under september och oktober (Fig. 3) och denna del av steget utgör 75% av det totala antalet 2001 och 67% 2002. Totalt gick 408 individer (> 500 mm) förbi trappan 2001 samt 280 under 2002. Utöver dessa passerade ett antal små individer (< 500 mm) förbi trappan, 25 st 2001 respektive 47 st 2002. Noteras bör dock att antal små fiskar kan antas vara en underskattning för 2001 p.g.a. den begränsade fångstperioden. Flödet under september-oktober var lägre 2002 än 2001 och periodvis var trappan vid Emsfors kraftstation ur bruk som en följd av låg vattennivå i dess damm.



Figur 3. Antal individer som per dygn passerat fisktrappan vid Karlshammars kraftstation (staplar) samt vattenföringen (skuggad yta) vid Emsfors kraftstation (Anonym, 2003), Emån. A) 2001 och B) 2002.

Vandringstoppen för 2001 inföll samtidigt som en ökande vattenföring i ån. 2002 uteblev en sådan flödesökning på hösten och ersattes av ett jämnt lågt flöde med enstaka små nedgångar och toppar. Märkningen 2002 visade att den första gruppen individer som kommer på våren främst består av cyprinider, medan höststeget domineras av öring.

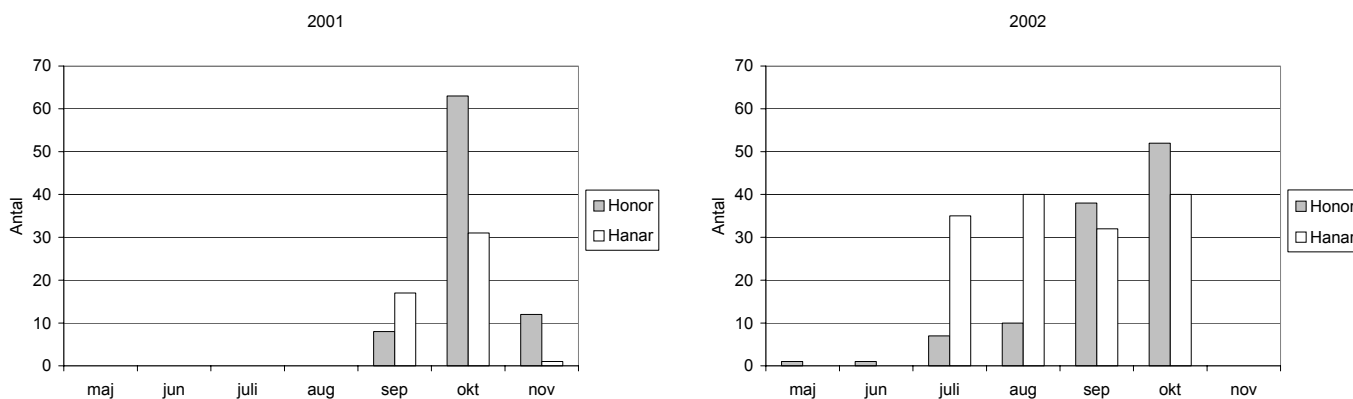
A) Lekvandrande laxfisk

Den laxfisk som kommer till Karlshammar utgörs främst av öring, men enstaka laxar förekommer också (Tabell 2). Samtliga individer som fångades märktes utom i de fall de bedömdes vara i dålig kondition. Under 34 fångstdagar 2001 märktes totalt 132 öringar och 8 laxar (Tabell 2). Antalet 2002, fördelat på 192 fångstdagar, var 253 öringar och 18 laxar. Storleken på de fångade individerna varierade stort, men ingen signifikant skillnad kunde påvisas med avseende på storlek och vikt mellan år, mellan månader inom år, mellan arter eller mellan kön inom arter.

Tabell 2. Antal, medelvikt och medellängd på öring och lax märkta vid Karlshammars kraftverk, Emån 2001-02.

Art	År	Antal	Medellängd (mm)	Stdav (mm)	Medelvikt (kg)	Stdav (kg)
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	2001	132	650	122	3,55	1,90
	2002	253	697	78	4,37	1,31
Lax (<i>Salmo salar</i>)	2001	8	690	102	3,45	1,80
	2002	18	708	130	3,85	2,29

Fler honor än hanar fångades 2001, då märkning påbörjades i september, men fler hanar fångades 2002 då märkning pågick under hela säsongen. Hanarna tycks vandra upp i ån under hela perioden juli-oktober medan större delen av honorna kommer först under september-oktober (Fig. 4).



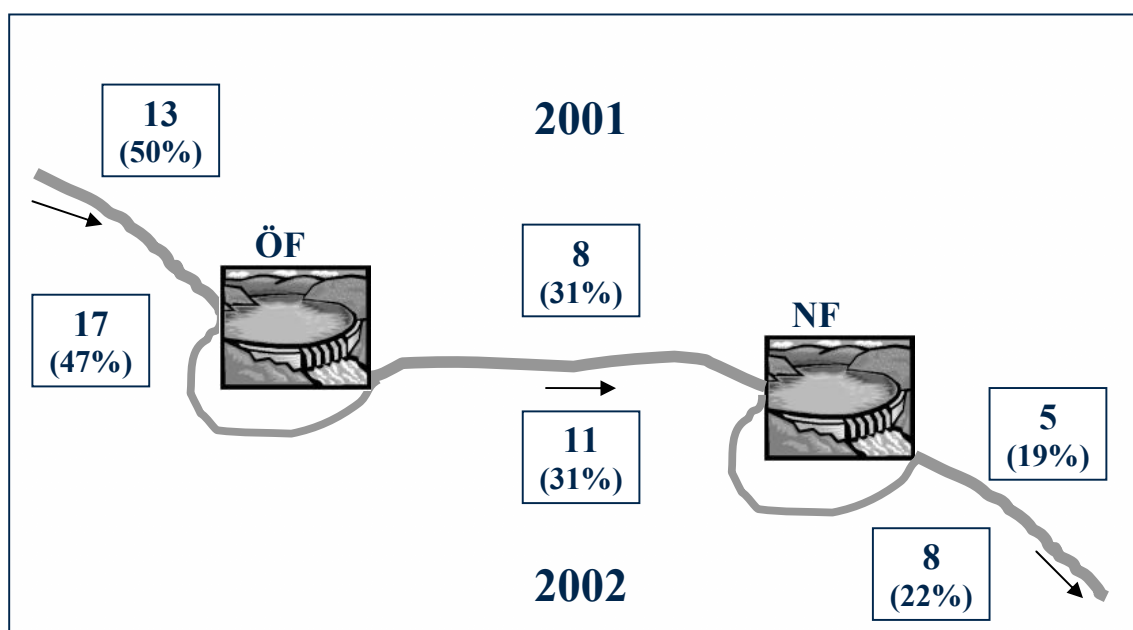
Figur 4. Antal öringar av respektive kön som månadsvis passerat fisktrappan vid Karlshammars kraftverk, Emån, 2001 och 2002. Observera att individerna 2001 endast utgör en slumpvis valt del av det totala steget, medan samtliga individer finns med för 2002.

Av de 411 individer som märktes registrerades 65 av en eller flera av antennerna i Finsjö under studien (Tabell 3), varav 3 laxar och 62 öringar. En större andel av de märkta individerna vandrade från Karlshammar till Finsjö 2001 än 2002. Ingen skillnad fanns dock mellan månaderna inom de två åren.

Tabell 3. Antal märkta laxfiskar som registrerats av en eller flera antenner i Finsjö omlöp 2001-2002, Emån.

Art	År	Antal märkta	Antal till Finsjö	% av märkta till Finsjö
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	2001	132	26	20
	2002	253	36	14
Lax (<i>Salmo salar</i>)	2001	8	0	0
	2002	18	3	17
Totalt		411	65	16

Fiskarna uppvisade olika rörelsemönster när de nådde det första omlöpet och kunde delas in i tre kategorier efter deras troliga position vid tiden för lek. Kategori 1 passerade båda omlöpen, kategori 2 stannade mellan de två omlöpen eller fann en annan väg uppströms eller nedströms och kategori 3 vände på vägen och simmade tillbaka nedströms. Fördelningen mellan dessa kategorier var för öringen ungefär densamma båda år med 50% av individerna inom kategori 1, 20% inom kategori 2 och 30% inom kategori 3 (Fig. 5). Båda åren så tar sig alltså hälften av individerna, som vandrar upp i det nedre omlöpet, förbi även det övre omlöpet.



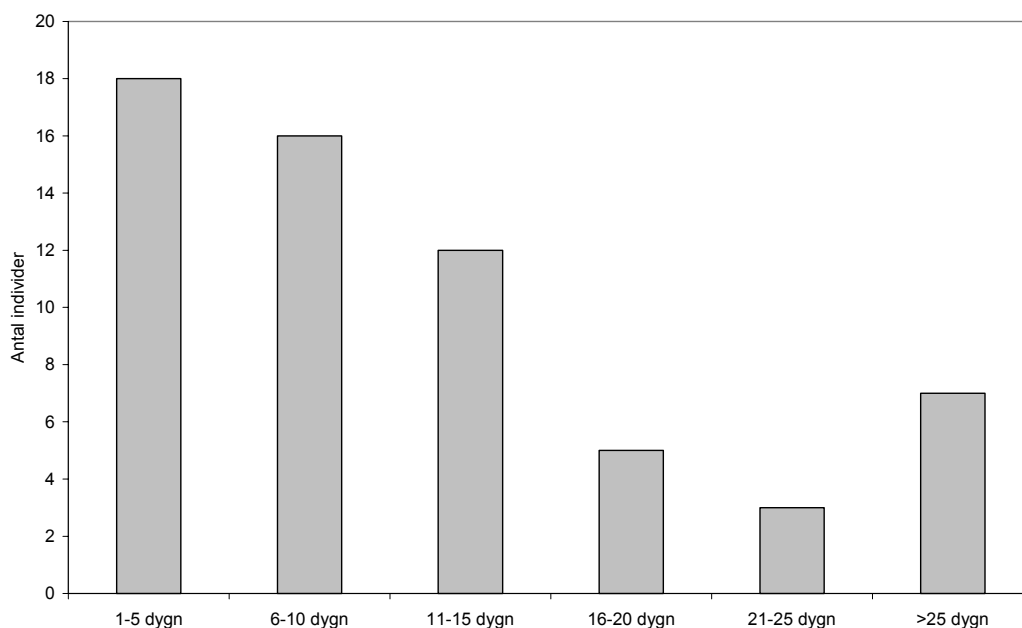
Kategori 1

Kategori 2

Kategori 3

Figur 5. Trolig position vid tiden för lek för de märkta öringar som förflyttade sig från Karlshammar till Finsjö 2001 (bildens överkant) respektive 2002 (bildens underkant), Emån. I rutan för varje kategori och år anges antal individer som ansetts tillhöra denna kategori samt hur stor andel i % detta utgjorde av det totala antalet.

Vandringstiden för sträckan Karlshammar – Finsjö (c:a 20 km) varierade stort mellan individer med tider mellan ett och 48 dygn, men då är en individ som märktes 2001 och först 2002 nådde Finsjö (311 dygn) borträknad. 75% av individerna tog mindre än 15 dagar på sig att avverka sträckan (Fig. 6) och mediantiden var åtta dygn.



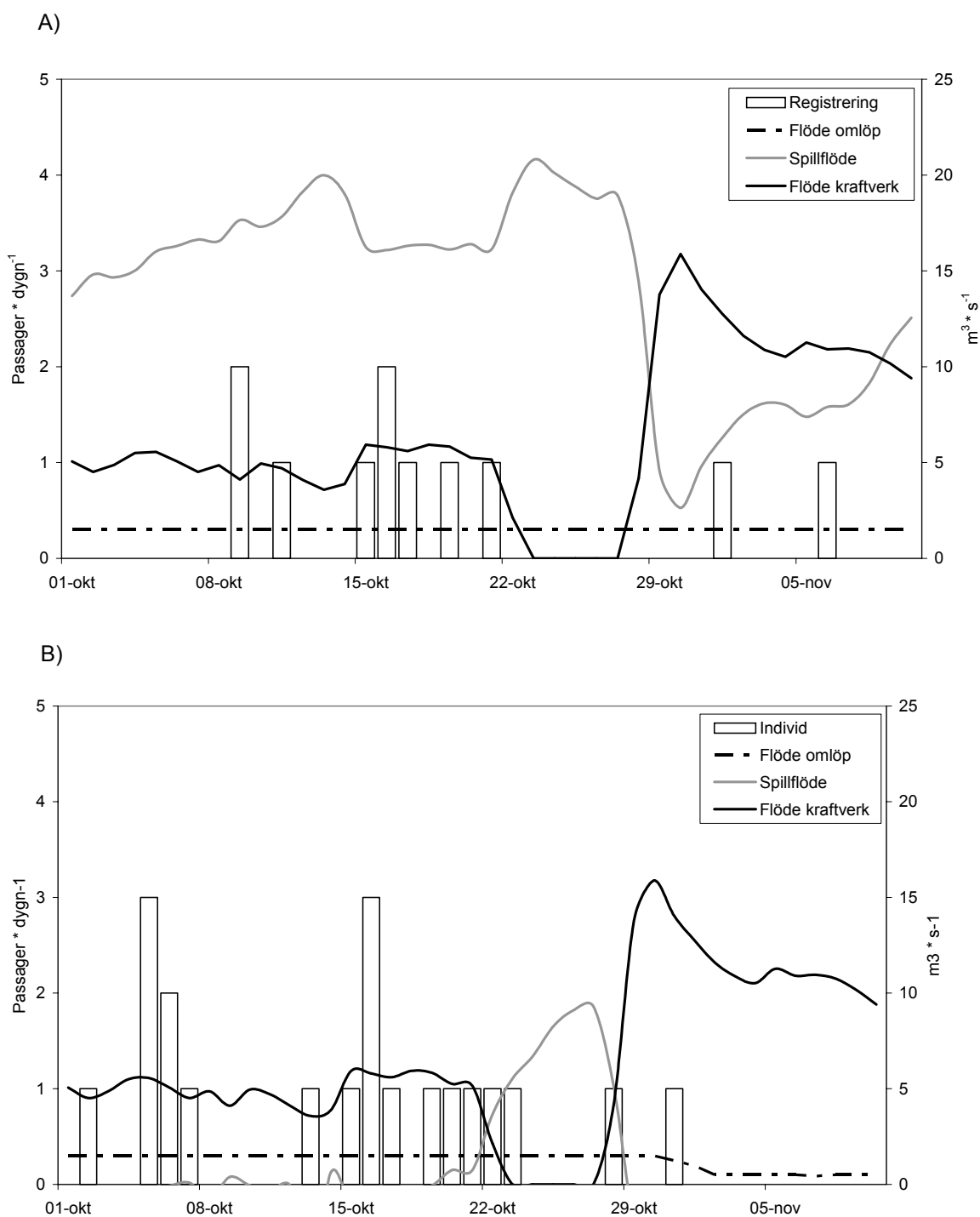
Figur 6. Vandringstider i femdagarsintervall för märkt öring på den 20 km långa sträckan Karlshammar – Finsjö, Emån 2001-02 (N = 61).

Vandringstiden för sträckan nedre – övre Finsjö varierade mellan 2,5 timmar och 79 dygn med en median på 19 timmar (Tabell 4). Motsvarande tider för de två omlöpen var 30 min -12 h (nedre) och 24- 54 minuter (övre). Om man väger in den aktuella sträckans längd i och således tittar på hastigheter för de fyra sträckorna får man den högsta hastigheten i det nedre omlöpet (5 km/dygn) och lägst i kraftverksdammen mellan de två omlöpen (2 km/dygn).

Tabell 4. Vandringshastighet, standardavvikelse, längd på sträcka samt antal observationer för märkt öring på fyra sträckor i Emån, 2001-2002.

Sträcka	Medelhastighet (km*dygn ⁻¹)	Standardavvikelse (km*dygn ⁻¹)	Längd (km)	Antal observationer (N)
Karlshammar - Finsjö	3,4	3,2	20	60
Inom Nedre Finsjö (från nedre till övre antenn)	4,9	2,1	0,3	30
Nedre Finsjö – Övre Finsjö	2,0	2,1	0,8	25
Inom Övre Finsjö (från nedre till övre antenn)	4,3	1,2	0,1	17

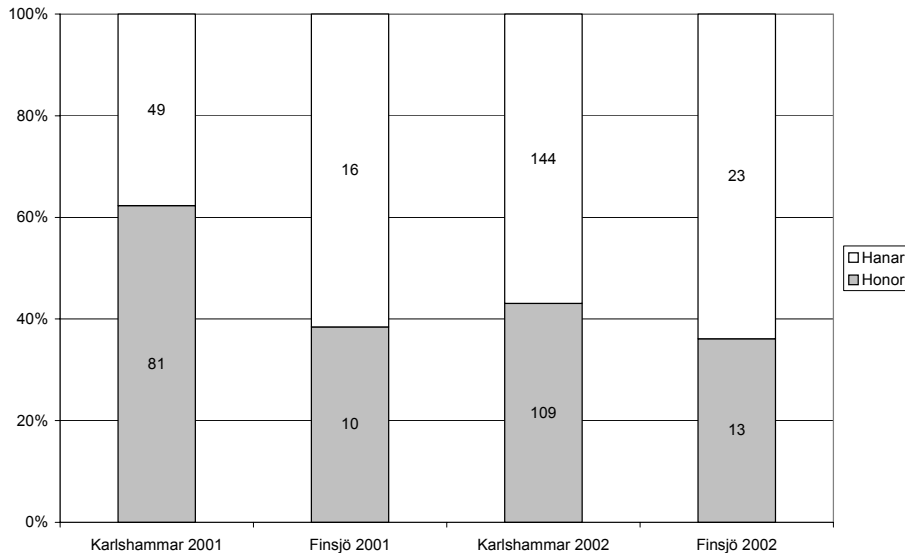
Kraftverken i Finsjö stängs en gång per höst för underhåll och allt vatten spills då i den gamla fåran. Under den period som kraftverket var stängt under 2001 (23-28 oktober) respektive 2002 (23-28 oktober) vandrade ingen fisk förbi Finsjö övre omlöp, men däremot både före och efter kraftverket var stängt (Fig. 7, A-B).



Figur 7. Vattenflödet genom turbin, torråra och omlöp vid Finsjö övre kraftverk ,Emån, samt antalet fiskar som passerat omlöpet, A) 1/10 -10/11 2001 och B) 1/10 -10/11 2002.

Könsfördelningen på den vid Karlshammar märkta öringen skiljde sig åt mellan åren, med fler honor än hanar 2001 och det omvända 2002 (Fig. 4). Bland de öringar som vandrade till Finsjö var dock könsfördelningen densamma för båda år (Fig. 8). 2002 var alltså könsfördelningen för öring vid Finsjö vad man kunde förvänta sig utgående från könsfördelningen vid Karlshammar, men 2001 vandrade en

oproportionellt stor andel av öringhanarna som märktes vid Karlshammar till Finsjö. Denna skillnad var signifikant (X^2 -test, $p < 0,025$, 1 df).

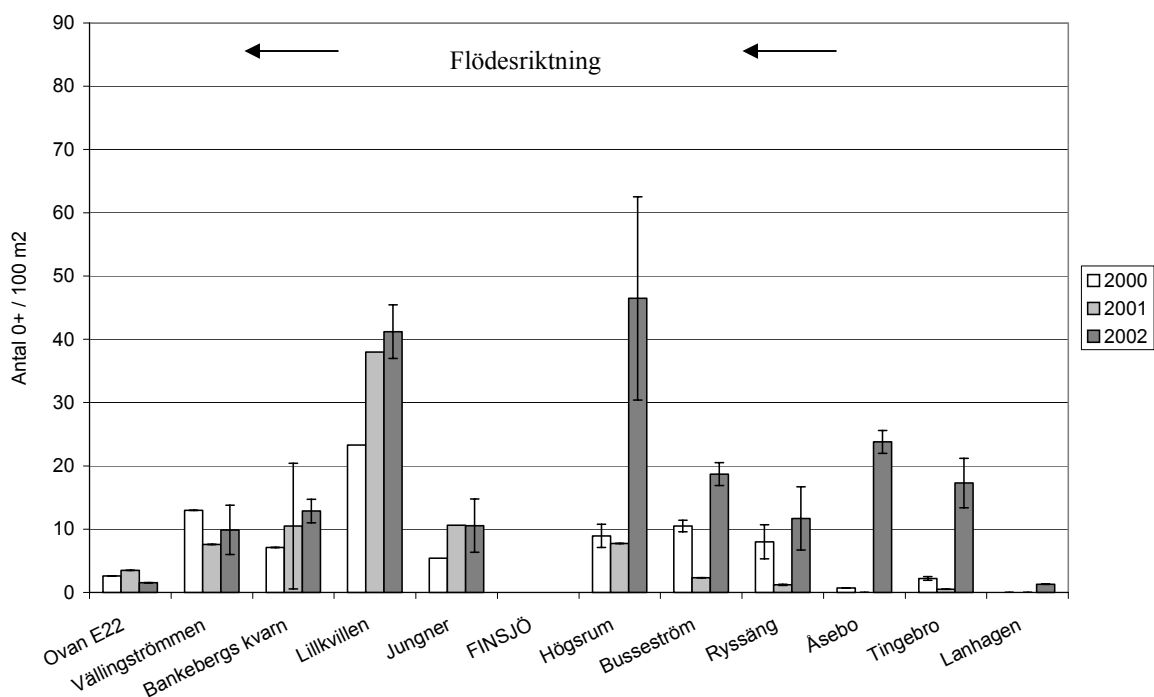


Figur 8. Könsfördelning för öring märkt vid Karlshammar respektive de märkta individer som vandrat till Finsjö, Emån 2001-02.

De tre laxar som vandrade upp till omlöpen 2002 var samtliga hanar och vid lektid föll två av dem under kategori 3 och en under kategori 2. En av de individer som slutligen hamnade i kategori 3 passerade båda omlöp två gånger för att i båda fall vända och simma tillbaka nedströms.

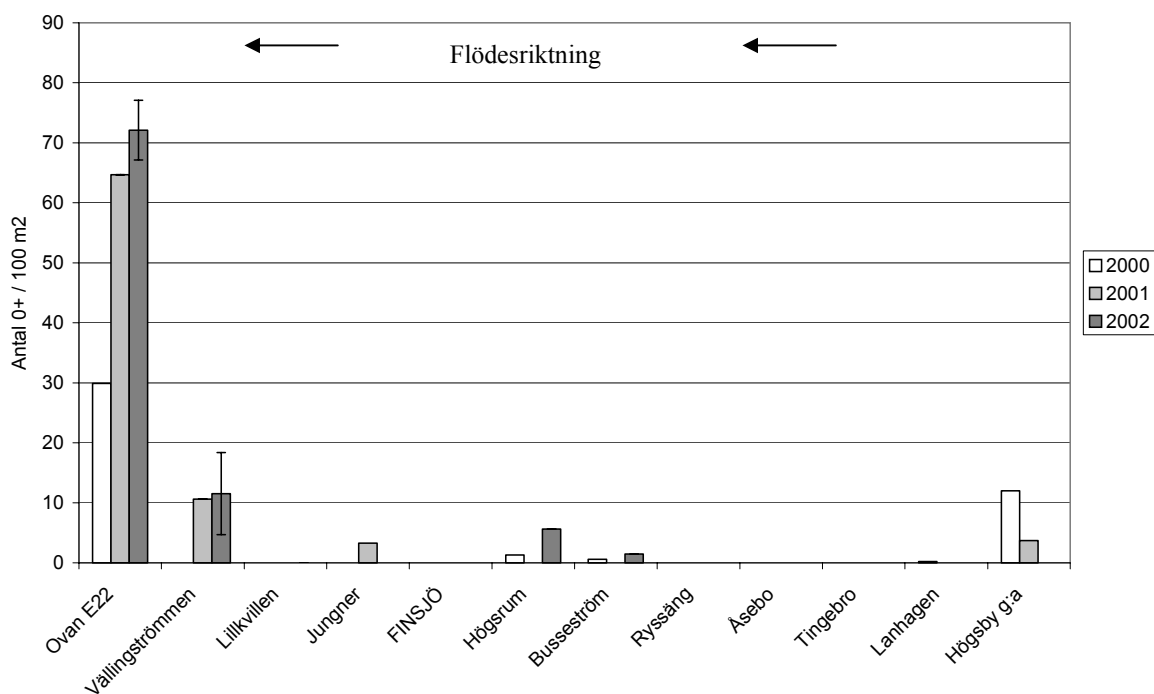
B) Laxfiskarnas reproduktion

Vid lekgropsinventeringen 2001 inventerades endast en lokal och inga lekgropar påträffades. Flödet i ån var högt vid denna tidpunkt och inventeringen avbröts p.g.a. dålig sikt och osäkerhet på denna metods effektivitet under rådande förhållanden. Hösten 2002 var det första tillfälle då omlöpen skulle kunna ge effekt genom att uppvandrande havsöring bidragit till och ökat yngelproduktionen uppströms de tidigare definitiva vandringshindren vid Finsjö. Tätheterna av årsyngel av öring (0+) på lokalerna uppströms omlöpen befanns var signifikant högre 2002 än tidigare år på alla lokaler utom en (Fig. 9). Ingen signifikant skillnad förelåg mellan tätheterna av årsyngel på de fem kontrolllokalerna nedströms under perioden.



Figur 9. Tätheter av årsyngel av öring på sex uppväxtområden uppströms-, samt fem nedströms Finsjö kraftverk, Emån 2000, 2001 och 2002. Lokaler är ordnade efter dess verkliga ordning i vattendraget med "Ovan E22" belägen längst nedströms. Lokalen Bankebergs kvarn är belägen i sidofåran Kvillen.

Ett fåtal årsyngel av lax påträffades på lokalerna närmast uppströms Finsjö (Högsrum och Busseström, Fig. 10).



Figur 10. Tätheter av årsyngel av lax på sex uppväxtområden uppströms-, samt fem lokaler nedströms Finsjö kraftverk, Emån 2000, 2001 och 2002. Lokaler är ordnade efter dess verkliga ordning i vattendraget med "Ovan E22" belägen längst nedströms.

C) Omlöpens funktion för andra arter än laxfiskar

i) Hösten 2001 märktes 12 cyprinider vid Karlshammar (Tabell 5). Av dessa vandrade en vimma upp till nedre omlöpet och förbi den nedre antennen hösten 2001. Våren 2002 vandrade denna individ förbi den övre antennen i samma omlöp och tycks ha uppehållit sig i omlöpet under vintern.

Tabell 5. Antal, medelvikt och medellängd på fiskar märkta vid Karlshammars kraftverk, Emån 2001.

Art	Antal (totalt)	Medelvikt (kg)	Medellängd (cm)	Antal till Finsjö
Vimma (<i>Vimba vimba</i>)	11	0,49	33	1
Färna (<i>Leuciscus cephalus</i>)	1	0,28	28	0

Under våren 2002 märktes ytterligare cyprinider samt enstaka andra fiskar vid Karlshammar, totalt 23 stycken (Tabell 6). En av dessa individer, en färna, simmade från Karlshammar och passerade det nedre omlöpet i Finsjö.

Tabell 6. Antal, medelvikt och medellängd på fiskar märkta vid Karlshammars kraftverk, Emån 2002.

Art	Antal (totalt)	Medelvikt (kg)	Medellängd (cm)	Antal till Finsjö
Abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	2	0,25	28	0
Färna (<i>Leuciscus cephalus</i>)	6	0,95	42	1
Id (<i>Leuciscus idus</i>)	2	0,44	33	0
Mört (<i>Rutilus rutilus</i>)	2	0,28	29	0
Sarv (<i>Rutilus erythrophthalmus</i>)	1	0,36	30	0
Vimma (<i>Vimba vimba</i>)	10	0,48	37	0

ii) I ryssjorna som placerats direkt uppströms omlöpet vid Finsjö övre fångades 16 cyprinider och fyra gäddor (Tabell 7). En av dessa, den största gäddan, vandrade förbi den nedre antennen i Finsjö nedre, för att en timme senare komma tillbaka nedströms.

Tabell 7. Antal, medelvikt och medellängd på fiskar fångade och märkta på sträckan Övre Finsjö – Pilö., Emån 2002.

Art	Antal (totalt)	Medelvikt (kg)	Medellängd (cm)	Antal till Finsjö
Braxen (<i>Abramis brama</i>)	5	1,14	46	0
Färna (<i>Leuciscus cephalus</i>)	2	1,26	48	0
Gädda (<i>Esox lucius</i>)	4	1,93	65	1
Sutare (<i>Tinca tinca</i>)	9	1,20	42	0

iii) Rådande bottenstruktur och flöde omöjliggjorde ett effektivt elfiske av omlöpen. Fångsterna klassades därför som kvalitativa. I det nedre omlöpet fångades sex arter och i det övre fyra (Tabell 8). Utöver dessa arter påträffades även lax och öring vid elfisket med enbart årsyngel i det nedre, men flera årsklasser i det övre.

Tabell 8. Arter som påträffades vid elfiske av Finsjö nedre samt övre Finsjö omlöp, Emån september 2002. X = förekomst och – = avsaknad.

Art	Nedre Finsjö	Övre Finsjö
Benlöja (<i>Alburnus alburnus</i>)	X	X
Färna (<i>Leuciscus cephalus</i>)	X	-
Lake (<i>Lota lota</i>)	X	-
Lax (<i>Salmo salar</i>)	X	X
Mört (<i>Rutilus rutilus</i>)	X	-
Stensimpa (<i>Cottus gobio</i>)	-	X
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	X	X

DISKUSSION

Laxfisk

Antalet laxar och öringar som vandrat upp i trappan vid Karlshammar 2001 och 2002 får betraktas som normalår om man jämför med befintliga data för 1990-talet (Sjöstrand 2000). Öringpopulationen tycks ha stabiliserats på en lägre nivå efter den stora nedgång som följde efter att kompensationsutsättningarna upphörde och svampsjukdomen drabbade beståndet under tidigt 1990-tal. Någon egentlig återhämtning är svår att urskilja utgående från antalet fiskar som passerar Karlshammar, men antalet har de senaste åren legat mellan 3-400 efter att ha varit ned under 200 dessförinnan. Steget av fisk 2001 var väl synkroniserat med ett ökat vattenflöde, vilket finns väl dokumenterat i andra fall och ofta beror på att ökat flöde krävs för passage av olika typer av hinder (Olofsson et. al 1998, Laine et. al 2002). Denna flödestopp uteblev dock 2002, vilket återspeglas i en lägre uppgång av fisk och en inte lika tydlig topp i antalet fiskar. Den största anledningen till en ojämnare och lägre uppgång 2002 än 2001, tycks vara det lägre flödet i ån som i kombination med läckande dammluckor vid Emsfors kraftverk lett till att fisktrappan där periodvis varit ur funktion (egen obs.). Man observerade dock en låg och försenad uppgång av öring i de flesta vattendrag längs smålandskusten under hösten 2002 (pers. kommunikation Anders Kjellberg Lst Kalmar), så situationen 2002 tycks inte ha varit unik för Emån. Det förefaller som om det är just trappan i Emsfors som utgör ”flaskhalsen” i systemet då man vid tidigare undersökningar konstaterat att nästan 100% av de fiskar som simmar förbi Emsfors även simmar förbi Karlshammar (Sjöstrand 2000). Utgående från statistiken från räknaren vid Karlshammar har man tidigare antagit att den fisk som kommit tidigt på året varit lax och det stora antalet under september-oktober varit öring. Resultaten från 2001 och 2002 visar dock att antalet laxar är mycket lågt, i enlighet med vad som omnämns i Sjöstrand (2000), och att de dessutom kommer först på hösten.

Honorna tycks alltså vara färre i antal och komma senare på hösten, vilket stämmer väl överens med tidigare studier där man funnit att hanarna vandrar upp först. I flera andra studier har man sett att stora individer samt de individer som ska vandra långt kommer först upp i vattendraget (Rosén, 1918; Jonsson, 1985), vilket dock inte tycks vara fallet i Emån. I sådana fall borde en större andel av de fiskar som kommer tidigt till Karlshammar vandra vidare förbi Finsjö. Det är dock troligt att denna ”långvandrande” del av populationen är mycket liten eller obefintlig i Emån eftersom populationen under stora delar varit begränsade till sträckan nedströms Emsfors (c:a 8 km) och under senare år upp till Finsjö (28 km) i ett vattendrag där fisken tidigare vandrat så långt som 150 km (Sjöstrand 2000).

Vandringshastigheten, i snitt 3,4 km/dygn (0,4-20 km/dygn), på de 20 km mellan Karlshammar och Finsjö verkar vara något låg i jämförelse med många andra studier, t.ex. sjölevande öring i Norge, 4-11 km/dygn (Arnklev & Kraaböl, 1994); Klarälvsöring, c:a 30 km/dygn (Degerman et al., 2001); havsöring i polska Vistula 65-95 km/dygn (Bartel, 1988). Ett av få vattendrag där en lägre vandringshastighet observerats är närliggande Mörrumsån med < 1 km/dygn (Westerberg, 1977). De förhållandevis låga hastigheterna i Emån skulle kunna vara ett tecken på att fisken har svårt att ta sig fram längs sträckan och/eller svårt att lokalisera de fiskvägar som måste passeras.

Det är svårt att säga hur många fiskar som försöker komma förbi Finsjö nedre, men inte hittar ingången till omlöpet. Det är dock en förhållandevis stor andel av steget förbi Karlshammar som simmar upp i det nedre omlöpet, med tanke på att det är god tillgång på lekområden där emellan. Vi tror att merparten lyckas lokalisera fiskvägen, men detta behöver testas. Att vandringshastigheten är lägst i kraftverksdammen mellan de två Finsjökraftverken och att dessutom endast 50 % fullföljer passagen av det övre omlöpet, ger en indikation om att det föreligger ett problem. Det är osannolikt att en så stor andel som 50% av fiskarna väljer att stanna och leka mellan omlöpen i synnerhet som det i stort sett saknas leksubstrat där. Att få av fiskarna passerar övre omlöpet skulle kunna bero på att fisken lockas till kraftverket och står och väntar vid kraftverksutloppet, vilket har observerats i andra fall där fiskvägens flöde varit för lågt eller ingången felaktigt utformad (Laine et al 2002). En annan möjlig förklaring är att de simmar upp i gamla fåran men inte hittar ingången till, alternativt inte tar sig fram till, omlöpets ingång speciellt då mycket spillvatten släpps och skär av deras väg. Detta skulle behöva studeras mer i detalj för att utreda vad exakt som är problemet. När ingången till passagerna lokaliserats tycks det dock inte vara något större problem för fisken att passera och såväl öring som enstaka individer av lax, färna och vimma har klarat av detta. Att omlöp funkar väl för många fiskarter har även konstaterats i tidigare studier (Jungwirth 1996, Mader et.al 1998). Lucas et. al (1999) fann motsatsen för en Denil-ränna där de flesta individerna gick in i trappans nedre del för att sedan vända, vilket indikerar att merparten av de fiskar som går in i trappan inte fullföljer passagen. I studien ingick flera olika arter utöver öring, nämligen färna, mört, stäm, abborre och löja.

2001 var det första tillfället som omlöpen stod öppna under lekvandringen och att tätheten av årsyngel uppströms Finsjö var högre 2002 än 2000 och 2001 får ses som ett bevis för att en grupp havsöringar lyckades ta sig förbi Finsjö under hösten 2001 och leka på sträckan för första gången sedan 1950-talet (med ett par undantag, se nedan). Att årsyngel av lax påträffades 2002 visar ytterligare på att havsvandrande laxfisk tagit sig förbi Finsjö 2001. Det finns ett stationärt bestånd öring i Emån som troligen stått för den befintliga, men låga, produktionen av årsyngel fram till 2001. Detta styrks ytterligare av resultaten från studien på lekvandrande öring. Tätheterna av årsyngel uppströms Finsjö hade troligtvis varit ännu lägre 2000 och 2001 om inte uppflyttning av öring och laxyngel från Em till Högsby hade bedrivits av Emåområdets intresseförening under flera år. Man har gjort detta för att snabba på förloppet med att etablera ett bestånd på sträckan och inte bara hoppas på att nykoloniserande öring från åns nedre delar vandrar upp och leker uppströms Finsjö. Utöver detta genomförde man ett försök vid Finsjö kraftverk 1999 då man stängde turbinerna och öppnade luckorna i de gamla fårorna så fisken skulle kunna vandra upp. Man observerade enstaka laxfiskar som tog sig upp och troligen bidrog till relativt höga tätheter årsyngel 2000 (Sjöstrand 2001). Denna bevakning av produktion av årsyngel måste dock utföras ytterligare ett par år för att se om trenden fortsätter uppåt. Inom en tre- till femårsperiod är det troligt att antalet laxfiskar förbi Finsjö, och även produktionen av yngel och smolt, ökar som en följd av att de första yngel som producerats här återvänder för lek. De årsyngel av lax som påträffades påvisar också att åtminstone enstaka laxar passerat Finsjö och lekt uppströms 2001. Laxynglen som påträffades uppströms Finsjö 2000 tros härröra från de laxar som tog sig förbi Finsjö vid ovan nämnda dammsänkning 1999.

Andra arter än laxfiskar

Det står klart att inte bara laxfisk använder sig av trappan vid Karlshammar utan att denna även fungerar som passage andra arter, bl.a. cyprinider, vilket man tidigare varit osäker på (Sjöstrand 2000). Det går dock inte från dessa data att uttala sig om trappan fungerar väl för andra arter än laxfisk eller om enbart enstaka individer lyckas ta sig upp den vägen, eftersom provstorleken var begränsad.

Fångsten 2002 startades så fort trappan i Karlshammar enligt rådande vattendom får öppnas, vilket är 1 maj. Detta i förhoppning om att få med ett stort antal lekvandrande individer av, vårlekande arter som vimma och färna. Färre vimmor fångades dock våren 2002 än hösten 2001. I en studie från Vistula i Polen nämns att fångsten av lekvandrande vimmor för transport förbi en damm, utfördes under oktober månad (Backeil & Bontemps, 1996) och det ser ut som även en stor del av Emåns bestånd av vimma påbörjar lekvandringen redan på hösten året innan lek. En annan förklaring till det låga antalet fångade cyprinider kan vara att de dessa arter påbörjar sin uppvandring innan trappans öppnande 1 maj. Även om endast ett fåtal märkta fiskar, andra än lax och öring, passerat omlöpen indikerar detta att inte bara mycket starka simmare klarar av passagen. Dessutom gav elfiskena beskedet att omlöpen även fungerar som uppehålls- och eventuellt även uppväxtområde för en rad arter.

SLUTSATSER OCH RÅD

Omlöpen vid Finsjö kraftverk tycks fungera väl för passerande fisk, men ett visst problem med att lokalisera ingången föreligger. Den laxfisk som passerar kraftverken verkar även reproducera sig på den uppströms belägna sträckan. Ytterligare undersökningar behövs på de misstänkta problemen för fisken att hitta ingången till omlöpen.

Utgående från indikationer från aktuell studie samt uppgifter i litteraturen, rekommenderar vi följande:

- Fiskvägar med låg lutning och utan höga fall är att föredra när dessa är möjliga att anlägga.
- Man bör vid projekteringen av en fiskväg noga beakta placeringen av fiskvägens in- och utgång för att säkerställa att ingången ligger i anslutning till den fåra där vattenföringen som regel är högst.
- Man bör undvika att placera fiskvägens ingång alldeles intill annat utskov med högt flöde eftersom detta kan göra det svårt för fisken att urskilja lockvattenströmmen och/eller fysiskt ta sig fram och upp i fiskvägen.
- Man måste vara medveten om att olika kraftverk kräver olika lösningar och att ett och samma kraftverk eller rättare sagt dess fiskväg kräver olika lösningar vid olika flöden och vid olika årstider.

Delrapport 2 - Kostnader och nytta av nya fiskvägar.

I de flesta studier av fritidsfiske behöver man inte ta hänsyn till kostnader – fisk är en resurs som finns att hämta gratis. I Emån, däremot, finns investeringar och drifts- och underhållskostnader för de nya fiskvägarna som ska ställas mot de intäkter som kan bli följden om lax och havsöring passerar längre upp i ån och därigenom skapar möjligheter för ett utökat turistfiske. Hitintills är det bara på kostnadssidan som det finns pålitliga data.

Investeringskostnaderna (år 2000) för de nya fiskvägarna uppgick till MSEK 2.9, inklusive projektering och planering. Om man diskonterar beloppet med en realränta på 4% och avskrivningsperiod på 25 år, eller 50 år, hamnar den årliga kapitalkostnaden i intervallet SEK 184 000 – 227 000. De årliga drifts- och underhållskostnaderna uppskattas till SEK 150 000.

Frågan är då om investeringar i denna storleksordning är ekonomiskt berättigade. Det finns olika typer av nytta som förväntas av detta fiskvägsprojekt, både användarvärden och icke-användarvärden (Löwgren, 2001, Turner et al. 1994, Hanley & Spash, 1998). Användarvärdet kan uppskattas i termer av ökat fritidsfiske, något hushållsfiske eller yrkesfiske av ekonomisk betydelse är knappast aktuellt. För att bevara stammen är fisket strängt reglerat och endast en mindre del av fångsten konsumeras. Vid åmynningen, där fiskemöjligheterna hittills har varit bäst, släpps 85% av de uppdragna fiskarna tillbaka i vattnet. Men om antalet fritidsfiskare ökar, ökar också rekreativvärdet. Dessutom ökar biodiversiteten om laxfiskar återkommer till delar av ån där naturlig reproduktion inte kunnat ske under 1900-talet på grund av alla vandringshinder som främst vattenkraftsutbyggnaden skapat. Därmed ökar också vattensystemets optionsvärden och existensvärden.

En mindre pilotstudie genomfördes vid två platser under april månad år 2002. Intervjuer genomfördes med 20 fiskare om deras fiske i Emån och om fiskevanor i allmänhet. En grupp fiskade vid Ems herrgård, alldeles vid mynningen, där ett anrikt spöfiske bedrivits sedan 1920-talet. Här är tillgången på platser strängt reglerad. Besökarna är mycket erfarna och kunniga fiskare som ofta återkommer år efter år för att fiska havsöring och lax. Den andra platsen drivs av Fliseryds Sportfiskeklubb, och hit kan alla komma. Antalet laxfiskar har hittills varit begränsat, så fisket är mera varierat. Besökarna fiskar mest vanliga arter som gädda och abborre.

Fliserydsgruppen betalade 150 kr för en dags fiskekort. Övernattning i stuga, mat och lokala transporter uppskattades till 250 – 400 kr per dag. Vid Em kostade ett fiskekort 650 kr/dag och logi 400 kr. Övriga kostnader, dvs mat, öl och viss komplettering av utrustningen beräknades till 300 – 500 kr/dygn. Men dessa utgifter representerar inte det totala "värdet" av fiskresurserna, siffrorna visar bara vad besökarna faktiskt betalar. Som antydde av deras betalningsvilja skulle åtminstone en del vara beredda att betala mer. Det existerar vad som brukar kallas ett konsumentöverskott (*consumer surplus*).

Respondenterna, alla män, tillfrågades om sin betalningsvilja (WTP) för laxfiskpopulationer i Emån och om hur mycket de satsade på fiske i allmänhet. De besvarade också frågor om avståndet till hemorten och om yrke och inkomst. Några av resultaten visas i nedanstående tabell (Tabell 1).

Tabell 1: Jämförelse mellan två grupper av sportfiskare i Emån, april 2002.

Information om fiskevanor (n=20, alla siffror är aritmetiska medelvärden)	Besökare i Em	Besökare i Fliseryd
Avståndet hemifrån till Emån (km)	387	237
Årliga utgifter för fritidsfiske	35 000	16 000
Maximal betalningsvilja för en dags fiskekort (SEK)	1 300	600
Maximal betalningsvilja för ett års fiskekort (SEK)	33 000	6 000
Genomsnittsålder (år)	43	43
Årlig inkomst efter skatt (SEK)	357 000	212 000

Denna pilotstudie ger ett för litet underlag för en grundlig statistisk analys, men redan de enkla genomsnittssiffrorna visar på intressanta skillnader mellan de två grupperna. När det gäller antalet fisketurer under det senaste året och genomsnittsåldern så skiljer sig inte grupperna åt. Men i alla andra avseenden bekräftas intrycket att fiskarna vid Ems Herrgård är en exklusiv grupp. De ägnar mer tid åt att fiska lax och öring, tillbringar flera nätter utanför hemmet och reser längre sträckor för att komma till attraktiva fiskeplatser. De lägger också ut mer pengar och uttrycker en högre betalningsvilja än Fliserydsgruppen.

Fortsatta studier

En svensk undersökning från Älvkarleby om fiske av lax och öring i Dalälven visar, att värdet motsvarade ett pris på 845 kr/kg. I en liknande undersökning från Mörrumsån 1991 var sportfiskevärdet 2000 kr/kg (Weissglass, 1996). I båda studierna användes en multiplikator på 1,2 – 1,3 för att fånga regionalekonomiska effekter i bygden tack vare besökarna och medföljande personer. Appelblad (2001) har i senare studier rapporterar betydligt lägre siffror från några norrlandsälvar, vilket kan bero på avstånden. Å andra sidan tycks laxspecialisterna resa över stora område för att få utöva sitt intresse. Flera av våra respondenter nämnde besök vid laxälvar i Norge, Skottland och Norra Ryssland.

Weissglass (1996) uppskattade att det finns 10 000 – 30 000 fiskare som är specialiserade på laxfiske, motsvarande en procent av den svenska populationen av manliga fiskare. Det borde alltså finnas en marknad för ytterligare fiskemöjligheter i södra Sverige, och inte minst finns ett stort intresse från sportfiskare från övriga Europa. En större intervjustudie kommer därför att göras med ett slumpvis urval av respondenter, både vid Em och vid områden uppströms de nya fiskvägarna vid Karlshammar och Finsjö. Förutom det självklara inomvetenskapliga målet med arbetet är syftena är flera: dels vill vi beräkna pay-off-tiden för de investeringar i fiskevägar som gjorts. Detta kan ha betydelse för det fortsatta arbetet med att möjliggöra fiskvandring även förbi och uppströms Högsby. Dels finns ett mycket aktuellt intresse av att värdera olika intressenters nytta och kostnader i avrinningsområdesskala på grund av den implementering av EUs vattendirektiv som nu har påbörjats. För det tredje vore en uppskattning av potentialen i området för ökad fisketurism välkommen av de lokala beslutsfattarna. Ett hundratal intervjuer kommer att genomföras av forskarstuderanden Olle Calles, parallellt med hans märkning och övervakning av vandrande fisk. Data kommer att samlas in under vår och höst 2003 och analyseras och publiceras under år 2004. Handledare för intervjuundersökningen är Marianne Löwgren.

Delrapport 3 - Flödesregimens inverkan på hyporheiska förhållanden i tre värmländska älvar

INLEDNING

Flödesregimen i reglerade vattendrag karaktäriseras av bl.a. minskad vårfloedestopp, minskat sommarflöde, ökat vinterflöde, sällsynta höga flödestoppar samt i korttidsreglerade vattendrag, stora flödesförändringar under korta tidsperioder. Dessa förändringar kan bryta eller ändra utbytet av material och förändra processer som sker mellan floden, grundvattnet och översilningsområden (Stanford et al. 1996). Man tror att i princip alla vattendrag har vissa kritiska "knutpunkter" där biodiversitet och produktion är som högst. Dessa "knutpunkter" förekommer vid alluviala älvsträckor och har stor betydelse för utbytet av bl.a. näringsämnen mellan floden och vattnet i zonen under flodbädden och översilningsplanet längs dess sidor (Ward & Stanford 1995a,b, Ward 1997). Det område där flodvatten blandas med grundvatten kallas för den hyporheiska zonen och vattnet följaktligen för hyporheiskt vatten. Resultatet av förstörda eller minskade förbindelser under och vid sidan av flodfåran kan vara ett näringsfattigare vattendrag som inte kan försörja ett lika rikligt biologiskt liv som förr.

Delar av vattnet i vattendraget kommer alltså att på något ställe rinna ut i den hyporheiska zonen, för att rinna tillbaka längre nedströms. Dessa alternativa flödesvägar finns på många skalor, från millimeter till flera kilometer (Stanford & Ward, 1988). Vattnet går inte oförändrat från denna omväg utan kommer att blandas med tillrinnande grundvatten och påverkas av de processer som pågår i marken av såväl biologisk, kemisk och fysikalisk karaktär. Man kan säga att vattnet går igenom ett filter som ändrar dess karaktär. Hur stor del av den totala vattenvolymen som passerar detta filter är väldigt olika för olika vattendrag, ju större permeabilitet omgivande jordlager har, desto större sannolikhet att vattnet tränger ut i dessa. I Willamette Rivere Oregon fann man att minst 72% av det totala flödet vid något tillfälle passerade via hyporheiska flödesvägar (Fernald et al. 2000). När vattnet så småningom letar sig tillbaka till vattendraget har dess karaktär förändrats på en rad olika sätt, vilket i kombination med den stora volym den utgör innebär att den hyporheiska aktiviteten har stor betydelse för hela vattendragets vattenkvalitet. De faktorer som styr var och i vilken omfattning vatten letar sig ut längs dessa alternativa flödesvägar är, utöver omgivande marks permeabilitet, faktorer som: vattenföring (Wondzell & Swanson, 1996), bottensubstratets topografiska heterogeneitet (Thibodeaux & Boyle, 1987), bottens form (konkav vs. konvex; Baxter & Hauer, 2000), fårans lutning (Vaux, 1962, 1968; Harvey & Bencala, 1993), förekomsten av sekundära fåror som kan stå i kontakt med huvudfåran via flödesvägar under marken (Wondzell & Swanson 1999).

Processerna i den hyporheiska zonen är inte konstanta, utan styrs av en rad olika faktorer, t.ex. temperatur, vattenföring och substratsammansättning (Wondzell & Swanson 1996; Claret et al. 2001). Under varma perioder stiger aktiviteten eftersom många av de processer som sker är temperaturberoende. Vid hög vattenföring ökar mängden utflödande vatten, vilket innebär att omsättningen i den hyporheiska zonen ökar (Wondzell & Swanson, 1996). Vilka förändringar som sker längs hyporheiska flödesvägar varierar men i tidigare studier har man funnit följande förändringar (Fernald et al., 2000; Claret et al., 1998): förändringar i olika former av kväve beror på syreförhållanden; O₂ minskar; konduktivitet ökar; temperaturen minskar sommartid och ökar vintertid; ökning av fosfor, kisel och DOC; och minskning av POM och DOM. Fernald et al. (2000) resonerade att förändringarnas omfattning till stor del berodde på den hyporheiska flödes hastigheten, vilken är avgörande för uppehållstiden i den hyporheiska zonen. Processerna i den hyporheiska zonen har alltså betydelse för vattendragets näringstatus, vilket indirekt påverkar dess flora och fauna. Det finns organismer som tillbringar hela eller delar av

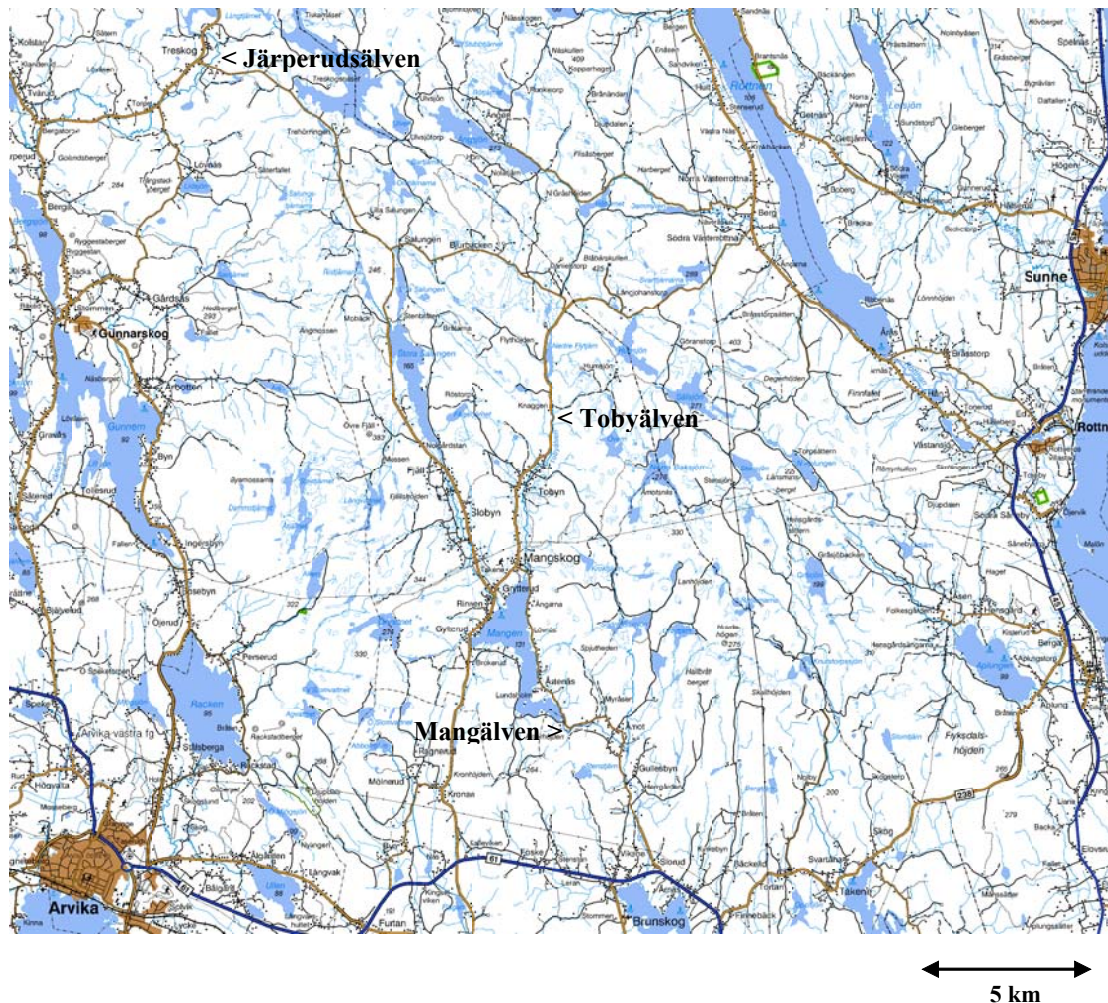
sina liv i detta habitat och således direkt påverkas av rådande förhållanden. Denna habitatfunktion har uppmärksammats relativt nyligen och man främst funnit olika former av evertebrater, t ex olika arter av bäckslända (Plecoptera) samt tidiga livsstadier av många andra evertebrata taxa (Stanford & Ward, 1988). Det finns även verterbata taxa som utnyttjar det hyporheiska habitatet, främst olika fiskarter vars rom grävs ner i bottensubstratet och inkuberas under tiden fram till kläckning. Rommen till de arter som leker under varma delar av året inkuberas endast en kort tid (t.ex. regnbåge, harr), medan höstlekande arters rom kläcks nästkommande vår och således tillbringar flera månader i detta habitat. I Skandinavien handlar det i första hand om våra laxartade fiskar, lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*), som på hösten uppsöker grusiga bottenar i vattendragen där honorna gräver ner sin rom som befruktas av en eller flera hanar. För svenska bestånd sker inkubationen i genomsnitt under 360-480 dygngrader, vilket innebär att rommen ligger i gruset från hösten till våren (Degerman et. al, 2001). Rommens utveckling styrs av de i gruset rådande förhållandena, där temperatur och syrgashalt av många anses vara de viktigaste faktorerna (Olsson & Persson 1988). Under inkubationstiden kan en rad händelser inträffa som sänker rommens överlevnad. Man har som nämnts ovan konstaterat att rommen är speciellt känslig för låga syrgashalter och att denna känslighet ökar i takt med att utvecklingen fortskrider. Ett hypotetiskt scenario är att ett plötsligt lågflöde skulle kunna dränka gropan i syrgasfattigt grundvatten eller om det går riktigt långt, torrlägga den. Ett dylikt lågflöde skulle vintertid kunna orsaka frysning av rommen. I ett reglerat vattendrag ökar risken för att dessa extrema situationer skall inträffa och att den hyporheiska zonen som ”biologiskt filter” störs (Claret et al., 1998).

Man har i vissa studier konstaterat att det hos vissa arter tycks föreligga ett aktivt val av lämpliga lekplatser utgående från vattenkemiska parametrar. Hansen (1975) fann att öringhonor tycktes undvika att lägga sin rom på platser med låg syrgashalt, beroende på hög andel grundvatten, vilket resulterade i att de valde bort platser med syrgashalter under $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ och tycktes föredra halter över $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Flera studier på nordamerikanska salmonider har påvisat en preferens för platser med som kännetecknas av olika vattenkemiska parametrar beroende på art (bl.a. Witzel & MacCrimmon 1983, Lorenz & Eiler, 1989, Leman, 1993, Curry & Noakes 1995, Baxter & Hauer 2000). Hur dessa processer påverkas av en onaturlig flödesvariation och på vilken tidsskala detta i sådana fall sker, är inte lika väl studerat. Studier som dessutom inkluderar hur det hyporheiska vattnets sammansättning i vattendraget hänger samman med rådande förhållanden på översilningsplanet är få. Syftet med aktuell studie är att studera den hyporheiska zonen dynamik under olika tider på året, vid olika flödessituationer samt att jämföra två reglerade vattendrag med ett oreglerat. Dessa resultat används sedan för att utvärdera hur eventuella förändringar i den hyporheiska zonen skulle kunna påverka inkuberad rom.

STUDIEOBJEKT

Tre närliggande vattendrag med likartade förutsättningar valdes ut till denna delstudie, tillsammans med Birka Energi som medverkar i projektet (Fig 1), samtliga inom Göta älvs avrinningsområde (ARO 108).

- Mangälven: reglerat med ett kraftverk i varje ände, det övre kraftverket har en fastställd minimitappning på $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Den uppströms belägna sjön Mangel kalkas regelbundet.
- Järperudsälven: reglerat med ett kraftverk i varje ände, men saknar bestämmelser om minimitappning. Den uppströms belägna sjön Stor Treen kalkas regelbundet.
- Tobyälven: oreglerat så när som på ett litet kraftverk i älvens övre delar, som dock inte påverkar flödesregimen nämnvärt. Detta vattendrag används som ett oreglerat referens- eller kontrollvattendrag. Vattendraget kalkas genom en kalkdoserare belägen i inloppet till den uppströms liggande sjön Nedre Flytjärn.



Figur 1. De tre vattendragen Tobyälven, Mangälven och Järperudsälven i västra Värmland som ingått i studien "Flödesregimens inverkan på hyporheiska förhållanden i tre värmländska älvar" under perioden 2001-06-01 till 2002-12-31.

METODER

Vattendragen fotvandrades och besiktigades ockulärt för att identifiera lokaler som bedömdes vara lämpliga för öringlek. De parametrar som beaktades vid besiktningen var:

- Bottensubstrat
- Vattendjup
- Vattenhastighet

För att studera de vattenkemiska variationerna i den hyporheiska zonen på dessa lokaler användes s.k. piezometrar eller grundvattentrör. På lokalerna lades transekter ut över översilningsplanet, vinkelrätt mot vattnets flödesriktning. Längs varje transekt sattes piezometrar ut parvis enligt mönstret:

- 2 par i älven, 15 respektive 30 cm ner i botten.
- 1-4 par på varje sida om älven beroende på översilningsplanets bredd. Varje par bestod av ett rör 20 resp. 50 cm under den lägsta grundvattennivå som noterades juni-juli 2001. Piezometrarna utgjordes av s.k. PEM-rör (mdpe Borealis NCPE 2418) med innerdiameter 27 mm. Efter montering tömdes rören upprepade gånger för att ta bort det finsediment som initialt trängde in i rören. Det djup som rören sattes på bestämde således provtagningsdjupet eftersom vattnet enbart kunde tränga in i rörets nedre ände. I Tobyälven sattes totalt 60 rör, i Järperudsälven 60 rör och i Mangälven 26 rör.

Säsongsvariation

Varje provtagning följde olika fem olika delsteg, enligt:

1. Mätning av rördjup, för att tillse att djupet inte förändrats.
2. Manuell bestämning av grundvattennivå till närmsta centimeter.
3. Röret tömdes på gammalt vatten för att tillåta nytt vatten att tränga in i röret.
4. Ett 100 ml vattenprov togs med undertryck via en vakuumpump försedd med evakueringsflaska. Vattenprovet analyserades sedan på lab med avseende på följande parametrar:
 - NO_3^- och NO_2^-
 - NH_4^+
 - PO_4^{3-}
5. Temperatur (C), syrgashalt ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), pH och konduktivitet ($\text{microS}\cdot\text{cm}^{-1}$) mättes i rör med en multimeter (WTW, Multi 340i).

För varje transekt utfördes momenten 4) och 5) även på älvvattnet samt mätning av vattendjup och vattenhastighet brevid respektive rörpar.

En nivåprofil togs fram för varje transekt. Till detta användes ett inmätningssinstrument med lasergivare. För varje rörpar i älven togs bottenstrat med s.k. ”frozen finger-teknik” modifierat från Renberg (1981, 1984) och Renberg & Hansson (1993). Stratproverna hölls frusna för att på laboratorium ockulärt identifiera eventuell förekomst av skikt. I de fall där separata skikt tydligt kunde urskiljas separerades dessa när de frusna kärnorna tinades upp. Prover torkades därefter vid 70 C i minst tre timmar varefter de skiktades i 13 fraktioner (i mm): <0,047, >0,047, >0,063, >0,125, >0,250, >0,5, >1, >2, >4, >8, >16, >20 och >200.

Flödesuppgifter för vattendragen erhöles från kraftverksägaren Fortum (då Birka Energi) i Mangälven och Järperudsälven. För Tobyälven användes en vattennivåmätare av typen ”Omnilog”, vilket sedan överfördes till flöde genom via en upprättad avbördningskurva för älven. Dessa data kompletterades med data från nedströmsliggande sjön Mangens påfyllnadstakt (data från Birka Energi / Fortum).

Vattenprovtagningen utfördes en gång per månad under perioden september 2001 - november 2002. Under lekperioden 2001 och 2002 fotvandrades vattendragen för att inventera förekomsten av lekgropar. De lekgropar som hittades positionsbestämdes och försågs sedan med en piezometer på 15 cm djup. Dessa ”lekgropsrör” provtogs sedan på samma sätt som övriga rör. Avsikten var att jämföra vattenkemin i lekgropsrören med de som stod där ingen lek noterats. Vid analysen användes huvudsakligen medelvärden från respektive älv för proverna från samtliga prover från grunda rör, djupa rör och älvvatten. Fortsatt bearbetning av data, bl.a. multivariata analyser, pågår för närvarande.

Korttidsvariation

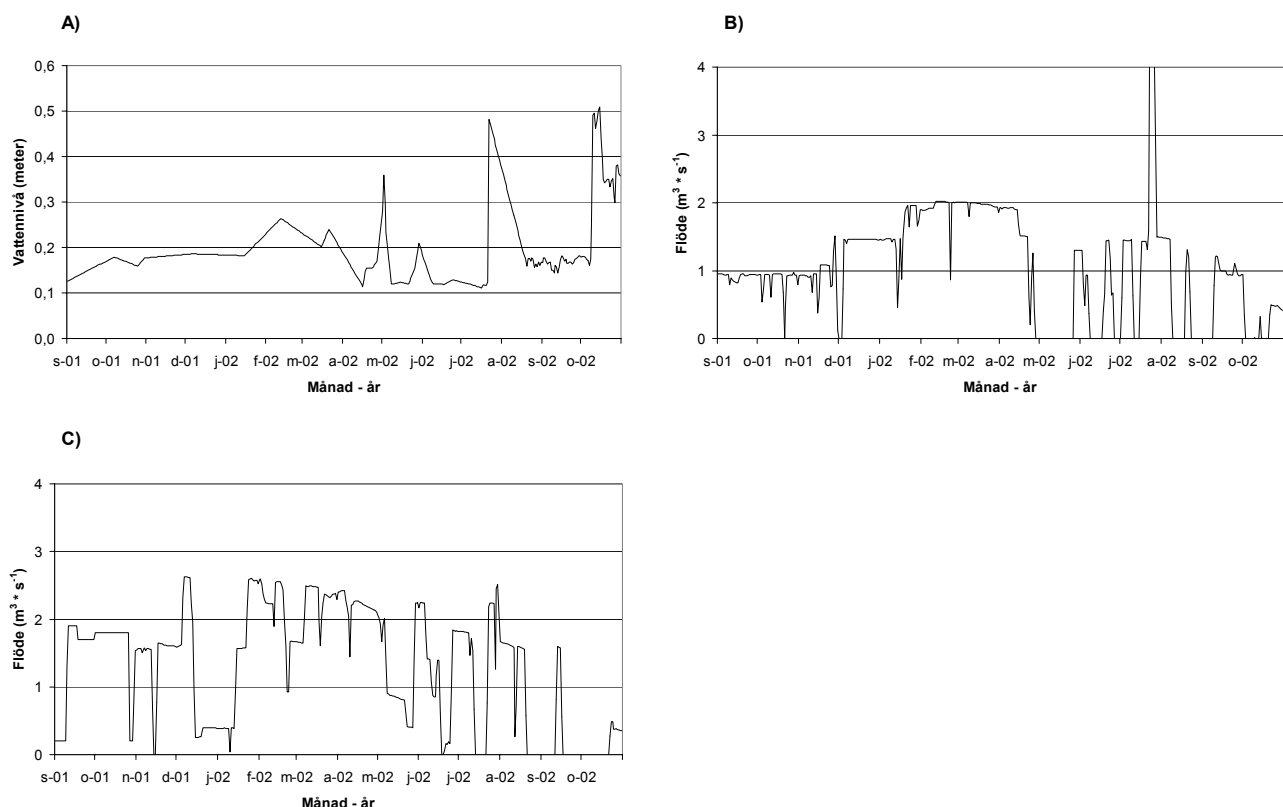
För att studera de olika parametrarnas förändring vid snabba flödesförändringar, upprättades i samarbete med Fortum ett experimentellt flödesschema i Järperudsälven för perioden 2002-04-22 10.00 till 2002-04-27 10.00. Under denna tid varierades flödet mellan lågt (c:a $0,2 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) och högt (c:a $1,5 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) och mätningar utfördes på 28 grundvattenrör var 4:e timme mellan klockan 06.00 och 22.00 (Tabell 1). De parametrar som uppmättes var syrgashalt, temperatur, pH, konduktivitet, vattennivå i rör och vattendjup i älv. Temperaturen i luft och älvvatten mättes kontinuerligt under studien med temperaturloggrar (Tiny Tags system). För att se hur de olika vattenkemiska parametrarna förändrades efter intensivstudien avslutades utfördes en mätning av samtliga rör även 29 april, 1 och 6 maj.

Tabell 1. Tappningsschema för intensivstudie i Järperudsälven 2002-04-22 - 2002-05-01.

Tidpunkt start	Tidpunkt slut	Flöde ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
2002-04-22 10:00	2002-04-23 08:00	1,5
2002-04-23 08:00	2002-04-25 08:00	0,2
2002-04-25 08:00	2002-04-29 08:00	1,5
2002-04-29 08:00	2002-05-06	0,2

RESULTAT

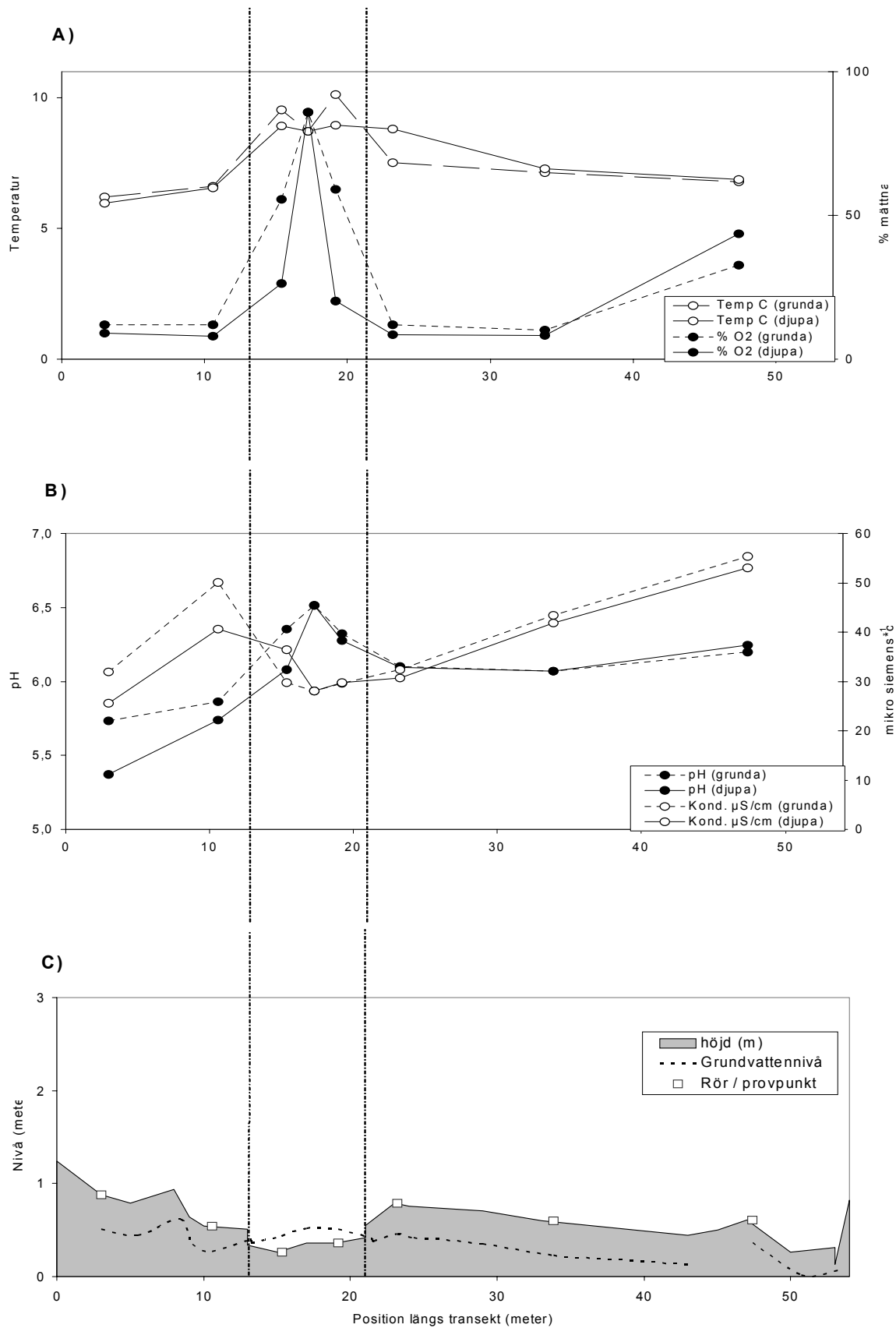
Flödet i de tre älvarna visade på flera kortvariga lågflöden i de reglerade älvarna, som inte var säsongsbundna utan troligen en följd av reglering (Fig. 2, A-C).



Figur 2. Flödet i de tre studieälvarna, A) medelvattennivån i Tobyälven, B) dygnsmedelflödet i Järperudsälven, och C) dygnsmedelflödet i Mangälven, 2001-10-05 till 2002-10-16.

Trender längs transekter

Vissa av de kemiska parametrarnas förändring längs transekterna följde generella mönster som var desamma under hela året. Temperaturentrenden längs transekterna skiljde sig dock åt under året med högst temperatur i vattendraget under sommaren men lägst under vintern. Syrgashalten var högst i det fria vattnet och minskade med ökat avstånd från vattendraget samt med ökat markdjup, vilket illustreras av årsmedelvärden för en transekt i Tobyälven (Fig. 3). Konduktiviteten var lägst i det fria vattnet och ökade med ökat avstånd från vattendraget samt med ökat markdjup. pH var högst i det fria vattnet och minskade med ökat avstånd från vattendraget samt med ökat markdjup, denna minskning var dock olika för olika sidor om älven och olika transekter. Grundvattennivån var knuten till aktuell flödessituation och bestämdes i övrigt av de topografiska förhållandena, m.a.o. var grundvattenytan lägst belägen där markytan var högst i förhållande till vattendragets nivå (Fig. 3). Enstaka rör bröt av olika skäl dessa trender och det indikerar på att det är en viss förenkling att gruppera t.ex. alla grunda rör i ett vattendrag.

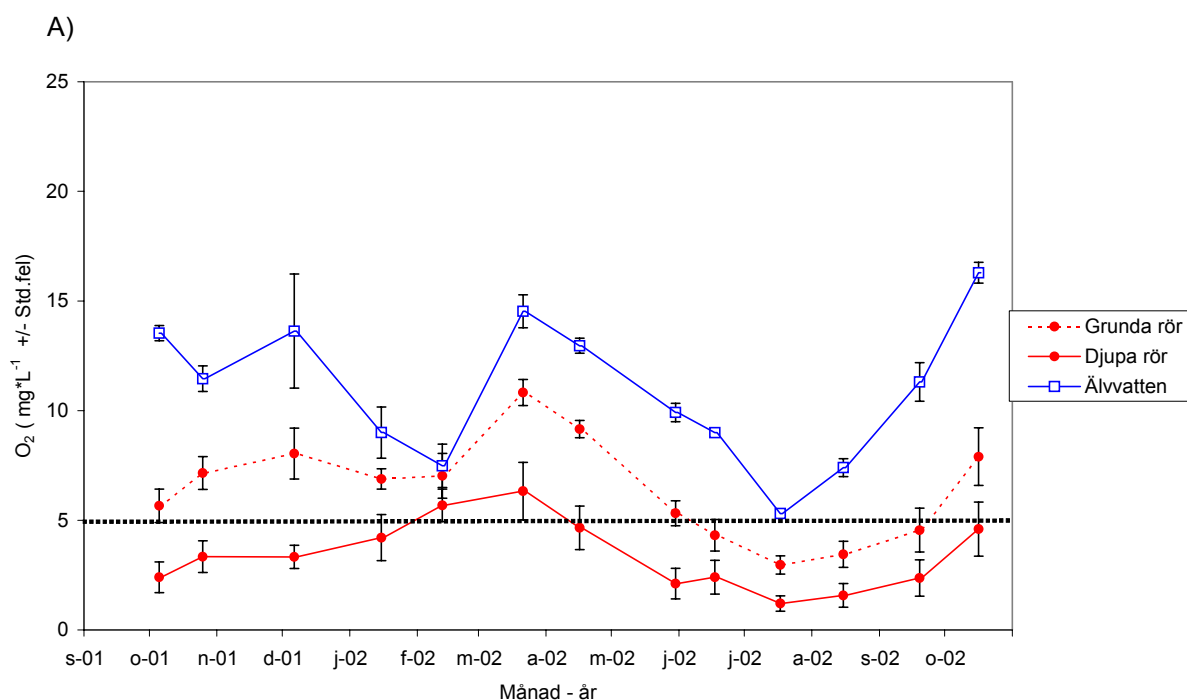


Figur 3. Årsmedelvärdet på fyra vattenkemiska parametrars förändring längs en transekt i Tobyälven, 2001-10-05 till 2002-10-16. A) Medelvärdena för syrgasmättnad och temperatur för grunda och djupa rör, B) Medelvärdena för pH och konduktivitet för grunda respektive djupa rör, samt C) Höjdskillnader längs den 54 meter långa transekten. De streckade lodräta linjerna anger älvfårans position i x-led och provpunkten mott i färan avser värde för ytvatten.

Halterna av NO_3^- , NO_2^- och NH_4^+ uppvisade höga värden punktvis, utan någon synbar trend längs transekter. Halterna av PO_4^{3-} var konsekvent låga och låg nära eller under detektionsnivån 25 mikrogram * liter⁻¹.

Säsongsvariation

Syrgashalten var konsekvent högst i älvvattnet, något lägre i de grunda älvrören och lägst i de djupa älvrören, vilket stämde in på de tre vattendragen (Fig. 4, A-C). Syrgashalten tycktes vara högst vid de provtillfällena som föregicks av en längre tids höglöde, alternativt en flödestopp precis vid provtagningen, respektive lägst efter en period av lågt flöde. Den provtagning som avvek mest är februari, där syrgashalten är låg trots en längre period höglöde i samtliga älvar. I de två reglerade vattendragen, Järperudsälven och Mangälven, är syrgasmättnaden högst i december med en syrgashalter över 20 mg*L⁻¹ (mättnad > 150%). I båda vattendragen sammanföll mätningarna med en kraftig flödeshöjning, som i Järperudsälven föregåtts av fyra dagars nolltappning. Under inkubationstiden för öringrom, normalt mitten av oktober – slutet av april, syrgasmättnaden i de grunda rören konsekvent kring 7 mg*L⁻¹ i Tobyälven med det lägsta värdet på 2,63 mg*L⁻¹, medan den i vissa rör i Mangälven och Järperudsälven når lägsta värden på 0,11 respektive 0,32 mg*L⁻¹. Av de grunda rören i Tobyälven nådde 20 % under syrgashalter på 5 mg*L⁻¹ under tiden oktober-april, motsvarande siffra för de reglerade vattendragen var 50 % i Järperudsälven respektive 60 % i Mangälven. Enligt tidigare studier har öringonor valt bort potentiella lekbottnar med syrgashalter under 5 mg*L⁻¹ (Hansen 1975).



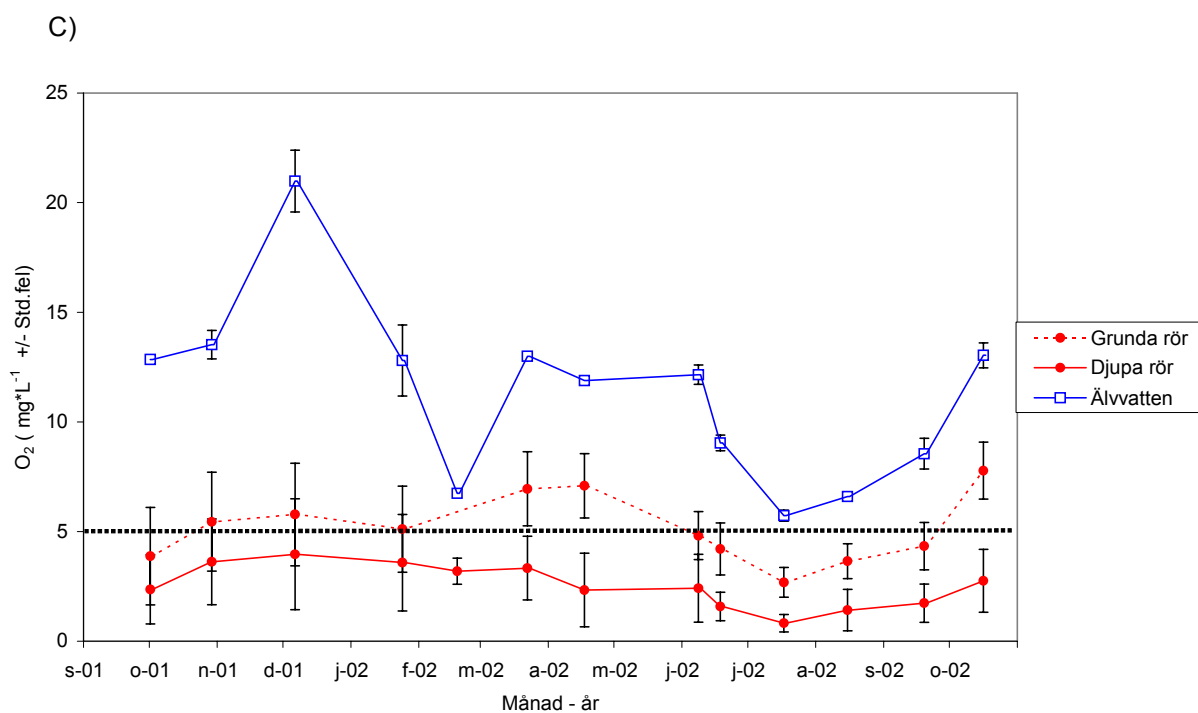
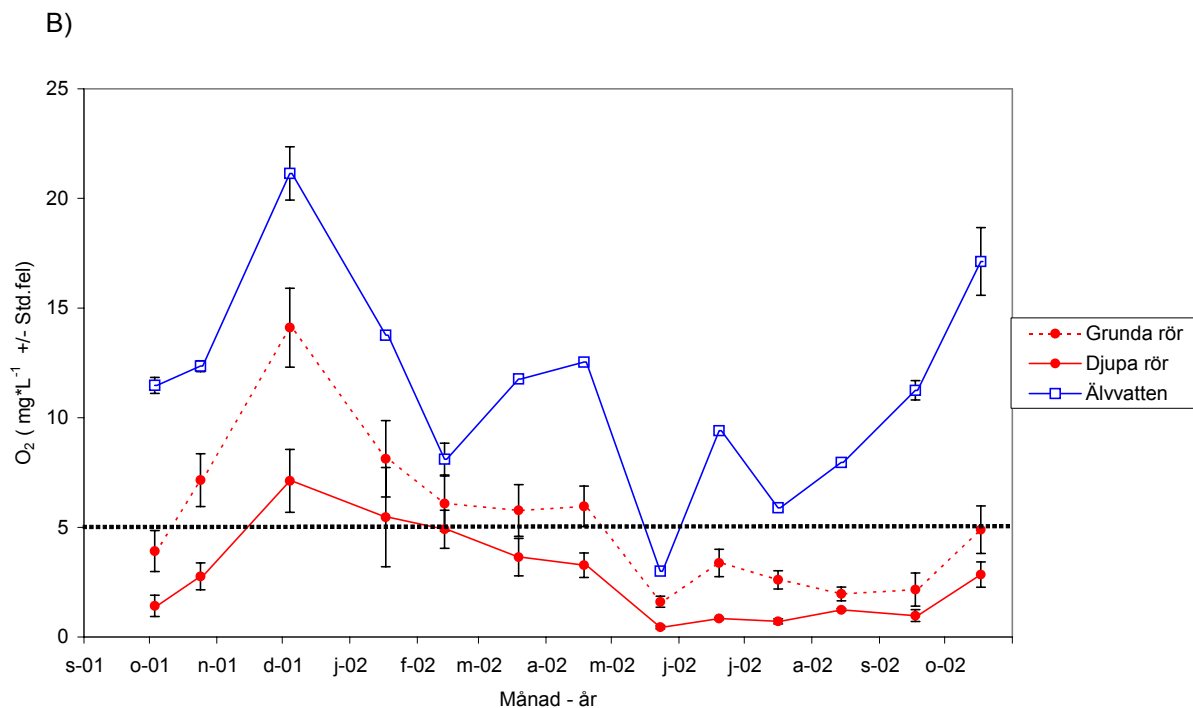
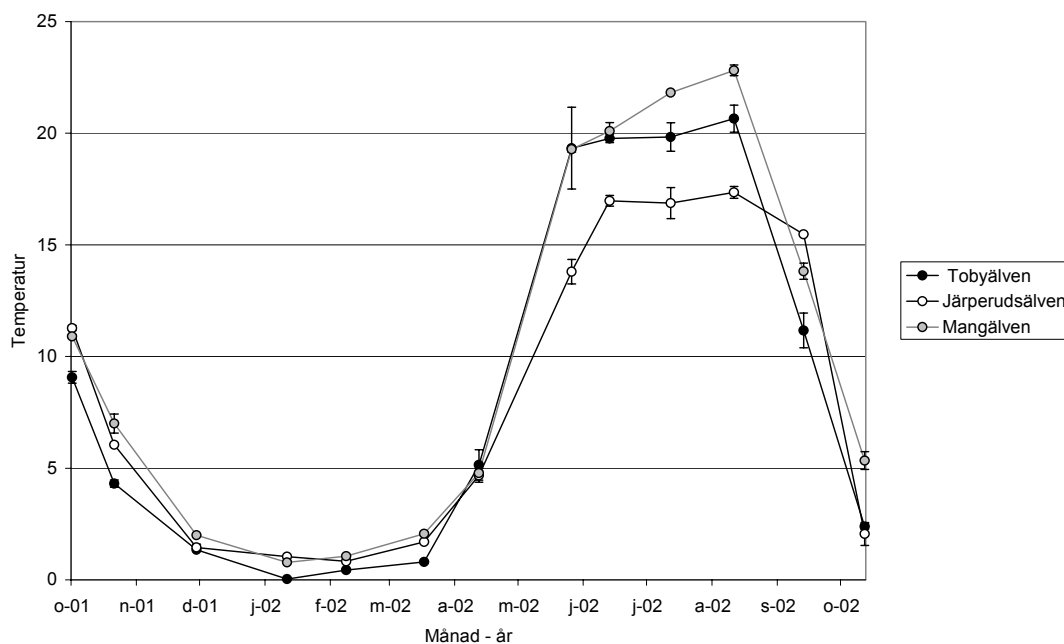


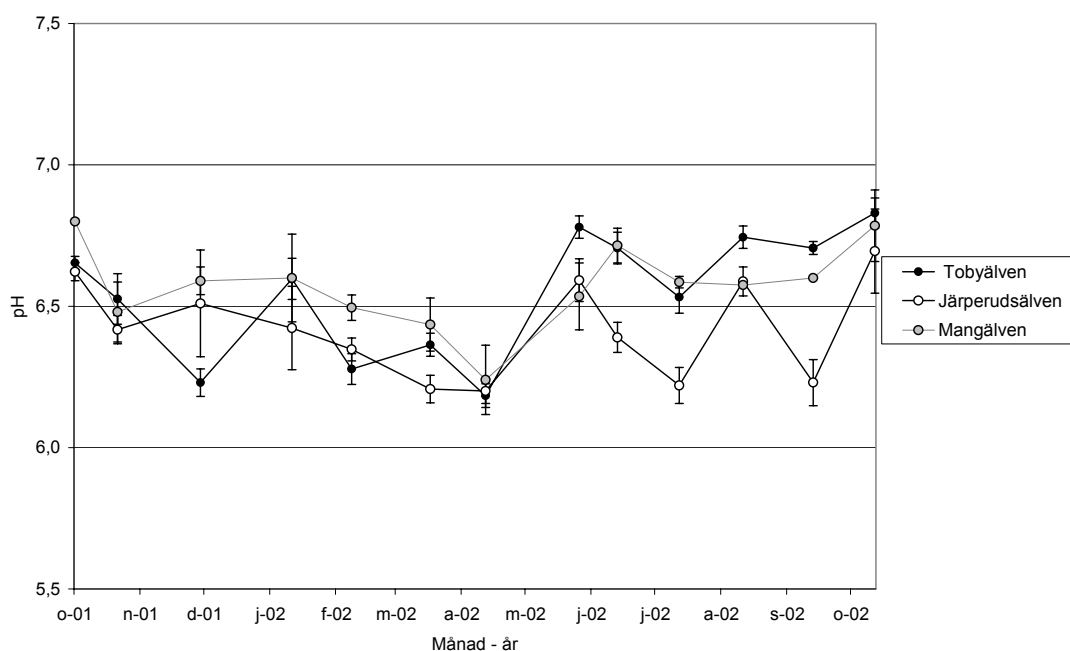
Fig
ur 4. Månadsvisa medelvärden för syrgasmättnad (+/- standardfel) i grunda- och djupa piezometrar samt älvvatten i vattendragen A) Tobyälven (N = 22), B) Järperudsälven samt (N = 24) C) Mangälven (N = 13), september 2001-oktober 2002. I diagrammen har syrgashalten 5 mg * L $^{-1}$ markerats med en streckad linje.

Vattentemperaturen var direkt säsongsberoende med lägst temperatur i december och högst i augusti (Fig. 5). Skillnaden i temperatur mellan älvvatten och älvror var liten, men älvvattnet var kallare på vintern och varmare på sommaren än grunda och djupa älvror.



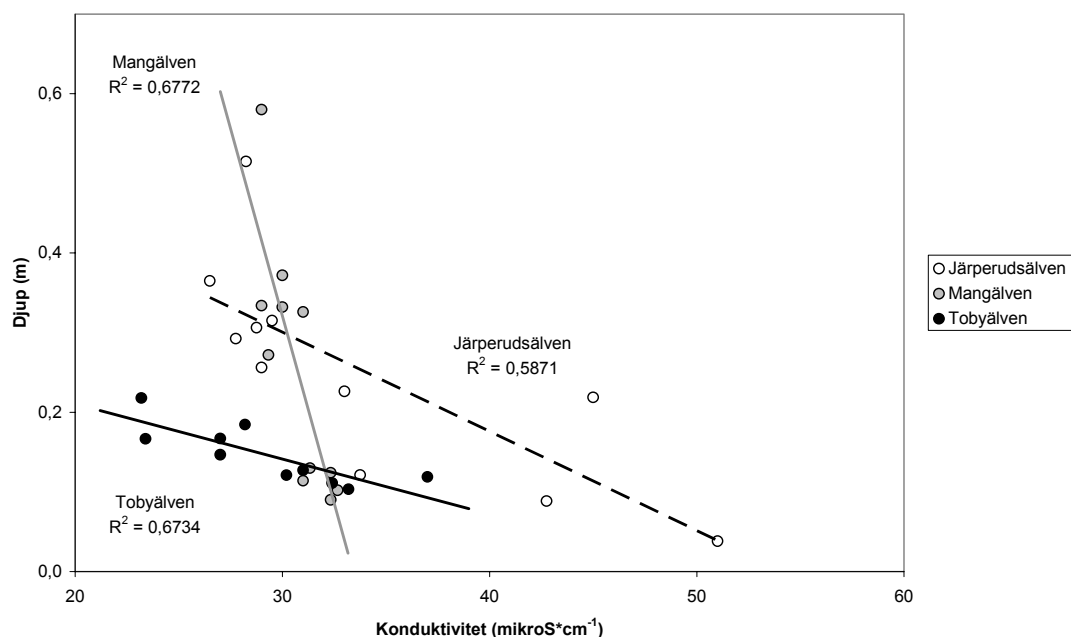
Figur 5. Månadsvisa medelvärden för älvvattnets temperatur i Tobyälven, Järperudsälven och Mangälven, september 2001- oktober 2002.

pH-värdet varierade under året, men någon synbar trend var svår att urskilja, möjligtvis med undantag av årslägsta i april (Fig. 6). pH i de tre älvorna varierade inom intervallet 6,18 och 6,80.



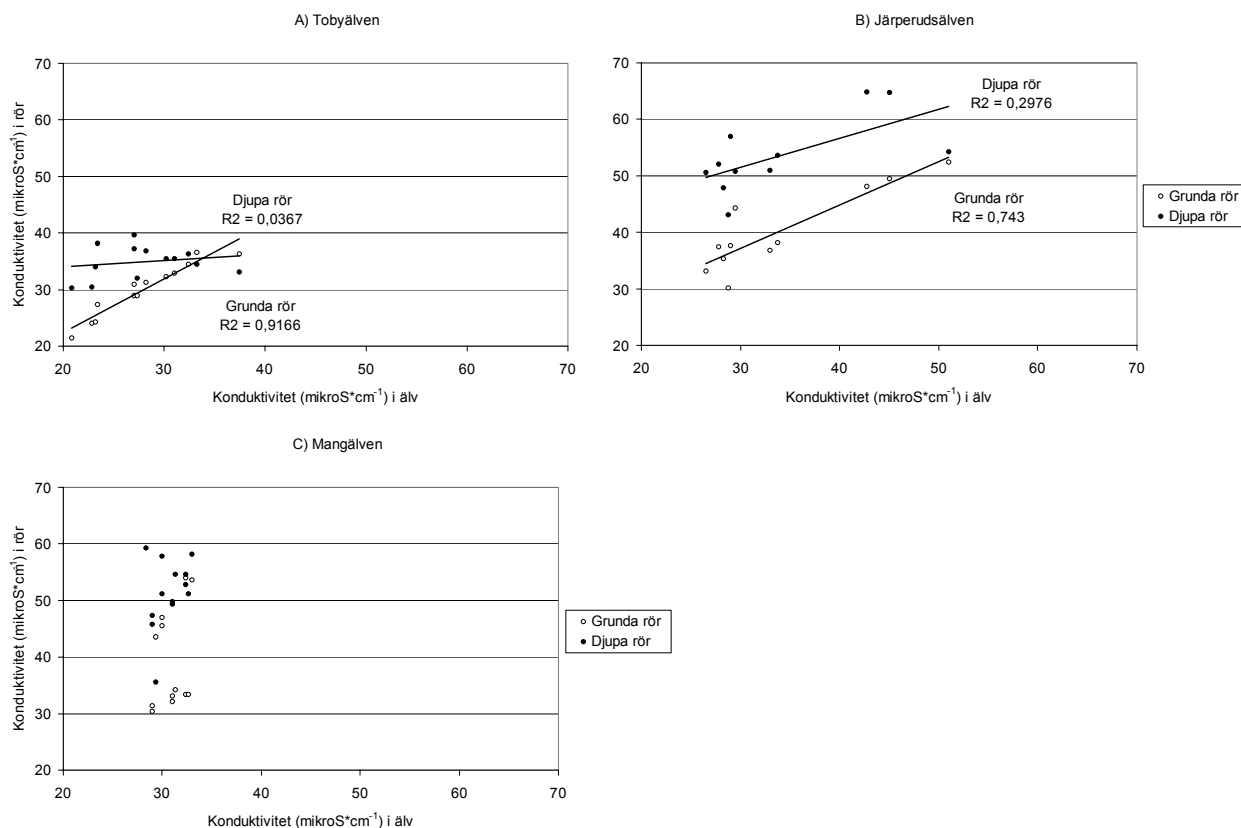
Figur 6. Månadsvisa medelvärden för älvvattnets pH i Tobyälven, Järperudsälven och Mangälven, september 2001- oktober 2002.

Konduktiviteten i älvvattnet varierar under året, vilket till viss del kan förklaras av det rådande vattendjupet på lokalerna (Fig. 7), som är proportionellt mot flödet. Tydligast är detta samband i Mangälven och Tobyälven ($R^2 = 0,7$), skillnaden i konduktivitet vid olika vattenstånd är dock störst i Järperudsälven. Djupintervallet på de tre älvorna ger även av bild av skillnaden i storlek mellan de tre vattendragen.



Figur 7. Månadsvisa medelvärden för älvvattnets konduktivitet och medelvattdjupet vid transekter i Tobyälven, Järperudsälven och Mangälven, september 2001- oktober 2002.

För Järperudsälven och Tobyälven så finns ett tydligt samband mellan konduktiviteten i älvvattnet och konduktivitet i de grunda rören (Fig. 8), detta samband är dock inte lika tydliga mellan älvvattnet och de djupa rören. För Mangälven är motsvarande korrelation svag ($R^2 < 0,15$).

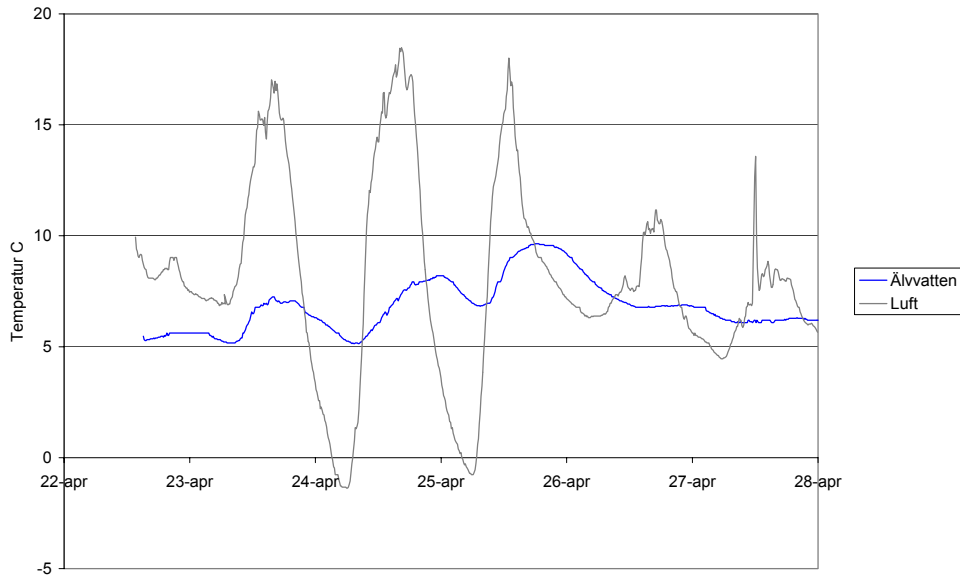


Figur 8: Korrelation mellan konduktivitet (microS/cm) i älvvattnet och grunda respektive djupa grundvattenrör i Tobyälven, Järperudsälven och Mangälven, september 2001- oktober 2002.

Substratsammansättningen vid grundvattenrören i älven visade på skillnader mellan de olika transekterna, men dessa resultat är ännu inte analyserade. Endast ett fåtal lekgropar påträffades under inventeringen och bedömdes vara för få för att resultaten skulle vara av intresse att analysera.

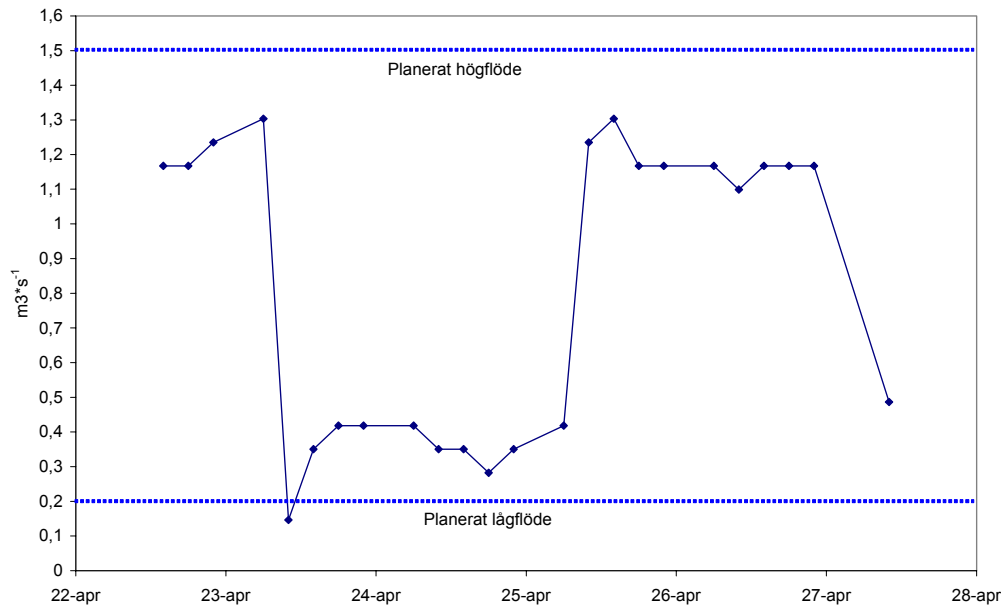
B) Korttidsvariation

Första delen av studieperioden karaktäriserades av stora fluktuationer i lufttemperatur med kalla nätter och varma dagar, vilket även återspeglades i älvvattnets temperatur (Fig. 9).



Figur 9. Luft- och vattentemperatur i Järperudsälven 22-28 april, 2002.

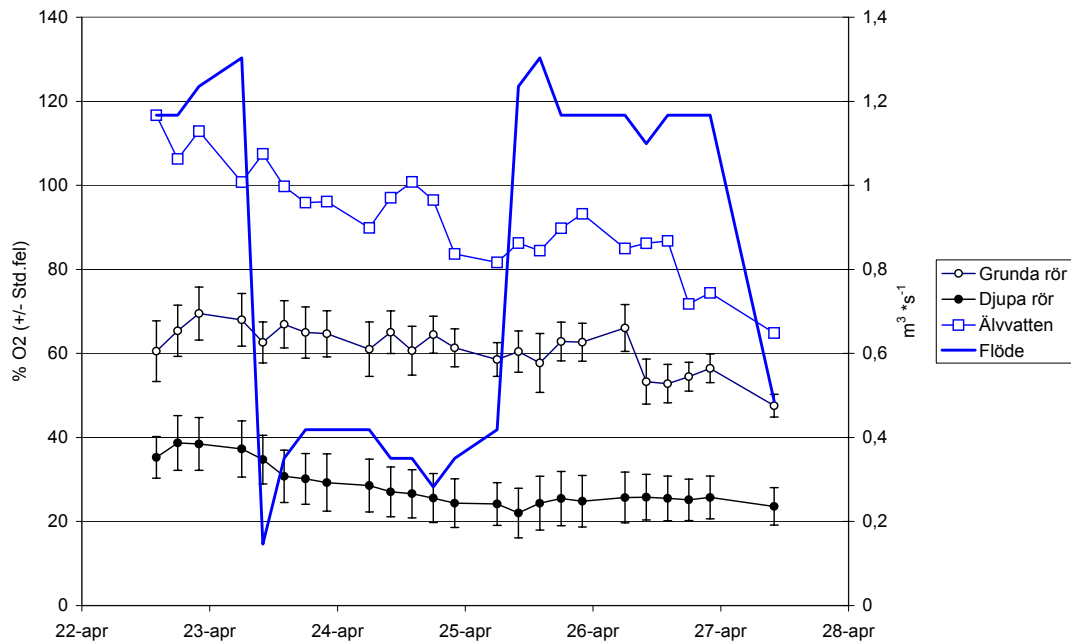
Den i förväg fastställda variationen mellan hög- (1,5 m³/s) och lågflöde (0,2 m³/s), följdes inte utan flödet var vid flera tidpunkter både högre respektive lägre vid flera tillfällen (Fig. 10).



Figur 10. Vattenflödet i Järperudsälven 22-27 april, 2002. Planerat hög- respektive lågflöde är markerat med streckad linje.

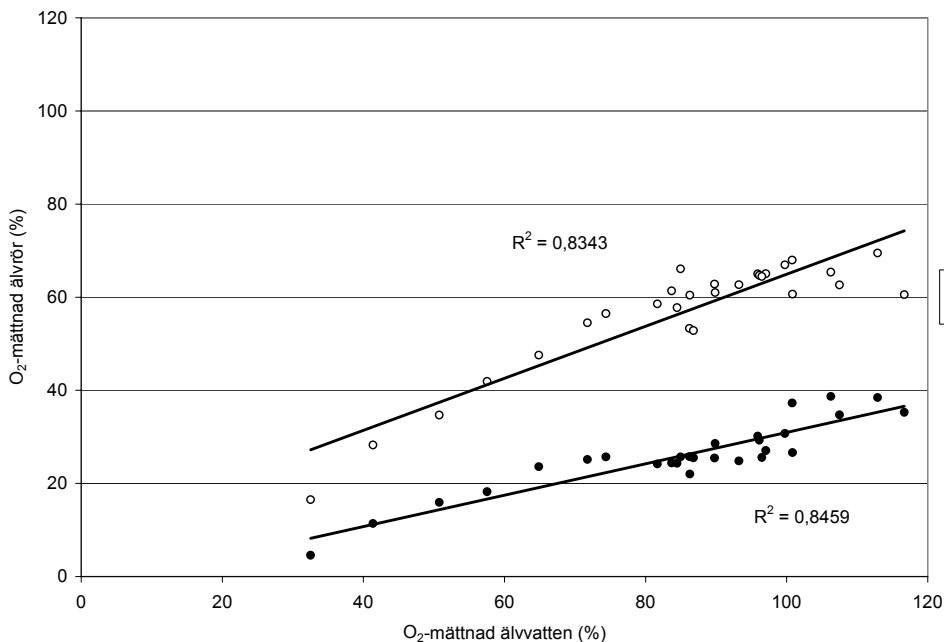
Syrgasmättnaden minskade i älvvattnet samt alla älvror under perioden, med högst värden i älvvattnet följt av grunda respektive djupa rör (Fig. 11). Mängden syrgas uttrycks här i % av

mättnad, på grund av den stora temperaturvariationen under perioden. Mer än hälften av de grunda rören nådde en halt under $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ under slutet av studien.



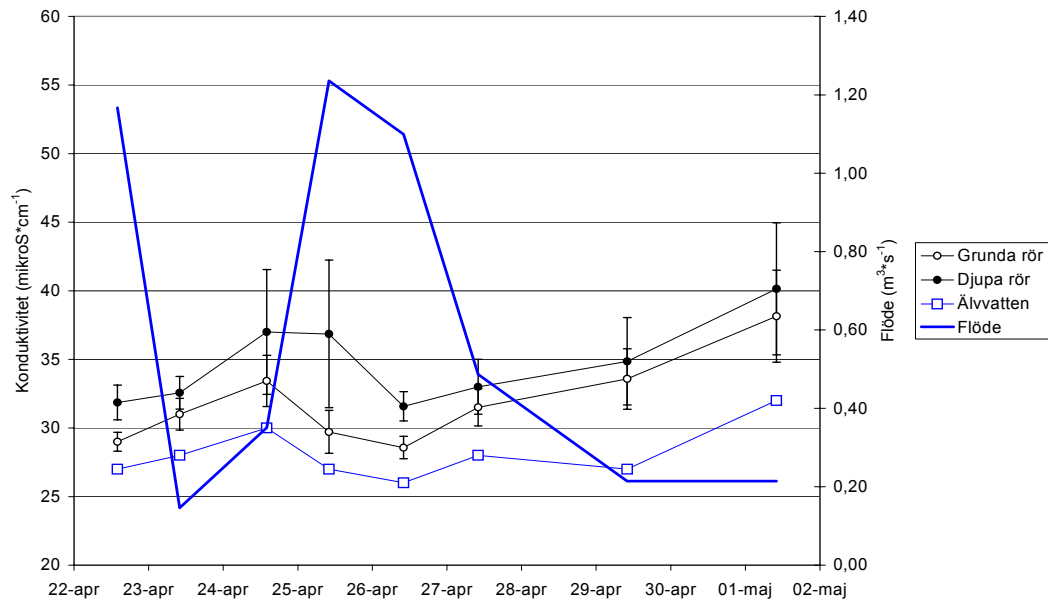
Figur 11. Medelvärdet på syrets mättnadsgrad i älvvatten, grunda rör (+/- standardfel) och djupa rör (+/- standardfel) samt flöde, Järperudsälven 22-27 april, 2002.

Syrgasmättnaden i älvrören var positivt korrelerad till syrgasmättnaden i älvvattnet, med konsekvent högre halt i de grunda än i de djupa rören (Fig. 12).



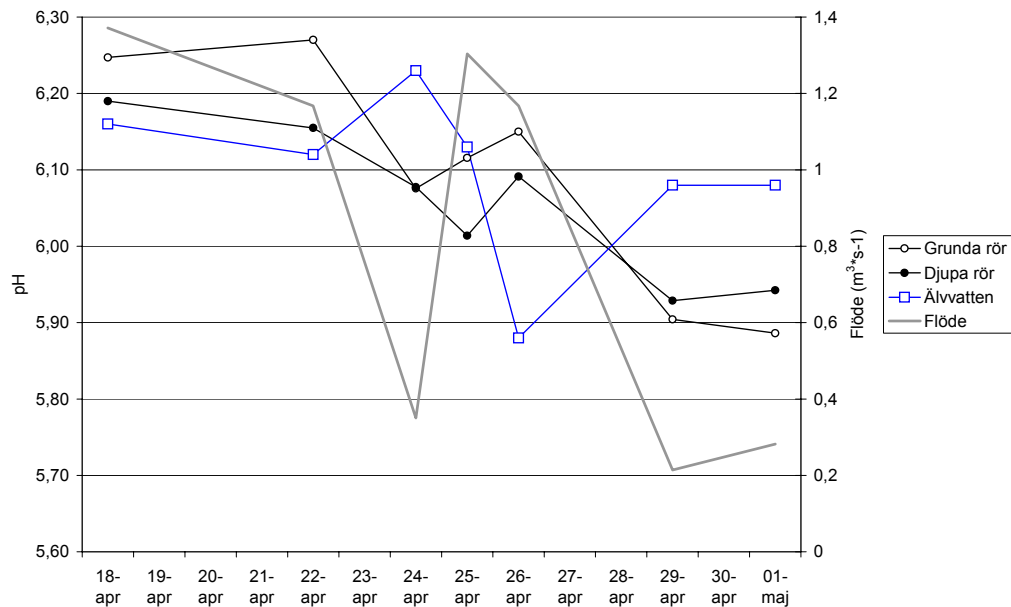
Figur 12: Linjär regression mellan syrets mättnadsgrad i älvvattnet mot syrets mättnadsgrad i grunda respektive djupa älvror, Järperudsälven 22-27 april, 2002.

Konduktiviteten var konsekvent lägst i älvvattnet respektive högst i de djupa rören under hela studien (Fig. 13). Konduktiviteten i älvvattnet ökade vid lågflöde och minskade åter vid högflöde. Älvrören visade samma respons, men minskningen i de djupa vid högflöde var något förskjuten.



Figur 13. Medelvärdet på konduktivitet i älvvatten, grunda rör (+/- standardfel) och djupa rör (+/- standardfel) samt flöde, Järperudsälven 22 april – 1 maj, 2002.

pH-värdets respons på flödesförändringar påminde om konduktiviteten, men var något otydligare och förändringarna i älvvattnet skiljde sig från dem i rören (Fig. 14). Vid minskat flöde ökade pH i älven, men minskade i älvrören. När flödet åter ökades minskade pH i älven och minskade i älvrören. Precis som för konduktiviteten så sker denna förändring senare i de djupa rören än i de grunda.



Figur 14. Medelvärdet på pH i älvvatten, grunda rör och djupa rör samt flöde, Järperudsälven 22 april – 1 maj, 2002.

DISKUSSION

Trender längs transekter

Det hyporheiska vattnets kemiska sammansättning är ett resultat av blandningen av yt- och grundvatten samt de biologiska, kemiska och fysiska processer som denna blandning sedan utsätts för. De förändringar i olika parametrar längs transekter som observerades har sin huvudsakliga grund i grundvattnets konservativa karaktär. Förändringar i lufttemperaturen ger snabba förändringar i älvvattnet och de delar av den hyporheiska zonen som har ett stort inslag av ytvatten. Motsvarande förändringar i grundvattnet tar dock längre tid och extremtemperaturer uppnås senare eller aldrig, vilket förklarar varför grundvattnet har högst temperatur vintertid och lägst temperatur sommartid. I studier av bl.a. Claret et. al (1998) och Fernald et. al (2000) beskriver man vattenkemiska förändringar längs hyporheiska flödesvägar, vilka stämmer överens med resultaten från aktuell studie. Syrgasmättnaden blir hög i ett vattendrag p.g.a. vattnets ständiga rörelse, vilket syresätter vattnet. Organismers respiration och kanske främst nedbrytning av organiskt material bidrar till att sänka syrehalten, men i den fria vattenmassan i ett rinnande vatten når syrgashalten sällan kritiska nivåer, utom möjligen i näringsrika vattendrag med hög produktion. Syrgashalten i det vatten som infiltrerar marken under och intill vattendraget, den hyporheiska zonen, sjunker vanligen successivt längs flödesvägen som en följd av olika biologisk aktivitet och utspädning med syrefattigt grundvatten (Claret et. al 1998, Fernald et. al 2000, Malcolm et. al 2003). Syrehalten blir därför generellt lägre ju längre vattnet transporteras i den hyporheiska zonen, vilket resulterar i den observerade gradienten av sjunkande syrgasmättnad längs transekterna i denna studie. Även konduktiviteten ökar med ökat avstånd från älven, vilket är ett resultat av ökat inslag av jonstarkare grundvatten och att joner tillförs vid vattnets kontakt med jordartspartiklarna i omgivande jordlager (Claret et. al 1998, Fernald et. al 2000). Att älvvattnet i Tobyälven har högre pH än det hyporheiska vattnet under året beror sannolikt på de kalkningsåtgärder som utförs i samtliga vattendrag och även på omgivande berggrunds sura karaktär, vilket resulterar i ett grundvatten med lägre pH. Det föreligger en viss variation mellan transekter som dock noterats i tidigare studier (t.ex. Malcolm et. al 2003). På detta stadium är det svårt att urskilja skillnader mellan de två reglerade vattendragen och det avreglerade, med avseende på förändringar av vattenkemiska parametrar längs transekter.

Säsongsvariation

Variationen under året följer förväntade säsongsbundna mönster i form av högst temperaturer sommartid och lägst under vintern. Syrgashalterna i såväl älvvatten som grunda och djupa rör i älven varierade stort. Hansen (1975) noterade att öringhonor undvek att gräva ner sin rom där syrgashalten i det hyporheiska vattnet understeg $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, vilket tyder på att potentiella lekplatser med låga syrgashalter bedöms som undermåliga. I aktuell studie var syrgashalter under $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ i det ytliga bottengruset (15 cm) mer frekvent förekommande i de två reglerade älvarna än den oreglerade. Syrgasmättnaden i de grunda älvrören når dock väldigt låga halter i Mang- och Järperudsälven under perioden oktober-maj, men inte Tobyälven. Detta är en indikation på att förutsättningarna för lek är sämre i de reglerade älvarna än i den oreglerade, eftersom man funnit att t.o.m. kortvariga låga syrgashalter under inkubationstiden kan orsaka så gott som 100% dödlighet (Malcolm et. al 2003). Detta kan vara ett resultat av det ojämna flödet i de två reglerade vattendragen, vilket karaktäriseras av långa högflöden som bryts av korta perioder med lågflöden, i vissa fall nolltappningar. Vid mycket låg tappning riskerar grusbottenarna att drabbas av inflöde av grundvatten med mycket låg syrgashalt (Wondzell & Swanson 1996, Malcolm et. al 2003), vilket skulle kunna bidra till en ökad mortalitet bland öringrom och annan fauna i den hyporheiska zonen. Risken för det tycks vara speciellt sannolik i Mangälven. Den månadsvisa provtagningen visar inte vad som hänt mellan provtagningstillfällena då en ännu lägre syrgasmättnad kan ha förekommit i samtliga vattendrag. pH-värdet som ligger relativt högt, kring

6,5 i alla älvarna, är sannolikt ett resultat av kalkningen i området och det är svårt att diskutera om detta har någon koppling till flödesregimen. Den negativa korrelationen mellan volymen vatten som tappas, eller egentligen vattendjup, och konduktiviteten i älvvattnet tyder på att det jonsvaga ytvattnet utgör en större del av vattenvolymen vid hög vattenföring, vilket ger en utspädningseffekt. De två lokalerna i Mangälven ligger direkt nedströms sjön Mangen, vilket skulle kunna förklara varför konduktiviteten i älvvattnet en liten variation under året. Detta eftersom det sjövattnet som tappas i älven inte hinner blandas med någon större mängd grundvatten på denna korta sträcka.

Korttidsvariation

De stora flödesvariationer som skapades under episoden visar mycket tydligt att den hyporheiska zonen påverkades, men i många fall var responsen komplex vilket gör det svårt att statistiskt fastställa direkta samband. I andra studier har man funnit att förändrade hydrologiska förhållanden, som t.ex. en kraftig minskning av flödet, resulterar i ett större inslag av grundvatten i den hyporheiska zonen (Malcolm et. al 2003). Trots ett begränsat antal mätningar på konduktivitet, var responsen tydlig med en högre konduktivitet vid lågflöde (omvänd utspädningseffekt), i enlighet med tidigare studier. Den fördröjda effekten i de djupa rören beror sannolikt att det tar längre tid för det jonsvaga ytvattnet att tränga ner till det djupet (30 cm). pH i yt- respektive hyporheiskt vatten påverkades annorlunda av det ändrade flödet och man får intrycket av att grundvattnet har ett lägre pH än älvvattnet. Frågan är då varför inte också pH i älvvattnet går ner vid lågflöde, eftersom pH i grundvattenrören gör det. Denna motsägelse skulle kunna förklaras om det finns ett tillflöde av väl buffrat vatten uppströms provlokalerna. Om det tillskottet inte påverkas nämnvärt av flödet i huvudfåran skulle det få större effekt vid lågflöde. Vid ett ökat flöde trycks ytvatten ner i den hyporheiska zonen och når de grunda rören först, vilket förklarar varför pH-höjningen sker i de grunda rören innan de djupa. Det är svårt att avgöra om den generellt nedåtgående trend i syrgasmättnad som observerades, var en effekt av det två dagar långa lågflödet eller om andra orsaker låg bakom. Det faktum att syrgashalten i mer än hälften av de grunda rören nådde syrgashalter under $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, halten i de djupa ännu lägre, indikerar förutsättningar för inkuberad rom i Järperudsälven skulle försämrats avsevärt under denna period.

Den ojämna tappningen under intensivstudien försvårade ytterligare tolkningen av de olika parametrarnas respons. Fortsatta analyser kommer förhoppningsvis att ge ett tydligare svar på frågan hur de hyporheiska förhållandena påverkas av en reglerad flödesregim.

REFERENSLISTA

- Anonym. 2001. Faktablad: Silurus glanis – mal. ArtDatabanken 2001-11-07.
- Anonym. 2003. Data från SMHI för perioden 2001-05-01 till 2002-12-31.
- Appelblad, H. (2001). The Spawning Salmon as a Resource by Recreational Use. The case of the wild Baltic salmon and conditions for angling in North Swedish rivers. Umeå University. GERUM Kulturgeografi 2001:3. - Diss.
- Arnekleiv, V. & M. Kraabøl 1994. Gytevandring hos innsjölevande aure i Gudbrandsdalslågen og Nea. Fiskesymposiet 1994, Enfo:99-118.
- Backiel, T. och Bontemps, S. 1996. The recruitment success of *Vimba vimba* transferred over a dam. J. of F.Biol. 48, 992-995.
- Bartel, R. 1988. Trouts in Poland. Pol. Arch. Hydrobiol. 35(3-4):321-339.
- Baxter C. V. & Hauer F. R. (2000) Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*) Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 57 1470-1481
- Claret, C., Marmonier, P & Bravard, J-P. 1998. Seasonal dynamics of nutrient and biofilm in interstitial habitats of two contrasting riffles in a regulated large river. Aquat. Sci. 60: 33-55.
- Claret, C., Boulton, A.J., Dole-Olivier, M.J. & Marmonier, P. 2001. Functional processes versus state variables: interstitial organic matter pathways in floodplain habitats. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1594-1602.
- Curry, R.L. and Noakes, D.L.G. (1995) Groundwater and the selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 1733-1740.
- Degerman, E., Nyberg, P. & Sers, B. 2001. Havsöringens ekologi. Fiskeriverket. Finfo 2001:10. 124 s.
- Dynesius, M. & Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. Science 266: 753-762.
- Fernald, A.G., Wigington, P.J. & Landers, D.H. 2000. Transient storage and hyporheic flow along the Willamette River, Oregon: model estimates and field measurements. Water-Resources-Research. 2001; 37(6): 1681-1694
- Halldén, A., Johansson, P. och Nydén, T. 2000. Fiskevårdsplan Emån 2000. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2000:30.
- Hanley, N. & Spash, C.L. (1998). Cost-Benefit Analysis and the Environment. Cheltenham, UK: Edward Elgar
- Hansen, E.A. 1975. Some effects of groundwater on brown trout redds. Trans. Am. Fish. Soc. 104: 100-110.
- Harvey, J.W. and Bencala K.E. (1993) The effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments, Water Resources Research 29(1), 89-98, 1993.
- Johlander, A. 1998. Fiskvägar. I Järvi, T. (red.), Fiskevård i Rinnande Vatten, Egget Förlag, Arvika, s.153-168.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. Trans. Am. Fish. Soc. 114:182-194.
- Jungwirth, M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers, Reg. Rivers Res. Man. 12: 483-492.
- Laine, A., Jokivirta, T. & Katopodis, C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. Fisheries Manag. and Ecol. 9: 65-77.
- Leman, V.N. (1993) Spawning Sites of Chum Salmon, *Oncorhynchus Keta*: Microhydrological Regime and Viability of Progeny in Redds (Kamchatka River Basin). Journal of Ichthyology 33(2) 104-117
- Lorenz J. M. & Eiler J.H. (1989) Spawning Habitat and Redd Characteristics of Sockeye Salmon in the Glacial Taku River, British Columbia and Alaska. Transactions of the American Fisheries Society 118 495-502
- 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.
- Löwgren, M. (2001). Emåns nyttjande och hävd. En studie av monetära värden. VASTRA Report 2.
- Mader, H., Unfer, G. & Schmutz, S. 1998. The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. In: Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. (Eds.), Fish Migration and Fish Bypass Channels. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 384-402.
- Malcolm, I.A., Soulsby, C. Youngson, A.F., Hannah, D.M., McLaren, I.S. and Thorne, A. 2003. Hydrological

- influences on hyporheic water quality: implications for salmon egg survival. *In press* River Res Appl Manuscript.
- Olofsson, H., Mosegaard, H. & Höglund, E. 1998. Spatial and temporal distribution of brown trout redds in a small temperate stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2308-2313.
- Olsson, T.I. & Persson, B-G. 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Arch. Hydrobiol.* 113(4): 621-627.
- Renberg, I. 1981. Improved methods for sampling, photographing and varve-counting of varved lake sediments. *Boreas.* 10:255-258.
- Renberg, I. 1984. Freeze coring. From "Proceedings of a Workshop on Paleolimnological Studies of the history and Effects of Acidic Precipitation". Rockland, Maine.
- Renberg, I & Hansson, H. 1993. A pump freeze corer for recent sediments. *Limnol. Oceanogr.* 38(6): 1317-1321.
- Rosén, N. 1918. Om havslaxöringen i övre Norrland. *Medd. Kungl. Lantbruksstyr.* No 212, 23 s.
- Sjöstrand, P. 1999. Sammanställning av befintligt material om havsöring och lax i Emån. Länsstyrelsen Jönköpings län. *Meddelande* 1999:25.
- Sjöstrand, P. 2000. Sammanställning av befintligt material om havsöring och lax i Emån. Rapport från Jönköpings fiskeribiologi.
- Sjöstrand, P. 2001. Uppföljning av nya fiskvägar i Emån. Rapport från Jönköpings fiskeribiologi.
- Stanford, J. A. & Ward, J. V. 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature* 335: 64-66.
- Stanford, JA, Ward, JV, Liss, WJ, Frissell, CA, Williams, RN, Lichatowich, JA Coutant, CC. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Reg. Rivers: Res. & Manage.* 12: 391-413.
- Thibodeaux, L.J. & Boyle, J.O. 1987. Bedform-Generated Convective Transport in Bottom Sediment *Nature* 325(6102) 341.
- Turner, R. K., Pearce, D. & Bateman, I. (1994) *Environmental economics : an elementary introduction.* New York : Harvester Wheatsheaf
- Vaux, W.G. (1962) Interchange of stream and intergravel water in a salmon spawning riffle. U.S. Fish & Wildlife Service SSR. Vol. 405
- Vaux, W. (1968) Intragravel flow and interchange of water in a streambed. *Fishery Bulletin*, 66 (3) 479-489.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1995a. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers 10: 159-168.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Rivers: Res. & Manage.* 11: 105-119.
- Ward, J. V. 1997. An expansive perspective of riverine landscapes: pattern and process across scales. *River Ecosystems* 6:
- Weissglas, G., Alatalo, M. & Appelblad, H. (1996). Lax i strida strömmar. Sportfisket som regional utvecklingsresurs. Umeå Universitet, Geografiska institutionen, GERUM Nr 31.
- Westerberg, H. 1977. Telemetriförsök med lax och laxöring i Mörrumsån 1976. Laxforskningsinstitutet Information nr 4, 16 s.
- Witzel, L.D. & H.R. MacCrimmon 1983. Redd-site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112:760-771.
- Wondzell, S.M. and Swanson, F.J. 1996. Seasonal and storm dynamics of the hyporheic zone of a 4th-order mountain stream. I: Hydrologic processes. *Journal of the North American Benthological Society* 15(1): 3-19.
- Wondzell, S.M. and Swanson, F.J. 1999. Floods, Channel change, and the hyporheic zone. *Water Resources Research.* 35(2): 555-567.