

Fiskundersökningar i större vattendrag

Utveckling av kvantitativ metodik
med båtelfiske och hydroakustiska
metoder - ett pilotprojekt



BJÖRN BERGQUIST¹
THOMAS AXENROT^{1,2}
MIKAEL CARLSTEIN³
ERIK DEGERMAN¹

¹ Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

² Systemekologiska institutionen

³ F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad

Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Torbjörn Järvi, Björn Bergquist,
Thomas Axenrot, Mikael Carlstein och Erik Degerman.

Omslagsbild: Elfiskebåt. Foto: Ulf Norgren, Pr-byrån i Bjuråker AB.

För beställning kontakta:
Fiskeriverket
Box 423, 401 26 Göteborg
Telefon: 031-743 03 00
fiskeriverket@fiskeriverket.se

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:
www.fiskeriverket.se

Omslag tryckt på miljövänligt papper, 240 g Conqueror diamond white.
Inlaga tryckt på miljövänligt papper, 100 g vit offset.
Tryckt i 150 ex, november 2007. Intellecta Docusys, Västra Frölunda.

ISSN 1404-8590

Fiskundersökningar i större vattendrag

Utveckling av kvantitativ metodik
med båtelfiske och hydroakustiska
metoder - ett pilotprojekt

BJÖRN BERGQUIST¹
bjorn.bergquist@fiskeriverket.se

THOMAS AXENROT^{1,2}
thomas.axenrot@fiskeriverket.se

MIKAEL CARLSTEIN³

ERIK DEGERMAN¹
erik.degerman@fiskeriverket.se

¹Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium
Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

²Systemekologiska institutionen
Stockholms Universitet
106 91 STOCKHOLM

³F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen
Älvdalens utbildningscentrum
796 22 ÄLVDALEN

Förord

De större vattendragen (åar, älvar och floder) är ofta bristfälligt undersökta, trots att de ofta är kraftigt påverkade av mänskliga aktiviteter. Under senare år har behovet av undersökningar i dessa vattendrag ökat eftersom EU:s ramdirektiv för vatten kräver övervakning av vattnens ekologiska status i alla typer av vatten. Det har också under senare förts fram önskemål om att kunna använda metoder som inte är destruktiva (dödande) vid kvantifiering av fiskförekomsten i både sjöar och vattendrag.

I syfte att utveckla icke dödande metoder för kvantitativa fiskundersökningar i större vattendrag har under åren 2005 och 2006 ett pilotprojekt omfattande både båtelfiske och hydroakustiska metoder (mobil horisontell ekolodning) genomförts i vattendragen Österdalälven (Älvdalens kommun) och Svartån (Örebro kommun). Projektet har genomförts som ett samarbetsprojekt mellan Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, Systemekologiska institutionen vid Stockholms Universitet och F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen vid Älvdalens utbildningscentrum. Projektet har genomförts som ett utvecklingsprojekt inom miljöövervakningsprogrammet och har finansierats av Naturvårdsverkets Miljöövervakningsenhet.

Arbetet har genomförts med målsättningen att metodiken skall vara tillämpbar för såväl övervakning av fiskresurserna som för miljöövervakning och bedömning av ekologisk status enligt ramdirektivets krav. Dessutom skall metodiken kunna användas för uppföljning av de nationella miljökvalitetsmålen. Villkor som måste uppfyllas är att metoderna skall ge information om fiskbeståndens sammansättning, individtäthet och storleksfördelning utan att fisken behöver dödas.

I denna rapport redovisas resultatet av undersökningarna och en jämförelse av de båda testade metoderna (båtelfiske och ekolodning), dessutom ges rekommendationer för framtida undersökningar i större vattendrag. Avsikten är att rapporten skall utgöra plattform för arbetet med att ta fram en standardiserad metodik för undersökningar i större vattendrag som inte är vadbara.

Innehåll

SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	10
BAKGRUND	12
MATERIAL OCH METODER	14
Undersökta vattendrag	14
Biotopkartering.	14
Båtelvisning	15
Hydroakustik	18
Undersökningslokaler i Österdalälven	21
Undersökningslokaler i Svartån	22
RESULTAT	24
Båtelvisning	24
Hydroakustik	28
DISKUSSION OCH SLUTSATSER	30
Val av lokaler och undersökningsmetod	30
Båtelvisning	31
Hydroakustik	33
Slutsatser	35
Rekommendationer för framtida undersökningar	36
TACK.	37
REFERENSER	38
BILAGA 1	43
BILAGA 2	48

Sammanfattning

Det saknas idag en standardiserad metodik för att övervaka fiskbestånd i djupa och breda vattendrag där konventionellt elfiske med vadning inte går att genomföra. I ett pilotprojekt har båtelfiske och hydroakustiska undersökningar (ekolodning) testats som metoder för övervakning av fiskbestånd i större vattendrag. De olika metoderna testades under olika miljöförhållanden i två olika vattendrag – Österdalälven (uppströms Älvdalen) och Svartån (vid Örebro). Österdalälven är ett näringsfattigt och snabbt strömmande vattendrag medan Svartån är ett näringsrikt och lugnflytande vattendrag. Innan undersökningarna genomfördes biotopkarterades de sträckor som hade valts ut. Med hjälp av karteringsuppgifterna avgränsades i varje vattendrag 400–850 m långa sträckor (undersökningslokaler) som delades upp i grunda (medeldjup <2 m) och djupa (medeldjup >2 m) biotoper. På varje lokal och inom varje biotop genomfördes båtelfisken dagtid med s.k. ”strip-fishing” metodik som innebär en kvantitativ stratifierad undersökning av fiskbeståndet i flera habitat-specifika strips där varje strip omfattade ett område som var 5 m brett och 100–150 m långt. För varje habitat (biotop) beräknades ett medelvärde för fisktäthet och biomassa som sedan användes för att beräkna ett viktat medelvärde för hela lokalen. I Svartån genomfördes även utfiskningsförsök för att fastställa elfiskets fångsteffektivitet för de dominerande arterna. För övriga arter skattades fångsteffektiviteten utgående från korrelationer med data från vadningselfiske (Svenskt ElfiskeRegiSter; SERS).

De hydroakustiska undersökningarna genomfördes som mobil horisontell ekolodning längs stränderna, både i uppströms- och nedströmsriktning, med ekolodets transduktor riktad mot flodfårans centrala del. Ekolodningen genomfördes både på kvällstid (Österdalälven) och nattetid (Svartån). Räckvidden för ekolodet varierade med vattendjupet, men var ca 15 m vid

2 m vattendjup. Ekolodsresultaten analyserades huvudsakligen med bildanalys och filtrering av data (korsfiltrering) eftersom den metoden bedömdes ge mest tillförlitliga resultat. Med hjälp av analyserade och räknade fiskspår beräknades fiskförekomsten inom den djupa delen av varje lokal och jämfördes med resultaten från båtelfisket. Vid jämförelsen mellan båtelfiske- och ekolodsresultaten användes enbart fångstresultaten för pelagiskt uppträdande arter, då ekolodet inte detekterar bottenlevande fiskarter som lake, gers och stensimpa.

Vid båtelfisket i Österdalälven varierade de viktade medelvärdena för den totala fisktätheten mellan 37 och 187 individer/ha. Dominerande arter var elritsa, stensimpa, harr och öring. I Svartån, som är mera näringsrik, var fisktätheten som väntat betydligt högre och de viktade medelvärdena för den totala fisktätheten varierade mellan 271 och 912 individer/ha. Vid båtelfisket i Svartån dominerades fångsten av karpfiskar som benlöja, mört och braxen. Fiskbiomassan varierade från 9,3 till 24,6 kg/ha. Båtelfisket gav en representativ bild av förekommande arter och storlekar i de båda vattendragen enligt tillgängligt referensmaterial. De erhållna skattningarna av fiskförekomsten i Österdalälven och Svartån var i nivå med resultat rapporterade från båtelfisken i andra länder. Den från ekolodningarna beräknade fiskförekomsten (beräkningar baserad på bildanalys) visade generellt en relativt god överensstämmelse med resultaten från båtelfisket i båda vattendragen även om ekolodsresultaten var något högre i Svartån. Vid ekolodningarna i Österdalälven låg den beräknade fisktätheten i intervallet 15–21 individer/ha. I Svartån var fisktätheten betydligt högre och varierade från 532 till 1 261 individer/ha. Fiskbiomassan låg i intervallet 17,1–23,7 kg/ha.

Resultaten visar att båtelfiske och mobil horisontell ekolodning är lämpliga metoder för långsiktig övervakning av fisk i större

vattendrag. I grunda områden med vattendjup mindre än 2 m kan båtelfiske användas som ensam metod för att kvantifiera fiskförekomsten (individtäthet och biomassa), men i områden med större vattendjup där båtelfisket inte är effektivt krävs att båtelfisket kompletteras med horisontell ekolodning. Genom att kombinera metoderna kan mängden fisk kvantifieras även i de djupa delarna av vattendragen. Båtelfisket ger information om förekommande fiskarter och deras storleksfördelning och dessa uppgifter kan sedan användas för att

tolka de ekon (fiskspår) som registreras vid ekolodningen i de djupa avsnitten.

Vår bedömning är att de testade metoderna, med vissa förbättringar, väl motsvarar kraven i en framtida övervakning av fiskresurser, ekologisk status och miljömål. Båda metoderna ger kvantitativa och upprepbara skattningar av fiskfaunan i en miljö som idag saknar lämplig kvantitativ metodik och bör implementeras i de nationella resurs- och miljöövervakningsprogrammen.

Summary

Today, there is no standardized method to survey fish populations in rivers that are too deep and wide for regular electro-fishing by wading in streams. This study has tested the strip-fishing method using boat electro-fishing and, additionally, developed a new method for studies in large rivers based on a combination of boat electro-fishing and hydro acoustics (echo sounding).

The methods were tested in two different types of rivers – Österdalälven (upstream from Älvdalen), a fast running oligotrophic river, and Svartån (Örebro), a slow running eutrophic river. Before the studies, habitat surveys were carried out in the chosen reaches. Based on this information study areas (400–850 m long) were divided into shallow (average depth <2 m) and deep (average depth >2 m) habitats. Boat electro-fishing was performed during daytime in each study area and for each habitat using the strip-fishing method, which means that stratified fish surveys are carried out quantitatively in several habitat-specific strips. Each strip was 5 m broad and 100 to 150 m long. For each type of habitat the mean fish abundance and biomass was calculated, which subsequently was used to calculate weighted averages for fish density in the whole study area. To establish the catch efficiency for the dominating species in the boat electro-fishing, attempts with successive removal were conducted in the river Svartån. For the other species catch efficiency was assessed based on correlations with data from electro-fishing by wading in streams (Swedish Electro-fishing RegiSter, SERS).

Hydro acoustics were carried out as mobile horizontal hydro acoustic surveys, in both upstream and downstream runs along the shores of the rivers, with the split-beam transducer directed horizontal across the river. The acoustic runs were conducted both in the evening (Österdalälven) and at night (Svartån). The acoustic range during the surveys varied with water depth,

but was approximately 15 m at 2 m depth. Results of the hydro acoustic surveys were mainly analysed by image analysis and cross-filtering as this technique was considered to give the most liable results. The identified fish tracks were used to calculate fish density in the deep part of each surveyed locality and were compared with the results from the boat electro-fishing. At the comparison, only catch data from pelagic occurring fish species were used, as hydro acoustics do not detect bottom-dwelling species such as burbot, ruff and bull-head.

At the boat electro-fishing surveys in the river Österdalälven the weighted averages of total fish density varied between 37 and 187 individuals/ha. The fish population in the river were dominated by fish species such as minnow, bull-head, grayling and trout. In the river Svartån, which is a more eutrophic river, the fish density was considerably higher. The weighted averages of total fish density varied here from 271 to 912 individuals/ha. Dominating fish species in the catch were cyprinids like bleak, roach and bream. The fish biomass varied between 9,3 and 24,6 kg/ha. In both rivers the boat electro-fishing catches were representative for occurring fish species and fish sizes according to available reference material. The estimates of the fish density in river Österdalälven and river Svartån were comparable with results reported from boat electro-fishing in other countries. The fish densities estimated by echo counting (based on image analysis) at the hydro acoustic surveys showed in general good agreement with the results from the boat electro-fishing, although the fish densities calculated from the echo counting results were a little bit higher (40–50 %) in the river Svartån. At the hydro acoustic surveys in river Österdalälven the estimated fish density was 15–21 individuals/ha. At the surveys in the river Svartån the fish density was much higher and varied somewhat more, from 532 to 1 261 individuals/ha.

The results show that boat electro-fishing and mobile horizontal hydro acoustic surveys are suitable methods for monitoring fish in large rivers. In shallow parts (less than 2 m depth) fish abundance can be quantified with boat electro-fishing and simultaneously provide information about species composition and size distribution. By complementing the boat electro-fishing with hydro acoustic surveys in river areas deeper than 2 m, where boat electro-fishing is not efficient, the fish abundance can be quantified also in the deeper river reaches. The hydro acoustic fish tracks together with the results from the boat electro-fishing

make it possible to assess fish abundance and biomass for different species in large rivers.

Our conclusion is that the tested methods, with some improvements, can meet the demands of future monitoring programs of fish resources, ecological status and environmental quality goals. Both methods will give quantitative and reproducible measures of fish populations in an environment which today lack suitable quantitative methods and should therefore be implemented in national environmental monitoring programs.

Bakgrund

De större vattendragen (åar, älvar och floder) tillhör de sämst undersökta ekosystemen ur både allmän ekologisk och fiskeriologisk synpunkt, trots att de i regel är betydligt mera påverkade av mänskliga aktiviteter än de mindre vattendragen (Gardiner 1984, Casselman m.fl. 1990, Dynesius & Nilsson 1994, Simon & Sanders 1999). Särskilt lugnflytande avsnitt med vattendjup större än 2 m är dåligt undersökta beroende på att det saknas kvantitativa metoder för dessa miljöer. De metoder som används för fiskundersökningar i större vattendrag är också betydligt mindre utvecklade än de metoder som används i för mindre vattendrag, t.ex. kvantitativt elfiske i vadbara avsnitt (Casselman m.fl. 1990, Simon & Sanders 1999).

Elfiske, som är den vanligaste provfiskemetoden i rinnande vatten, har använts i mer än 50 år som en icke dödande kvantitativ provfiskemetod i mindre vattendrag (Vibert 1967, Casselman m.fl. 1990, Cowx 1990, Cowx & Lamarque 1990, Reynolds 1996).

Elfiske anses också av många vara den mest mångsidiga och effektivaste metoden för undersökning av fiskbestånden i såväl mindre som större vattendrag (Novotny & Priegel 1974, Ohio EPA 1987, Simon & Sanders 1999). I mindre vattendrag görs kvantitativa elfisken i regel med 2–4 utfiskningar (successive removal) inom en avgränsad vadbar undersökningsyta (Cowx 1983, Bohlin m.fl. 1989, CEN 2003). Metoden kan även användas kvantifiera förekomsten av lax- och öringungar på grunda avsnitt i större vattendrag (Karlström 1976, Saksgård & Heggberget 1990). I större vattendrag, dammar och sjöar har elfiske genomförts med hjälp av speciellt konstruerade elfiskebåtar (Witt & Campell 1959, Novotny & Priegel 1974, Hickley & Starkie 1985, Harvey & Cowx 1996, Schmutz m.fl. 2001). Särskilt i USA är båtelfiske en mycket vanlig undersökningsmetod vid undersökningar av fiskbestånden

i större vattendrag och kraftverksdammar (Malvestuto & Sonski 1990). I nationella övervakningsprogram används också båtelfiske som standard för fiskundersökningar i större vattendrag (Goodrich m.fl. 2005, Flotemersch m.fl. 2006). Metodiken varierar något mellan stater och program men ofta används metallbåtar med flera anodelektroder monterade på en bom, samt aggregat som producerar både växelström och likström (Łazauski & Malvestuto 1990). I Europa är båtelfiske inte lika vanligt som i Nordamerika och används bara i ett tiotal länder (Kestemont & Goffaux 2002).

Vid båtelfiske görs vanligtvis enbart relativa skattningar av fiskförekomsten där fiskfångsten relateras till ansträngningen (Catch Per Unit Effort), vilket innebär att antalet fångade fiskar enbart redovisas per avfiskad sträcka eller tidsenhet. När kvantitativa undersökningar har genomförts har man i regel använt fångst-återfångstmetodik inriktad mot 1–2 målarter (t.ex. harr, öring och lax). I Sverige har sådana undersökningar genomförts av *F.A.S.T.* – Fiskeresursgruppen i Älvdalen (Carlstein m.fl. 2005, 2006). Andra kvantitativa metoder som har använts vid båtelfiske i större vattendrag är utfiskningsmetodik (Hickley & Starkie 1985, Cowx m.fl. 1990, Penczak & Romero 1990, Harvey & Cowx 1996), point abundance sampling (Persat & Copp 1990) och strip-fishing metodik (Schmutz m.fl. 2001). Utfiskningsmetoden är en variant av den metod som används i vadbara vattendrag och innebär att 3–4 utfiskningar genomförs inom en väl avgränsad sträcka (100–1 000 m). Metoden med point abundance sampling (punktvis sampling) har utvecklats i Frankrike för lugnflytande vattendrag och innebär insamling av fisk i ett antal slumpvis utvalda punkter (ca 25 punkter) inom 500–800 m långa vattendragsträckor. Vid strip-fishing kvantifieras fiskförekomsten inom 1–2 km långa vattendragssträckor med båtelfiske i flera (15–30) habitat-specifika strips (50–300 m långa).

Kvantitativt båtelfiske är främst lämpat för mellanstora vattendrag som har ett vattendjup mindre än 2 m (Schmutz m.fl. 2001). För att undersöka fiskbestånden i större vattendrag och djupare avsnitt behöver metoden därför kompletteras med annan kvantitativ metodik (CEN 2006). Genom att kombinera båtelfiske med hydroakustiska metoder som t.ex. mobil horisontell ekolodning i djupare avsnitt erhålls en kvantitativ undersökningsmetod som är lämpad för större vattendrag. Med ekolodet kan fiskförekomsten kvantifieras inom större områden på ett kostnadseffektivt sätt samtidigt som båtelfiske i strandzonen och grunda avsnitt ger information om art- och storleksfördelningen hos de fiskar som förekommer inom området utan att fisken behöver avlivas. Båtelfisket ger således underlag för att tolka de ekon som registreras med ekolodet.

Hydroakustiska undersökningar har främst använts för fiskerioberoende skattningar och kartläggning av pelagiska fiskpopulationer i hav och sjöar. Vid ekolodning i hav och sjöar är ekolodets sändare/mottagare (transduktorn) vanligtvis riktad nedåt, s.k. vertikal ekolodning. Vid denna typ av ekolodning uppstår en "blind zon" nära ytan som sträcker sig ned till 2–5 m djup beroende på typen av ekolod och vilket djup transduktorn är placerad (Mulligan 2000, Knudsen & Saegrov 2002). Eftersom en stor del av fisken i sjöar uppehåller sig nära ytan under sommaren har man vid vertikal ekolodning i regel underskattat mängden fisk (Kubecka & Wittingerova 1998, Knudsen & Saegrov 2002). Med anledning av detta har man under senare år börjat använda både vertikal och horisontell ekolodning för att få mer korrekta beståndsskattningar i dessa miljöer (Kubecka m.fl. 1994, Kubecka & Wittingerova 1998, Knudsen & Saegrov 2002, Hughes & Hateley 2002).

Horisontell ekolodning har också i allt större utsträckning använts för undersökning av fiskbestånden i floder, dammar och grunda sjöar (Kubecka 1996, Hughes 1998, Kubecka & Duncan 1998, Lyons 1998, Kubecka m.fl. 2000, Yule 2000, Hughes & Hateley 2002). Genom den senaste utvecklingen av transduktorer med smal ljudstråle (liten öppningsvinkel) är det möjligt att genomföra horisontell ekolodning i vatten som har ett vattendjup mellan 1,5 och 5 m (Kubecka 1996). I stora flacka vattendrag har därför användningen av mobil horisontell ekolodning fått en allt större betydelse. I England och Wales har man tagit fram en metod för övervakning av fiskbestånden i större vattendrag med stöd av denna teknik (Duncan & Kubecka 1993, 1994, Hughes 1998). Detta har medfört att Environmental Agency (EA) i England och Wales numera använder mobil horisontell ekolodning för rutinmässig övervakningen av fiskbestånden i större vattendrag (Hughes 1998, EA 2004). Metoden har visat sig ge en bra skattning av fiskbeståndens täthet och longitudinella fördelning i vattendragen samtidigt som metoden är kostnadseffektiv (Hughes 1998, Lyons 1998, EA 2004).

I hav, sjöar och dammar har ekolodning i regel kompletterats med trålning eller nätprovfiske för att få information om fiskbeståndens sammansättning och storleksfördelning. I större vattendrag, där trålning inte är möjlig, har en rad andra metoder prövats för att få information om fiskbeståndens art- och storleksfördelning, som t.ex. båtelfiske, nätprovfisken och provfiske med strandnot m.m. (Casselmann m.fl. 1990). Av ovannämnda metoder är det bara båtelfiske som är inte en destruktiv metod. Båtelfiske är också den mest flexibla undersökningsmetoden.

Material och metoder

Undersökta vattendrag

Pilotstudien genomfördes i två vattendrag med helt olika fysisk karaktär och sammansättning hos fiskfaunan. Året 2005 genomfördes undersökningar i *Österdalälven* uppströms Siljan, inom sträckan Åsen – Brunnsberg (Älvdalens kommun), och året därpå (2006) genomfördes undersökningarna i *Svartåns* nedre delar (Örebro kommun).

Österdalälven kan karakteriseras som ett kraftigt reglerat skogsvattendrag med ett näringsfattigt och humusfärgat vatten (vattenfärg ca 60 mg Pt/l). Vattnet har en låg ledningsförmåga (25 $\mu\text{S}/\text{cm}$) och ett relativt stort siktdjup (ca 1,5 m). Vid Åsens kraftverk som ligger nära de utvalda undersökningslokalerna har älven ett medelflöde

på 65 m^3/s . Vanligt förekommande fiskarter i älven är stensimpa, elritsa, harr och öring.

Svartån, som mynnar i sjön Hjälmaran, har ett avrinningsområde som domineras av skog i de övre delarna men av jordbruksmark i de nedre delarna. Den totala andelen skog är 63 %. Vattendraget har i de nedre delarna ett näringsrikt och grumligt vatten med en relativt hög ledningsförmåga (105 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Vattenfärgen är i medeltal 120 mg Pt/l och sommartid är siktdjupet ca 0,8 m. Vid Karlslund där undersökningarna genomfördes har Svartån ett medelflöde på 13,3 m^3/s . De vanligaste förekommande fiskarterna i Svartåns nedre del är benlöja, mört, braxen, abborre och gädda.

Biotopkartering

Innan undersökningarna genomfördes biotopkarterades utvalda sträckor i Österdalälven och Svartån för att kunna avgränsa olika biotop typer och beskriva lokalerna med avseende på areal, vattenhastighet, djup och bottensubstrat. Biotopkarteringen gjordes från båt utrustad med GPS (Garmin GPS MAP276C), avståndskikare (Yardproage 1000C), handhållet ekolod och vattenhastighetsmätare (Global water FP201). Vid undersökningarna i Österdalälven år 2005 gjordes karteringen från ena stranden vinkelrätt över älven med nya provpunkter i transekten var 10–20 m, beroende på biotopvariation. Avståndet mellan transekterna var ca 50 m. Det var dock svårt att få tillräcklig precision i mätningarna enbart utgående från GPS och därför komplette-

rades positionsbestämningen med att mäta avståndet till land med avståndskikare (laser). I Svartån (2006) genomfördes karteringen i transekter längs med vattendraget istället för vinkelrätt över vattendraget. Kartering längs med vattendraget underlättade både navigering och positionsbestämning. Innersta transekten placerades 2,5 m från land, nästa vid 5 m från land och sedan mittfåran (vanligen 15–17 m från stranden), samt på motsvarande sätt på motsatt strand. Positionen i vattendraget, dvs. avstånd till land, kontrollerades med avståndskikare. Mätpunkter lades ut med 20 m mellanrum i transekterna.

Utgående från karteringsresultaten gjordes en indelning i grunda och djupa biotoper och för varje lokal beräknades de

olika biotopernas areal. Biotopindelningen gjordes främst utgående från vattendjup (<2 och >2 m) och närhet till strand i både

Österdalälven och Svartån. I Österdalälven togs också hänsyn till vattenhastigheten.

Båtelfiske

I både Österdalälven och Svartån genomfördes båtelfisket med en elfiskebåt konstruerad av Fiskeresursgruppen i Älvdalen. Båten framdrivs av utombordsmotorer med vattenjetdrift. I fören är båten försedd med en utskjutningsbar ramp och en 3,5 m bred bom där 4 st anodelektroder (stålvajrar) är monterade så att de är isolerade från båten, men hänger fritt ned i vattnet (Figur 1). Stålvajrarna är 2 m långa och har en diameter av 25 mm. Vid elfisket fungerar aluminiumbåtens skrov som negativ katod (jord) och elektroderna i fören som positiva anoder. Utformningen av elektroderna följer i stort den standard som Coffelt Electronics Company Inc. tog fram för elfiskebåtar i mitten av 1980-talet. Trots att metall är ledande så anses metallbåtar vara den säkraste elfiskebåtsmodellen, både ur sjösäkerhets- och elsäkerhetssynpunkt. När strömmen (likström) kopplas på skapas ett elektriskt fält runt varje anodelektrod. Fältet har en horisontell räckvidd på 5 m och vertikalt ned till 2–3 m djup.

I Österdalälven genomfördes båtelfisket i början av september 2005 och i Svartån i mitten av juni 2006. I båda vattendragen genomfördes elfisket i nedströms riktning. Det aktivt elektriskt strömfältet runt anodelektroderna genererades av en i båten belägen bensindriven 7,5 kW generator. Båten framfördes med en hastighet som bara var något högre än vattnets strömhastighet. Under samtliga elfisken användes pulserad likström (60 Hz). Ström- och voltstyrkan anpassades till vattnets konduktivitet i respektive vattendrag. Vid elfisket i Österdalälven användes en strömstyrkan mellan 1,5–2,5 A och en spänning på 1 000 V. I Svartån användes en något högre strömstyrka (4,5–4,7 A), men en lägre spänning (500 V). Det effektiva antalet sekunder som elfisket omfattades registrerades automa-

tiskt av elfiskeaggregatet av modell Smith-Root Electrofisher 7.5 GPP.

De fiskar som bedövades av elströmmen håvades upp av två i fören stående personer och placerades i en förvaringstank med en volym om ca 0,5 m³ belägen i elfiskebåten. Innan märkning och individuell mätning av total längd och vikt (med 1 mm och 1 g noggrannhet) sövdes fiskarna med en lösning av nejlikolja (40 mg/l). Eventuella yttre skador eller andra avvikelser hos fiskarna registrerades och därefter släpptes fiskarna ner i sumpar vid strandkanten eller i båten för återhämtning och vidare transport till respektive ”grupps” fångst-/återutsläppningsplats. Fiskarna från de olika delsträckorna återutsattes i vattendraget nära stranden vid mitten av respektive delsträcka (Figur 2).

Under båtelfisket i Österdalälven användes enbart ”strip-fishing” metodik, men i Svartån tillämpades tre olika elfiskemetoder. Förutom strip-fishing användes även utfiskning med 3 utfiskningar och



Figur 1. Fiskeresursgruppens elfiskebåt som har använts för undersökningarna i Österdalälven och Svartån. Foto Ulf Norgren, PR-Byrån i Bjuråker AB.



Figur 2. Vid båtelfiske kan den fångade fisken återutsättas oskadd efter mätning. På bilden ses en mörk Österdalälvsöring.

fångst-återfångstmetoden. Utfiskningsmetoden användes inom två mindre områden i Svartån (Karlslund Övre och Lillån Nedan Träbron) för att bestämma båtelfiskets fångsteffektivitet. Fångst-återfångstmetoden användes enbart på lokalen Karlslund Ovan Bron i Svartån för att erhålla resultat för en jämförelse med strip-fishing metoden. Båtelfisket utfördes i båda vattendragen enbart under dagtid dagen efter genomförd ekolodning.

Strip-fishing

Båtelfisket genomfördes i form av stratifierad sampling (avfiskning) i flera korta habitat-specifika strips (smala band) inom två olika vattendragsbiotoper (habitat). Antalet strips som avfiskades inom varje biototyp var beroende av biotopens andel av undersökningsområdets totala yta. Indelningen i olika biotyper gjordes med hjälp av data från biotopkarteringen. I både Österdalälven och Svartån delades varje undersökningsområde (lokal) in i två biotyper (grund respektive djup biotop) baserat på skillnader i vattendjup och vattenhastighet. Genom mätningar av det elektriska fältet omkring båten har det fastställts att båten effektivt avfiskar en yta med 5 m bredd. Bredden på varje enskilt strip är således 5 m. I både Österdalälven och Svartån om-

fattade båtelfisket striplängder mellan 100 och 150 m. Individtätheten för de fångade arterna inom varje undersökningslokal beräknades enligt den beräkningsmodell som redovisas av Schmutz m.fl. (2001). Enligt denna metod beräknas först antalet fiskar per ha inom de olika biotoperna med hjälp av fångsteffektivitetsvärden för varje art och därefter beräknas den totala och genomsnittliga fisktätheten inom varje undersökningslokal.

Individtätheten/ha för varje art erhöles genom ekvationen:

$$\left(\frac{\text{Fångst per strip}}{\text{Fångsteffektivitet}} \right) / (\text{Avfiskad striplängd} \times \text{bredd}) \times 10\,000$$

Den genomsnittliga fisktätheten på varje undersökningslokal beräknades genom att för varje art ta fram viktade medelvärden baserat på de olika biotopernas andel av undersökningslokalens totala yta och sedan summera dessa viktade medelvärden.

Utfiskning

För att få kompletterande uppgifter om båtelfiskets fångsteffektivitet genomfördes i Svartån också utfiskningsförsök med tre utfiskningsomgångar inom två avgränsade vattendragsavsnitt, dels lokalen Karlslund Övre som är en delsträcka av lokalen Karlslund Ovan Bron och dels lokalen Lillån Nedan Träbron som är belägen i Lillån som är ett biflöde till Svartån. För att täcka upp hela ytan på de två lokalerna bestod varje utfiskningsomgång av fem (Karlslund Övre) respektive tre (Lillån Nedan Träbron) parallella ”nedströms körningar” med elfiskebåten. Alla avfiskningar inom varje utfiskningsomgång slogs samman till ett prov och den totala fångsten i varje utfiskningsomgång användes sedan för att beräkna fångsteffektivitet och fisktäthet för enskilda arter enligt zippinmetoden (Zip-pin 1956, Bohlin m.fl. 1989). För att minska risken för att fisk skrämdes bort från en sida av vattendraget till den andra utfördes utfiskningarna genom att man varannan gång körde i delområdets högra del och varannan gång i dess vänstra del för att successivt närma sig vattendragets mitt.

Fångst-återfångst

All fisk som fångades vid utfiskningen märktes genom fenklippning. Alla fiskar som ingick i fångst-återfångststudien märktes genom klippning av stjärtfenans övre del. Efter tre dagar (Karlslund ovan bron) och samma dag (Lillån) upprepades elfisket enligt samma metodik varvid såväl märkta som omärkta fiskar fångades. Beståndsberäkningarna utfördes enligt Chapmans modifiering av Peterséns modell (Bernard & Hansen 1992) för fångst-återfångststudier som ger en beräknad abundans utan statistiska avvikelser om $M + C > N$ och en negligerbar avvikelse i estimatet om $R > 7$ (Figur 3).

$$\hat{N} = ((M + 1)(C + 1) / (R + 1)) - 1$$

$$\hat{VN} = (M + 1)(C + 1)(M - R)(C - R) / (R + 1)^2 (R + 2)$$

N = Antal

M = antal märkta och återsläppta levande efter det första elfisket

C = antal fiskar fångade vid det andra elfisket

R = antal märkta fiskar från det första elfisket som återfångades vid det andra elfisket

Figur 3. Beräkningsmodell för fångst-återfångststudier (Bernard & Hansen 1992).

Beräkning av fångsteffektivitet

Eftersom "strip-fishing" endast omfattar ett avfiske per strip krävs ett mått på båtelfiskets fångsteffektivitet för att kunna beräkna individtätheten (antalet fiskar/ha) inom varje strip (delområde). Fångsteffektiviteten anger hur stor andel av totala antalet fiskar som fångas vid en avfiskning inom det undersökta området. Idealt bör man ta fram fångsteffektiviteter för varje art, dag och område, men detta blir för arbetsamt. Därför används vid elfiske med en utfiskningsomgång istället en skattad medelfångsteffektivitet baserat på medelvärdet från utförda elfisken i motsvarande områden. I föreliggande pilotstudie har vi skattat fångsteffektiviteten vid båtelfisket med två metoder, dels en skattning utgående från redovisade fångsteffektivitetsvärden vid tidigare gjorda elfisken, och dels en skattning utgående från utfiskningsförsöken i Svartån och ett regressionssamband mellan effektivitetsvärden uppmätta vid båtelfisket och värden för fångsteffektiviteten vid vadningselfiske i elfiskeregistret.

I Österdalälven beräknades fisktätheten med hjälp av fångsteffektivitetsvärden som hade skattats utgående från genomsnittsvärden för båtelfiske i den Europeiska elfiskedatabasen FIDES, samt fångsteffektivitetsvärden från Svenskt ElfiskeRegister (SERS) för elfisken utförda genom vadning. Uppgifterna från FIDES-databa-

sen omfattade ett stort antal båtelfisken genomförda inom djupintervallet 0,2–6 m. Dock var endast 50 värden från vatten med ett medeldjup större än 2 m. Enbart fångsteffektivitetsvärden från vattendrag av Österdalälvens storlek användes som grund för följande skattningar av fångsteffektiviteten. För abborre, lake, harr och stensimpa skattades fångsteffektiviteten till 60 %, för gädda till 65 % och för elritsa och öring till 70 % (Bergquist m.fl. 2005).

Skattningarna av fångsteffektiviteten vid undersökningarna i Österdalälven bedömdes dock som osäkra och för undersökningarna i Svartån gjordes därför en ny skattning av fångsteffektiviteten utgående från utfiskningsförsök. Inom varje utfiskningsområde gjordes utfiskning med tre fiskeomgångar, vilket innebar att fångsteffektiviteten kunde beräknas enligt zippinmetoden Bohlin m.fl. (1989). Vid beräkningarna av fisktätheten användes medelvärdet av utfiskningsförsöken på lokalerna Karlslund Övre och Lillån Nedan Träbron. För benlöja var fångsteffektiviteten 37 %, för mört 34 % och för braxen 52 % (Bilaga 1, Tabell 1). För vadningselfiske är motsvarande värden 55 %, 45 % och 65 % (Degerman & Sers 1999). Att fångsteffektiviteten var lägre vid båtelfisket var väntat på grund av svårigheter att fånga fisk i djupare vattenlager. Notera att braxen hade

klart högre fångsteffektivitetsvärden än de andra arterna, både från båt och vid vadning. I jämförelse med värden uppmätta vid båtelfisken i floden Avon i England (Welton m.fl. 1990) visade de skattade fångsteffektivitetsvärdena för mört, gädda och harr en mycket god överensstämmelse, men för braxen var skillnaden stor. I Svartån var fångsteffektiviteten för braxen 52 %, men bara 34 % i floden Avon. Om vi antar att relationen mellan fångsteffektivitet vid vadningselfiske och båtelfiske gäller för samtliga arter kan fångsteffektiviteten för övriga arter vid båtelfiske beräknas enligt ekvationen:

Fångsteffektivitet [Båt] = $0,758 \times$ Fångsteffektivitet [Vadning] - 0,516

($r^2 = 0,97$; $n = 4$; $p = 0,01$; antaget att linjen passerar origo)

Hydroakustik

För de hydroakustiska undersökningarna användes ett portabelt ekolod (SIMRAD EY60) med en 120 kHz 7° transduktor (ES120-7C split-beam). Transduktorn utgör ekolodets ljudsändare och eko-mottagare. Pulslängden för ljudpulserna sattes till 0,256 ms, bandvidden till 8,71 kHz och effekten till 250 W. Ekolodet kalibrerades enligt rekommendationer från tillverkaren (Simrad 1997). I Österdalälven 2005 var pinghastigheten 3–5 ping per sekund, men i Svartån 2006 var den dubbelt så hög (10 ping per sekund). Orsaken till detta var att erfarenheten från undersökningarna i Österdalälven visade att en hög pinghastighet ökade möjligheten att få bra spår av fisk även nära transduktorn där den undersökta vattenvolymen är liten. Den valda pinghastigheten var dock inte så hög att den skapade störningar för ekolodets mottagande av reflekterat ljud (s.k. overshooting).

Fiskbiomassor

Fiskbiomassorna (kg/ha) i Svartån beräknades utgående från skattade fisktätheter för enskilda arter och artvisa medelvikt för de fångade fiskarna. På grund av att fångst av enstaka stora fiskar får ett alltför stort genomslag i denna typ av beräkning gjordes en korrigering av biomassorna för arter där medelvikten hos de fångade fiskarna översteg 0,3 kg. I dessa fall beräknades inte biomassan utgående från en skattad fisktäthet per ha utan istället från en skattad förekomst (antal fiskar) inom undersökningsområdet. Detta för att undvika orimligt höga och osäkra skattningar av biomassan för arter som braxen, sutare, gädda, gös och regnbåge.



Figur 4. Fästeanordning för ekolodets transduktor för horisontell ekolodning. Anordningen tillåter justering i djup liksom i horisontell och vertikal riktning, samt kan monteras på båda sidor av båten.

Transduktorn fästes i en särskilt tillverkad ramp (Figur 4) som kunde monteras på båda sidor av båten. Transduktorn riktades horisontellt från båtsidan (90° vinkel) med möjlighet till justering horisontellt, vertikalt och med avseende på djupgående. Under ekolodningen kördes båten 1–2 m från stranden med transduktorn monterad på den motsatta sidan. Då båtens bredd var 2,2 m och ekolodet har en närgräns på ca 1,5 m innebär detta att ekolodningen i praktiken startade ca 5 m från strandlinjen och omfattade därmed bara den djupa delen (mittfåran) av de undersökta vattendragssträckorna.

Vid undersökningarna i Österdalälven 2005 kördes transekterna uteslutande uppströms för att ge båten låg, jämn hastighet och stabil kurs. Studier i andra miljöer har dock redovisat likvärdiga resultat vid ekolodning både upp- och nedströms (Hughes 1998). I Svartån var vattenhastigheten betydligt lägre och vid test visade det sig att båten kunde hålla låg fart och stabil kurs även nedströms. Ekolodningarna bedömdes därför kunna genomföras både upp- och nedströms utan att detta skulle påverka resultaten negativt. Detta innebar också tidsbesparing då det inte blev några transportsträckor under respektive undersökning. En minimering av antalet båtpassager minskar också antalet störningar som kan påverka fiskarnas beteende. På de olika undersökningslokalerna upprepades ekolodningen 2–3 gånger på varje sida av vattendragen under samma kväll (Österdalälven) och natt (Svartån). Området Ovan Hamnen i Svartån undersöktes dessutom med ekolod vid två tillfällen på likvärdigt sätt med en veckas mellanrum. Allmän information om transekterna och genomförandet redovisas i Bilaga 2, Tabell 1.

I Österdalälven genomfördes ekolodningarna under kvällstid från kl 17 till 23 medan ekolodningarna i Svartån genomfördes enbart nattetid (kl 23 – 03). Det är väl känt att många karpfiskarter i större utsträckning uppehåller sig i den fria vattenmassan nattetid jämfört med dagtid (jämför Lyons 1998) och eftersom merparten av de fiskar som förväntades återfinnas i Svartån var karpfiskarter (cyprinider)

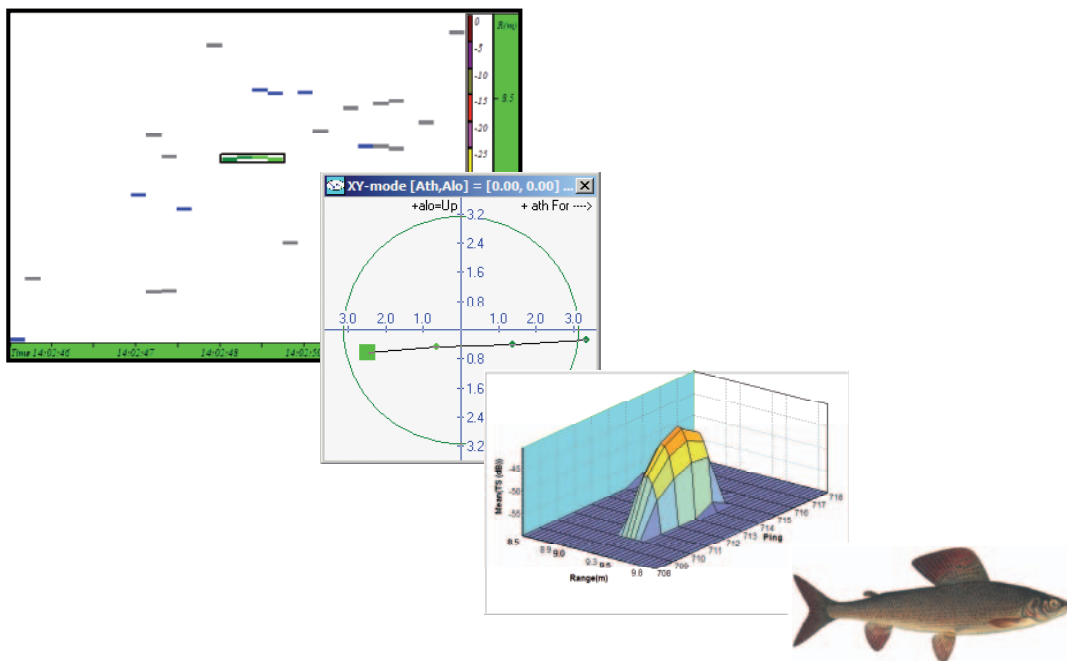
gjordes ekolodningarna där nattetid. Det bör dock noteras att det inte blir helt mörkt under någon tid på dygnet i mitten av juni då undersökningarna genomfördes i Svartån. För undersökningarna i Österdalälven som gjordes i september månad bedömdes tidpunkten på dygnet ha mindre betydelse för resultaten eftersom fiskbeståndet där främst bestod av strömlevande fiskarter som stensimpa, elritsa, harr och öring.

För att fiskar ska återge ekon som kan urskiljas och värderas vid hydroakustiska undersökningar måste de uppehålla sig i den pelagiala delen av vattenvolymen, dvs. i den fria vattenmassan ovanför botten. Fiskar som befinner sig på eller nära botten, som t.ex. stensimpa, registreras inte vid ekolodning då de inte kan särskiljas från bottenekon. Av denna anledning uteslöts bottenbundna fiskarter som stensimpa, lake, braxen, sutare och gädda vid jämförelsen mellan ekolodningsresultaten och resultaten från bätelfisket. Klassningen i bottenbundna och mer pelagiala arter baserades på fångstdata för bottennät och pelagiala nät vid nätprovfisken (Fiskeriverkets NatiOnellt Register över Sjöprovfisken (NORS) 2005). Vid jämförelsen med bätelfisket förutsattes även att fiskar som på dagtid ofta uppehåller sig nära botten eller i strandnära vegetation har ett mera pelagialt levnadssätt nattetid dvs. uppehåller sig i den fria vattenmassan (Lyons 1998). Resultaten från ekolodningen jämfördes därför med viktade medelvärden från bätelfisket omfattande både grund och djup biotop.

Mängden fisk (antal per hektar) skattades genom att räkna spår av fisk i ekolodningsdata (ekogrammen). Vid undersökningarna i Österdalälven identifierades fiskspår med tre olika metoder, (i) automatisk spårning av sammanhängande enkel-ekon med stöd av analysprogrammets enkel-eko detektor (single echo detector, SED), (ii) filtrering av data med hjälp av bildanalys (cross-filtrering), och (iii) som visuellt uppfattade sammanhängande enkel-ekon från total integrerad ekoenergi (utifrån det s.k. Amp-ekogrammet). Baserat på erfarenheterna från bearbetning av ekolodningsdata från Österdalälven användes för data från Svartån enbart

bildanalys med filtrering av data för att identifiera fiskspår (se Figur 1 i Bilaga 2). Antalet accepterade fiskspår beräknades genom att tillämpa särskilda kriterier med minst tre accepterade enskilda ekon i rad och granskning av enskilda spår (Figur 5). Beräkningen av den undersökta ytan baserades på transektlängd och ekolodets

medelräckvidd i varje transekt (Bilaga 2, Tabell 2). Fiskbiomassan beräknades med stöd av art- och storleksfördelningen (längd och medelvikt) från båtelfisket och mängden fiskspår som registrerades vid ekolodningen. Alla ekolodningsdata bearbetades och analyserades med Sonar5 Pro (version 5.9.6; Balk & Lindem 2005).



Figur 5. Exempel på hur enskilda fiskspår kan väljas ut och granskas för att bedöma om de kan accepteras för vidare bearbetning och analys. XY-bilden (andra bilden från vänster) visar fyra accepterade ekon i rad.

Undersökningslokaler i Österdalälven

Båtel fisket och de hydroakustiska undersökningarna i Österdalälven genomfördes på två undersökningslokaler (Åsens badplats och Ovan Laduön).

Den övre lokalen vid Åsens badplats omfattade en älvsträcka på 850 m. Sträckan är djup och har en mycket uniform botten-topografi som en följd av schaktningar i flodfåran i samband med byggnationen



Figur 6. Övre delen av lokalen Åsens badplats.

av Åsens kraftverk i slutet av 1960-talet. Älvfåran har på den undersökta sträckan en medelbredd på 68 m. Vattenhastighet är relativt låg och vattnet kan klassas som lugnflytande (Figur 6).

Med hjälp av data från biotopkarteringen delades lokalen in i två huvudbiotoper, dels strandnära grunda områden med 0,5–2 m djup, och dels djupa områden centralt i mittfåran med vattendjup 2–4 m. Båda biotoperna har en låg vattenhastighet (0,08–0,15 m/s) och en slät stenbotten. De båda biotopernas areal, medeldjup, vattenhastighet och bottenstrukturer redovisas i Tabell 1.

Den nedre lokalen (Ovan Laduön) omfattade en älvsträcka på 400 m. Lokalen är inte lika kanaliserad och hårt rensad som den övre lokalen, men är dock påverkad av tidigare flottledsrensningar. Älvfåran är här relativt grund och bred (medelbredd = 98 m). Bottensubstratet domineras av block, särskilt på den södra sidan där vattenhastigheten är mycket hög. Vattenhastigheten varierade från starkt strömmande till stråkande och var generellt betydligt högre än på lokalen Åsens badplats. Området delades i likhet med den övre lokalen upp i två biotoper, dels en grund biotop (djup 0,5–1,0 m) på älvens norra sida, och dels en djupare biotop (djup 1,0–2,0 m) på älvens södra sida (Tabell 1).

Tabell 1. Hydromorfologiska uppgifter för de undersökta lokalerna och biotoperna i Österdalälven 2005. Bredd avser lokalernas och biotopernas medelbredd. Grå markering = ekolodad biotop.

Lokal	Biotop	Djup (m)	Längd (m)	Bredd (m)	Areal (m ²)	% av totala ytan	Medeldjup (m)	Vattenhastighet (m/s)	Bottenstrukturer
Åsens badplats (A1) 679651-139381	Grund	0,5-2,0	850	16,8	14 250	24	1,2	0,02-0,29	Sten
	Djup	2,0-4,5	850	51,4	43 950	76	3,4	0,08-0,23	Sten
	Totalt	0,5-4,5	850	68,2	58 200	100	2,3	0,02-0,29	Sten
Ovan Laduön (A2) 679698-139839	Grund	0,5-1,0	400	35,0	14 000	36	0,8	0,22-0,90	Sten
	Djup	1,0-2,0	400	63,0	25 200	64	1,4	0,65-1,45	Block
	Totalt	0,5-2,0	400	98,0	39 200	100	1,1	0,22-1,45	Block

Undersökningslokaler i Svartån

I Svartån genomfördes undersökningarna huvudsakligen i tre områden belägna i den nedre delen av Svartån. I den jämförande metodstudien ingick lokalerna Karlslund Ovan bron (KOB), Karlslund Nedan bron (KNB) och Ovan Hamnen (OH). Den sistnämnda lokalen är belägen öster om Örebros stadskärna strax innan Svartåns utflöde i Hjälmarens (Figur 7) medan de två förstnämnda är belägna på den västra sidan av stadskärnan. Lokalernas längd, bredd och djup redovisas i Tabell 2.

I syfte att bestämma båtelfiskets fångst-effektivitet för de dominerande fiskarterna gjordes dessutom utfiskningsförsök på två mindre lokaler (Tabell 3), dels inom den översta delen av lokalen Karlslund Ovan Bron (Karlslund Övre) och dels på lokalen Lillån, Nedan Träbron. Lillån är ett biflöde som mynnar i Svartån nedanför Örebros hamn. Utfiskningsförsöken omfattade bara en sträcka på drygt 100 m på varje lokal. Dessa två lokaler hade därför en betydligt mindre areal än de övriga lokalerna.

Den övre lokalen (KOB) är belägen inom ett meandrande avsnitt av Svartån, väster om Örebros stadskärna. Lokalen är 750 m lång och 38 m bred. Sträckan har ett mycket varierande vattendjup, från 0,3 m i de grunda strandområdena till 6,7 m på de djupaste avsnitten på vattendragets södra sida. Bottensubstratet utgörs huvudsakligen av sand och lera. Lokalen delades in i en grund (huvudsakligen strandzonen på den norra sidan av vattendraget) och en djup biotop. Den djupa biotopen omfattade 84 % av lokalens totala ytan.

Den mellersta lokalen (KNB) är belägen direkt i anslutning till den övre lokalen. Den undersökta sträckan (nedan cykelbron) är mera homogen och något kortare (565 m) än sträckan ovan cykelbron, men medelbredden är densamma. Vattendjupet varierade mellan 0,7 och 4,9 m och botten-



Figur 7. Undersökningslokalen Ovan Hamnen i Svartåns nedre del 2006.

substratet bestod främst av finsediment. Vattenhastigheten var något lägre än för lokalen ovan bron. I likhet med den övre lokalen delades lokalen Karlslund Nedan Bron in i en grund biotop och en djup biotop. Även här omfattade den djupa biotopen en större areal (74 % av lokalens totala areal) än den grunda biotopen.

Den nedersta lokalen (OH) har en annan karaktär än de övriga lokalerna. Lokalen ligger omedelbart uppströms småbåts hamnen i Svartån och sträcker sig upp mot slussen. Lokalen är 595 m lång och har en medelbredd på 30 m. Sträckan har muddrats för att underlätta båttrafiken och har därför en slät botten och ett relativt homogent vattendjup. Trots detta kunde lokalen delas in i en grund biotop (strandzonerna) och en djup biotop (mittfåran). Strandzonerna hade ett medeldjup på 2,0 m medan mittfåran hade ett medeldjup på 2,7 m. Den djupa biotopen utgjorde 80 % av den totala lokalarealen.

Tabell 2. Hydromorfologiska uppgifter för de undersökta lokalerna och biotoperna i Svartån 2006. Bredd avser medelbredd och Djup avser medeldjup. Grå markering = ekolodad biotop.

Lokal	Biotop	Djup (m)	Längd (m)	Bredd (m)	Areal (m ²)	% av totala ytan	Djup (m)	Vattenhastighet (m/s)	Bottensubstrat
Karlslund, Ovan bron 6571960-1463207	Grund	0,3-2,2	750	6	4 500	16	1,4	0,10-0,20	Finsediment
	Djup	0,8-6,7	750	32	24 000	84	2,9	0,20-0,35	Sand
	Totalt	0,3-6,7	750	38	28 500	100	2,4	0,10-0,35	Sand
Karlslund, Nedan bron 6572066-1463721	Grund	0,6-2,6	565	10	5 650	26	1,5	0,05-0,15	Finsediment
	Djup	1,4-4,9	565	28	15 820	74	2,7	0,15-0,20	Finsediment
	Totalt	0,7-4,9	565	38	21 470	100	2,1	0,05-0,20	Finsediment
Ovan Hamnen 6572917-1468291	Grund	0,3-2,6	595	6	3 570	20	2,0	0,10-0,20	Finsediment
	Djup	1,0-4,0	595	24	14 280	80	2,7	0,20-0,30	Finsediment
	Totalt	0,3-4,0	595	30	17 850	100	2,4	0,10-0,30	Finsediment

Tabell 3. Hydromorfologiska uppgifter för lokalerna Karlslund Övre och Lillån Nedan Träbron i Svartån 2006. Bredd avser medelbredd och Djup avser medeldjup.

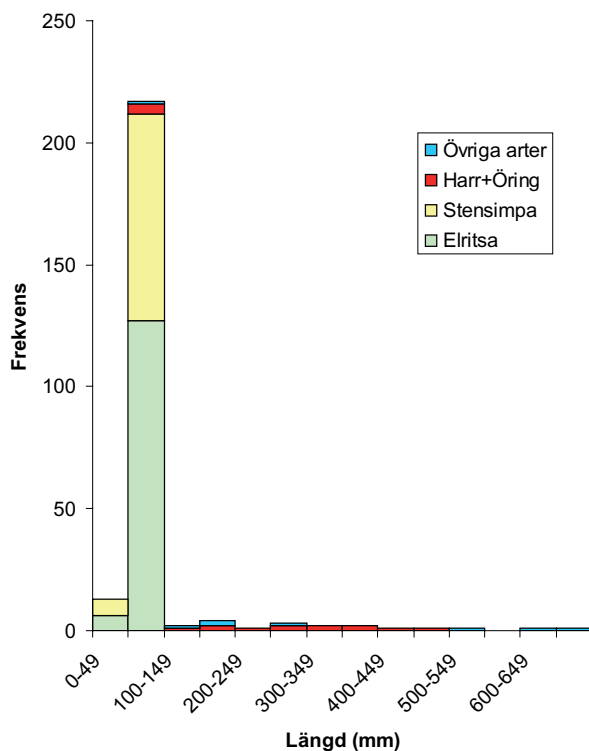
Lokal	Biotop	Djup (m)	Längd (m)	Bredd (m)	Areal (m ²)	% av totala ytan	Djup (m)	Vattenhastighet (m/s)	Bottensubstrat
Karlslund, Övre 6571865-1463225	Totalt	0,9-2,9	110	31	3 410	100	2,0	0,15-0,25	Finsediment
Lillån, Nedan träbron 6572097-1463711	Totalt	0,7-1,5	106	11	1 166	100	1,1	0,05-0,15	Finsediment

Resultat

Båtefiske

Österdalälven

Båda undersökningslokalerna (Åsens badplats och Ovan Laduön) hade en relativt låg fisktäthet. Totalt fångades 7 fiskarter. Förutom några få stora individer av gädda, öring och harr bestod fångsten främst av små fiskar (dominans av elritsa och stensimpa) i längdintervallet 40–100 mm (Tabell 4). Längdfördelningen hos de fångade fiskarna, exklusive stensimpa, framgår av Figur 8.



Figur 8. Längdfördelning för fångade fiskar vid båtefiske i Österdalälven 2005.

I de grunda strandnära biotopena varierade den totala fisktätheten från 155 till 431 individer/ha (Tabell 5). Med enbart "pelagiska" arter (exkl. stensimpa och gädda) var fisktätheten något lägre (28, respektive 335 individer/ha). För den djupa biotopen (djup >1 m) på lokalen Ovan Laduön var fisktätheten 49 individer/ha, varav 31 individer/ha var "pelagiska" arter. På lokalen Åsens badplats fångades ingen fisk överhuvudtaget inom den djupa biotopen (medeldjup 3,4 m) beroende på båtefiskets begränsade räckvidd och dess bristande effektivitet när vattendjupet överstiger 2 m.

Fiskefångsten varierade kraftigt mellan olika strips. Detta framgår dels av den höga förekomsten av "nollprov", dvs. strip där enskilda arter ej fångats, och dels av de höga variationskoefficienterna (CV % >200) för enskilda arter (Bilaga 1, Tabell 2). Skattningarna av den totala mängden fisk hade dock en något lägre variation (CV % = 82–108), med undantag för det djupaste delområdet (djupa biotopen) på lokalen Ovan Laduön. Troliga förklaringar till den stora variationen mellan olika strips i detta delområde är att båtefisket omfattade för korta strips samtidigt som båtefiskets fångsteffektivitet begränsades av den höga vattenhastigheten.

Svartån

I Svartån dominerades fiskefångsten av benlöja och mört på alla tre lokalerna. Andra arter som fångades var braxen, björkna, sarv, sutare, abborre gös, gädda och regnbåge. Totalt fångades 10 fiskarter på de tre lokalerna i Svartåns huvudfåra. Dessutom fångades gers på lokalen Lillån Nedan Träbron. I likhet med resultaten för Österdalälven varierade den beräknade fisktätheten (individer/ha) kraftigt mellan

Tabell 4. Medellängd för fångade fiskar (båda lokalerna) i Österdalälven 2005.

Art	Antal individer	Medellängd (mm)	Minimilängd	Maximilängd
Elritsa	133	68	45	92
Stensimpa	92	65	39	91
Öring	9	277	132	480
Harr	7	199	81	440
Gädda	4	466	95	650
Abborre	3	160	129	197
Lake	1	-	265	265
Totalt	249	86	39	650
Exkl. stensimpa	157	99	45	650

Tabell 5. Beräknad fisktäthet på de undersökta lokalerna vid båtelfiske i Österdalälven 2005. Viktat medelvärde för varje lokal är beräknat utgående från de olika biotopernas andel av lokalens totala yta.

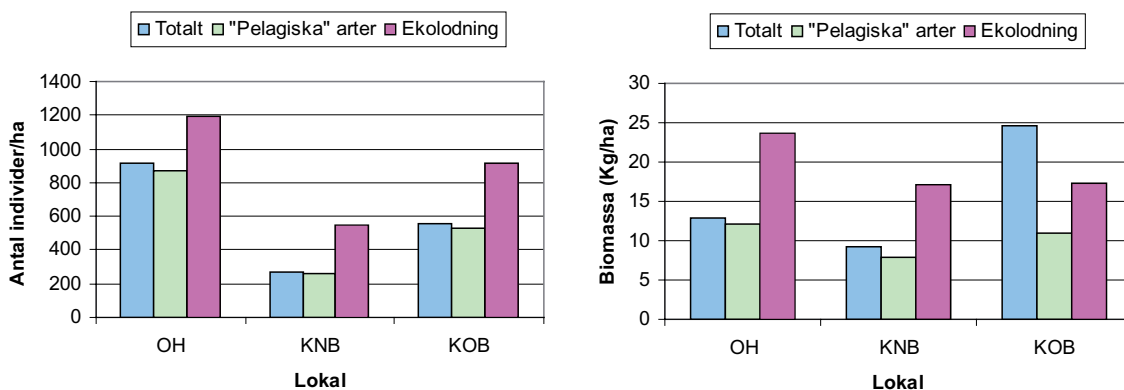
Lokal	Biotop	Totalt antal fiskar / ha	Antal pelagiska fiskar / ha
Åsens badplats (ÅB)	Grund (<2 m)	154,5	28,2
	Djup (2–4 m)	0	0
	Viktat medelvärde	37,1	6,8
Ovan Laduön (OL)	Grund (<1 m)	431,4	334,7
	Djup (1–2 m)	49,1	31,0
	Viktat medelvärde	186,7	140,3

både lokaler och biotoper. Den totala fisktätheten (viktade medelvärden) varierade från 271 individer/ha på lokalen Karlslund Nedan Bron till 912 individer/ha på lokalen Ovan Hamnen (Tabell 6). Trots att lokalerna Karlslund Ovan Bron och Karlslund Nedan Bron ligger i närheten av varandra var skillnaden i fisktäthet stor mellan dessa lokaler. Framför allt då inom de djupa biotoperna, där den övre lokalen hade en fisktäthet på 468 individer/ha medan den nedre lokalen hade en fisktäthet på bara 60 individer/ha.

I jämförelse med resultaten från Österdalälven hade Svartån en mer än dubbel så hög fisktäthet. I båda vattendragen hade de grunda biotoperna (strandzonerna) betydligt högre individtätheter än de djupa biotoperna (mittfåran), vilket är i överensstämmelse med de resultat som Mann & Penczak (1984) redovisar vid undersök-

ningar i den polska floden Pilica där 82 % av fisken fångades i strandzonen.

I likhet med individtätheterna var de beräknade fiskbiomassorna högst på lokalen Ovan Hamnen och lägst på lokalen Karlslund Nedan Bron (Tabell 6). Den totala genomsnittliga fiskbiomassan varierade från 9,3 till 24,6 kg/ha. På två av lokalerna utgjordes huvuddelen av biomassan av pelagiska arter som benlöja och mört, men på den tredje lokalen (Karlslund Ovan Bron) svarade även gädda och sutare för en stor del av biomassan. Biomassan för pelagiska arter varierade mellan 7,8 och 12,2 kg/ha. Dessa värden är i paritet med de biomassvärden (11,6 kg/ha) som Mann & Penczak (1984) redovisar för den polska floden Pilica. I likhet med fisktätheten var biomassen högre inom de grunda biotoperna, men variationen mellan de olika lokalerna var mindre. Vid båtelfisket i Svartån var fisk-



Figur 9. Skattad individtätthet (individer/ha) och biomassa (kg/ha) vid båtelfiske (viktade medelvärden) och ekolodning (identifierade fiskspår) på lokalerna Ovan Hamnen (OH), Karlslund Nedan Bron (KNB) och Karlslund Ovan Bron (KOB) i Svartån 2006.

Tabell 6. Beräknad fisktäthet och fiskbiomassa för de undersökta lokalerna i Svartån 2006. Viktat medelvärde för varje lokal är beräknat utgående från de olika biotopernas andel av lokalens totala yta.

Lokal	Biotop	Totalt antal fiskar / ha	Antal pelagiska fiskar / ha	Total biomassa (kg / ha)	Pelagisk biomassa (kg / ha)
Ovan Hamnen	Grund	1 573	1 365	20,2	16,4
	Djup	747	747	11,1	11,1
	Viktat medelvärde	912,2	870,6	12,9	12,2
Karlslund NB	Grund	871	844	29,4	23,6
	Djup	60	60	2,2	2,2
	Viktat medelvärde	270,9	263,8	9,3	7,8
Karlslund OB	Grund	1 043	1 000	29,3	19,7
	Djup	468	463	23,7	9,4
	Viktat medelvärde	560,0	548,9	24,6	11,0

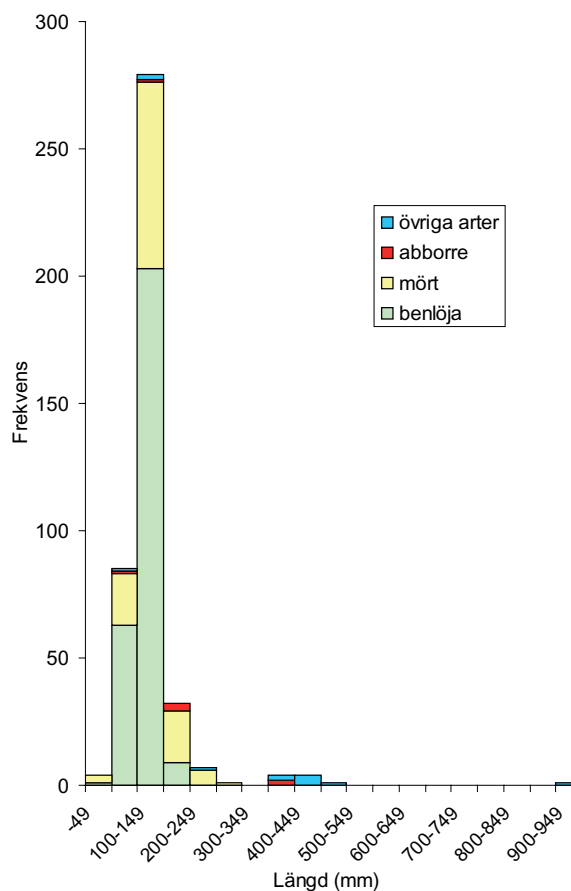
Tabell 7. Beräknad fisktäthet och biomassa utgående från fångst-återfångstförsök på lokalen Karlslund Ovan Bron.

Art	Antal fångade och märkta fiskar vid 1:a fisket	Medel-vikt (kg)	Antal fångade fiskar vid 2:a fisket	Antal märkta fiskar som återfångades vid 2:a fisket	Beräknat antal fiskar/ha	Skattad biomassa (kg/ha)
Benlöja	134	0,013	129	5	1 161	15,1
Mört	50	0,037	81	3	232	8,5
Braxen	4	0,471	25	1	20	9,4
Totalt	188		235	9	1 413	33,0
Pelagiska arter	184		210	8	1 393	23,6

tätheterna och biomassorna för pelagiskt uppträdande arter i genomsnitt 40–50 % lägre än de värden som erhöles vid ekolodningen (Figur 9).

På lokalen Karlslund Ovan Bron undersöktes fiskbeståndet även med hjälp av fångst-återfångstmetodik. I jämförelse med strip-fishing metoden erhöles betydligt högre värden för både fisktäthet och biomassa. Förekomsten av pelagiska arter beräknades till 1 413 individer/ha och biomassan till 33 kg/ha (Tabell 7), vilket är ungefär dubbelt så höga värden som för strip-fishing metoden. Det återfångades dock mycket få märkta fiskar och för enskilda arter och även totalt var antalet återfångade fiskar för litet för att ge tillförlitliga värden. Fångst-återfångstmetoden kräver att minst 7 märkta fiskar återfångas av varje art för att ge tillförlitligt resultat. Vanligtvis erhöles relativt likvärdiga skattningar av fisktätheten med strip-fishing och fångst-återfångstmetoden (Schmutz m.fl. 2001).

De fångade fiskarnas medellängd och medelvikten redovisas i Tabell 8. På alla tre lokalerna dominerades fångsten av fiskar (främst benlöja och mört) i storleksintervallet 100–250 mm. Stora individer förekom bara bland braxen, gädda, gös, regnbåge och sutare. Längdfördelningen för alla fångade arter framgår av Figur 10.



Figur 10. Längdfördelning hos samtliga fångade fiskar vid båtelfiske på lokalerna Ovan Hamnen, Karlslund Nedan Bron och Karlslund Ovan Bron i Svartån 2006.

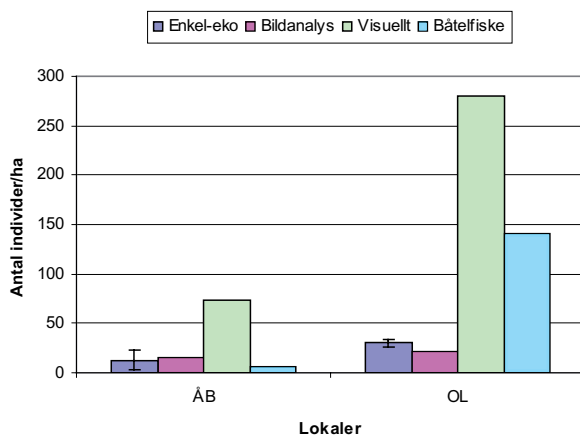
Tabell 8. Medellängd för fångade fiskar på lokalerna Ovan Hamnen, Karlslund Nedan Bron och Karlslund Ovan Bron i Svartån 2006.

Art	Antal individer	Medellängd (mm)	Minimilängd	Maximilängd
Benlöja	276	115	22	165
Mört	123	132	47	232
Braxen	10	317	165	353
Björkna	3	145	70	240
Sarv	1		140	140
Sutare	2	417	397	436
Abborre	7	270	72	398
Gös	2	419	378	460
Gädda	4	685	436	930
Regnbåge	2	381	352	410
Totalt	430	288	22	460
Enbart pelagiska arter	414	229	22	460

Hydroakustik

Österdalälven

På den övre lokalen Åsens badplats genomfördes ekolodningen i älvfårans centrala del där vattendjupet var 2–4 m. På den nedre lokalen Ovan Laduön var den norra älvsidan för grund (<0,8 m) för ekolodning och därför undersöktes här bara den södra och djupa halvan (djup 1–2 m) av älven med ekolod. Resultaten från ekolodningen uppvisade stora skillnader beroende på val av metod för bearbetning och analys av data. Påfallande var den stora mängd fiskspår (ekospår) som erhöles vid visuell bearbetning och analys, jämfört med automatisk detektion av enkel-ekon och filtrering med bildanalys av enkel-ekon och spår (Figur 11). Den visuella bearbetningen indikerade en genomsnittlig fisktäthet mellan 73 och 280 individer/ha medan de övriga två metoderna gav en fisktäthet mellan 13 och 30 individer/ha. Av de tre testade analysmetoderna visade automatisk detektion av enkel-ekon och filtrering med bildanalys bäst överensstämmelse med resultaten från båtelfisket (Figur 11).



Figur 11. Jämförelse av antal påträffade fiskspår (antal fiskspår/ha) vid mobil horisontell ekolodning och resultat från båtelfiske (antal individer/ha) på lokalerna Åsens badplats (ÅB) och Ovan Laduön (OL) i Österdalälven. Antalet identifierade fiskspår varierade med val av analysmetod (enkeleko, bildanalys, visuell identifiering). I varje stapel redovisas standardavvikelsen för medelvärdet.

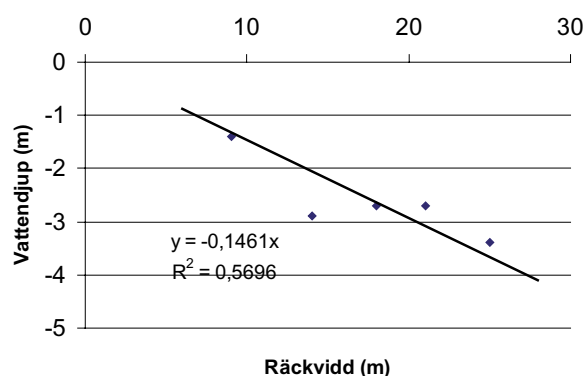
Vid jämförelsen av ekolodsresultaten med resultaten från båtelfisket ingår endast fiskarter som kan uppträda pelagiskt, dvs. i fria vattenmassan. För lokalen Åsens badplats görs jämförelse mot viktat medelvärde för båda biotoperna medan för lokalen Ovan Laduön jämförs ekolodsresultatet enbart mot elfiskeresultatet från den djupa biotopen där ekolodningen genomfördes. Det senare beroende på att det viktade medelvärdet för både grund och djup biotop inte bedömdes vara representativt för den djupa biotopen. En talrik förekomst av elritsa i den snabbt strömmande djupa biotopen bedömdes som osannolik.

Svartån

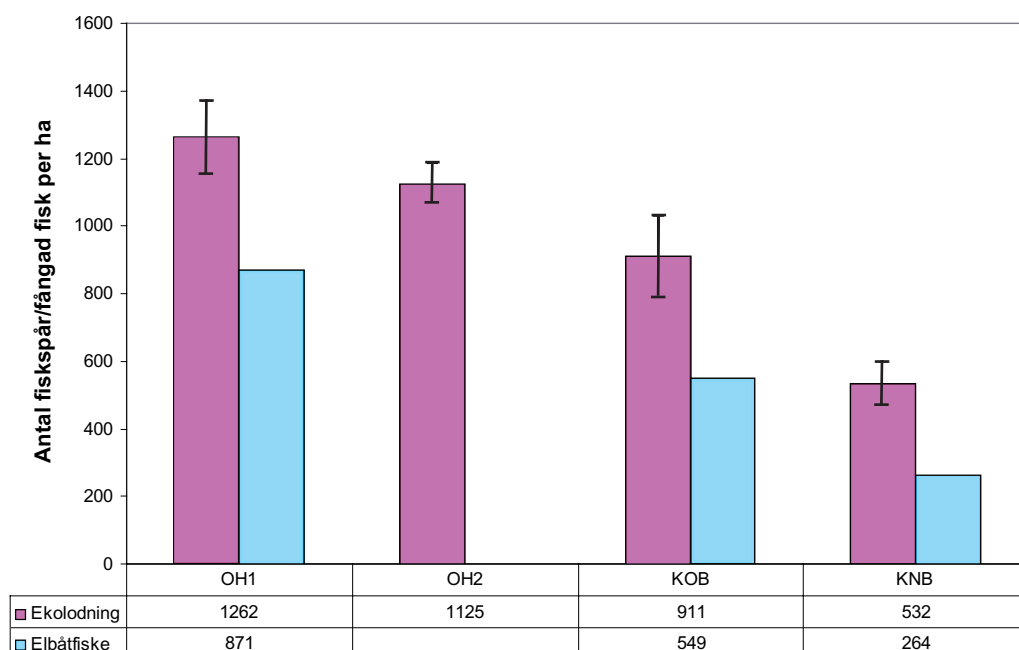
Ekolodningen genomfördes enbart inom den djupa delen (djup >1,5 m) av varje lokal. Resultaten redovisas som genomsnittligt antal fiskar per hektar efter bearbetning med bildanalys (Figur 12). Jämförelsen med resultaten från båtelfisket görs mot viktade medelvärden för varje lokal och omfattar endast arter som kan antas uppträda pelagialt (nattetid). Av de undersökta lokalerna hade lokalen Ovan Hamnen den högsta beräknade fisktätheten (1 261 fiskspår/ha), medan lokalen Karlslund Nedan Bron hade den lägsta tätheten (532 fiskspår/ha). De vid ekolodningen erhållna resultaten följer därmed samma mönster som resultaten från båtelfisket. De beräknade fisktätheterna var dock något högre än båtelfiskets viktade medelvärden. Även de beräknade fiskbiomassorna (17,1–23,7 kg/ha) var högre än motsvarande värden vid båtelfisket. Den högsta fiskbiomassan hade lokalen Ovan Hamnen där benlöja var den dominerade arten. De upprepade undersökningarna på lokalen Ovan hamnen visade en god överensstämmelse för antalet räknade fiskspår (OH1 och OH2 i Figur 12), vilket indikerar att metoden har en god reproducerbarhet.

I både Österdalälven och Svartån varierade ekolodets räckvidd mellan de olika lokalerna beroende på att de hade olika vattendjup och bottenografi. Särskilt i

Österdalälven var variationen i ekolodets räckvidd stor. I det djupa området (Åsens badplats) som hade en jämn bottenpografi och ett vattendjup på 2–4 m var ekolodets räckvidd 23–28 m. I det grundare området (Ovan Laduön) där bottenpografen var mera ojämn och vattendjupet var mindre (1–2 m) var räckvidden i medeltal bara 8 m. I Svartån varierade räckvidden för ekolodet mindre och var mera lika mellan lokalerna. Räckvidden var 14 till 21 m. Liknande räckvidder för horisontell ekolodning har observerats vid undersökningar i floderna Trent och Themsen där räckvidder mellan 7 m och 30 m uppmättes (Hughes 1998, Lyons 1998). Nedan visas ett enkelt samband mellan ekolodets räckvidd och vattendjupet (Figur 13). Avvikelsen från regressionslinjen för en av punkterna (lokalen Karlslund Ovan Bron) beror främst på att lokalen hade en mycket varierande bottenpografi som minskade ekolodets genomsnittliga räckvidd.



Figur 13. Regressions samband mellan vattendjup (medeldjup) och ekolodets räckvidd på de undersökta lokalerna i Österdalälven och i Svartån.



Figur 12. Antal spår av fisk från ekolodning (medel från 6 transekter per område och undersökningstillfälle) och antal fångade fiskar vid båt-fiske i delar av Svartån (Örebro). I varje stapel redovisas också standardavvikelsen för medelvärdet. Undersökta områden var Ovan Hamnen (2 ggr; OH1 respektive OH2), Karlslund nedan bron (KNB) och Karlslund ovan bron (KOB).

Diskussion och slutsatser

Val av lokaler och undersökningsmetod

En förutsättning för att välja lämpliga lokaler och metoder för fiskundersökningar i större vattendrag är att vattendragens djup- och bottenförhållanden är kända. Det är därför alltid nödvändigt att genomföra en översiktlig biotopkartering innan val av undersökningslokaler och metoder görs. Biotopkarteringen skall omfatta mätning av vattendragsbredd, vattendjup och vattenhastighet. Dessutom bör man kartera strandprofil (lutning), vattenvegetation och bottensubstrat. När lokalerna väl har valts ut bör även en noggrannare kartering av djup och bottenförhållanden genomföras i transekter tvärs över vattendraget för att kunna göra en korrekt uppdelning av förekommande biotop typer. Eftersom många fiskarter har en klumpvis fördelning i vattendragen som är kopplad till biotop typ är det viktigt att de utvalda lokalerna omfattar flera biotoper och är tillräckligt långa för att ge representativa mått på fiskfaunas sammansättning och individtäthet. Enligt den Europeiska elfiskestandard (CEN 2003) skall elfiskelokalerna omfatta både lugnvatten (höljor) och snabbt strömmande vattenavsnitt. Sträckorna skall vara tillräckligt långa för att säkra fångst av dominerande arter och ge ett representativt mått på vattendragens fisksamhällen.

I USA har man analyserat vilken sträcklängd som krävs för att få asymptotiska avtagande värden på antal arter och andra indikatorer på fisksamhällets biologiska integritet. För större vattendrag visar analysresultaten att den undersökta sträckan bör ha en längd som är 20–100 gånger vattendragets bredd (McCormick & Hughes 2000, Hughes m.fl. 2002, Moulton m.fl. 2002, Maret & Ott 2004, Hughes & Herlihy 2006). Det stora variationsspannet beror på att den sträcklängd som krävs för att få representativa mått på artförekomsten varierar

kraftigt både med typen av vattendrag och geografiskt område. Beroende på vattendragens storlek motsvarar multiplerna av vattendragsbredden en sträcka från 300 m upp till 10 km.

Ovanstående rekommendationer innebär dock att undersökningarna i de största vattendragen blir både resurs- och kostnadskrävande. Därför har man i flera nationella undersökningsprogram i USA istället använt ett fast längdintervall där 500 m är minsta längd och 1 000 m är maxlängd för lokalen (Moulton m.fl. 2002, Emery m.fl. 2003, Flotemersch & Blocksom 2005, Emery m.fl. 2006). För grunda vattendrag har Flotemersch & Blocksom (2005) visat att 1 km långa sträckor ger ett tillräckligt representativt mått på fiskförekomsten och begränsar variationen hos indikatorerna till max 20 %. I Europa har man inte gjort motsvarande analyser av provfiskesträckans längd, men enligt den europeiska elfiskestandard (CEN 2003) skall undersökningslokalerna i större vattendrag ha en längd motsvarande minst 10 gånger vattendragets bredd.

Med hänsyn till den europeiska elfiskestandard och de tillämpade sträcklängderna i de nationella undersökningsprogrammen i USA har de undersökta lokalerna (400–850 m långa) i Österdalälven och Svartån (med ett undantag) sannolikt varit tillräckligt långa för att ge en god bild av fiskförekomsten. Undantaget är lokalen Ovan Laduön i Österdalälven där det också var svårt att genomföra oberoende stickprov med båtelfiske. Eftersom vattendragen i USA har en betydligt artrikare fiskfauna kan man dessutom på goda grunder anta att det i Sverige inte krävs lika långa undersökningssträckor för att få ett representativt resultat som i nordamerikanska vattendrag. Den all-

männan rekommendationen utgående från föreliggande studie är dock att man skall eftersträva en lokallängd på minst 500 m och helst 1 000 m för medelstora vattendrag (20–100 m breda). I större vattendrag kan det krävas ännu längre sträckor, kanske 1–3 km långa undersökningssträckor. I södra Sveriges större vattendrag kan det dock vara svårt att hitta sådana långa sammanhängande undersökningslokaler, p.g.a. dammar och andra ingrepp.

I alla vattendrag med ett genomsnittligt vattendjup större än 2 m är det nödvändigt

att använda flera kompletterande metoder. Enligt den Europeiska standarden för val av undersökningsmetoder (CEN 2006) är både båtelfiske och mobil horisontell ekolodning lämpliga metoder för undersökning av fiskbestånden i större vattendrag. Andra metoder som kan vara lämpliga att använda i större vattendrag är kvantitativt elfiske enligt utfiskningsmetoden på grunda vadbara avsnitt, samt provfiske med strandnot och bottensatta översiktsnät i djupare avsnitt (CEN 2006).

Båtelfiske

Båtelfiske är en kostnadseffektiv undersökningsmetod för de flesta större vattendrag (Hickley & Starkie 1985). Avgörande för båtelfiskets användningsområden är det elektriska fältets räckvidd och vilken fångsteffektivitet som kan uppnås i olika miljöer. På grund av båtelfiskets begränsade räckvidd är metoden bäst lämpad för undersökningar i grunda vattendrag där vattendjupet inte överstiger 2 m eller längs stränderna i de större mer djupa vattendragen. Om elfiskebåten och anodelektroden är rätt utformade är dock båtelfiske möjligt ned till 3 m djup (CEN 2006). Av de kvantitativa undersökningsmetoderna är strip-fishing metoden den bäst lämpade att ingå i nationella övervakningsprogram. Metoden ger möjlighet att kvantifiera fiskförekomsten inom olika habitattyper i större vattendrag samtidigt som metodens reproducerbarhet och precision kan testas (Schmutz m.fl. 2001). Metoden används också redan i Österrike för övervakning av vattendragens ekologiska status enligt ramdirektivets krav (Haunschmid m.fl. 2006).

I föreliggande pilotstudie testades strip-fishing metoden i både Österdalälven och Svartån. Vid båtelfisket i Österdalälven fångades totalt 7 fiskarter. Detta resultat kan anses som representativt för artförekomsten i Österdalälven med tanke på att man vid tidigare båtelfisken har fångat samma arter, samt sik (Carlstein muntligt

meddelande). I Svartåns huvudfåra och biflödet Lillån fångades totalt 11 fiskarter. Det är samma antal arter som påträffades vid nätprovfisken i Svartån (Degerman 1995). Totalt har det dock påträffats 17 fiskarter i Svartån (Erik Degerman, muntligt meddelande). Av dessa förekommer nors och asp i Svartån bara under lekperioden. Av de övriga arterna (stensimpa, nissöga, lake och färna) som saknades i båtelfiskefångsten är tre bottenlevande arter som är svåra att fånga med båtelfiske när vattendjupet överstiger 2 m och den färde (färna) är relativt ovanlig. Den goda överensstämmelsen i antal fångade arter mellan båtelfisket och nätprovfisken visar således att antalet arter som fångades vid båtelfisket utgör ett representativt mått på artförekomsten i Svartån. Enligt Goffaux m.fl. (2005) fångas ofta fler arter med båtelfiske än med nätprovfiske, och då särskilt arter som utgör indikatorer på en bra vattenkvalitet, t.ex. öring och lax.

I både Österdalälven och Svartån var såväl små som stora fiskar relativt väl representerade i fångsten. Endast mycket små individer med en längd mindre än 50 mm var underrepresenterade i fångsten. Andra provfiskemetoder som nätprovfiske, strandnot och olika fasta redskap som ryssjor och mjärdar ger ofta liknande resultat med lägre fångst av små fiskar. Enligt Harvey & Cowx (1996) är alla nätreddskap

storleksselektiva och fångar främst fiskar större än 80 mm. De jämförde storleksfördelningen hos mört fångad med båtelfiske och mört fångad med strandnot och erhöll relativt likvärdiga storleksfördelningar, fränsett att något fler stora fiskar fångades med strandnoten än med båtelfisket. Även Goffaux m.fl. (2005) redovisar liknande resultat med större andel stora fiskar i fångsten vid nätprovfisken jämfört med vid båtelfisken.

Med hänsyn till vattendragens produktivitet är skattningarna av den totala fisktätheten rimliga, både för Österdalälven och för Svartån. Fisktätheterna i Österdalälven och Svartån ligger i nivå med de fisktätheter som Penczak & Mann (1993) redovisar för båtelfisken (utfiskningsförsök) i floden Pilica i Polen. De är dock lägre än de värden (2 000–4 000 individer/ha) som Zauner m.fl. (2000) redovisar för båtelfiske med strip-fishing metodik i floden Grenzmur (Mur) i Österrike. Grenzmur är en mycket artrik (52 arter) och produktiv gränslod mellan Österrike och Slovenien. I likhet med resultaten i denna studie varierade fisktätheten i floden Grenzmur kraftigt mellan olika biotoper, från 100 individer/ha i den centrala delen av vattendragsfåran upp till 4000 individer/ha inom vissa strandbiotoper (Zauner m.fl. 2000, Schmutz m.fl. 2001). Det visar hur viktigt det är att undersöka flera olika biotyper i samma vattendrag för att få ett representativt mått på fiskförekomsten.

Jämförelsen av resultaten från båtelfisken och ekolodningarna visar på en relativt god överensstämmelse för Österdalälven, men något sämre för Svartån. För Österdalälven försvagas dock jämförelsen något eftersom det inte var möjligt att använda viktat medelvärde för resultaten från båtelfisken omfattande båda biotoperna för lokalen Ovan Laduön. Vid båtelfisken i Svartån var de beräknade fisktätheterna och fiskbiomassorna av ”pelagiska” fiskarter 40–50 % lägre än de tätheter och biomassor som beräknades utgående från ekolodsresultaten. Det indikerar att båtelfisken har underskattat fiskförekomsten, vilket var väntat eftersom elfiske ofta underskattar fiskförekomsten. Det är relativt vanligt att kvantitativa elfisken i vadbara vattendrag underskattar den faktiska fiskförekomsten

med ca 25 % (Mahon 1980, Bohlin & Cowx 1990). För båtelfisken som genomförs på ett större vattendjup är det rimligt att anta att underskattningen kan uppgå till 40–50 %, särskilt vid ett begränsat siktdjup som i Svartån (0,8 m).

Både Österdalälven och Svartån förekom det stora variationerna i fångst mellan olika strips, vilket resulterade i medelvärden med höga variationskoefficienter (CV %). Den stora spridningen kring medelvärdet indikerar en något osäker skattning av fisktätheten i de olika biotyperna, eller alternativt att biotoperna inte var så homogena som avsetts. Beståndsskattningarna i Svartån hade dock något lägre variation än skattningarna i Österdalälven. Den stora spridningen kring medelvärdena beror på flera faktorer, men de viktigaste är sannolikt för stora djupvariationer inom de grunda biotoperna och en låg fångsteffektivitet för båtelfisken vid vattendjup större än 2 m. Variationen beror dock också på för få strips och för korta strips i en del av biotoperna. I Svartån påverkades fångsteffektiviteten även av ett litet siktdjup (0,8 m) som gjorde det svårt att se fisken vid håvning. Schmutz m.fl. (2001) rekommenderar att siktdjupet vid båtelfiske skall vara minst 1,5 m. De stora variationerna i fångst mellan olika strips kan minskas med en tillämpning av fler och längre strips och noggrannare biotopindelning. Enligt Schmutz m.fl. (2001) är det med strip-fishing metoden möjligt att skatta fiskförekomsten med en precision inom 10 % av medelvärdet i vattendrag med vattendjup mindre än 2 m.

En avgörande faktor för en bra skattning av fisktätheten med båtelfiske och strip-fishing metoden är fångsteffektiviteten. Det är därför mycket viktigt att fastställa korrekta fångsteffektivitetsvärden för förekommande fiskarterna i olika vattendragstyper. Vid alla former av elfisken är fångsteffektiviteten beroende av en rad abiotiska faktorer som konduktivitet, vattendjup, siktdjup, vattenhastighet och habitatstruktur (Harvey & Cowx 1996, Degerman & Sers 1999). Av dessa faktorer är det främst vatten- och siktdjupet som är avgörande för fångsteffektiviteten vid båtelfiske. Det är välkänt att elfiske fungerar mindre bra i grumliga, djupa (>2 m) eller mycket snabbt ström-

mande vattendrag (Casselmann m.fl.1990). Även biologiska faktorer som fiskart och fiskstorlek påverkar fångsteffektiviteten genom att fångstbarheten varierar beroende på art och fiskstorlek (Welton m.fl.1990, Harvey & Cowx 1996, Degerman & Sers 1999). Generellt gäller att bottenlevande arter som stensimpa och lake är svårare att fånga än mera frilevande arter som benlöja och mört. För att elfiske skall vara lämplig som kvantitativ undersökningsmetod måste fångsteffektiviteten vara högre än 25 % (Degerman & Sers 1999) och helst bör den vara högre än 30 % för de enskilda arterna (Cross 1972).

För att öka fångsteffektiviteten vid båtelfiske har man prövat olika metoder. Den bästa metoden är att använda ett sekventiellt strömpåslag på anodelektroden (strömpåslag på en elektrod i taget), med början från de laterala in mot till de centrala (Cowx m.fl. 1988, Harvey & Cowx 1995 och 1996). Med ett sekventiellt strömpåslag och en strömpuls som bara omfattar en $\frac{1}{4}$ sinusvåg minskar spänningsgradien-

ten nära anodelektroden samtidigt som räckvidden på det effektiva elektriska fältet ökar (Harvey & Cowx 1996). Den lägre spänningsgradienten nära anodelektroden minskar risken för skador på fisken. I lugnflytande vattendrag med litet siktdjup och hög fisktäthet kan fångsteffektiviteten vid båtelfiske ökas ytterligare genom att använda en fölgebåt för att håva upp bedövade fiskar (Daugherty & Sutton 2005). För båtelfiske i vattendrag med vattendjup större än 2 m kan fångsteffektiviteten också förbättras genom att genomföra båtelfiske på natten med strålkastare istället för under dagtid. Undersökningar i USA har visat att båtelfiske nattetid ger en signifikant högre fiskfångst (Witt & Campell 1959, Paragamian 1989, Reynolds 1996, Dennis & Dumont 1997). Elfiske på natten möjliggör också fångst av fler arter och större fiskar (Reynolds 1996). Detta beror på att fisken i allmänhet är mindre lättskrämmd på natten och på att fler arter befinner sig i den fria vattenmassan och ofta nära vattenytan (Reynolds 1996).

Hydroakustik

Mobil horisontell ekolodning är en relativt ny metod för övervakning av fiskbestånd i sjöar och vattendrag. Det är först under 1990-talet som metoden har börjat användas för rutinmässig övervakning av fiskbestånden i större vattendrag (Hughes 1998, Kubecka m.fl. 2000, EA 2004). Metoden har utvecklats i England av Duncan & Kubecka (1993 och 1994), och har visat sig vara både en snabb och kostnadseffektiv metod för övervakning av fiskbestånd i större lugnflytande vattendrag (Hughes 1998). I fasta stationära installationer har horisontell ekolodning använts under betydligt längre tid. Stationär horisontell ekolodning har använts för att övervaka vandrande laxfiskbestånd (tidpunkt för uppvandring och mängden uppvandrande fisk) sedan slutet av 1970-talet (Mesiar m.fl. 1990, Ransom m.fl. 1998, Thorne 1998).

Vid horisontell ekolodning i grunda vattenmiljöer begränsas ekolodets räckvidd av vattendjupet beroende på ljudreflektioner från botten och ytan. Ljudreflektionerna gör också att bakgrundsbruset (störningen) blir starkt i förhållande till ekot från fisken (Kubecka 1996), vilket ger låga SNR (signal-to-noise-ratios). En annan svårighet med horisontell ekolodning är att ekot varierar i styrka beroende på fiskkroppens vinkel mot ljudstrålen (Kubecka 1996). De låga SNR-värdena och den varierande målstyrkan (target strength) gör att det är svårare att upptäcka fisken på ekogrammet och att uppskatta fiskens storlek vid horisontell ekolodning jämfört med vertikal ekolodning (Knudsen 2000, Mulligan 2000). För att minska störningarna från botten och ytan bör man helst använda ekolod med hög ljudfrekvens (400–550 kHz) och en

elliptisk transduktor med smal ljudstråle (<4° vinkel i vertikal led) (Thorne 1998).

Studierna i Svartån år 2006 resulterade generellt i betydligt större antal spår av fisk än 2005 års studier i Österdalälven. Detta beror sannolikt på att mängden fisk är större i Svartån som är mera näringsrik, och på att flera individer befinner sig i den fria vattenmassan (pelagialen) nattetid i Svartån än i Österdalälven. Det senare är kopplat till dominansen av karpfiskar och den lägre vattenhastigheten i Svartån. Det är också möjligt att den mindre krävande omgivningen (lägre vattenhastighet och jämnare botten) i Svartån påverkade mängden hydroakustiska data som kunde nyttjas för bearbetning och analys. Den högre pinghastigheten (10 ping/s) i Svartån jämfört med Österdalälven (5 ping/s) bör också ha bidragit till upptäckt av fler fiskspår, framför allt för fiskar som passerade nära transduktorn. En låg båthastighet i kombination med hög pinghastighet innebär större chanser att träffa fisken med flera ping, vilket ökar möjligheten att uppfatta och bedöma spår. Detta är särskilt betydelsefullt för fisk som befinner sig nära transduktorn där ekolodet täcker den minsta vattenvolymen. Om pinghastigheten sätts för högt finns dock risk för s.k. overshooting, vilket ger störningar då ljud från tidigare ping inte hunnit släckas ut när ekon från det senast utsända pinget registreras.

I båda vattendragen gjordes 4–6 upprepade ekolodningar på varje lokal under likvärdiga förhållanden, vilket gjorde det möjligt att beräkna statistiska mått på variationen. Den måttliga variationen (uttryckt som standardavvikelse) kring respektive medelvärde visar att jämförelser mellan områden är fullt möjliga. Testkörningarna i Österdalälven 2005 visade vidare att ekolodning i uppströmsriktning är att föredra vid hög strömhastighet beroende på att båten då kan framföras med en låg och jämn hastighet. I Svartån som hade en relativt låg strömhastighet på alla lokalerna genomfördes ekolodningarna i båda riktningarna (uppströms och nedströms). Det innebär att transport av båten inom undersökningsområdet inte behövde ske mellan ekolodningarna och därmed minskade risken att störa fisken. Att ekolodning i båda riktningarna ger likvärdiga resultat

vid låg strömhastighet har Hughes (1998) visat vid undersökningar i floden Themsen. En jämförelse av repetitionerna inom varje område visade ingen trend till minskat antal fiskspår vid upprepade ekolodning. Däremot verkade det finnas en trend för lokalerna Karlslund Ovan Bron och Karlslund Nedan Bron med något fler fiskspår vid passage nedströms, vilket skulle kunna förklaras av att fiskarna gled med båten och den svaga strömmen och på så sätt befann sig i området för ekolodets ljudstråle under längre tid. Även den upprepade undersökningen med några dagars mellanrum vid området Ovan Hamnen visade på god stabilitet i resultaten med avseende på både medelvärde och variation.

Beträffande bearbetning av data visade metodstudien i Österdalälven att bildanalys med datafiltrering var den bästa tillgängliga metoden att identifiera spår av fisk. Den i programmet inbyggda detektorn för enkel-ekon är primärt utvecklad för att definiera fiskspår vid vertikal ekolodning och därför mindre lämplig att använda vid horisontell ekolodning. Bearbetning av enkel-ekon och fiskspår med hjälp av bildanalys gör det möjligt att på ett objektivt sätt filtrera fram de spår som utgör sannolika fiskar utan att faktiska fiskspår blir bortsorterade. Denna metodik bygger dock till stor del på erfarenhet hos den som utför analysen och kräver en mer omfattande analys av ekolodsdata. Data från horisontell ekolodning kräver också generellt betydligt mer bearbetning och analys än data från vertikal ekolodning, speciellt i grunda miljöer. Detta beror framför allt på att ljudets spridning (s.k. rifsärisk spridning) bryts av yta och bottenstrukturer vilket förändrar strukturen även på ”riktiga” ekon från fisk som tas emot av transduktorn. Mobil horisontell ekolodning komplicerar analysen ytterligare då bottenstrukturen varierar kontinuerligt. Vid undersökningarna i Österdalälven och Svartån användes en cirkulär transduktor med sfärisk spridning av ljudpulserna. Det är sannolikt att en elliptisk transduktor med en smalare elliptisk spridning av ljudpulserna hade givit en säkrare skattning av fiskförekomsten. Genom att använda ekolod med högre ljudfrekvens och en elliptisk transduktor är det möjligt att förbättra tillämpningen av horisontell ekolodning ytterligare (jämför Thorne 1998).

Slutsatser

Kvantitativa fiskundersökningar i större vattendrag kräver en översiktlig kartering av djup- och bottenförhållanden. Uppgifterna behövs för val av lokaler och metoder. När lokalerna har valts ut görs sedan en mer detaljerad kartering av lokalernas djup-, flödes och bottenförhållanden. Dessa uppgifter används för att göra en noggrann biotopindelning baserad på vattendjup, strandlutning, avstånd till strand och vattenhastighet.

Bland båtelfiskemetoderna är det främst strip-fishing och fångst-återfångst som är bäst att använda för kvantitativa undersökningar i större vattendrag. Strip-fishing metoden mera kostnadseffektiv och har dessutom fördelen att den ger ett stort antal provytor, vilket gör att metodens precision kan testas. Fångst-återfångstmetoden är ofta också för tids- och arbetskrävande för rutinmässiga undersökningar av de större vattendragens ekologiska status. Den kan däremot med fördel användas vid resursövervakning när övervakningen är inriktad på bara en eller två ekonomiskt viktiga arter.

Undersökningarna i Österdalälven och Svartån har visat att strip-fishing metoden kan användas i svenska vattendrag när vattendjupet är mindre än 2 m, men att säkerheten och precisionen i skattningarna av fiskförekomsten behöver förbättras något, t.ex. genom att välja lokaler lämpade för båtelfiske (djup <2 m). Skattningarna kan också förbättras genom att fiska fler och längre strips inom varje biotop. Metodens precision och säkerhet i skattningen av fisktäthet bör testas i flera vattendrag innan metoden kan föreslås som standard för kvantitativa fiskundersökningar i större vattendrag. Genom att anpassa elfiskemetoden till olika miljötyper och olika fisksamhällen kan även båtelfiskets fångsteffektivitet förbättras, t.ex. genom användning av följbåt i lugnflytande och något grumliga vattendrag och genom att

utföra båtelfisket på natten istället för på dagen när vattendjupet är 2–3 m. Båtelfiske enligt strip-fishing metoden kan med fördel användas för att bedöma vattendragens ekologiska status både med det svenska fiskindexet VIX och det europeiska fiskindexet EFI.

Metodstudien i Österdalälven och Svartån har också visat att det är möjligt att kvantifiera fiskförekomsten i större och djupa (djup >2 m) vattendrag med en kombination av båtelfiske och mobil horisontell ekolodning. Det förutsätter dock en kartläggning av vattendragens djupförhållande, vattenflöde och typ av fisksamhälle innan undersökningarna genomförs. Fisksamhällets karaktär påverkar tidpunkten för ekolodningen, såväl tid på året som på dygnet, även om båtelfisken på dagtid och ekolodningar nattetid generellt verkar vara att föredra. Vattendragets strömhastighet avgör om båten kan framföras såväl nedströms som uppströms med låg och jämn hastighet vid ekolodning. I annat fall måste ekolodningen ske enbart uppströms, vilket innebär att fästnanordningen för ekolodets transduktor måste kunna monteras på båda sidor av båten om den inte monteras på en fästramp framför båten. Pinghastigheten bör sättas högt men också testas in situ för att undvika störningar i data från s.k. over-shooting. Pilotstudien i Österdalälven visade på att bildanalys med filtrering av eko-spår var den mest användbara metoden att separera spår av fisk från bakgrundsbrus och andra typer av störningar, vilket bekräftades vid analys av data från Svartån. Undersökningarna visar att ekolodning i kombination med båtelfiske kan producera tillförlitlig information från miljöer som traditionellt varit svåra att övervaka utan att fisken behöver dödas. Metodiken är lämplig att använda för resurs- och miljöövervakning i större vattendrag.

Rekommendationer för framtida undersökningar

Kvantitativt båtelfiske enligt strip-fishing metoden

- Kvantitativ strip-fishing genomförs i vattendragsavsnitt som har ett vattendjup mindre än 2 m.
- Om vattendjupet är större än 2 m men mindre än 3 m bör båtelfisket genomföras nattetid med strålkastare.
- Längden på den elfiskade sträckan skall vara minst 500 m och anpassas till vattendragets storlek inom intervallet 500 m och 2 500 m.
- Båtelfisket genomförs i habitat-specifika strips där längden på stripsen kan variera mellan 100–300 m.
- Båtelfisket skall omfatta vara minst tre olika biotoper och 5 strips i varje biotop.
- Siktdjupet bör helst vara minst 1,5 m, i varje fall inte mindre än 1 m.
- I lugnflytande vattendrag med siktdjup mindre än 1,5 bör en följebåt användas vid båtelfisket.
- Båtelfisket bör om möjligt ske med sekventiellt strömpåslag för anodelektrodena.
- Fångsteffektiviteten för de enskilda arterna bör vara minst 25 % för att metoden skall ge tillförlitliga resultat.

Mobil horisontell ekolodning kombinerad med båtelfiske

- Mobil horisontell ekolodning genomförs i vattendragsavsnitt med ett vattendjup större än 2 m.
- Den ekolodade sträckan bör vara minst 500-1 000 m lång beroende på vattendragets storlek.
- Om möjligt genomförs ekolodningen med upprepade körningar längs vattendragets båda ständer (minst 3 körningar på varje sida).
- I vattendrag med hög vattenhastighet genomförs ekolodningen enbart i uppströmsriktning för att erhålla stabil hastighet och riktning på båten.
- I vattendrag med låg vattenhastighet bör den horisontella ekolodningen genomföras både upp- och nedströms.
- Pinghastigheten bör ligga mellan 5-10 ping/s, men för att erhålla optimal pinghastighet bör pinghastigheten alltid testas innan undersökningen genomförs.
- Ekolodningen skall kombineras med båtelfiske längs vattendragets båda stränder samt om möjligt även i mittfåran. Strip-fishing metodik behöver ej användas.
- Vid kombinerade ekolods- och båtelfiskeundersökningar behöver båtelfisket bara ge en relativ skattning av fiskförekomsten (antal fiskar per avfiskad sträcka för), samt representativa uppgifter om fiskfaunans artsammansättning och storleksfördelning inom de undersökta vattendragssträckorna.

Tack

Jerry Boberg för teknisk hjälp och utmärkt handhavande av båten vid fältarbetet, Anders Bruks för värdefull hjälp både vid fältarbetet och med databearbetning, samt Mikael Johansson och Berit Sers för värdefull hjälp vid fältarbetet.

Referenser

- Angradi, T. R. (editor). 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program: Great River Ecosystems, Field Operations Manual. EPA/620/R-06/002. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. (available at: <<http://www.epa.gov/emap/great-river/fom.html>>).
- Balk, H. & T. Lindem. 2000. Improved fish detection in data from split-beam sonar. *Aquat. Living Resour.* 13: 297-303.
- Balk, H. & T. Lindem. 2005. Sonar4 and Sonar5-Pro, post processing systems, operator manual, v 5.9.6. Lindem Data Acquisition, Norway.
- Bergquist, B., T. Axenrot, M. Carlstein & E. Degerman. 2005. Utveckling av kvantitativ metodik för båtelfiske i större vattendrag – pilotprojekt. NV Dnr: 721-1413-05Mn. Delrapport – Miljöövervakningsprojekt. Skickad till Naturvårdsverket 2005-12-22.
- Bernard, D.R. & P. A. Hansen. 1992. Mark-Recapture experiments to estimate the abundance of fish. A short course given by the division of sport fish, Alaska Department of Fish and Game in 1991. Special publication No 92-4. 75 pp.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring – synpunkter och rekommendationer. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 4:1984, 33 sidor.
- Bohlin, T. & I. G. Cowx. 1990. Implications of unequal probability of capture by electric fishing on the estimation of population size. p. 145-155. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Oxford, UK. 358 pp.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggberget, G. Rasmussen & S. J. Saltveit. 1989. Electro-fishing: theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Casselmann, J.M., Penczak, T., Carl, L., Mann, R.H.K., Holcik, J. & Weitowich, W.A. 1990. An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 521-551.
- Carlstein, M., T. Axenrot, B. Bergquist & E. Degerman. 2005a. Developments in electrofishing and hydro-acoustic techniques from boat for studies of fish in large Swedish rivers. Poster presented at Mekong River Symposium. Vientiane.
- Carlstein, M., A. Bruks & J. Boberg. 2005b. Beståndsuppskattning och inventering av laxungar i Vindelälven 2005. Rapport. Fiskeresursgruppen, Älvdalens utbildningscentrum. 13 sidor.
- Carlstein, M., J. Boberg & A. Bruks. 2006. Beståndsuppskattningar och inventering av laxfisk i Klarälven 2006. Rapport. Fiskeresursgruppen, Älvdalens utbildningscentrum. 13 sidor.
- CEN 2003. Water quality – Sampling of fish with electricity. European standard EN 14011: 2003 (SS-EN 14011:2006). 16 pp.
- CEN 2006. Water quality –Guidance on the scope and selection of fish sampling methods. European standard EN 14962: 2006 (SS-EN 14962:2006). 25 pp.
- Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford, UK. 358 pp.
- Cowx, I. G. & P. Lamarque (editors). 1990. *Fishing with electricity: applications in freshwater management*. Fishing News Books, Oxford UK. 248 pp.
- Cowx, I. G., G.A. Wheatley, and P. Hickley. 1988. Development of boom electric fishing equipment for use in large rivers and canals in the United Kingdom. *Aqua. Fish. Mgmt.* 19: 125-133.

- Cowx, I. G., G.A. Wheatley, P. Hickley & A.S. Starkie. 1990. Evaluation of electric fishing equipment for stock assessment in large rivers and canals in the United Kingdom. p. 34-40. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. Developments in Electric fishing. Fishing News Books. Oxford, UK. 358 pp.
- Cross, D.G. 1972. The Estimation of the Size of Freshwater Fish Populations. 2. The Multiple Census Mark-Recapture and the Depletion methods. *Fisheries Management* 3: 12-16.
- Daugherty, D. J. & T. M. Sutton. 2005. Use of a Chase Boat for Increasing Electrofishing Efficiency for Flathead Catfish in Lotic Systems. *N. Am. J. Fish. Manage.* 25: 1528-1532.
- Degerman, E. 1995. Provfiske i Svartån 1995, Örebro kommun. Rapport Sportfiskarna i Örebro distrikt. 19 sidor.
- Degerman, E. & B. Sers. 1999. Elfiske. Fiskeriverket Information Nr 3. 1999. 70 sidor.
- Dumont, S. C. & J. A. Dennis. 1997. Comparison of day and night electrofishing in Texas reservoirs. *N. Am. J. Fish. Manage.* 17: 939-946.
- Duncan, A. & J. Kubecka. 1993. Hydroacoustic Methods of Fish Surveys. – National Rivers Authority R&D Note 196. 136 pp.
- Duncan, A. & J. Kubecka. 1994. Hydroacoustic Methods of Fish Surveys. A Field Manual. National Rivers Authority R&D Note 329. 52 pp.
- EA 2004. Our nations' fisheries – The migratory and freshwater fisheries of England and Wales – a snapshot. Environment Agency. Bristol. <www.environment-agency.gov.uk>
- Dynesius, M. & C. Nilsson. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753-762.
- Emery, E. B., T. P. Simon, F. H. McCormick, P. L. Angermeier, J. E. DeShon, C. O. Yoder, R. E. Sanders, W. D. Pearson, G. D. Hickman, R. J. Reash & J. A. Thomas. 2003. Development of a multimetric index for assessing the biological condition of the Ohio River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132:791-808.
- Emery, E. B., J. A. Thomas, M. Bagley & T. R. Angradi. 2006. Fish. In T. R. Angradi (editor). Environmental monitoring and assessment program: great river ecosystems field operations manual. EPA 620-R-06-002. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Flotemersch, J. E. & K. A. Blocksom. 2005. Electrofishing in boatable rivers: Does sampling design affect bioassessment metrics?. *Environ. Monit. Assess.* 102: 263-283.
- Flotemersch, J.E., J.B. Stribling & M.J. Paul. 2006. Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA 600-r-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Gardiner, W. R. 1984. Estimating population densities of salmonids in deep water in streams. *J. Fish Biol.* 24: 41-49.
- Goodrich, C., D.G. Huggins, R.C. Everhart & E. F. Smith. 2005. Summary of State and National Biological and Physical Habitat Assessment methods with focus on US EPA Region 7 states. Report from Central Plains Center for Bioassessment Kansas Biological Survey, University of Kansas, Lawrence. 83 pp.
- Goffaux, D., G. Grenouillet & P. Kestemont. 2005. Electrofishing versus gillnet sampling for the assessment of fish assemblages in large rivers. *Arch. Hydrobiol.* 162: 73-90.
- Harvey, J. & I. G. Cowx. 1995. Electric fishing in large deep waters. User Manual. NRA, R & D Report 0034/7/ST, Bristol. 44 pp.
- Harvey, J. & I. G. Cowx. 1996. Electric fishing for the assessment of fish stocks in large rivers. p. 11-26. In: I.G. Cowx (editor). Stock assessment in inland fisheries. Fishing News Books. Blackwell Science Ltd. Oxford. UK. 513 pp.
- Haunschmid, R., W. Honsig-Erlenburg, R. Petz-Glechner, S. Schmutz, N. Schotzko, T. Spindler, G. Unfer & G. Wolfram. 2006. Methodik – Handbuch. Fischbestandsaufnahmen in fließgewässern. Arbeitskreis Fischökologie, Monitoring-Programm – EU Wasserrahmenrichtlinie Bundesamt für Wasserwirtschaft. Institute für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde. Mondsee. 39 pp.

- Hickley, P. & A. S. Starkie. 1985. Cost effective sampling of fish populations in large water bodies. *J. Fish Biol.* 27 (Suppl. A): 151-161.
- Hughes, S. 1998. A mobile horizontal Hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fisheries Research* 35: 91-97.
- Hughes, S. & J. Hateley. 2002. Hydroacoustic fish stock assessment in lakes in England and Wales. *Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries*, p 3-11.
- Hughes, R. M. & A. T. Herlihy. 2006 (accepted). Electrofishing effort needed to estimate consistent IBI scores in raftable Oregon Rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*
- Hughes, R.M., P.R. Kaufmann, A.T. Herlihy, S.S. Intelmann, S.C. Corbett, M.C. Arbogast & R.C. Hjort. 2002. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. *N. Am. J. Fish. Manage.* 22: 1229-1240.
- Karlström, Ö. 1976. Quantitative methods in electrical fishing in Swedish salmon rivers. *Zool.* 4: 53-63.
- Kestemont, P. & D. Goffaux. 2002. Metric selection and sampling procedures for FAME. Project report of work-package 3 of the 5th EU-R and D-FP FAME: Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers.
- Knudsen, F. R. & H. Saegrov. 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fish. Res.* 56: 205-211.
- Kubecka, J. 1996. Use of horizontal dual-beam sonar for fish surveys in shallow waters. p 165-178. In: Cowx, I. G. (editor) 1996. *Stock assessment in inland fisheries*. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford, UK. 513 pp.
- Kubecka, J. & A. Duncan 1998. Diurnal changes of fish behaviour in a lowland river monitored by dual-beam echosounder. *Fish. Res.* 35: 55-63.
- Kubecka, J., A. Duncan & A. Butterworth. 1992. Echo counting or echo integration for fish biomass assessment in shallow waters. p. 129-132. In: Weydert, M. (ed.) *European Conference on Underwater Acoustics*.
- Kubecka, J., A. Duncan, W. M. Duncan, D. Sinclair & A. J. Butterworth. 1994. Brown trout populations of three Scottish lochs estimated by horizontal sonar and multimesh gill nets. *Fish. Res.* 20: 29-48.
- Kubecka, J., J. Frouzova, A. Vilcinskas, C. Wolter & O. Slavik. 2000. Longitudinal hydroacoustic survey of fish in the Elbe River. In: Cowx, I. G. (ed.) *Management and Ecology of River Fisheries*. p. 14-25.
- Kubecka, J. & M. Wittingerova 1998. Horizontal beaming as a crucial component of acoustic stock assessment in freshwater reservoirs. *Fish. Res.* 35: 99-106.
- Lazauski, H. G. & S. P. Malvestuto. 1990. Electric fishing: results of a survey on use, boat construction, configuration and safety in the USA. p. 327-339. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Oxford, UK. 358 pp.
- Lyons, J. 1998. A hydroacoustic assessment of fish stocks in the River Trent, England. *Fish. Res.* 35: 83-87.
- Mahon, R. 1980. Accuracy of catch-effort methods for estimating fish density and biomass in streams. *Environ. Biol. Fish.* 5: 343-360.
- Malvestuto, S. P. & B. J. Sonski. 1990. Catch rate and stock structure: a comparison of daytime versus night-time electric fishing on West Point Reservoir, Georgia, Alabama. p. 210-218. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Oxford, UK. 358 pp.
- Mann, R. H. K. & T. Penczak. 1984. The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in central Poland. *J. Fish. Biol.* 24: 173-185.
- Maret, T. R. & D. S. Ott. 2004. Assessment of fish assemblages and minimum sampling effort required to determine biotic integrity of large rivers in Southern Idaho, 2002. US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 03-4274.

- McCormick, F. H. & R. M. Hughes. 2000. Aquatic vertebrates. Pages 10:1-14 in J. M. Lazorchak, B. H. Hill, D. K. Averill, D. V. Peck, and D. J. Klemm (editors). Environmental monitoring and assessment program – surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of non-wadeable rivers and streams. EPA 620-R-00-007. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Mesiar, D.C, D.M. Eggers & D.M. Gaudet. 1990. Development of techniques for the application of hydroacoustics to counting migratory fish in large rivers. ICES Rapport et Procés-Verbaux des Réunions. Conseil International Exploration de la Mer. 189: 223-232.
- Moulton, S. R. II, J. G. Kennen, R. M. Goldstein & J. A. Hambrook. 2002. Revised protocols for sampling algal, invertebrate, and fish communities as part of the national water-quality assessment program. USGS Open-File Report 02-150. US Geological Survey, Reston, Virginia.
- Mulligan, T. 2000. Shallow water fisheries sonar: a personal view. *Aquat. Living Resour.* 13: 269-273.
- Novotny, D. W. & G. R. Priegel. 1974. Electrofishing boats, improved designs, and operational guidelines to increase the effectiveness of boom shocker. Wisconsin Department of Natural Resources Technical Bulletin No. 73, Madison, Wisconsin.
- Ohio EPA (Ohio Environmental Protection Agency). 1987. Biological criteria for the Protection of aquatic life: volumes I-III. Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio.
- Paragamian, V. L. 1989. A Comparison of Day and Night Electrofishing: Size Structure and Catch per Unit Effort for Small-mouth bass. *N. Am. J. Fish. Manage.* 9: 500-503.
- Penczak, T. & R. H. Mann. 1993. A preliminary evaluation of the effect of human activity on the fish populations of the Pilica River, central Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 40(1): 101-115.
- Penczak, T. & T. E. Romero. 1990. Accuracy of a modified catch-effort method for estimating fish density in large rivers (Warta River, Poland). p 191-196. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford, UK. 358 pp.
- Persat, H. & G. H. Copp. 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. p. 197-209. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Oxford, UK. 358 pp.
- Ransom, B.H., S.V. Johnston & T.W. Seig. 1998. Review on monitoring adult salmonid (*Oncorhynchus* and *Salmo* spp.) escapement using fixed location split beam hydroacoustics. *Fish. Res.* 35: 33-42.
- Reynolds, J. B. 1996. Electrofishing. Pages 221-253 in B. R. Murphy and D. W. Willis (editors). *Fisheries techniques*, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Saksgård, L.M. & T.G. Heggberget. 1990. Estimates of density of presmolt Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a large north Norwegian river. p. 102-108 In: Cowx, I.G. (editor) 1990. *Developments in Electric fishing*. Fishing News Books. Oxford, UK. 358 pp.
- Simon, T. P. & R. E. Sanders. 1999. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. Pages 475–505 in T. P. Simon (editor). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Simrad, 1997. Simrad EY500 - Instruction manual. Simrad AS, Horten, Norway. 244 pp.
- Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J. & Jungwirth, M. 2001. Die "Streifenbefischungs- methode": Eine methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittel-grosser Fließgewässer. *Österreichs Fischerei.* 54: 14-27.
- Thorne, R.E. 1998. Review: experiences with shallow water acoustics. *Fish. Res.* 35: 137-141.

Vibert, R. 1967. Fishing with electricity. Its application to biology and management. Fishing News Books, London. 276 pp.

Welton, J. S., W.R.C. Beaumont & R.H.K. Mann. 1990. The use of boom-mounted multi- anod electric fishing equipment for a survey of the fish stocks of the Hampshire Avon. p. 236-242. In: Cowx, I.G. (editor) 1990. Developments in Electric fishing. Fishing News Books. Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford, UK. 358 pp.

Witt, A. Jr. & R.S. Campell. 1959. Refinements of Equipment and Procedures in Electro-Fishing. Trans. Am. Fish. Soc. 88: 33-35.

Yule, D. 2000. Comparison of horizontal acoustic survey and purse seine estimates of salmonid densities and sizes in eleven Wyoming waters. N. Am. J. Fish. Manage. 20: 759-775.

Zauner, G., P. Pinka & M. Jungwirth. 2000. Fischökologie. Wasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Grenzmur Phase I. Projektträger: Ständige Österreichisch-Slowenische Kommission für die Mur. Studie i.A. der Stmk. Fachabt. Illa.

Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12: 163-189.

Bilaga 1

Tabell 1. Uppmätt medelfångsteffektivitet vid båt- respektive vadringsselfiske, samt föreslaget värde för arter som det inte fanns beräkningsunderlag för utgående från ekvationen på sidan 18. Med underlag avses om dataunderlaget kommer från föreliggande försök (Uppmätt) eller från jämförelser med Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS).

Art	Skattning (%) från		Föreslaget värde (%) för båtelfiske	Underlag
	båtelfiske	vadringsselfiske		
Abborre		45	34	SERS
Benlöja	37	55	37	Uppmätt
Björkna		48	36	SERS
Braxen	52	65	52	Uppmätt
Gers		49	37	SERS
Gädda		50	37	SERS
Gös		-	37	Skattat
Lake		46	35	SERS
Harr 0+		44	33	SERS
Harr >0+		48	36	SERS
Mört	34	45	34	Uppmätt
Regnbåge		55	41	SERS
Ruda		55	41	SERS
Sarv		43	32	SERS
Sutare		53	40	SERS
Öring 0+		48	36	SERS
Öring >0+		55	41	SERS
Stensimpa		30	22	SERS

Tabell 2. Beräknad fisktäthet (antal individer /ha) för de båda undersökta lokalerna Åsens badplats och Ovan Laduön i Österdalälven 2005. N = antal strips.

Åsens badplats (A1)								
Art	Grund biotop, N = 10 Avfiskad yta = 7 500 m ²				Djup biotop, N = 20 Avfiskad yta = 15 000 m ²			
	Medel	% av tot.	SD	CV %	Medel	% av tot.	SD	CV %
Stensimpa	122,2	79,1	149,32	122,2	0	-	-	-
Elritsa	17,1	11,1	26,09	152,2	0	-	-	-
Öring	0	0	-	-	0	-	-	-
Harr	4,4	2,9	9,36	210,8	0	-	-	-
Abborre	6,7	4,3	14,98	224,6	0	-	-	-
Gädda	4,1	2,6	8,63	210,5	0	-	-	-
Lake	0	0	-	-	0	-	-	-
Totalt	154,6		167,53	108,4	0	-	-	-
Pelagiska arter	28,3	18,3	-	-	0	-	-	-

Ovan Laduön (A2)								
Art	Grund biotop, N = 10 Avfiskad yta = 5 000 m ²				Djup biotop, N = 20 Avfiskad yta = 10 000 m ²			
	Medel	% av tot.	SD	CV %	Medel	% av tot.	SD	CV %
Stensimpa	96,7	22,4	61,75	63,9	13,3	27,2	45,12	338,5
Elritsa	325,7	75,5	316,8	97,3	14,3	29,2	51,88	362,8
Öring	5,7	1,3	12,05	211,0	10,0	20,4	19,14	191,6
Harr	3,3	0,8	10,53	316,2	6,7	13,6	13,68	205,4
Abborre	0	0	-	-	0	0	-	-
Gädda	0	0	-	-	3,1	6,3	9,44	306,5
Lake	0	0	-	-	1,7	3,3	7,42	447
Totalt	431,4		352,40	81,7	49,0		109,48	223,3
Pelagiska arter	334,7	77,5	-	-	30,9	63,1	-	-

Tabell 3. Beräknad täthet av fisk (individer/ha) vid båtelfiske med strip-fishing metodik på lokalerna Ovan Hamnen, Karlslund Nedan Bron och Karlslund Ovan Bron i Svartån 2006. N = antal strips

Ovan Hamnen								
Art	Grund biotop, N = 1; Avfiskad yta = 500 m ²				Djup biotop, N = 6; Avfiskad yta = 3 000 m ²			
	Medel	% av tot.	SD	CV %	Medel	% av tot.	SD	CV %
Benlöja	1 189	75,6	-	-	729,3	97,6	942,16	129,2
Mört	176	11,2	-	-	0	0	-	-
Braxen	154	9,8	-	-	0	0	-	-
Björkna	0	0	-	-	0	0	-	-
Sarv	0	0	-	-	0	0	-	-
Sutare	0	0	-	-	0	0	-	-
Abborre	0	0	-	-	0	0	-	-
Gös	0	0	-	-	18	2,4	27,89	154,9
Gädda	54	3,4	-	-	0	0	-	-
Regnbåge	0	0	-	-	0	0	-	-
Totalt	1 573				747,3		957,32	128,1
Pelagiska arter	1 365	86,8			747,3	100	957,32	128,1

Karlslund Nedan Bron								
Art	Grund biotop, N = 5; Avfiskad yta = 3 400 m ²				Djup biotop, N = 8; Avfiskad yta = 5 440 m ²			
	Medel	% av tot.	SD	CV%	Medel	% av tot.	SD	CV %
Benlöja	214,4	26,0	114,13	53,2	44,8	74,7	49,43	110,5
Mört	588,2	65,5	221,78	37,7	10,8	18,0	19,91	185,2
Braxen	11,2	1,9	25,04	223,6	0	0	-	-
Björkna	24,4	2,8	54,56	223,6	0	0	-	-
Sarv	0	0	-	-	0	0	-	-
Sutare	0	0	-	-	0	0	-	-
Abborre	17,2	1,9	23,55	136,9	0	0	-	-
Gös	0	0	-	-	0	0	-	-
Gädda	16,0	1,9	21,91	136,9	0	0	-	-
Regnbåge	0	0	-	-	4,4	7,3	12,37	282,8
Totalt	871,4		263,13	30,2	59,9		36,58	61,1
Pelagiska arter	844,2	96,9	275,72	32,7	59,9	100	36,58	61,1

Karlslund Ovan Bron								
Art	Grund biotop, N = 5; Avfiskad yta = 2 600 m ²				Djup biotop, N = 10; Avfiskad yta = 5 150 m ²			
	Medel	% av tot.	SD	CV %	Medel	% av tot.	SD	CV %
Benlöja	455,6	44,2	412,51	90,5	410,4	87,7	221,35	53,9
Mört	478,0	46,3	345,17	72,2	46,3	9,9	60,55	130,8
Braxen	29,0	2,8	29,34	101,2	0	0	-	-
Björkna	0	0	-	-	0	0	-	-
Sarv	12,4	1,2	27,73	223,6	0	0	-	-
Sutare	14,4	1,4	19,77	137,3	0	0	-	-
Abborre	44,4	3,2	71,42	160,9	5,8	1,2	18,34	316,2
Gös	0	0	-	-	0	0	-	-
Gädda	0	0	-	-	5,4	1,2	17,08	316,2
Regnbåge	9,6	0,9	21,47	223,6	0	0	-	-
Totalt	1 043,4		750,69	71,9	467,9		231,39	49,5
Pelagiska arter	1 000,0	95,8	760,67	76,1	462,5	98,8	225,88	48,8

Tabell 4. Fiskbiomassa (kg/ha) i olika biotoper för lokalerna Ovan Hamnen och Karlslund Nedan Bron beräknad utgående från de fångade fiskarnas medelvikt och skattad fisktäthet enligt strip-fishing metoden. Gråmarkerade siffror = korrigerad biomassa p.g.a. medelvikt >0,3 kg.

Ovan hamnen - Grund biotop							
Art	Antal fångade fiskar	Fångst-effektivitet	Antal/ha	Medelvikt (kg)	Biomassa (kg/ha)	Biomassa korrigerat (kg/ha)	Biomassa pelagiska arter (kg/ha)
Benlöja	22	0,37	1 189	0,011	13,2	13,2	13,2
Mört	3	0,34	176	0,018	3,2	3,2	3,2
Braxen	4	0,52	154	0,314	48,3	2,4	
Gädda	1	0,37	54	0,530	28,6	1,4	
Gös	0	0,37	0		0	0	
Totalt	30		1 573		93,3	20,2	16,4

Ovan hamnen - Djup biotop							
Art	Antal fångade fiskar	Fångst-effektivitet	Antal/ha	Medelvikt (kg)	Biomassa (kg/ha)	Biomassa korrigerat (kg/ha)	Biomassa pelagiska arter (kg/ha)
Benlöja	84	0,37	729	0,011	8,2	8,2	8,2
Mört	0	0,34	0		0	0	
Braxen	0	0,52	0		0	0	
Gädda	0	0,37	0		0	0	
Gös	2	0,37	18	0,530	9,5	2,9	2,9
Totalt	86		747		17,7	11,1	11,1

Karlslund Nedan Bron - Grund biotop							
Art	Antal fångade fiskar	Fångst-effektivitet	Antal/ha	Medelvikt (kg)	Biomassa (kg/ha)	Biomassa korrigerat (kg/ha)	Biomassa pelagiska arter (kg/ha)
Benlöja	27	0,37	214	0,007	1,5	1,5	1,5
Mört	66	0,34	588	0,028	16,2	16,2	16,2
Braxen	2	0,52	11	0,264	2,9	2,9	
Abborre	2	0,34	17	0,265	4,5	4,5	4,5
Regnbåge	0	0,41	0		0	0	
Gädda	2	0,37	16	0,533	8,5	2,9	
Björkna	3	0,36	24	0,058	1,4	1,4	1,4
Totalt	102		870		35,0	29,4	23,6

Karlslund Nedan Bron - Djup biotop							
Art	Antal fångade fiskar	Fångst-effektivitet	Antal/ha	Medelvikt (kg)	Biomassa (kg/ha)	Biomassa korrigerat (kg/ha)	Biomassa pelagiska arter (kg/ha)
Benlöja	9	0,37	45	0,012	0,5	0,5	0,5
Mört	2	0,34	11	0,013	0,1	0,1	0,1
Braxen	0	0,52	0		0	0	
Abborre	0	0,34	0		0	0	
Regnbåge	1	0,41	4	0,667	2,7	1,6	1,6
Gädda	0	0,37	0		0	0	
Björkna	0	0,36	0		0	0	
Totalt	12		60		3,4	2,2	2,2

Tabell 5. Fiskbiomassa (kg/ha) i olika biotoper för lokalen Karlslund Ovan Bron beräknad utgående från de fångade fiskarnas medelvikt och skattad fisktäthet enligt strip-fishing metoden. Gråmarkerade siffror = korrigerad biomassa på grund av medelvikt >0,3 kg.

Karlslund Ovan Bron - Grund biotop							
Art	Antal fångade fiskar	Fångst-effektivitet	Antal/ha	Medelvikt (kg)	Biomassa (kg/ha)	Biomassa korrigerat (kg/ha)	Biomassa pelagiska arter (kg/ha)
Benlöja	44	0,37	456	0,012	5,6	5,6	5,6
Mört	42	0,34	478	0,023	10,9	10,9	10,9
Braxen	4	0,52	29	0,471	13,7	3,6	
Abborre	4	0,34	44	0,036	1,6	1,6	1,6
Sarv	1	0,32	12	0,029	0,4	0,4	0,4
Sutare	2	0,40	14	1,189	16,6	5,9	
Regnbåge	1	0,41	10	0,504	5,0	1,2	1,2
Gädda	0	0,37	0		0	0	
Totalt	98		1 043		53,8	29,3	19,7

Karlslund Ovan Bron - Djup biotop							
Art	Antal fångade fiskar	Fångst-effektivitet	Antal/ha	Medelvikt (kg)	Biomassa (kg/ha)	Biomassa korrigerat (kg/ha)	Biomassa pelagiska arter (kg/ha)
Benlöja	90	0,37	411	0,012	5,0	5,0	5
Mört	8	0,34	46	0,045	2,1	2,1	2,1
Braxen	0	0,52	0		0	0	
Abborre	1	0,34	6	0,779	4,7	2,3	2,3
Sarv	0	0,32	0		0	0	
Sutare	0	0,40	0		0	0	
Regnbåge	0	0,41	0		0	0	
Gädda	1	0,37	5	5,300	26,5	14,3	
Totalt	100		468		38,2	23,7	9,4

Tabell 6. Antal fångade fiskar, fångsteffektivitet (p), beräknat antal inom under-sökningsområdet, samt skattat antal (individer/ha) och skattad biomassa(kg/ha) vid utfiskningsförsök (3 utfiskningar) med elfiskebåt i Svartån och Lillån 2006. Standard Error (SE) redovisas både för fångsteffektivitetsvärdet och beräknat antal fiskar inom utfiskningsområdet.

Lokal	Art	Antal fångade vid fisketillfälle			Medel vikt (g)	p-värde (SE)			Beräknat antal	SE	Antal ind/ha	Biomassa kg/ha
		1	2	3		1	2	3				
Svartån, Karlslund Övre, 3 410 m ²	Benlöja	40	14	5	11	0,65 (0,07)	0,88	0,96	62	2,0	182	2,0
	Mört	26	7	10	19	0,45 (0,11)	0,69	0,83	52	7,0	152	2,9
	Braxen	8	2	4	291	0,36 (0,22)	0,90	0,73	19	8,0	56	11,3
	Abborre	3	1	0	471	0,78 (0,21)	0,85	0,99	4	0,2	12	1,9
	Totalt	77	24	19					137		402,0	18,1
Lillån, Nedan träbron, 1 160 m ²	Benlöja	53	37	33	9	0,22 (0,09)	0,39	0,52	235	74	2015	18,1
	Mört	11	8	8	19	0,15 (0,02)	0,28	0,39	68	75	583	11,1
	Braxen	10	4	1	290	0,65 (0,14)	0,88	0,96	16	1	134	8,9
	Totalt	74	49	42					319		2 732	38,1

Bilaga 2

Tabell 1. Transekter och genomförande vid ekolodsundersökningar av fisktäthet i delar av Österdalälven (Älvdalen) och Svartån (Örebro). Undersökta områden i Österdalälven Åsens badplats(ÅB:1-4) och Ovan Laduön (OL:1-5). Undersökta områden i Svartån Ovan Hamnen (2 ggr; OH1 (1-5), respektive OH2 (1-6)), Karlslund nedan bron (KNB:1-6) och Karlslund ovan bron (KOB:1-6).

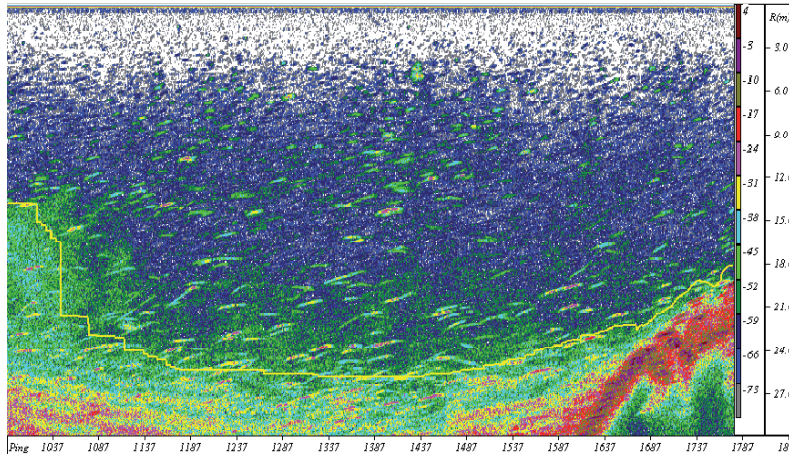
Vattendrag	Lokal	Datum	Start	Tid (min)	Transekt-längd (m)	Räckvidd (medel; m)	Ekolodad yta (ha)
Österdalälven	ÅB:1	2005-09-05	20:01	15	850	26	2,2
Österdalälven	ÅB:2	2005-09-05	20:31	16	850	28	2,4
Österdalälven	ÅB:3	2005-09-05	21:27	15	800	24	1,9
Österdalälven	ÅB:4	2005-09-05	22:14	15	800	25	2,0
Österdalälven	OL:1	2005-09-06	17:34	6	380	6	0,2
Österdalälven	OL:2	2005-09-06	17:48	7	380	7	0,3
Österdalälven	OL:3	2005-09-06	18:13	6	380	9	0,3
Österdalälven	OL:4	2005-09-06	18:30	6	380	9	0,3
Österdalälven	OL:5	2005-09-06	18:45	6	380	8	0,3
Svartån	OH1:1	2006-06-15	00:04	10	663	21	1,4
Svartån	OH1:2	2006-06-15	00:15	11	724	21	1,5
Svartån	OH1:3	2006-06-15	00:27	11	661	21	1,4
Svartån	OH1:4	2006-06-15	00:39	11	717	19	1,4
Svartån	OH1:5	2006-06-15	00:51	10	681	20	1,4
Svartån	OH2:1	2006-06-21	00:03	9	705	21	1,5
Svartån	OH2:2	2006-06-21	00:13	9	677	21	1,4
Svartån	OH2:3	2006-06-21	00:23	9	696	19	1,4
Svartån	OH2:4	2006-06-21	00:33	10	664	21	1,4
Svartån	OH2:5	2006-06-21	00:44	9	704	19	1,3
Svartån	OH2:6	2006-06-21	00:54	10	668	21	1,4
Svartån	KNB:1	2006-06-19	23:13	8	557	18	1,0
Svartån	KNB:2	2006-06-19	23:25	8	561	19	1,0
Svartån	KNB:3	2006-06-19	23:40	8	562	18	1,0
Svartån	KNB:4	2006-06-19	23:53	9	557	18	1,0
Svartån	KNB:5	2006-06-20	00:15	8	554	17	1,0
Svartån	KNB:6	2006-06-20	00:30	9	568	17	0,9
Svartån	KOB:1	2006-06-16	01:22	13	900	14	1,2
Svartån	KOB:2	2006-06-16	01:36	13	850	14	1,2
Svartån	KOB:3	2006-06-16	01:50	13	938	13	1,2
Svartån	KOB:4	2006-06-16	02:03	13	842	14	1,2
Svartån	KOB:5	2006-06-16	02:17	12	906	14	1,2
Svartån	KOB:6	2006-06-16	02:30	12	848	14	1,2

Tabell 2. Antal påträffade fiskspår/ha (medel + st.avv.) vid mobil horisontell ekolodning i Österdalälven på lokalerna Åsens badplats (ÅB:1-4) och Ovan Laduön (OL:1-5). Ekolodningsdata analyserades med tre olika metoder i Sonar5 Pro (Balk & Lindem 2000).

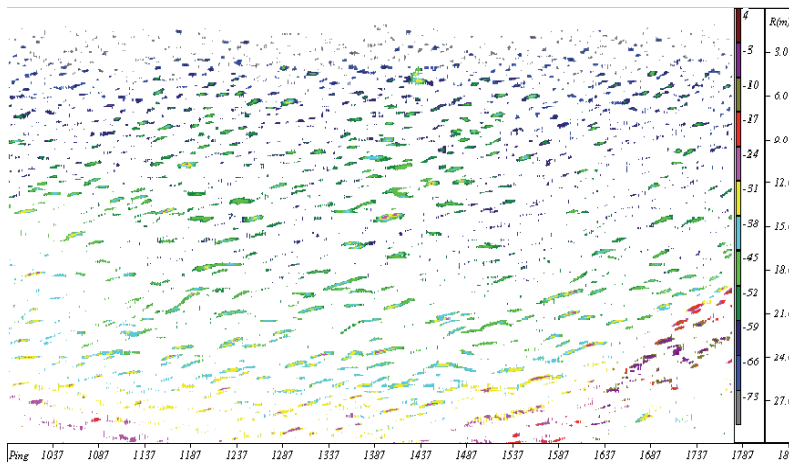
Lokal / Transekt	Körriktning för transekt	Enkel-eko detektor	Bildanalys + datafiltrering	Visuellt urval
ÅB:1	Uppströms	4	6	16
ÅB:2	Uppströms	6	10	70
ÅB:3	Uppströms	25	27	136
ÅB:4	Uppströms	15	15	71
Medel		13 (10)	15 (9)	73 (49)
OL:1	Uppströms	35	13	341
OL:2	Uppströms	30	25	273
OL:3	Uppströms	32	20	321
OL:4	Uppströms	29	39	234
OL:5	Uppströms	24	10	233
Medel		30 (4)	21 (12)	280 (49)

Tabell 3. Antal påträffade fiskspår/ha vid mobil horisontell ekolodning i Svartån på lokalerna Ovan Hamnen (OH1:1-5, respektive OH2:1-6), Karlslund Nedan Bron (KNB:1-6) och Karlslund Ovan Bron (KOB:1-6). Ekodata analyserades med bildanalys och datafiltrering i Sonar5 Pro (Balk & Lindem 2000).

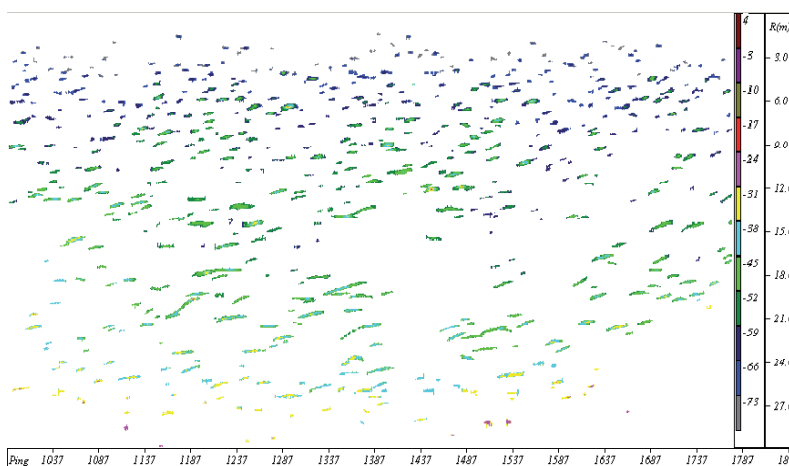
Lokal / Transekt medel med st.av.	Körriktning för transekt	Fiskspår (antal/ha)	Lokal / Transekt medel med st.av.	Körriktning för transekt	Fiskspår (antal/ha)
OH1:1	Nedströms	1 161	KNB:1	Uppströms	482
ÖH1:2	Uppströms	1 266	KNB:2	Nedströms	616
ÖH1:3	Nedströms	1 247	KNB:3	Uppströms	547
OH1:4	Uppströms	1 439	KNB:4	Nedströms	596
OH1:5	Nedströms	1 199	KNB:5	Uppströms	440
Medel		1 262 (±107)	KNB:6	Nedströms	500
ÖH2:1	Uppströms	1 099	Medel		532 (±68)
ÖH2:2	Nedströms	1 242	KOB:1	Uppströms	796
OH2:3	Uppströms	1 121	KOB:2	Nedströms	1 017
OH2:4	Nedströms	1 122	KOB:3	Uppströms	839
OH2:5	Uppströms	1 097	KOB:4	Nedströms	1 022
ÖH2:6	Nedströms	1 067	KOB:5	Uppströms	772
Medel		1125 (±61)	KOB:6	Nedströms	1 005
			Medel		911 (±118)



Figur 1 a). Ekogram med all reflekterad energi integrerad (tröskelvärde -80 dB),

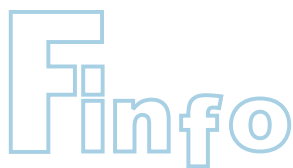


Figur 1 b). Ekogram med stegvis eliminering av information som inte uppfyller åsatta kriterier för att accepteras som fiskspår.



Figur 1 c). Ekogram med stegvis eliminering av information som inte uppfyller åsatta kriterier för att accepteras som fiskspår.

Figur 1. Visuellt exempel på bildanalys och filtrering för att identifiera och separera fiskspår i ekolodningsdata. Bilderna visar (a) ekogram med all reflekterad energi integrerad (tröskelvärde -80 dB), (b-c) stegvis eliminering av information som inte uppfyller åsatta kriterier för att accepteras som fiskspår.



är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas i tryckt form mot expeditionsavgift.

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Fiskeriverkets försöksstationer

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17
840 64 Kälarne

Fiskeriverkets forskningsfartyg

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Ancylus
Ole Måns gata 14
412 67 Västra Frölunda

Fiskeriverkets utredningskontor

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

Fiskeriverkets kustlaboratorium

Skolgatan 6
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp



FISKERIVERKET