

Skyddsridåer Längs Vattendrag (SILVA)

SILVA-projektet har genom ett tvärvetenskapligt arbete under 1995-2000 studerat hur skogsbruk bör bedrivas utmed vattendrag för att minimera effekter på vattendraget.

PER NYBERG
Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium
Pappersbruksallén 22, 702 15 Örebro
Tel: 019-32 35 10
E-mail: per.nyberg@fiskeriverket.se

TORLEIF ERIKSSON
Sveriges Lantbruksuniversitet, Vattenbruksinstitutionen
901 83 Umeå
Tel: 090-786 76 88
E-mail: torleif.eriksson@vabr.slu.se

Redaktionskommitté: Eva Thörnelöf, Avdelningschef,
Avdelningen för kust- och sötvattensresurser
Per Nyberg, Laborator, Sötvattenslaboratoriet
Torleif Eriksson, Docent, Sv. Lantbruksuniversitet

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Box 423, 401 26 GÖTEBORG
Telefon: 031-743 03 00, Telefax: 031-743 04 44

ISSN 1404-8590



FISKERIVERKET

Innehåll

Förord	5
1. Bakgrund	6
2. Litteraturgenomgång	7
2.1 Material	7
2.2 Skyddsridåernas tänkbara funktion	7
2.3 Internationellt arbete med utformning av skyddsridåer	9
3. Effekter av tidigare skogsbruk	11
3.1 Uppläggning	11
3.2 Storskaliga effekter av skogsbruksaktiviteter på fiskfaunan	11
3.3 Effekten av lövinslag, ved i vatten och hyggen på fiskfaunan	13
3.3.1 Uppläggning	13
3.3.2 Lövinslag utmed bäcken	13
3.3.3 Yttäckning av ved i vatten	14
3.3.4 Avstånd till hyggen från bäcken	15
3.4 Effekten av hyggets ålder på driftfauna och öring	16
4. Fältförsök med skyddsridåer vid avverkning	18
4.1 Uppläggning	18
4.2 Undersökta vattendrag	18
4.2.1 Urval av vattendrag	18
4.2.2 Geografisk belägenhet och markvärdar	19
4.2.3 Områdesbeskrivningar	21
4.3 Material och metoder	22
4.3.1 Generellt	22
4.3.2 Vattentemperatur	22
4.3.3 Vattenkemi	22
4.3.4 Sedimentdeposition	22
4.3.5 Kläckningsförsök med öringrom	23
4.3.6 Kvantifiering av organiskt material	25
4.3.7 Vattenvegetation	25
4.3.8 Bottenfauna	26
4.3.9 Flodpärlmussla	28
4.3.10 Elfiske	28

4.4 Vattentemperatur	30
4.5 Sedimentdeposition	32
4.5.1 Uppläggning	32
4.5.2 Sedimentdeposition	32
4.2.3 Finsediment och överlevnad av öringrom	34
4.6 Detritus och ved i vatten	39
4.6.1 Uppläggning	39
4.6.2 Detritus	39
4.6.3 Ved i vatten	41
4.7 Vattenvegetation	44
4.7.1 Generella samband	44
4.7.2 Effekter av hyggen	45
4.8 Bottenfauna	48
4.8.1 Allmänt om vattendragens bottenfauna	48
4.8.2 Effekter på bottenfauna av de olika skyddszonstyperna	53
4.8.3 Diskussion	56
4.9 Flodpärlmussla	57
4.9.1 Undersökta populationer	57
4.9.2 Påverkan av avverkning	58
4.10 Fisk	59
4.10.1 Förekommande arter	59
4.10.2 Öring	60
4.10.3 Rovfiskar	61
4.10.4 Övriga arter	62
4.11 Sammanfattning av fältförsöket	63
4.11.1 Försökets uppläggning	63
4.11.2 Abiotiska förändringar vid hyggen	63
4.11.3 Biotiska förändringar	64
5. Syntes och rekommendationer	65
5.1 Syntes	65
5.2 Förslag till riktlinjer	66
5.3 Fortsatt arbete	67
6. Referenser	68

Förord

Svenskt skogsbruk genomgick under 1990-talet en stor omställning till ett alltmer ståndortsanpassat nyttjande med successivt ökad naturhänsyn. Som en del i detta arbete initierades 1995 projekt SILVA (SkyddsIdåer Längs Vattendrag) för att studera hur avverkningar längs vattendrag skall utformas för att minimera påverkan på fisk samt övriga vattenlevande djur och växter.

Projekt SILVA genomfördes av:

Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Örebro & Drottningholm
Sveriges Lantbruksuniversitets Vattenbruksinstitution, Umeå
Limnodata HB, Skinnskatteberg

Markvärdar:

AssiDomän AB (representerade av i ordning; Anders Tosteby, Stina Moberg,
Leif Ragnarsson (Sveaskog AB)
SCA Skog (representerade av Per Simonsson)
Stora Enso Skog (representerade av Börje Pettersson)

Finansiärer:

Världsnaturfonden (representerade av Lennart Nyman)
EU's strukturfonder (mål 6)
Fiskeriverket
Sveriges Lantbruksuniversitet
Samtliga tre skogsbolag – AssiDomän, SCA Skog, Stora Enso Skog
Skogsstyrelsen (representerade av Staffan Norin, Johanna Frohm och Johnny de Jong)

I referensgruppen ingick förutom samtliga myndigheter, bolag och organisationer som nämnts ovan:

Länsstyrelsen i Västernorrland (Håkan Söderberg)
Länsstyrelsen i Jämtland (Lars Norman)
Skogsvårdsstyrelsen i Västra Götalands län (Lennart Henriksson)

Peter Bergström, Kajsa Markusson och Mikael Thyrell har tillsammans med ett flertal fältassistenter svarat för provtagning och bearbetning. Pär-Erik Lingdell och Eva Engblom, båda Limnodata HB, har svarat för momentet bottenfauna, Johan Törnblom för flodpärlmusslor och Erik Sjölander samt Bo Öhman för romkläckningsexperiment. Erik Degerman svarade för viss databearbetning och Ingemar Näslund deltog i försöksuppläggningsen. Björn Bergquist svarade för litteratursammanställningen. Elena Tornell och Maud Lorén svarade för layouten av denna rapport.

Ett varmt tack till alla de revir, distrikt, arbetsområden och regionala förvaltningar som tog sig tid att avverka som vi önskade. Alla fiskevårdsområden som tillät oss att provfiska vattnen skall ha tack. Tack även till alla dem som stod ut med våra enträgna besök i vår jakt på försöksobjekt!

SILVA har varit ett tvärvetenskapligt projekt mellan discipliner och mellan myndigheter, naturvårdsorganisationer, forskare och skogsföretag. Vi tycker att detta arbetssätt varit fruktsamt och vill varmt tacka alla som deltagit.

Författarna står själva för de slutsatser och rekommendationer som förs fram i denna rapport.

Per Nyberg

Torleif Eriksson

1. Bakgrund

Skogsbruk är den viktigaste areella näringen i Sveriges glesbygder. Man strävar idag inom skogsbruket efter att anpassa sig successivt så att negativ påverkan på känsliga miljöer minimeras. Internationellt har avverkning längs skogsvattendrag sedan länge pekats ut som en åtgärd som kan ge påtagliga störningar i ett känsligt ekosystem. Därför finns speciellt utformade regler för denna verksamhet i ett flertal länder. I Sverige saknas sådana regler, men rekommendationer om lämnande av skyddsridåer av opåverkad skog utmed vattendrag och sjöar började komma under slutet av 1990-talet. Idag har därför de stora skogsbolagen börjat praktisera att lämna en trädbård och skogsvårdsstyrelserna försöker att föra ut tankarna till de privata skogsägarna. Omfattningen och utformningen av dessa trädbårder är dock föremål för diskussion.

Bevarandet av trädridåer utmed vattendrag kan reducera de negativa effekterna av avverkning. Träden skyddar mot extrema temperaturer, minskar vattenföringsamplituden, stabiliserar marken, minskar tillförseln av sediment och närsalter, fungerar som flygkorridor för fladdermöss och vandringskorridor för flera däggdjur och, kanske viktigast, svarar för 'primärproduktionen' i små vattendrag. Produktionen av djur i små vattendrag baseras nämligen till största delen på tillskott av växtdelar från landvegetation.

Projekt SILVA anknyter till behovet av att skydda "kapillärsystemet" av små vattendrag som dränerar skogslandskapet, men skyddet måste anpassas så att både en hög och bevarad biologisk mångfald i skogslandskapet och ett uthålligt och lönsamt skogsbruk kan existera sida vid sida. SILVA syftade till att ge vetenskapligt säkerställd kunskap om hur ett ståndortsanpassat och uthålligt skogsbruk bör bedrivas längs små vattendrag för att uppnå detta syfte. Specifikt inriktade sig projektet på utformning av skyddande trädridåer vid avverkning utmed skogsvattendrag.

SILVA var uppdelat i tre moment;

- 1- Primärt genomfördes en litteratursammanställning om skyddsridåer.
- 2- Som andra moment ingick att studera och sammanställa det tidigare skogsbrukets effekter på vattendragen, dvs innan speciell hänsyn togs till vattendragen.
- 3- I det tredje momentet genomfördes en omfattande experimentell fältstudie med tre olika typer av skyddsridåer; bred 20 m, smal 5 m samt fragmenterad smal 0-5 m.

Projektet löpte under perioden 1995-1999 och var koncentrerat till nordlig boreal barrskog, med de flesta fältmomenten i Jämtlands och Västerbottens län. I de följande tre kapitlen avrapporteras SILVA's tre moment och i det avslutande kapitlet ges våra rekommendationer för det framtida skogsbruket.

Denna rapport är en summering av erhållna resultat. Avsiktligt har vi begränsat antalet referenser och statistiska test i texten för att underlätta läsningen. Vissa avsnitt är dock tyngda med statistiska test för att påvisa skillnader som inte enkelt gått att åskådliggöra i figurer.

2. Litteraturgenomgång

2.1 Material

Björn Bergquist (1999) vid Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium sammanställde en litteraturgenomgång om skyddsridåer utmed vattendrag baserat på 600 internationella referenser. Som alltid i den engelskspråkiga vetenskapliga litteraturen dominerar nordamerikanska arbeten men även i Australien och Nya Zeeland har omfattande studier genomförts. Endast mindre del av referenserna hade europeisk eller nordisk anknytning. Nedan sammanfattas huvuddelarna av litteratursammanställningen vad avser de fysiska förändringarna som påverkar vattendragen. Inga referenser har medtagits, dessa återfinns i Bergquist (1999).

2.2 Skyddsridåernas tänkbara funktion

Avrinning

Skyddande trädridåer utmed vattendrag påverkar avrinningsförhållandena. Vid avverkning stiger markvattennivån då trädens vattenförbrukning försvunnit, samtidigt ansamlas mer snö vintertid på de kala ytorna än i omgivande skog. Detta medför de närmaste åren efter avverkning högre total avrinning samt högre och frekventare flödestoppar. I Sverige och Finland är det främst vid snösmältning och höstregn som flödestoppar uppträtt och den årliga ökningen i avrinning har varit i intervallet 10-100%.

Skattningar visar att minst 25%-30% av avrinningsområdet bör vara avverkat för att förändringarna i avrinning skall vara signifikanta, men skyddsdikning och markberedning förvärrar situationen.

Sedimenturlakning

Barlagd mark genom körsador eller markberedning, avsaknad av skyddande träd mot regn, förlust av trädrötternas markbindande förmåga, högre markvattennivå och ökad snöackumulering gör att erosionen av mark och bäckfåror ökar. Strandzonen utmed vattendrag normalt kan ta hand om tillrinnande sediment från landområdet, speciellt om vegetationen och förnalagret är välutvecklade. En tät buskvegetation fångar upp finsediment effektivare än träd genom att fler stammar bromsar vattenhastigheten över marken så att partiklar kan sedimentera eller kvarhållas. Skyddsridåerna bör i de flesta fall vara minst 10 m breda för att signifikant reducera sedimenttransporten till vattendrag. För att erhålla en effektiv begränsning av sedimenttransporten krävs i allmänhet minst 15-30 m breda ridåer. I områden med hög marklutning och finkorniga jordar kan ännu bredare ridåer krävas.

Erosion av bäckfåran

Ökad erosion av bäckfåran på grund av den ökade vattenföringen medför ofta att bäckens strandflikighet minskar, liksom vattendjupet och förekomsten av höljor och undergrävda strandbankar. Generellt blir de små vattendragen mer ensartade och faunan utarmas. Flera studier har visat att 5-40 m breda skyddsridåer begränsar erosionen av vattenfåran. Dessutom krävs skydd av våtmarkerna i källområdena.

Ljusförhållanden och temperatur

De mindre skogsbäckarna är vanligen omgivna av tät skog som begränsar solinstrålningen. Solinstrålningen till de minsta vattendragen i tät skog är i regel bara 1-3% av det totala solljuset. För mellanstora skogsbäckar kan man räkna med att 10-25% av solljuset når ned.

Temperaturförhållandena följer områdets klimat och den aktuella solinstrålningen. I mindre skogsklädda bäckar varierar temperaturen under dygnet bara 2-6 °C, medan samma bäck utan omgivande skog kan ha en daglig variation på 3-17 °C. Självfallet blir sommartemperaturen högre i den senare bäcken, liksom vintertemperaturen ofta lägre. Svenska exempel har visat hur 4-5 km långa hyggen kan öka vattentemperaturen i skogsbäckar från 17 till 24 °C sommartid. Man tangerar då gränsen för vad många akvatiska arter tål under en längre period.

Flera rapporter varnar för **kumulativa effekter**, dvs där flera små avverkningars summerade effekt på vattentemperaturen blir förstärkt. Små temperaturhöjningar i flera källflöden kan bli stora höjningar nedströms i vattensystemen.

Undersökningar har generellt visat att skyddsridåerna bör vara minst 15-30 m breda och ha minst 60-80% av den ursprungliga krontäckningen kvar för att undvika förändringar i vattendragens temperatur efter avverkning. Speciellt viktig är skyddsridån mot söder, dvs utefter solbanan.

Näringsämnen

Strand- och våtmarksområdet närmast vattendragen tar upp och omsätter näringsämnen som transporteras från omgivande land ned mot vattnet. Lösta näringsämnen, som nitratkväve och fosfatfosfor, transporteras huvudsakligen i grundvattnet. Strandvegetationen och dess rotzon kan svara för ett omfattande upptag av dessa näringsämnen. Näringsämnen kan också absorberas till organiska och oorganiska jordpartiklar eller, när näringsämnena förekommer i partikelform, rent fysiskt kvarhållas. Generellt kan sägas att näringsupptaget är positivt korrelerat till skyddsridåns bredd, hur välutvecklad vegetationen är och våtmarkernas yttandel av detta område.

Den primära processen för kväveupptag i strandzonen är denitrifikation, som drivs av nitratkväve i grundvattnet, närvaron av reducerande sediment och ett högt organiskt innehåll i marken. Skyddsridåernas upptag av fosfor är starkt kopplad till kvarhållande av finsediment eftersom fosfor i avrinningsvattnet huvudsakligen är partikelbunden.

Kväveutlakningen till vattendrag har i Sverige uppmätts öka 2-10 gånger under 3-5 år efter avverkning. Samtidigt var fosforutlakningen förhöjd 1-2 gånger. När avverkningen åtföljs av markberedning kan fosforutlakningen öka 10 gånger. Internationella undersökningar har visat att skyddsridåerna behöver vara minst 10 m breda för att ta upp mer än 50% av tillförda näringsämnen. Den allmänna rekommendationen är att de skall vara minst 15 m breda för att effektivt begränsa utflödet av näringsämnen till vattendrag.

Organiskt material

Skogsbäckarna tillförs organiskt material från omgivande land i form av trädstammar, grenar, kvistar, löv, barr och löst organiskt material. Det senare domineras av olika former av humusämnen. Löst organiskt material (dissolvert organiskt material, DOM) utgör ofta 40-75% av de mindre vattendragens årliga omsättning av organiskt material, resten är partikulärt material. Nedfallet av grövre organiskt material som löv, kvistar och barr (kallat grovdetritus; coarse particulate organic matter, CPOM) sker vanligen från en smal zon, 10-15 m, kring vattendraget.

Nedfallet grovdetritus och finpartikulärt material (findetritus; fine particulate organic matter, FPOM) tas om hand om av specialiserade bottenjur (ofta arter av natt- eller bäcksländor) som fragmenterar materialet ytterligare.

Därefter tar andra bottendjur och bakterier vid och vidareförädlar det organiska materialet. Generellt har löv större värde för bakterier och bottendjur än de mer svårnedbrutna barren och trots att löv bara tillförs under en kort period av året så svarar ett lövträd på årsbasis för ett större tillskott av organiskt material än ett motsvarande stort barrträd.

Det organiska materialet är basen för bäckens ekosystem, som kan betraktas vara heterotroft i skuggade småbäckar. Detta innebär att energitillskottet till näringsvävarna till övervägande del baseras på tillfört organiskt material, medan bäckens egen produktion av organiskt material via fotosyntes är lägre. Skuggande trädridåer, och därmed ett heterotroft system, är det naturliga tillståndet. Om skyddsridån tas bort kommer bäckens egen primärproduktion av växter att dominera näringsvävarna och ett helt annat ekosystem uppkommer. Förändringarna manifesteras klart i vegetation och bottendjur.

Det organiska materialets grövsta fraktion, ved i vatten (large woody debris, LWD), är viktigt genom att skapa fysiska strukturer som dammar och höljor, vilka kvarhåller finare organiskt material och ger "nedbrytarna" längre tid att arbeta. Dessutom stabiliseras bäckfåran och miljön blir mångformigare. Det senare innebär att antalet ståndplatser för ex fisk ökar.

I vattendrag med orörd strandskog ökar nedfallet av ved i vatten med tilltagande ålder på träden. Generellt är nedfallet störst i de minsta vattendragen. Huvuddelen av nedfallet kommer från en zon inom 30 m från vattendraget och generellt bör skyddsridåerna vara 20 m breda för att bevara nedfallet av död ved på tidigare nivå.

Sammanfattning

Vanligen rekommenderas 10-30 m breda skyddsridåer för att skydda vattendrag mot fysiska och kemiska störningar. För bevarande av den biologiska funktionen och mångfalden är rekommendationerna vanligen 20-30 m. För att bevara funktionen hos vattendragen är det särskilt viktigt att säkerställa en orörd vattenregim och vattenföring under lågvattenperioderna. Det poängteras tex vikten av att spara skyddsridåer kring utströmningsområden som våtmarker, surdråg och temporära vattendrag. Generellt gör skyddsridåer störst nytta kring små vattendrag, högt upp i avrinningsområdet.

2.3 Internationellt arbete med utformning av skyddsridåer

Det tycks vara en generell uppfattning att skyddsridåernas storlek bör anpassas utgående från vattendragens naturvärde och känslighet för störning. En mängd olika klassificeringssystem har utvecklats för denna bedömning. I västra USA görs klassificeringen ofta utgående från om vattendraget är temporärt eller permanent. Därefter rangordnas vattendragens betydelse utgående från fiskfaunans betydelse (för fisket). I Alaska har vattendragens delats upp i olika fiskevårdsenheter som sedan klassas i tre nivåer baserat på fiskfauna, erosionsrisk och vattendragets lutning.

I vissa fall görs vattendragsklassificeringen endast inför avverkning, men mer omfattande system förekommer. I British Columbia (Kanada) har man instiftat skogsbruksregler som anger att alla vattendrag och sjöar som berörs av skogsbruksåtgärder skall inventeras och klassificeras innan åtgärder genomförs.

I princip kan man säga att arbetet med utformning av skyddsridåer inriktats på att avgöra hur bred zonen bör vara samt att bestämma avverknings- och skötselstrategier inom denna zon. Generellt har man smalare skyddsridåer i smala vattendrag och sedan successivt bredare zoner längre nedströms. Det vanligaste sättet att bestämma skyddszonens bredd var initialt att arbeta med fasta bredder. En mer framgångsrik modell har varit att bestämma minimumbredder och sedan anpassa dem efter de lokala förutsättningarna. I Kalifornien skall vattendrag som klassats ha högsta skyddsklass (1 eller 2) alltid ha 30 m breda skyddszoner, som utökas om 1) lutningen hos omgivande mark överstiger 50%, 2) marken är erosionskänslig, 3) vegetation är sparsam så erosionsrisk föreligger eller 4) skyddsvärda fiskbestånd förekommer.

I Australien har man i varierande omfattning sparat skyddsridåer längs vattendrag sedan 1960-talet. Skyddsridåerna har främst avsatts för att minska erosionsrisk och lämna avrinningen opåverkad. Reglerna skiljer, som alltid, mellan stater, men man har i de olika staterna en medianbredd på 20 m för vattendrag med permanent vattenföring och 5 m för temporära vattendrag.

I Storbritannien har skyddsridåerna främst utformats för att minska erosionsrisk och sedimenttransport. För vattendrag smalare än 1 m krävs 5 m skyddsridå (på vardera sidan), för vattendrag på 1-2 m bredd krävs 10 m och för större vattendrag 20 m. På erosionsbenägna jordar skall bredden fördubblas.

I USA har man infört begreppen Streamside Management Zones eller Riparian Management Areas för att betona att det inte är

orörda buffertzoner utan känsliga områden med speciella föreskrifter för skogsbruket. Det är vanligt att man tillåter viss avverkning i fastmarksavsnitt, men alltid lämnar träd i våtmarker. I vissa stater gör man en uppdelning av skyddsridån i en inre och yttre del. I den förra tillåts ingen avverkning, dikning, markberedning eller framförsel av tunga skogsfordon. I den yttre delen är däremot selektiv avverkning tillåten enligt speciella regler. Ofta anges att krontäckning, antalet stammar av en viss grovlek per hektar eller trädens samlade basyta ej får understiga vissa angivna mått.

Skötselreglerna för skyddsridåerna kan bli väldigt komplicerade. Här är ett exempel på regler i staten Washington, USA:

1. Alla träd smalare än 30 cm diameter i brösthöjd (DBH) lämnas.
2. Minst 40 medelgrova (30-50 cm DBH) barrträd/ha lämnas.
3. Minst 7 medelgrova (30-40 cm DBH) lövträd/ha lämnas.
4. Minst 7 större (50 cm DBH) barrträd/ha lämnas.
5. Minst 5 större (50 cm DBH) lövträd lämnas.
6. Trädtätheten minst 335 stammar/ha vid grusiga/steniga vattendrag.
7. Trädtätheten minst 185 stammar/ha vid blockiga vattendrag.

Sammanfattning

Åtminstone i engelskspråkiga länder tycks skyddsridåer var väl reglerat inom skogsbruket. Vanligen uppställs minimikrav för bredd på ridån. Vid känslig natur, speciellt vid risk för erosion, viktiga laxfiskbestånd eller skyddsvärd natur utökas sedan bredden. Man tillåter ofta ett anpassat skogsbruk (plockhuggning, inga tunga maskiner, ej dikning eller markberedning) i den yttre delen av skyddsridån.

3. Effekter av tidigare skogsbruk

3.1 Uppläggning

Effekten av det tidigare mer schablonartade skogsbruket, ofta med stora hyggen och avsaknad av skyddande trädriddåer utmed vattendrag, studerades i tre delprojekt:

1-En utvärdering av befintliga data i Fiskeriverkets Elfiskeregister (Degerman & Sers 1995).

2-En förfinad analys av 283 utvalda vattendrag ur Elfiskeregistret (Markusson 1997).

3-En studie av hur kalhyggets ålder påverkar vattendragsfaunan (Westman 1998).

Studierna inriktades nästan helt på fiskfaunan och undersökningarna bedrevs med ett standardiserat kvantitativt elfiske per år på resp undersökt lokal. (Termen elfiske förklaras i avsnitt 4.3.10.) I de två första momenten användes redan inrapporterade elfisken, medan det tredje momentet byggde på egna elfisken i utvalda objekt. Nedan görs ett sammanfattning av hela eller delar av rapporterna.

3.2 Storskaliga effekter av skogsbruksaktiviteter på fiskfaunan

Som en förstudie till projekt SILVA genomfördes 1995 en sammanställning av uppgifter ur Fiskeriverkets Elfiskeregister. Elfisken som utförs i landet rapporteras i hög utsträckning till detta register. Dataläggning sker av uppgifter om elfiskets utförande, fångstresultat och av uppgifter om omgivningen. Bland annat ges möjlighet för de som genomför fisket att notera om skogsaktiviteter förekommer som anses ha kunnat påverka elfiskeresultatet. Till skogsaktiviteter förs i denna utvärdering befintligt hygge, pågående avverkning samt röjning och gallring. I huvudsak dominerades skogsaktiviteterna av befintliga hyggen utan skyddsridåer. Samtliga vattendrag som var belägna i län 17-24 (Värmland-Västerbotten) och rann genom barrskog valdes ut. Av dessa hade 188 noteringar om påverkande skogsaktivitet och 1437 skogsbäckar utan sådana noteringar fick utgöra referens (Degerman & Sers 1995).

Med hjälp av en enkel variansanalys (Anova) testades om det förelåg signifikanta skillnader mellan de två grupperna; skogsaktivitetspåverkade resp referensvatten. Det förelåg en signifikant ökning av vegetationsmängden i de skogsbrukspåverkade bäckarna (i fält klassas vegetationsmängden vid elfiske bara i klasserna saknas, ringa, måttligt, rikligt). Speciellt fanerogamer hade ökat signifikant, medan utvecklingen för alger och mossor inte skilde signifikant (Tabell 1). Det förelåg också en svag tendens att ytvattentemperaturen var genomsnittligt högre i de bäckar där skogsbruksaktiviteter noterats, men skillnaden mot referensmaterialet var ej signifikant.

Fiskfaunans sammansättning skilde inte i art- eller individantal mellan skogsbrukspåverkade resp referensvattendrag. Däremot förelåg säkerställda högre tätheter av gädda och lake i de förra vattnen, medan tätheterna av simpor var likvärdiga och tätheten av elritsor var lägre i skogsbrukspåverkade vatten (Tabell 1). Andelen vattendrag som hyste öring var 5% lägre i skogsbruksvattnen, vilket var en statistiskt säkerställd skillnad.

Den totala öringtätheten skilde ej, men tätheten av årsungar (öring 0+) var signifikant lägre i skogsbruksvattnen. Slutligen noterades en lägre största storlek på öring i skogsbrukspåverkade vattendrag.

Resultaten får ses som en grov analys av möjliga effekter av skogsbruk som kan vara värda att studera vidare. Utgående från resultaten och referenslitteratur gjordes bedömningen att ökat ljusinsläpp, förlust av ståndplatser för större öring och möjligen ökad sedimentation skulle kunna vara huvudorsakerna till de erhållna resultaten.



Figur 1. När hygget går ända fram till bäcken och marken körs sönder så drabbas djurlivet hårt. Privat markägare i Västra Götalands län.

Tabell 1. Jämförelse av elfiskeresultat i skogsbäckar påverkade av skogsaktiviteter med referensbäckar i barrskogsbältet från Värmland till Västerbotten. Skillnader testade med variansanalys (Anova). Signifikanta skillnader noterade med * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) resp *** ($p < 0,001$).

Parameter	Förändring i skogsaktivetetspåverkade	Nivå
Vegetationsmängd på botten	Ökar	***
Fanerogamer på botten	Ökar	***
Vattentemperatur, sensommardag	Ökar	n.s.
Artantal fiskar	Oförändrat	n.s.
Individantal fiskar	Oförändrat	n.s.
Antal gäddor/100 m ²	Ökar	***
Antal lakar/100 m ²	Ökar	***
Antal elritsor/100 m ²	Minskar	***
Antal simpor/100 m ²	Oförändrat	n.s.
Antal öringar/100 m ²	Oförändrat	n.s.
Antal öring 0+/100 m ²	Minskar	*
Andel (%) vatten med öring	Minskar (5%)	**
Största storlek (mm) på öring	Minskar	***

Sammanfattning

Denna grova analys visade på flera negativa effekter av skogsbruk (främst hyggen utan skyddsridå) på fiskfaunan. Noterbart var att artantalet fiskar var oförändrat, men att andelen vatten med öring minskade något. Storleken på de största fångade öringarna var också lägre på skogsbrukspåverkade lokaler. Det skall återigen betonas att detta var en studie av det tidigare skogsbruket utan dagens naturhänsyn.

3.3 Effekten av lövinslag, ved i vatten och hyggen på fiskfaunan

3.3.1 Uppläggning

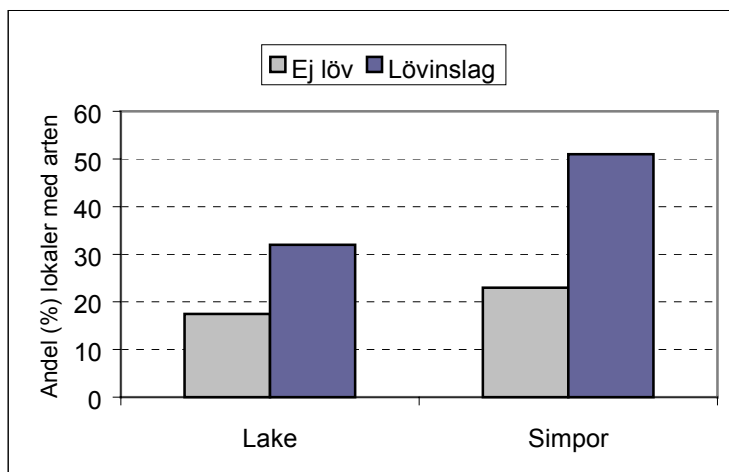
Detta moment genomfördes för att mer i detalj studera skogens och det tidigare skogsbrukets effekter på fiskfaunan (Markusson 1998). Ur Fiskeriverkets Elfiskeregister utvaldes fullständigt rapporterade elfisken genomförda i det boreala barrskogsområdet på 100 – 500 m altitud. Samtliga av dessa lokaler hade provtagits med avseende på bottenfauna och var registrerade i Limnodatas bottenfaunaregister. Genom bottenfaunaprovtagningen kunde lokaler påverkade av försurning, vilket är ett allmänt problem i regionen, sällas bort. Efter detta återstod 283 vattendrag, av vilka några elfiskats vid flera tillfällen. Totalt ingick därför 486 elfisketillfällen.

I dessa vattendrag genomfördes en noggrann skogsbeskrivning för att komplettera elfisket och den däri ingående rapporteringen av omgivningen. Kartering av uppströms områden genomfördes ej utan arbetet koncentrerades helt till skogen parallellt med elfiskelokalen (vanligen ca 50 m längd). Området runt elfiskelokalen indelades i tre zoner; vattennära zon, närmiljö och omgivning. Den vattennära zonen var det område som direkt påverkades vid högvatten och bredden på denna zon var 0-6 m (medel 1,65 m). Närmiljö var nästa zon till 30 m från vattendraget, medan omgivning var resterande zon ut till 100 m kring vattendraget eller till närmaste vattendelare. Resultaten visade sedan att vattennära zon var viktigare än närmiljö och minst korrelerad till vattenfaunan var omgivningen.

Skogsbeskrivningen omfattade bland annat trädslagsandel (%), beskuggning, beståndets ålder, dominerande mark- och jordtyp, mineraljordens kornstolek, humustäckets mäktighet, bonitetsvisande trädslag, avstånd till hygge från vattendrag samt ett flertal andra variabler som följde skogstaxeringens bonitering (Hägglund & Lundmark 1987). I vattendraget gjordes en klassning av hur stor andel av botten (%) som täcktes av ved i vatten.

3.3.2 Lövinslag utmed bäcken

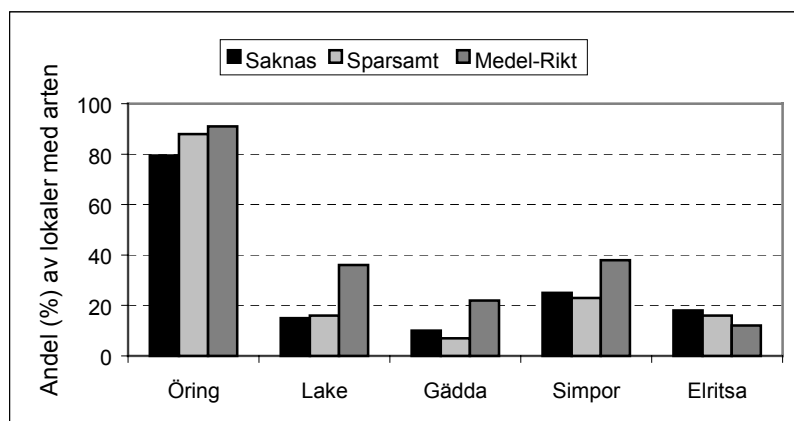
Antalet fångade fiskarter per elfiskelokal ökade signifikant vid förekomst av löv utmed bäcken (medel 2,4 arter) jämfört med bäckar utan lövinslag i vattennära zon (medel 1,8 arter). Bland de arter som gynnades var lake och simpor signifikant vanligare i bäckar med lövinslag (Figur 2). På liknande sätt gav förekomst av ”övrigt löv” (ej björk och al) signifikant högre tätheter av öring än i bäckar utan ”övrigt löv”.



Figur 2. Andel lokaler (%) med lake resp simpør (berg- och stensimpa) avsett mot lövskogsinslag i vattennära zon (Anova $p < 0,001$ för båda arterna).

3.3.3 Yttäckning av ved i vatten

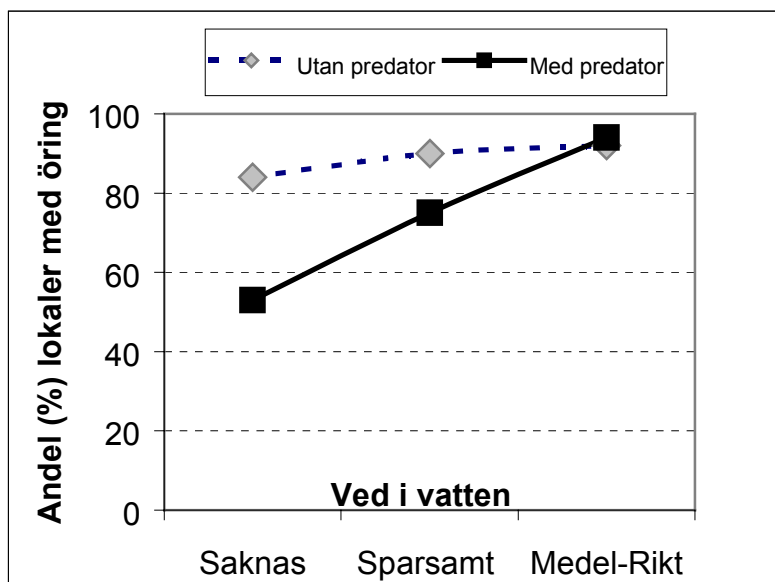
Generellt var det låg förekomst av ved i vatten (uttrycket förklaras i avsnitt 2.2) i bäckarna. Yttäckningen klassades i fyra grupper; 0% yttäckning, 0-1%, 1-5% resp >5%. Andelen lokaler som hyste olika arter ökade generellt med ökad andel ved i vatten (Figur 3). Signifikanta ökningar förelåg för lake, simpør och öring. Minskningen av elritsa med ökad andel ved i vatten var ej säkerställd statistiskt.



Figur 3. Andel lokaler (%) som hyste olika arter avsett mot yttäckningen av ved i vatten angiven i tre klasser (saknas, sparsamt resp medel till rikligt).

Ökad andel ved i vatten skapar en mångformigare miljö med fler ståndplatser för fisk (Näslund 1999). Detta visas tydligt i och med att öring normalt förekommer på färre lokaler om rovfiskarna gädda och/eller lake förekommer. Vid hög andel ved i vatten var dock förekomsten av öring lika god på lokaler med som utan rovfisk (Figur 4). Detta tolkas som att mycket ved i vatten erbjuder öring ett bättre skydd mot rovfisk.

Bäckar med hög andel ved i vatten hade framför allt hög andel gran i vattennära zon samt omgavs av äldre skog. Det förra beror troligen på att granen bildar fler vindfällan och veden ruttnar långsammare än lövträd i vatten.



Figur 4. Andel lokaler (%) som hyste öring i relation till förekomst av rovfisk (gädda och lake) och förekomsten av ved i vatten. (Anova $p < 0,05$).

3.3.4 Avstånd till hyggen från bäcken

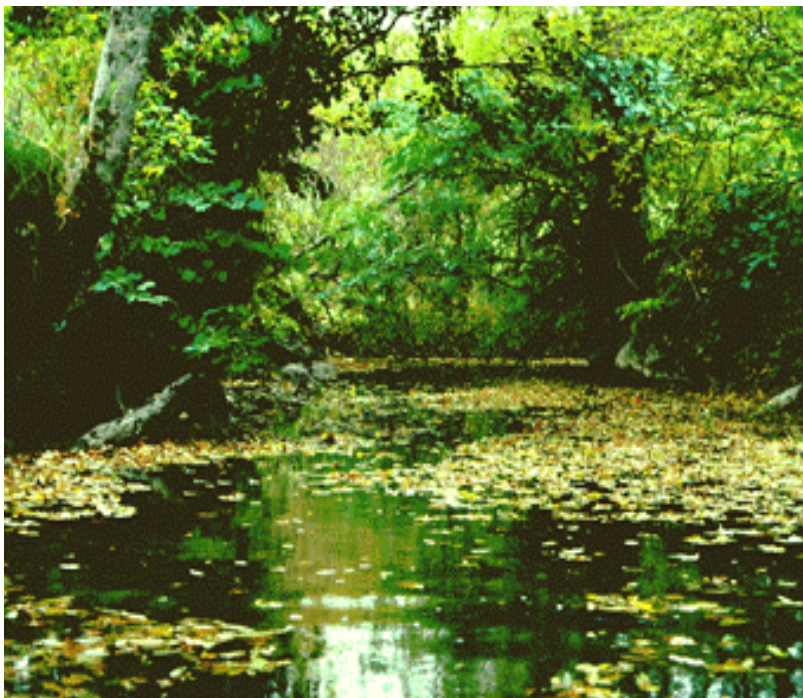
I 72 vattendrag fanns ett hygge i området kring elfiskelokalen. I samtliga objekt mättes avstånd vinkelrätt från bäcken till hyggets närmaste del. Detta klassades sedan i tre klasser; <5 m avstånd, 5-40 m resp >40 m. Antalet påträffade fiskarter per lokal kunde signifikant förklaras med lövinslag (fanns ej=0, fanns=1) och avstånd till hygge (i tre klasser; 1-3). Med en multipel linjär regression erhöles ($n=72$, $p < 0,001$, $r^2=0,35$):

$$\text{Antal arter} = 1,6 * \text{Lövinslag} + 0,5 * \text{Avstånd till hygge} + 0,95.$$

Således, ju längre det var till hygget desto fler arter påträffades. Lövinslag gynnade, som vi visat ovan, också artantalet. Lake och simpior hörde till de arter som var signifikant vanligare ju längre från vattendraget hygget låg.

Sammanfattning

Antalet arter av fisk gynnades av lövinslag utmed bäcken, hög andel ved i vatten och stort avstånd till eventuella hyggen. Indikationer fanns att öring klarade närvaron av rovfisk bättre ju större andel ved i vatten det fanns på lokalen.

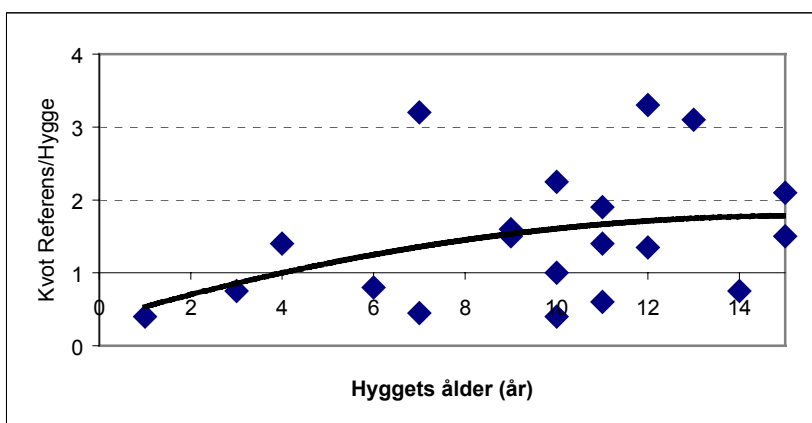


Figur 5. Löv som regnar ned på skogsbäckarna är basen för djurproduktionen. Jörlandaån i Bohuslän.

3.4 Effekten av hyggets ålder på driftfauna och öring

Som ett examensarbete vid Sveriges Lantbruksuniversitet, Vattenbruksinstitutionen i Umeå, genomförde Åke Westman (1998) en studie benämnd "Effekter av kalhyggen på öring och driftfauna i små vattendrag". Studien syftade initialt till att jämföra öringpopulationer vid hyggen med uppströms referens i avverkningsmogen skog. För detta syfte selekterades nyligen (<16 år) avverkade skogspartier utmed vattendrag med goda öringpopulationer. Totalt ingick 17 mindre (bredd 1-4 m) vattendrag från Värmland till Västerbotten. Undersökningarna företogs en gång per lokal och vattendrag på strömmande avsnitt med grov bottenstruktur (sten eller block). Hygget var beläget på båda sidor bäcken och ingen, eller ytterst ringa, skyddsridå i form av sly var lämnad.

Responser hos öring av avverkningarna var variabel och generellt inte statistiskt signifikant i detta lilla material. En tendens förelåg dock till högre tätheter på unga (1-3 år) hyggeslokaler, medan tätheten tydligt var högre på referenslokalen för äldre hyggen (4-15 år) (Figur 6). Främst var det ensamrig öring (0+) som svarade för detta mönster. Det gick inte att finna någon annan faktor än hyggets ålder som förklaring till det observerade sambandet. Till exempel bidrog inte hyggets areal, bonitetsvisande trädslag, vattendragets bredd, strömhastighet, andra fiskarter eller förekommande vattenvegetation till förklaringen.



Figur 6. Kvoten av den totala tätheten av öring mellan referens- och hyggeslokal i relation till hyggets ålder. Initialt hade hyggeslokalerna en tendens till högre värden än referensen, men snart ökade kvoten, dvs referenslokalerna hyste fler öringar per ytenhet än hyggeslokalerna. Sambandet ej signifikant.

En icke statistiskt säkerställd observation var också att den största öringen oftast påträffades på referenslokalen när man jämförde med unga (<8 år) hyggen, medan förhållandet var motsatt för äldre hyggen. Detta tolkades som en tendens för äldre öring att undvika unga hyggen.

Driftfauna, dvs i vattenströmmen drivande bottendjur, insamlades i tre bäckar med två håvar med 0,5 mm maskstorlek. Håvarnas öppning var 25*25 cm. Håvarna satt utplacerade en natt (ca 15 timmar). Terrestra djur sorterades bort vid analys. De undersökta bäckarna uppvisade stora skillnader i artsammansättningen hos sländlarver (dag-, bäck- resp nattsländor) mellan uppströms referens- och hyggeslokal. Antalet gemensamma arter var bara 21%, 25% resp 57%. Sett till det totala individantalet av samtliga fångade bottendjur hade referenslokalerna 1,5-2 gånger fler individer än hyggeslokalerna. På grund av det lilla materialet (tre bäckar) var dessa skillnader ej statistiskt säkerställda.



Figur 7. En vuxen öring på 20 cm längd. Fisken är troligen 3 år gammal, dvs har levit i fyra tillväxtsånger (somrar).

Sammanfattning

Hyggets ålder kan möjligen spela en roll för öringbestånden. Efter en initial (0-3 år gamla hyggen) ökning av främst årsungar, var öringtätheten på hyggen som var 4-15 år gamla lägre än på uppströms referens. En svag tendens förelåg också att de största öringarna inte återfanns på lokaler med unga hyggen. Driftfaunan uppvisade stora artolikheter för sländlarver vid jämförelse av hyggeslokaler med uppströms referens.

4. Fältförsök med skyddsridåer vid avverkning

4.1 Uppläggning

Utgående från erfarenhet, Ammeråprojektet (Näslund 1999), LIV-projektet (Frohm m.fl. 1995), förstudierna och litteratursammanställningen beslöts att tre olika avverkningsstrategier skulle jämföras:

A-Fragmenterad smal skyddsridå. Detta skulle kunna representera de fall där man tillåter sig att avverka skog på fastmark ända fram till vattendraget. Skog i våtmark lämnas. Skyddsridån var tänkt att vara 5 m bred vid fastmark.

B-Smal intakt skyddsridå. En skyddszon på ca 5 m lämnas intakt utmed hela vattendragets sträckning. Såväl fast- som våtmark ingick i skyddsridån. Skog i våtmark lämnas.

C-Bred intakt skyddsridå. En intakt skyddszon på ca 20 m lämnas utmed hela vattendraget. Skog i våtmark lämnas.

Studien bedrevs så att insamling av bottenfauna, flodpärlmusslor och fisk skett under 4 år (1 år före ingrepp samt 3 år därefter). Momentet löpte 1996 (förstudie) och 1997 (avverkning på vårvintern), samt 1998-1999 (uppföljning) i 13 vattendrag. I två vattendrag skedde inte avverkning förrän 1998 resp 1999. I dessa finns således bara ett förstudieår samt ett resp två års studier efter avverkning.

I varje vattendrag har en referenslokal funnits uppströms hygget, en direkt påverkad lokal låg utmed hygget och en påverkanslokal låg strax nedströms hygget. Denna senare har legat 50-100 m nedströms hyggets nedre gräns och haft intakt avverkningsmogen skog omkring vattendraget.

Förutom faunaprov har det insamlats uppgifter om vattenkvalitet, sediment, vattentemperatur samt vattenvegetation. Temperaturen mättes kontinuerligt med datalogger i vattnet. Vattenprover insamlades inom projektet två gånger per år, men har i vissa fall även insamlas av resp länsstyrelse för analys. Dock har detta moment avsiktligt lågprioriterats, dels på grund av höga kostnader, dels på grund av liten förväntad påverkan i och med den relativt ringa hyggesandelen i avrinningsområdet.

4.2 Undersökta vattendrag

4.2.1 Urval av vattendrag

Den övervägande delen av arbetstiden under de första åren av projektet lades på att hitta lämpliga försöksobjekt. Initialt var strävan att hitta 21-24 objekt (7 resp 8 replikat till resp skyddsridå). Det visade sig dock ytterst svårt att hitta objekt som uppfyllde alla våra kriterier varför antalet objekt till slut begränsades till 15 (5 replikat inom varje kategori).

De kriterier som gällde för urvalet var:

- Avrinningsområde under 50 km² (vattendragsbredd 1-5 m)
- Avverkningsmogen och likåldrig barrskog utmed vattendraget (med visst lövinslag)
- Fastmark som dominerande i omgivning.
- Ingen/liten avverkningspåverkan uppströms.
- Skogsbolaget/reviret villigt att avverka enligt våra önskemål
- Ej försurningspåverkan så att vattenfaunan påverkas (detta uppfyllades inte alltid, avsnitt 4.8)
- Inga andra kända antropogena störningskällor
- Reproducerande öringpopulationer
- Om möjligt förekomst av flodpärlmussla
- Lämpliga och likartade strömmande partier för öring ovan, vid och nedom hygget.

4.2.2 Geografisk belägenhet och markvärdar

De undersökta vattendragen var belägna från Askersund till Storuman, indelade i sex olika län (Figur 8). Höjdläget var 121-380 m för hyggeslokalens vattendragsavsnitt. Tre av försöksområdena låg på Stora Enso Skogs's mark, fem på SCA's och resterande sju på Assi Domän's mark (Tabell 2).

Tabell 2. De femton undersökta vattendragen från söder till norr. De angivna koordinaterna avser läget (i RAK-systemet) av hyggeslokalen.

Vattendrag	Xkoor.	Ykoor.	Bolag	Län	Höjd (m)
HOLMSJÖBÄCKEN	651795	143645	ASSI DOMÄN	18	250
SVARTBÄCKEN	676867	151110	STORA	20	320
RÖTJÄRNSBÄCKEN	678626	153324	STORA	21	121
SKALBÄCKEN	689427	144576	STORA	22	372
GAMMELGÅRDSBÄCKEN	689917	155684	SCA	23	223
MÖRTTJÄRNSBÄCKEN	695875	150567	SCA	23	380
VALLSBÄCKEN	698026	151332	ASSI DOMÄN	23	316
ROSMYRBÄCKEN	699823	154608	ASSI DOMÄN	23	273
GULÅN	701868	150389	SCA	23	235
GÄLLARBÄCKEN	708485	160095	ASSI DOMÄN	22	357
GRABBOKSJÖBÄCKEN	709735	155780	ASSI DOMÄN	24	312
BERGVATTENSJÖBÄCKEN	710493	154732	SCA	24	340
VÄSTRA DALKARLSÅN	713365	172500	ASSI DOMÄN	24	177
ÖSTRA BJURBÄCKEN	713560	147960	SCA	23	329
JÄVANBÄCKEN	719725	158275	ASSI DOMÄN	24	250



Figur 8. De undersökta vattendragen vid SILVA's fältförsök med olika skyddsridåer.

4.2.3 Områdesbeskrivningar

Avverkningar utgjorde 0,1-4,7% av tillrinningsområdets areal (Tabell 3) och vanligen var 50-100 m längs vattendraget avverkat. Utmed vattendraget dominerande lågörtssamhällen medan lingontallskog eller blåbärsgrenskog dominerade avrinningsområdena. Vattendragen var små (1,4-5,3 m breda) och grunda (Tabell 4).

Tabell 3. Typ av avverkning (bred ridå, smal ridå, fragmenterad ridå) resp avverkningsår samt avverkningens areal och andel av avrinningsområdet.

Vattendrag	Typ	Avverkningsår	Avromr (ha)	Avverkningsareal (ha)	Avverk. areal (%)
HOLMSJÖBÄCKEN	Frag	1999	450		
SVARTBÄCKEN	Frag	1997	3900	4,4	0,11
RÖTJÄRNSBÄCKEN	Smal	1997	1300	21	1,62
SKALBÄCKEN	Bred	1998	350		
GAMMELGÅRDSBÄCKEN	Bred	1997	1700	5,6	0,33
MÖRTTJÄRNSBÄCKEN	Frag	1997	950	45	4,74
VALLSBÄCKEN	Smal	1997	1000	35	3,50
ROSMYRBÄCKEN	Bred	1997	1000	22	2,20
GULÄN	Smal	1997	2200	40	1,82
GÄLLARBÄCKEN	Smal	1997	1900	20	1,05
GRABBOKSJÖBÄCKEN	Bred	1997	1700	35	2,06
BERGVATTENSJÖBÄCKEN	Frag	1997	1400	20	1,43
VÄSTRA DALKARLSÅN	Bred	1997	780	22	2,82
ÖSTRA BJURBÄCKEN	Frag	1997	800	30	3,75
JÄVANBÄCKEN	Smal	1997	780	21	2,69

Tabell 4. Vattendragens medelbredd, -djup och dominerande bottensubstrat vid hyggeslokalen. Vidare redovisas bonitetsvisande trädslag samt övriga vanliga träd utmed vattendraget.

Vattendrag	Bredd (m)	Medel-djup (m)	Substrat (dominer.)	Bonitetsvis. trädslag	Övriga träd
HOLMSJÖBÄCKEN	2,1	0,20	Sand	Gran	Björk, Tall, Al
SVARTBÄCKEN	3,1	0,17	Block	Gran	Björk, Al
RÖTJÄRNSBÄCKEN	4,8	0,18	Sand	Tall	Gran, Björk, Al
SKALBÄCKEN	1,4	0,18	Block	Gran	Björk, Al
GAMMELGÅRDSBÄCKEN	4,8	0,14	Sten	Gran	Björk, Rönn, Tall
MÖRTTJÄRNSBÄCKEN	3,7	0,14	Grova block	Gran	Tall, Björk, Al
VALLSBÄCKEN	2,6	0,14	Grus	Gran	Björk
ROSMYRBÄCKEN	2,2	0,18	Grus	Gran	Björk, Al
GULÄN	2,8	0,19	Sten	Tall	Gran, Björk, Al
GÄLLARBÄCKEN	5,1	0,19	Block	Gran	Björk
GRABBOKSJÖBÄCKEN	4,7	0,29	Block	Tall	Gran, Björk, Al
BERGVATTENSJÖBÄCKEN	4,2	0,21	Sten	Gran	Björk, Al
VÄSTRA DALKARLSÅN	3,3	0,19	Sten	Gran	Björk, Tall, Al
ÖSTRA BJURBÄCKEN	5,3	0,27	Sten	Gran	Tall, Björk, Al
JÄVANBÄCKEN	5,1	0,34	Block	Tall	Björk, Gran

4.3 Material och metoder

4.3.1 Generellt

Metodikbeskrivningarna kan bli ganska långa, så även här. Vi har försökt att hänvisa till tillgänglig litteratur med ordentliga beskrivningar av metodiken när vi använt oss av gängse metodik. I ett antal fall saknades dock utvecklad kvantitativ metodik. I dessa fall har vi valt att ge en utförligare metodikbeskrivning. Detta gäller framför allt romkläckningsförsök samt kvantifiering av sedimenttransport, vegetation och organiskt material.

I redovisningen har vi valt att inte alltid ange statistiska test, istället anges belagda skillnader med ordet ”signifikant”, vilket motsvarar minst $p < 0,05$. I de fall signifikanta samband ej föreligger har vi använt uttryck som ”det fanns en tendens”, ”en svag ökning” etc. På samma sätt har vi valt att inte alltid rita ut 95%-konfidsensintervall i figurerna, där det skulle ge ett rörigt intryck. Genomgående har parametriska tester använts för att testa materialet. För gruppvis jämförelser har variansanalys använts (Anova), i något fall i formen GLM för att kunna inkludera covariat. Enkel och multipel linjär regression har använts för trendanalys. Vid behov har data transformerats för att bättre anpassas till en normalfördelning. För biologiska parametrar har detta skett med $\text{Log}_{10}(x+1)$.

I några fall har vi använt uttrycket normerade data. Detta innebär att för respektive år har resultatet från hygget dividerats med medelvärdet från uppströms referens. På samma sätt har gjorts för lokalen nedströms hygget som också dividerats med medelvärdet för uppströms referens. Härigenom elimineras mellanårsvariation som ej är kopplad till avverkningen som skett.

4.3.2 Vattentemperatur

Vattentemperaturen mättes kontinuerligt med hjälp av dataloggers av märket Tinytalk. Dessa placerades permanent omedelbart uppströms och på en skuggad plats omedelbart nedströms hygget på 0,3 m vattendjup. Loggrarna byttes varje halvår i samband med insamling av sediment (se 4.3.4).

Temperaturen mättes sex gånger per dygn kl. 00, 04, 08, 12, 16 och kl. 20. Från de flesta bäckarna finns temperaturinformation från tre år 1997-1999. I ett par bäckar finns endast data från två sommarperioder och i en bäck Jåvanbäcken har templogger spolats bort eller slutat fungera varvid data endast finns från en sommar. Holmsjöbäcken är inte inkluderad i analyserna då avverkningen skedde 1999.

4.3.3 Vattenkemi

Prover av vattenkemin insamlades endast vid 1-2 tillfällen per år inom projektet. Därutöver har viss extra insamling skett genom försorg av resp länsstyrelse. Provet insamlades med en diskad (i några fall syradiskad) plastflaska på 0,3 m vattendjup. Analyser skedde helt enligt svensk standard.

4.3.4 Sedimentdeposition

Sedimentdepositionen i vattendraget kvantifierades med ”sedimentfällor” placerade i grus-stenbottnar i vattendraget på två ställen. Dels precis ovan referenslokals övre del, dels precis nedom hygget, men ovanför nedströms elfiskelokal för att undvika att få med slammet som virvlas upp vid vadning. Som sedimentfälla användes Whitlock-Vibertaskar som vanligen används för

utsättning av befruktad öringrom i lämpliga lekbottnar (Whitlock 1977). Askarna har måtten 145*90*60 mm. De är tillverkade av halvstyv genomskinlig plast. Runt om finns hål i plasten (locket har 60 rektangulära hål på 3,5*13 mm, väggarna har dels sådana hål, dels fyrkantiga hål på 2*2 mm) som tillåter sediment att strömma in (Figur 9). Den horisontella inre platsfalsen (incubator) skars bort för att erhålla en homogen låda utan inre uppdelningar. Därefter täcktes askens botten med silvertape för att förhindra sedimentinflöde underifrån samt tillåta sedimentation av inkommet sediment. Kanadensiska försök har gett goda resultat vid studier av sedimentation med denna teknik (Wesche et al. 1989, Clarke et al. 1998). Askarna placerades fem i bredd i vattendraget med locket precis i sedimentytan. De fick stå ute två perioder; perioden efter vårflood - fram till isläggning resp perioden omedelbart före isläggning - till efter vårflood. Dessa två perioder motsvarade ungefär maj-november resp november-maj, dvs ca 6 månader vardera.



Figur 9. Sedimentfälla tillverkad av en Whitlock-Vibertask. Asken till vänster är färdig för användning. De andra är i olika stadier av hopvikning.

Som ett komplement till denna teknik användes också så kallade Rubinbehållare som sedimentfällor. Rubinbehållarnas primära syfte var kläckningsförsök med öringrom (se avsnitt 4.3.5).

4.3.5 Kläckningsförsök med öringrom

Utsättning av öringrom genomfördes under vintern 1996/97 (14 vattendrag), vintern 1997/98 (7 vattendrag) och vintern 1998/99 (5 vattendrag). Befrukta- de romkorn av havsöring fick utvecklas till ögonpunktsstadiet (Figur 10) i Bergeforsens kompensationsodling, Indalsälven. Rommen "förvärmades" något för att få ögonpunktning under senare delen av december. I speciella behållare, så kallade Rubinbehållare, fyllda med naturgrus (8-18 mm) som tvättats och sållats i 7 mm såll, sattes rommen ut i bäckarna på strömmande lokaler. I varje behållare sattes 100 romkorn, som fördelades i gruset för att minimera risken för svampangrepp av döda romkorn. Behållarna sänktes ned i gruset med ett specialtillverkat verktyg så att överkanten på behållaren hamnade precis på gränsen mellan botten och vatten.

Behållarna är cylindriska med en innerdiameter på 66 mm och en ytterdiameter på 105 mm (Figur 11). Materialet är 3 mm PVC-rör där 13 280 mm² sågats bort och ersatts med 0,8 mm plastnät med 2 mm maskstorlek.

Utvändigt är behållarna dessutom täckta med syrafast 1 mm nät med 5 mm maskstorlek, för att skydda mot yttre tryck. Topp och botten av behållarna är täckta med svetsat 0,2 mm glasfibernät med 1,5 mm maskstorlek.



Figur 10. Ögonpunktad rom, dvs fisklarvens ögon syns svagt genom romskalet.

I respektive vattendrag sattes behållarna på en lokal ovan hygget och en lokal nedströms hygget. På resp lokal sattes 3 behållare (96/97) resp 3-5 behållare (97/98 samt 98/99). Som referens lämnades 3 behållare kvar i Bergeforsens fiskodling.



Figur 11. Rubinbehållare för kläckningsförsök med öringrom. (Telefonnumren gäller fortfarande.)

Rommens placering i behållaren torde motsvara det djup där öring i dessa skogsbäckar gräver ned sin rom. Behållarna är av sådan öppen konstruktion att vattengenomströmningen genom behållaren inte skall avvika från naturliga förhållanden. Inga romkorn tilläts komma ut i vattendragen. Behållarna togs upp när rommen kläckt och merparten av gulesäcken förbrukats. I och med det stora geografiska området innebär detta att upptagning skett 6 maj till 15 juni. Vid upptagningen placerades varje behållare i en separat plastpåse och överfördes till kylväska. Räkning av överlevande yngel och vägning av sediment i askarna skedde senast påföljande dag. Allt som sköljdes ur det ilagda

naturgruset, främst sand men även organiskt finsediment, filtrerades i ett melittafilter, vilka torkades före vägning.

I ett antal behållare hade svamp utvecklats och dödat merparten av romkornen. Frekvensen av detta var högst vintern 1996/97 då 15% av behållarna hade svampangripa romklumpar och därför inte medräknas. Detta första år lades all rom i en samlad klump mitt i behållaren. Problemet med svampangrepp minskade radikalt när rommen påföljande år fördelades i flera portioner i behållaren.

4.3.6 Kvantifiering av organiskt material

Tre fraktioner av organiskt material har kvantifierats. Findetritus (FPOM) består av så nedbrutna organiska rester att ursprunget inte går att avgöra visuellt. FPOM ligger ofta som ett löst "fluff" på botten. Grovdetritus (CPOM) utgörs av identifierbara organiska delar från barr och löv upp till kvistar och grenar.

De olika fraktionerna av detritus kvantifierades i samband med karteringen av bottenvegetationen (se avsnitt 4.3.7 nedan). Deras yttäckning (%) av botten rakt uppför bedömdes på elfiskelokalerna med hjälp av vattenkikare. På varje lokal genomfördes 30 slumpvisa prov.

Ved i vatten (LWD) kvantifierades med hjälp av vattenkikare på elfiskelokalerna (ca 50 m) och angavs sedan i antal objekt per 100 m². Hela lokalen avsöktes. Som ved i vatten räknades träddeklar som hade en diameter över 10 cm och var minst 30 cm långa. Förekommande ved delades in i fyra diameterdimensioner; 10-20, 20-30, 30-40 resp över 40 cm. För varje klass beräknades total längd resp total täckt bottenareal.

4.3.7 Vattenvegetation

Vattenvegetationen på de undersökta lokalerna kvantifierades med hjälp av vattenkikare (Figur 12). Därvid bedömdes yttäckningen (%) rakt uppför inom det cirkulära område (diameter 30 cm, dvs area 706 cm²) som avgränsades av vattenkikaren. På varje lokal genomfördes 30 slumpvisa prov.



Figur 12. Kajsas bedömer hur stor andel av botten som är vegetations-täckt med hjälp av vattenkikare.

Vegetationen indelades primärt i alger, mossor och högre vegetation (kärlväxter). Inom de resp grupperna gjordes också en grov klassificering. Alger indelades i påväxtalger, blågrönalger, gröna trädalger och *Batrachospermum* spp. Mossor indelades i *Fontinalis* spp. (Figur 13), övriga bladmossor och

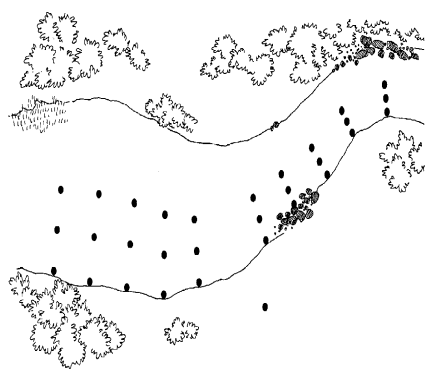
levermossor. Högre vegetation indelades i nate (*Potamogeton* spp), lånke (*Callitriche* spp.), hårslinga (*Myriophyllum* spp.), bladvass (*Phragmites australis*), hästsvans (*Hippuris vulgaris*) samt övriga. Dessutom noterades söt-vattenssvamp, andel av botten som utgjordes av mjukbotten (sand eller finare) samt detritus (se avsnitt 4.3.6).



Figur 13. *Fontinalis antipyretica* (näckmossa) växande på stenig botten i en klar skogsbäck.

4.3.8 Bottenfauna

Provtagningen utfördes med undersökningstyp – Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – *inventering* (Anon. 1996). I korthet går provtagningen ut på att 30 prov tas med en håv med diameter 16 cm och maskvidd ca 1 mm inom en 50 meter lång strandsträcka. Varje prov omfattar det bottenmaterial som samlas i håven efter det att en ca 0.2 m² stor bottenyta störts via sparkning under en sammanlagd tid av 5 sekunder. Figur 14 redovisar hur provrorna läggs ut i vattendraget och figur 15 visar hur provtagningen går till. Insamlat bottenmaterial konserveras i 96% etanol för senare analys under mikroskop.



Figur 14. Provyrtornas belägenhet vid den använda insamlingsmetoden för bottenfauna



Figur 15. Vid insamlingen av bottenfauna sparkas botten omkring med foten och en håv samlar in de djur och det bottenmaterial som då frigörs.

Det konserverade bottenmaterialet genomsöktes i mikroskop vid 6 gångers förstoring varvid de arter/taxa som fanns i materialet plockades ut. Individantalen bestämdes genom att alla djur plockades ut i ett delprov om minst 10% av den totala bottenmaterials mängden. Utplockade djur artbestämdes till

de nivåer som ges i Degerman et al. 1994. Flertalet iglar, större kräftdjur, dagsländor, bäcksländor, sävsländor, nattsländor, skinnbaggar och snäckor bestämdes till art medan artbestämningsnivån varierat för övriga djurgrupper.

Samtliga matematiska-, numeriska- och biologiska indexsystem som redovisas i Hellawell (1986) samt i Lingdell och Engblom (1999a) har använts för att utvärdera bottenfaunamaterialet. Siffervärdena på indexsystem vid de skilda hyggestyperna analyserades med t-test, PCA-analys och stegvis multipel regression med hjälp av programvaran SPSS. Av de analyserade indexen har vi valt att redovisa totalt antal taxa, totalt antal individer, försurningsindex FSI (Lingdell och Engblom, 1999a), föroreningsindex FOI (Lingdell och Engblom 1999a), POEPT-index (Lingdell och Engblom, 1999b) samt förekomst av rödlistade arter (Gärdenfors et al. 1993).

Försurningsindexet delar in bottenfaunasamhällets arter i grupper med olika känslighet för surt vatten. Vattendrag som hyser arter som ej tål pH under 5.5 bedöms som ej eller obetydligt försurningspåverkade. Om sådana arter saknas men det finns arter som ej tål pH under 5.0 bedöms försurningspåverkan som betydlig, saknas även sådana arter bedöms påverkan som stark eller mycket stark. Försurningspåverkan kan variera mellan skilda år och skilda lokaler inom ett och samma vattendrag. Vid SILVA-vattendragen har vi valt att klassificera försurningspåverkan som ingen eller obetydlig om mer än 75% av de prover som tagits under projektiden innehållit arter som ej tål pH under 5.5, om 25% till 75% av proven innehållit arter som ej tål pH under 5.5 har försurningspåverkan bedömts som stark och i övrigt som stark eller mycket stark.



Figur 16. En komplett utrustad provtagare (Pär-Erik) inför insamling av bottenfauna; durkslag på skaft, vanna med pincetter och burkar, vadarbyxor och positiv inställning.

Föroreningsindexet delar in bottenfaunasamhällets olika arter i grupper med olika känslighet för förorenat vatten, främst med avseende på syrgasförhållanden. Klassningarna av de olika arterna är subjektiva och bygger i huvudsak på bedömningar av vattenkvalitet där arterna påträffats. Fjällvattendrag, opåverkade skogsvattendrag och källupplöden har bedömts innehålla rent och syrgasrikt vatten, jordbruksvattendrag har bedömts innehålla vatten av något sämre kvalitet och strilvatten från gödselstackar och soptippar har bedömts innehålla vatten av än sämre kvalitet.

POEPT-index anger proportionen i individantal av dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera) och nattsländor (Trichoptera) relativt individantalen av övriga organismer exklusive tvåvingar (Diptera). Tvåvingar är uteslutna ur indexet på grund av att deras individantal naturligen kan genomgå mycket stora fluktuationer. Vi har valt att redovisa POEPT-index på grund av att det är väl korrelerat med de biologiska index som inte visas i denna rapport. Ett högt värde indikerar hög vattenkvalitet och ett bra habitat, acceptabelt för många av de mer störningskänsliga formerna av bottendjur.

4.3.9 Flodpärlmussla

Flodpärlmusslor kvantifierades enligt den metodik som finns beskriven i Naturvårdsverkets "Handbok för miljöövervakning" (kan nås på Naturvårdsverkets hemsida www.environ.se under Miljöövervakning). Även de rekommenderade protokollen användes och ifylldes fullständigt. (Det kan noteras att vi anser det nödvändigt att komplettera protokollet med vattentemperatur.) I korthet bygger metodiken på att en vattendragssträcka delas in i 15 provtagningsstationer (3-20 m långa). På vardera station undersöks botten med vattenkikare och alla musslor (levande och döda) som är synliga räknas. Eventuellt helt nedgrävda exemplar medräknas ej.



Figur 17. Skäl av flodpärlmussla.

Längdmätning sker av lokalens minsta mussla med skjutmått till närmaste mm. Inom SILVA mättes även skalets bredd och höjd. Vidare skall 15 slumpmässigt uttagna musslor mätas. I SILVA mättes om möjligt ett större urval (30-100%) av musselpopulationen. Vidare märktes dessa musslor med enkla streck dragna med en liten fil i skalets yttre del. Märkningen skedde gruppvis för att kunna särskilja musslor från uppströms-, hygges- resp nedströmsslokal.

Varje år ritades noggranna stationskartor för att dokumentera populationen. Bredd och längd på resp station mättes och avsökt yta beräknades. Lokalerna finns fotodokumenterade och väl utmärkta i terrängen.

4.3.10 Elfiske

Elfisket bedrevs med gängse kvantitativ metodik med tre utfisken per lokal (Degerman & Sers 1999). Genomgående användes ett stationärt elverk (Yamaha EF1000) och Lugab L-1000 elfiskeutrustning med fast katod. Utgående spänning har varit 600-800 Volt. Elfiske bygger på det faktum att fisk inom någon meter anlockas av likströmmen, varefter fisken bedövas på decimeters avstånd från den burna anoden (elfiskestaven). Personen som elfiskar vadar sakta uppströms i ett begränsat avsnitt av vattendraget samtidigt som man med elfiskestaven kortvarigt sluter en strömkrets och anlockar/bedövar fisk som fångas i en håv som manövreras med andra handen (Figur 18). En medhjälpare med en vattenfylld hink tar hand om fisken som snabbt kvicknar till. Medhjälparen håller också ordning på sladd och hjälper till att se var man fiskat. Fångsten i varje utfisningsomgång artbestämmer och redovisas separat på elfiskeprotokollen, såväl antal som längd. När fisket är klart och alla fiskar är artbestämda och längdmätta återförs fisken oskadd till vattendraget. Elfiske är en förbjuden fångstmetod och kräver utbildning och dispens från länsstyrelsen.



Figur 18. Elfiske. Björn längst fram bedövar och fångar fisken, medan Krister sköter elkabeln och tar hand om fångsten i hinken.

I samband med elfisket görs en detaljerad beskrivning av fiskets utförande och vattendragets beskaffenhet. Omgivande mark beskrivs också översiktligt. Genomgående har vi använt de protokoll som förordas av Fiskeriverkets Elfiskeregister (www.fiskeriverket.se). Resultaten är också datalagrade där.



Figur19. Lake finns i många skogsbäckar i närheten av sjöar. Framför allt unga lakar gillar att vara i vattendrag, utom när vattentemperaturen överstiger ca 22 °C.

4.4 Vattentemperatur

Bäckarnas belägenhet i södra – mellersta norrland innebär låga vattentemperaturer under en stor del av året. I de nordliga bäckarna faller temperaturerna generellt till nollgradigt vatten i slutet av oktober – början av november. I dessa vattendrag börjar temperaturen stiga i slutet av april – mitten av maj. I de mer sydligt belägna vattendragen sjunker temperaturerna i vattnet till noll i början – slutet av november och stiger från nollgradigt i slutet av mars – början av april.

En omgivande strandskog har i ett antal internationella studier visat sig ha stor betydelse för vattendragens temperatur. Efter avverkning av omgivande skog har kraftigt förhöjda sommartemperaturer noterats i nordamerikanska vattendrag. För att få en bild av betydelsen av de olika skyddsridåerna inom SILVA-projektet jämförde vi skillnader i vattentemperatur uppströms respektive nedströms avverkningslokalen. Juli månad med hög solinstrålning och förhållandevis låg vattenföring valdes som jämförelseperiod.

Medeltemperaturer för perioden 1:a juli - 30:e juli åskådliggör skillnaderna i vattentemperatur, mellan referenslokal (uppströmslogger) och nedströms avverkningen (nedströmslogger) som förelåg över perioden (Tabell 5).

Tabell 5. Medeltemperaturen under juli månad uppströms respektive nedströms de avverkade försökslokalerna.

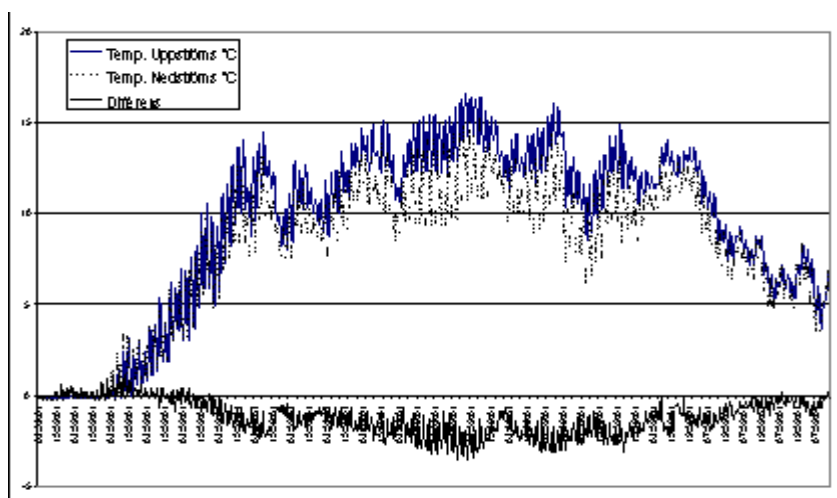
Vattendrag	Avverkn. typ	Temperatur uppströms	Temperatur nedströms	Differens
GRABBOKSJÖBÄCKEN	bred	13,05	12,86	-0,19
ROSMYRBÄCKEN	bred	9,48	10,21	0,74
VÄSTRA DALKARLSÅN	bred	18,40	17,57	-0,83
SKALBÄCKEN	bred	14,46	11,90	-2,56
GAMMELGÅRDSBÄCKEN	bred	13,55	12,68	-0,87
GULÅN	smal	12,34	10,95	-1,39
GÄLLARBÄCKEN	smal	16,60	15,95	-0,64
JÅVANBÄCKEN	smal	14,21	14,22	0,01
RÖTJÄRNSBÄCKEN	smal	16,75	16,78	0,03
VALLSBÄCKEN	smal	16,49	16,24	-0,25
MÖRTTJÄRNBÄCKEN	fragm	13,03	13,26	0,23
SVARTBÄCKEN	fragm	12,16	12,68	0,52
ÖSTRA BJURBÄCKEN	fragm	16,12	15,62	-0,50
BERGVATTENSJÖBÄCKEN	fragm	14,57	13,82	-0,75

Vattentemperaturen nedströms den avverkade sträckan visade i 9 av 14 vattendrag lägre temperaturer jämfört med vattentemperaturen på uppströms referens. I fyra av vattendragen förelåg istället högre medeltemperaturer nedströms hyggesträckan. Det fanns inga genomgående mönster i de olika typerna av skyddsridåer. I alla tre grupperna med avverkningstyper fanns vat-

tendrag som visar tendens till kallare respektive varmare vattentemperaturer nedströms avverkningen. Omgivande marks lutning var dock svagt korrelerad till utfallet. För de vattendrag där omgivande mark lutade mindre än 20% ned mot bäcken var medeldifferensen -0.2 och där lutningen var större (7 bäckar) var medeldifferensen -0.7 . Variationerna var dock stora. Troligt är dock att en bättre analys av grundvattenflöden skulle ha bidragit till att förklara skillnaderna mellan bäckarna.

Låt oss exemplifiera med ett par vattendrag. Gulån i Jämtland visade på temperaturskillnader i vattentemperatur under juli månad på i snitt 1.4 grader varmare vatten uppströms avverkad yta jämförd med nedströms dito (Figur 20). Rosmyrbäcken i Jämtland visade på motsatsen med 0.7 grader kallare vattentemperatur uppströms avverkad yta jämfört med nedströms denna. Dessa medeltemperaturer är baserade på mätningar över ett helt dygn och visar i sammanhanget på en relativt låg temperaturdifferens mellan de båda mätpunkterna. När vi plockar ut mätdata motsvarande dagstemperaturer på eftermiddagen under sommarmånaderna visade dessa på en betydligt större temperaturskillnad mellan mätpunkterna.

Resultaten skilde till stor del från internationella erfarenheter där den generella bilden är att temperaturökningar på flera grader kan erhållas nedströms avverkade områden. En rimlig förklaring till lokaler med kallare vatten nedströms avverkningen är att den grundvattenhöjning man oftast ser efter avverkning medfört ett ökat grundvattenutflöde till vattendraget vilket ger en sänkning av vattentemperaturen. Internationellt har studierna i större utsträckning koncentrerats till små källflöden.



Figur 20. Vattentemperatur i Gulån sommaren 1997. Helledragen linje visar temperaturen på uppströmslokalen, streckad linje temperaturen nedströms avverkningens lokal. Nedre helledragen linje anger differens.

Sammanfattning

Det var vanligare med en temperatursänkning på hyggeslokalen än den förväntade temperaturhöjningen på grund av ökad solinstrålning. Orsaken var troligen den höjda grundvattennivån på hygget och åtföljande utströmning av kallt vatten. En bidragande orsak var relativt stora lutningar kring bäckarna.

4.5 Sedimentdeposition

4.5.1 Uppläggning

Hyggenas påverkan på sedimentdeposition i vattendraget samt effekten på överlevnad av öringrom i lekområden undersöktes med två metoder (se avsnitt 4.3.4 resp 4.3.5). Modifierade Whitlock-Vibert askar, sedimentfällor, grävdes ned i erosionsbottnar (lekbottnar för öring) för att kvantifiera sedimentmängden. Vidare användes sk Rubinbehållare för att undersöka hur öringrom kläckte i dessa lekbottnar. I dessa Rubinbehållare ansamlades också finsediment och därmed erbjöds en ytterligare metod för bedömning av sedimentationen (avsnitt 4.5.3).

4.5.2 Sedimentdeposition

Sedimentprovtagningen startade hösten före avverkning och det innebar att de första fällorna togs upp på våren efter vårvinterns avverkning. Därmed saknas data före avverkning, men jämförelse kan ske med uppströms referenslokaler alla år. Utsättningen skedde av fem askar/fällor per station, men på grund av kraftig isgång eller högvatten förlorades en del fällor. Därför utgår Gällarbacken och Holmsjöbacken i resultatredovisningen.

I medeltal 90 gram finsediment ansamlades i behållarna (0-781 gram i enskilda behållare). Eftersom bottenarean på behållarna är 54 cm² innebär detta ca 1,7 g/cm².

Vid parvis jämförelse av sedimentmängd i fällorna på uppströmsreferenslokal med hyggeslokal+nedströms lokal erhöles, alla år sammantaget, signifikant högre sedimentmängder på de skogsbrukspåverkade lokalerna i fem vattendrag (Tabell 6). Speciellt påtagliga var skillnaderna i Gammelgårdsbäcken och Jåvanbäcken. Noterbart var att det i två fall med bred skyddsridå förelåg en signifikant högre sedimentmängd på påverkade lokaler. Därför kan man inte direkt peka på skyddsridåns utformning som avgörande för sedimentdrift till vattendragen. Körsador, marklutning, markberedning och mineraljordens kornstorlek är också avgörande.

Gammelgårdsbäcken som trots en bred skyddsridå hade fått ökade sedimentmängder var belägen i en ravin med en lutning på 10-33% ned mot vattendraget. Västra Dalkarlsån hade betydligt måttligare lutningar, men trots detta ökade sedimentmängder på hyggeslokalen jämfört med uppströmslokalen. Detta berodde dock på att hela vattendraget hade hög sanddrift, som dock dämpades något på uppströmslokalen av en sjö. Sanddriften berodde på uppströms dikningar.



Figur 21. Bäck med stora mängder tillförd sand pga avverkning (ej SILVA-vattendrag). I bäcken har öring försvunnit.

Tabell 6. Jämförelse av sedimentmängd i fällorna uppströms mot fällorna vid hygget och nedströmslokalererna sammantaget under 0-2 år efter avverkning. Test med enkel variansanalys (Anova).

Vattendrag	Avverk.	Avverk.	Årstid	Sedimentmängd (g)		ANOVA	
	Typ	År	Upp	Ovan	Hygge-Ned	n	p=
SKALBÄCKEN	Bred	1998	Vår	95	78	14	n.s.
			Höst	31	7	13	n.s.
GAMMELGÅRDSBÄCKEN	Bred	1997	Vår	12	237	19	0,001
			Höst	4	94	35	0,001
ROSMYRBÄCKEN	Bred	1997	Vår	244	230	29	n.s.
			Höst	190	202	41	n.s.
GRABBOKSJÖBÄCKEN	Bred	1997	Vår	5	8	37	n.s.
			Höst	1,4	4,5	26	n.s.
VÄSTRA DALKARLSÅN	Bred	1997	Vår	71	134	40	0,005
			Höst	6	48	35	0,078
RÖTJÄRNSBÄCKEN	Smal	1997	Vår	240	200	34	n.s.
			Höst	143	167	36	n.s.
VALLSBÄCKEN	Smal	1997	Vår	141	165	26	n.s.
			Höst	96	100	33	n.s.
GULÅN	Smal	1997	Vår	128	248	38	0,001
			Höst	86	198	43	0,001
JÄVANBÄCKEN	Smal	1997	Vår	20	73	23	0,021
			Höst	2	72	31	0,007
SVARTBÄCKEN	Frag	1997	Vår	17	46	42	0,039
			Höst	13	12	24	n.s.
MÖRTTJÄRNSBÄCKEN	Frag	1997	Vår	174	166	29	n.s.
			Höst	104	92	36	n.s.
BERGVATTENSJÖBÄCKEN	Frag	1997	Vår	46	20	38	n.s.
			Höst	5	4	34	n.s.
ÖSTRA BJURBÄCKEN	Frag	1997	Vår	2,6	1,2	27	n.s.
			Höst	1,4	1,6	30	n.s.

Sammanfattning

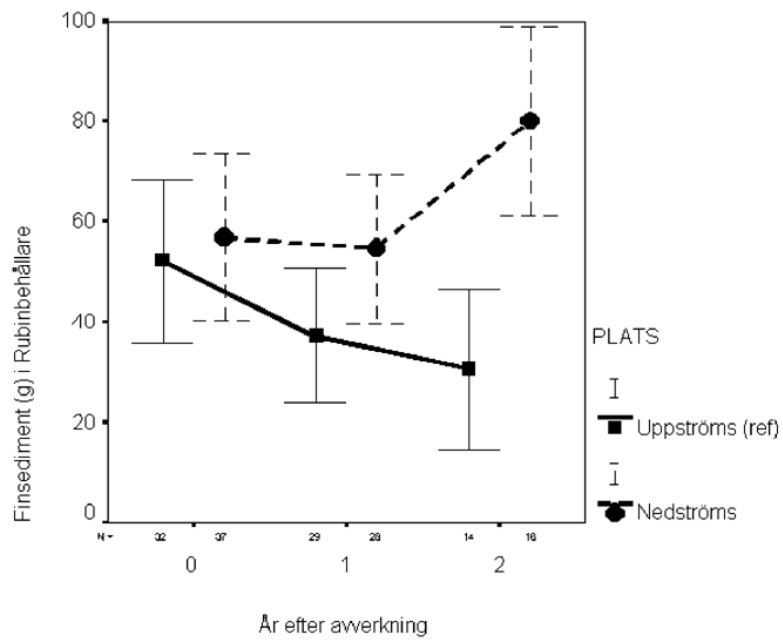
Resultaten är inte entydiga i 10 fall av 26 minskade sedimentmängden nedströms hygget, men signifikant belagda ökningar förelåg i fem vattendrag nedströms hyggena. Materialet är något litet för generella slutsatser, men den ökade sedimentdepositionen torde vara en effekt av smala skyddsridåer, körskador och avverkning i raviner med finkorniga jordar. I något fall har även markberedning efter avverkning inverkat (år 2).

4.5.3 Finsediment och överlevnad av öringrom

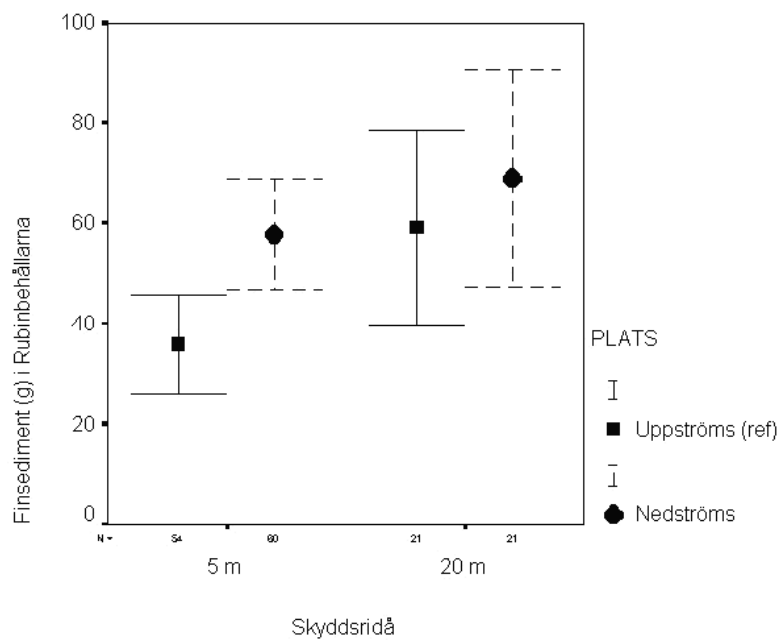
I Rubinbehållarna lades rensolat naturgrus. I utrymmet mellan gruskornen fördelades öringrommen. Då behållarna satt ute under december-maj ansamlades också finsediment i behållarna. I medeltal 52 gram finsediment ansamlades (0-170 gram i enskilda behållare). Eftersom bottenarean på behållarna är 34 cm^2 innebär detta ca $1,5 \text{ g/cm}^2$. Någon fraktionering av detta material har inte genomförts, men huvuddelen var fin sand. Det kan noteras att den ansamlade sedimentmängden i försöket med Whitlock-Vibertaskarna var $1,7 \text{ g/cm}^2$.

På de uppströms belägna referenslokalerna kunde ansamlingen av finsediment i behållarna till stor del förklaras med avrinningsområdets storlek och avstånd till närmaste sjö uppströms (multipel linjär regression, $p < 0,001$, $r^2 = 0,42$). Ju större avrinningsområde och ju närmare uppströms sjö lokalen låg desto mindre mängd finsediment transporterades i vattendraget. Detta samband förelåg även nedströms hygget, men var där avsevärt svagare ($p < 0,05$, $r^2 = 0,09$). Orsaken var ett betydande tillskott av finsediment från hyggerna (Figur 22). Det var betydande variationer i mängden finsediment i Rubinbehållarna på referenslokalerna, troligen främst beroende på vårflodens maktighet olika år. På nedströmslokalerna märktes ingen skillnad första året, då hygget var nyupptaget men marken oftast tjälad innan kläckningsaskarna togs upp. Påföljande år var sedimentmängden betydligt större på nedströmslokalerna och två år efter avverkning förelåg en signifikant skillnad mot uppströms referenslokalerna.

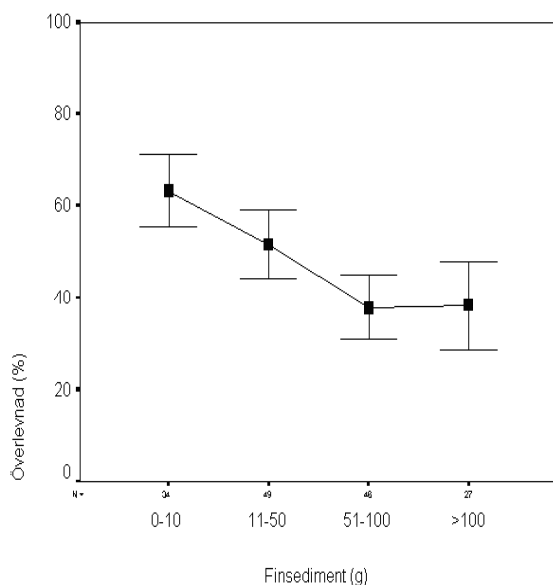
Det slumpade sig så att de vattendrag där breda skyddsridåer lämnades naturligt förde mer sediment i vattnet. Här förelåg dock ingen signifikant skillnad mellan referens- och nedströmslokaler (Figur 23). En signifikant skillnad förelåg däremot när en smal skyddsridå (intakt eller fragmenterad) lämnats, med en betydande ökning av mängden finsediment nedom hygget (Figur 23).



Figur 22. Ansamlad mängd av finsediment i Rubinbehållarna vid kläckningsförsöken. Samtliga olika skyddsridåer sammantaget. Genomgående anges spridning som 95%-konfidensintervall.



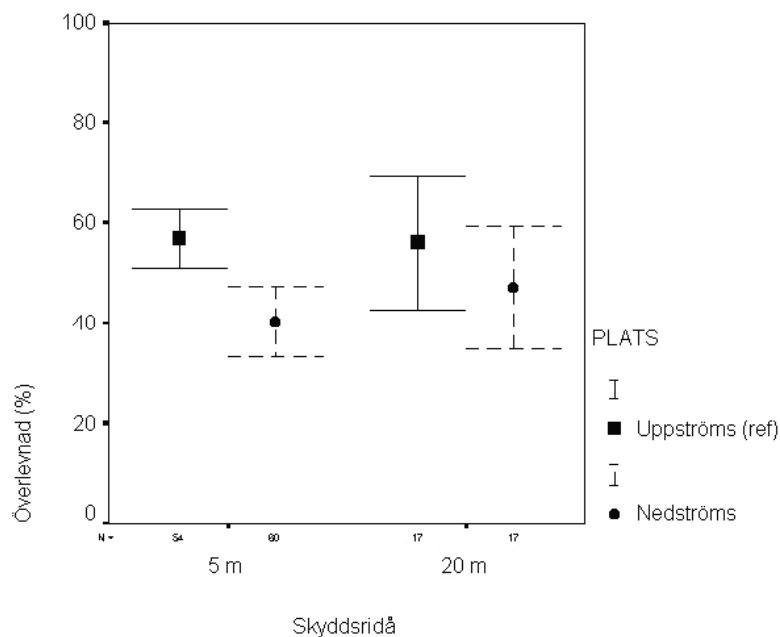
Figur 23. Ansamlad mängd finsediment i Rubinbehållarna vid hyggen med bred (20 m) resp smal (5 m hel resp fragmenterad) skyddsridå efter avverkning (alla uppföljningsår sammantaget).



Figur 24. Mängden sediment (g) i behållarna mot överlevnad av öringyngel.

På de uppströms belägna referenslokalerna kunde ansamlingen av finsediment i behållarna till stor del förklaras med avrinningsområdets storlek och avstånd till närmaste sjö uppströms (multipel linjär regression, $p < 0,001$, $r^2 = 0,42$). Ju större avrinningsområde och ju närmare uppströms sjö lokalen låg desto mindre mängd finsediment transporterades i vattendraget. Detta samband förelåg även nedströms hygget, men var där avsevärt svagare ($p < 0,05$, $r^2 = 0,09$). Orsaken var ett betydande tillskott av finsediment från hyggena (Figur 22). Det var betydande variationer i mängden finsediment i Rubinbe-hållarna på referenslokalerna, troligen främst beroende på vårflodens mäktig-het olika år. På nedströmslokalerna märktes ingen skillnad första året, då hygget var nyupptaget men marken oftast tjälad innan kläckningsaskarna togs upp. Påföljande år var sedimentmängden betydligt större på nedströmslokalerna och två år efter avverkning förelåg en signifikant skillnad mot uppströms referenslokaler.

Det slumpade sig så att de vattendrag där breda skyddsridåer lämnades natur-ligt förde mer sediment i vattnet. Här förelåg dock ingen signifikant skillnad mellan referens- och nedströmslokaler (Figur 23). En signifikant skillnad förelåg däremot när en smal skyddsridå (intakt eller fragmenterad) lämnats, med en betydande ökning av mängden finsediment nedom hygget (Figur 23).



Figur 25. Andel överlevande öringyngel (%) på referens- och påverkanslokal (dvs hygges- och nedströmslokaler) vid smal resp bred skyddsridå.

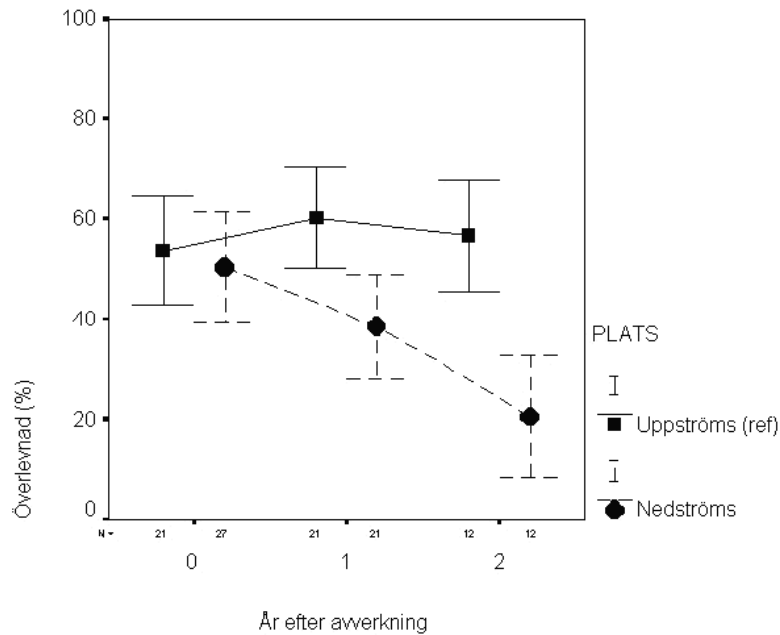
Mängden öringyngel som levde vid försökets slut var väl korrelerad med mängden finsediment som ansamlats i Rubinbehållarna (Figur 24).

Generellt var överlevnaden av öringrommen relativt låg. De behållare som lämnades kvar i fiskodlingen (0 g finsediment) hade en genomsnittlig överlevnad på 84%. Även denna överlevnad var något lägre än förväntat, vilket torde vara en effekt av hanteringen av rommen och möjligen av ett försämrat vattenutbyte i behållarna.

Analogt med vad som redovisats ovan kunde ingen påverkan av överlevnaden av öringrom noteras nedströms hyggen med bred skyddsridå (Figur 25), där ju heller ingen generell förändring av sedimentation skett (Figur 23). Observera att kläckningsförsöken utfördes i färre bäckar än kvantifieringen av sediment med Whitlock-Vibertaskarna, exempelvis ingick inte Västra Dalkarl-sån (se Tabell 5).

När en smal skyddsridå använts (hel eller fragmenterad) var öringynglens överlevnad nedströms hygget signifikant lägre än uppströms (Anova, $p < 0,01$).

I vattendrag med smal skyddsridå försämrades överlevnaden successivt år 1 och 2 efter avverkning (Figur 26), dvs i takt med ökad sedimentation (Figur 22). Trenden med allt sämre överlevnad var oroväckande och uppföljande studier är väsentliga i objekten med smal skyddsridå.



Figur 26. Överlevnad (%) av öringyngel i bäckar med smal (5 m hel eller fragmenterad) skyddsridå.

Sammanfattning

När en smal (5 m) skyddsridå lämnades (hel eller fragmenterad) ökade sedimentationen i lekbottnar för öring i vattendragen nedströms hygget. Som en följd försämrades också överlevnaden för öringrom och -yngel i lekbottnarna. Tendensen var fortsatt ökad sedimentation och försämrad överlevnad med tiden när försöket avbröts, vilket delvis var en effekt av markberedning.



Figur 27. Öringyngel med gulesäck. Under nästan en månad efter kläckning lever ynglet nere i lekbädden av detta matförråd. Även om ynglet har en viss simförmåga ställer ökade mängder med sediment i bottarna till stora problem.

4.6 Detritus och ved i vatten

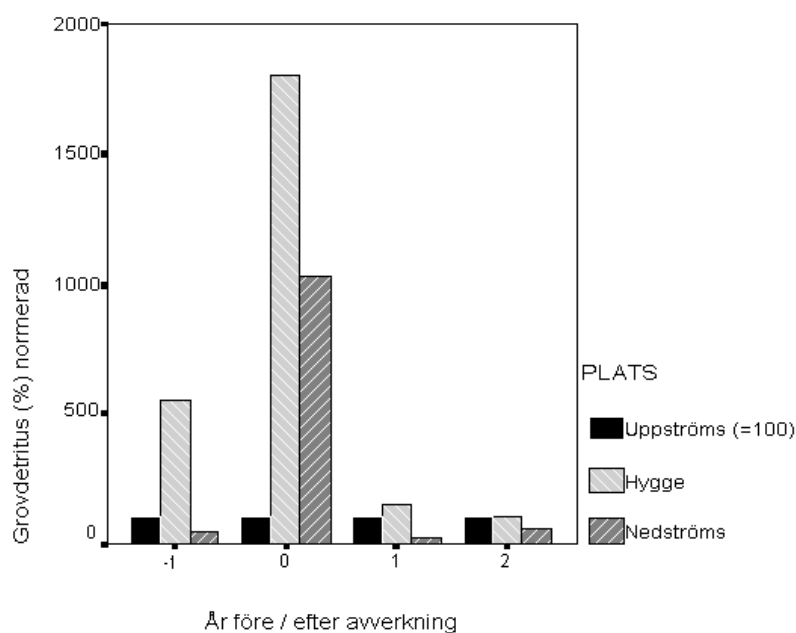
4.6.1 Uppläggning

Med hjälp av vattenkikare har yttäckningen av FPOM (Findetritus; organiska partiklar som är så nedbrutna att de inte går att visuellt typbestämma) och CPOM (grovdetritus; identifierbara organiska partiklar från barr och löv upp till grenar) skattats. Samma metodik användes för att kartera florausvecklingen (avsnitt 4.7). På resp lokal gjordes 30 prov och yttäckningen av FPOM och CPOM bedömdes inom den yta som representeras av vattenkikarens bottenyta (706 cm²). Ved i Vatten (LWD) karterades genom att räkna antalet objekt med hjälp av vattenkikare.

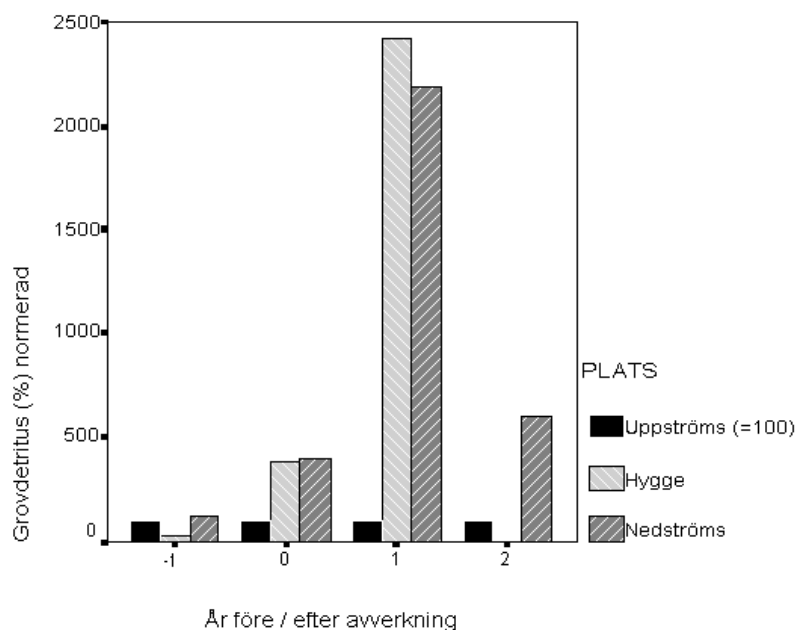
4.6.2. Detritus

Karteringens av detritus yttäckning genomfördes på elfiskelokalerna, vilka generellt är erosionsbottnar med strömmande vatten. På dessa bottnar kommer inte finare detritus att kvarligga länge utan kommer successivt att föras nedströms. Resultaten får tolkas med detta i åtanke.

När bred skyddsridå tillämpats förelåg ingen generell förändring av yttäckningen av detritus (fin- resp grov-) på hygges- eller nedströmslokalerna relativt uppströms referens. Ej heller vid smal skyddsridå (5 m intakt eller fragmenterad) förelåg några generella statistiskt säkerställda skillnader. Dock kan konstateras att i den senare gruppen förekom ett antal enskilda vattendrag där man genomfört avverkningen på ett sådant sätt att en betydande ökning skett av grovdetritus på hygges- och nedströmslokalen jämfört med referenslokalen. I Östra Bjurbäcken, där 5 m fragmenterad skyddsridå tillämpades och skyddsridån var mycket ringa, ökade mängden kvistar och grenar betydligt avverkningsåret, men detta material transporterades därpå undan och förhållandena normaliserades snabbt (Figur 28). I Rötjärnsbäcken, 5 m intakt skyddsridå, ökade mängden grovdetritus hyggesåret och ökade ytterligare påföljande år (Figur 29). Även detta material tycks därefter att ha transporterats nedströms.

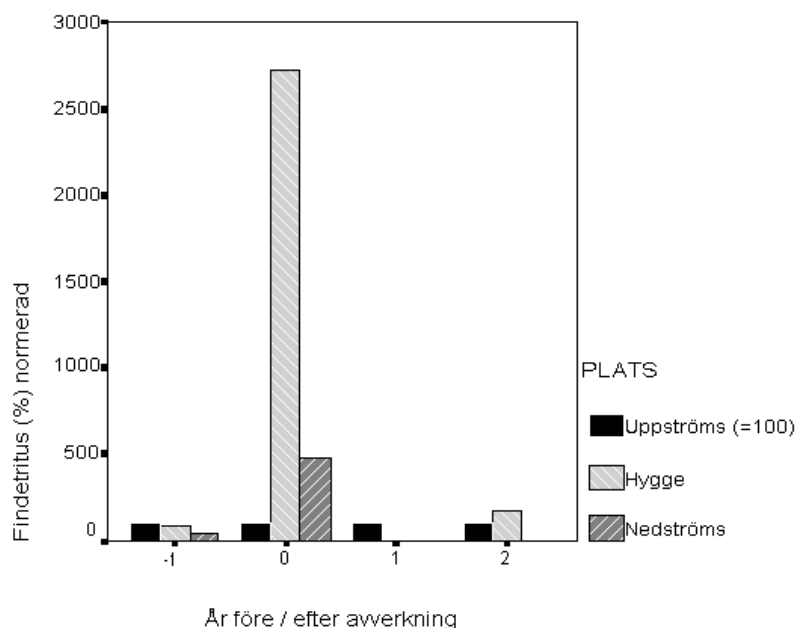


Figur 28. Yttäckningen av grovdetritus på hygges- och referenslokalerna jämfört med uppströms referens (=100) i Östra Bjurbäcken.



Figur 29. Yttäckningen av grovdetritus på hygges- och referenslokalerna jämfört med uppströms referens (=100) i Rötjärnsbäcken.

I Östra Bjurbäcken och Holmsjöbäcken (båda med fragmenterad 5 m skyddsridå) förelåg också en betydande ökning av findetritus hyggesåret. I Östra Bjurbäcken var detta organiska finmaterial borta påföljande år (Figur 30), medan Holmsjöbäcken bara undersökts året före resp hyggesåret.



Figur 30. Yttäckningen av findetritus på hygges- och referenslokalerna jämfört med uppströms referens (=100) i Östra Bjurbäcken.

Tillförsel av organiskt material från hygget var självfallet större ju mindre skyddsridån varit. Uppenbart var att genomförandet av avverkningen spelar stor roll för tillförsel av organiskt material. Där man varit försiktig hade någon förhöjd tillförsel ej skett. I och med att de undersökta lokalerna var erosionsbottnar har det organiska materialet snabbt transporterats vidare nedströms och troligen avsatts i lugnare vattenavsnitt. Huruvida detta har någon påvisbar effekt på ekosystemet har inte undersökts i denna studie.

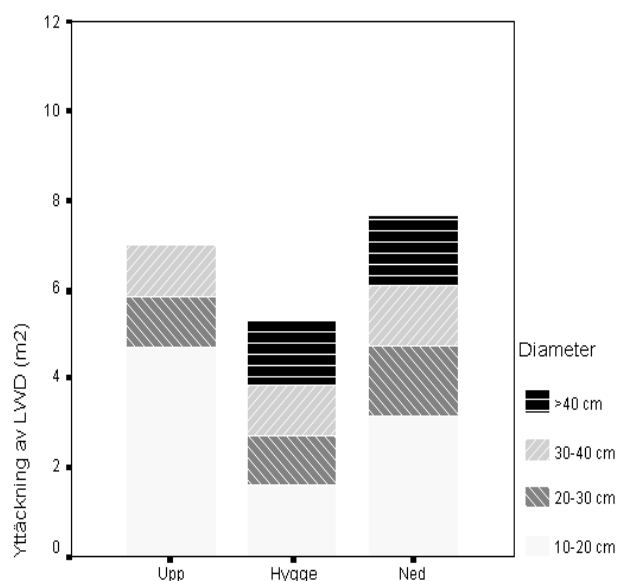
Sammanfattning

Mängden detritus (fin- och grov-) ökade generellt inte i bäckarna efter avverkning. I enstaka fall, främst där man tillämpat fragmenterad skyddsridå, fanns dock ett påtagligt påslag av detritus. Effekten avklingade snabbt i och med att materialet transporterades nedströms.

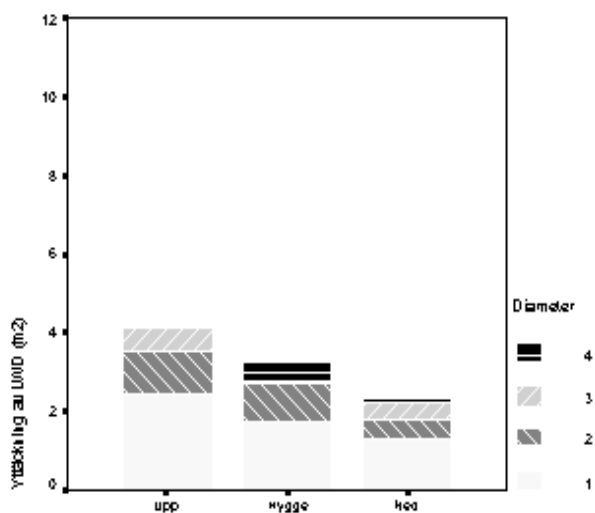
4.6.3 Ved i vatten (LWD)

Karteringens av ved i vatten's yttäckning genomfördes 1997 resp 1999 på elfiskelokalerna genom att hela ytan avsöktes med vattenkikare. Ju grövre och ojämna bottenstrukturer samt ju längre det var till uppströms sjö desto mer ved i vatten fanns det generellt. I genomsnitt förekom 7.0 m² ved i vatten/100 m² bäckbotten år 1997 och 3.8 /100 m² bäckbotten år 1999. Detta bestod till 50% av diametern 10-20 cm, 26% av diametern 20-30 cm, 15% av diametern 30-40 cm och 9% av diametern >40 cm. Generellt var yttäckningen av ved i vatten relativt hög, t ex jämfört med förstudien (avsnitt 3.3.3), troligen på grund av att bäckarna som valts ut låg i avverkningsmogen skog.

Det var noterbart att hyggeslokalerna generellt hade relativt lite ved i vatten, medan nedströmslokalerna år 1997 hade mycket ved i vatten, speciellt då av de finare fraktionerna (Figur 31, 32). Detta var främst hyggesrester (grenar), men även en del stammar vid smal skyddsridå.

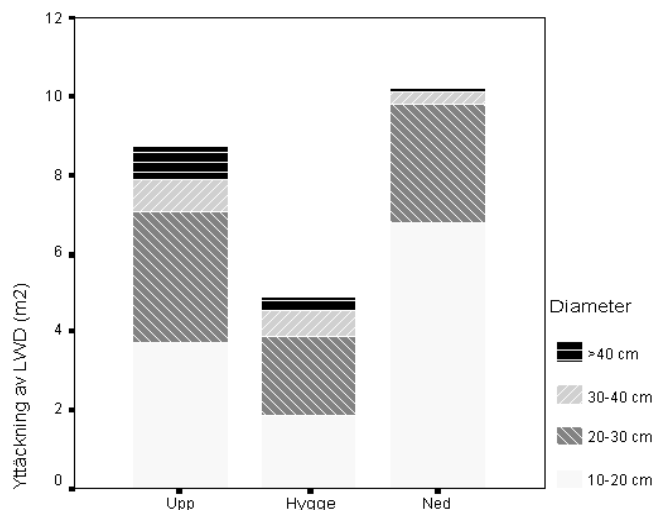


Figur 31a. Yttäckningen av ved i vatten (m^2) per $100 m^2$ bäckbotten under 1997 på lokaler med smal eller fragmenterad skyddsridå (0-5 m).

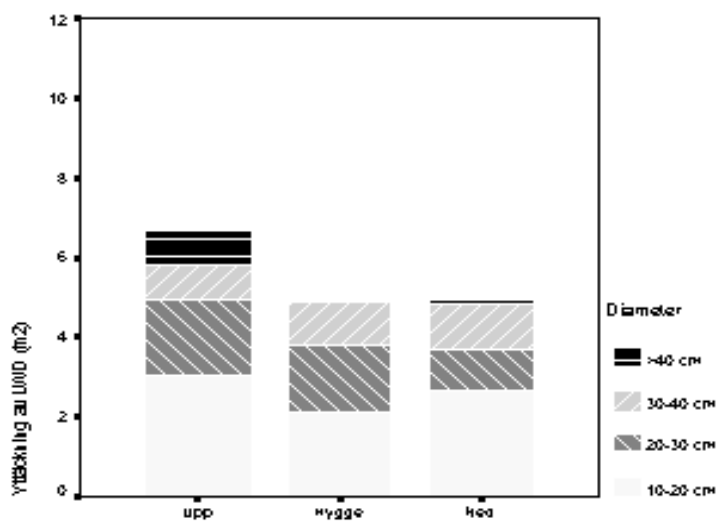


Figur 31b. Yttäckningen av ved i vatten (m^2) per $100 m^2$ bäckbotten under 1999 på lokaler med smal eller fragmenterad skyddsridå (0-5 m). Klassning av diameter enligt figur 31a.

Resultatet indikerar en successiv utarmning av ved i vatten vid hygget och nedströms efter den initiala ökningen på grund av hyggesrester. Att det fanns en påverkan av hyggesrester även vid bred skyddsridå (Figur 32) berodde framför allt på ravinerna ned mot Västra Dalkarlsån, där transporten ned till ån varit stor. Eljest förelåg inga signifikanta skillnader mellan de olika skyddsridåerna. Ej heller förelåg någon skillnad i detta lilla material beroende på dominerande trädslag (tall eller gran) utmed bäckarna.



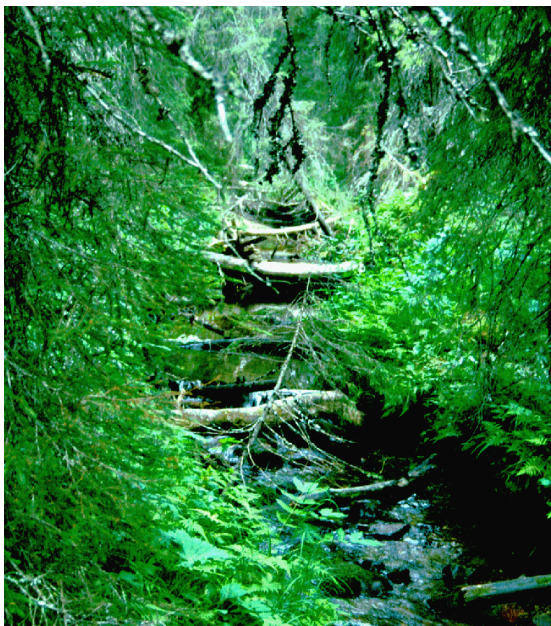
Figur 32a. Yttäckningen av ved i vatten (m²) per 100 m² bäckbotten under 1997 på lokaler med bred skyddsridå (20 m).



Figur 32b. Yttäckningen av ved i vatten (m²) per 100 m² bäckbotten under 1999 på lokaler med bred skyddsridå (20 m).

Sammanfattning

Sommaren efter avverkning förelåg hyggesrester i bäckarna, även i något fall med bred skyddsridå beroende på att avverkningen skett i en ravin. Två år efter avverkning hade mängden ved i vatten minskat genomgående relativt uppströms referenslokaler. Denna minskning var förväntad i och med att ved i vatten kan komma från upp till 30-50 m från vattendraget.



Figur 33. Ved i och ovanför vatten i Rosmyrbäcken

4.7 Vattenvegetation

4.7.1 Generella samband

All vattenvegetations yttäckning bedömdes rakt uppifrån med hjälp av vattenkikare. 30 prov togs per lokal. Generellt var beskuggning från omgivande träd och buskar, dominerande bottensubstrats grovlek (från finsediment, sand, grus, sten till block) samt bäckens altitud viktiga förklarande variabler till förekommande arter av vegetation och deras yttäckning (Tabell 7). Mossor gynnades av tillgången till stora stenar eller block som substrat. För levermossor var skuggiga lägen bättre än solbelysta. Alger är en heterogen grupp. Gröna trådalger (ex *Cladophora*) var rikligare i högt belägna bäckar och i bäckar med större avrinningsområden. En viktig faktor var också att beskuggningen av bäcken skulle vara liten. Högre växter gynnades i obeskuggade lägen med mycket mjukbotten. Speciellt gynnsamt var det i bredare vattendrag, som ju blir mer solbelysta än smalare vatten. Låg beskuggning var signifikant viktigt för arter som *Myriophyllum* spp (hårslinga), hästsvans och fräken.

Tabell 7. Multipel linjär regression av omgivningsvariabler mot yttäckning (%) av vegetation i vattendragen. Signifikant ingående variabler med tecken i resp modell samt determinationskoefficient (%). Samtliga samband signifikanta ($p < 0,05$).

Mossor	+Substratstorlek, -Avst upp till sjö, -Andel sjö 29%	
Fontinalis-mossa	+Substratstorlek	16%
Levermossor	+Maxdjup, +Andel sjö, +Skugga, +Substratstorlek	21%
Alger	+Altitud, +Bredd	29%
Gröna trådalger	+Altitud, +Avromr, -Skugga	17%
Påväxtalger	+Altitud, +Bredd	12%
Högre växter	+Bredd, +Andel mjukbotten, -Skugga	28%
Nate	+Andel mjukbotten, +Bredd	29%
Myriophyllum spp	+Bredd, -Skugga, -Substratstorlek	26%
Hästsvans	-Skugga	4%
Fräken	+Andel mjukbotten, +Substratstorlek, -Skugga	9%
Bladvass	+Bredd	7%

Sammantaget innebär sambanden ovan att högre växter och gröna trådalger borde gynnas i de fall hyggena minskar beskuggningen av bäckarna. Samtidigt borde levermossor då minska.

4.7.2 Effekter av hyggen

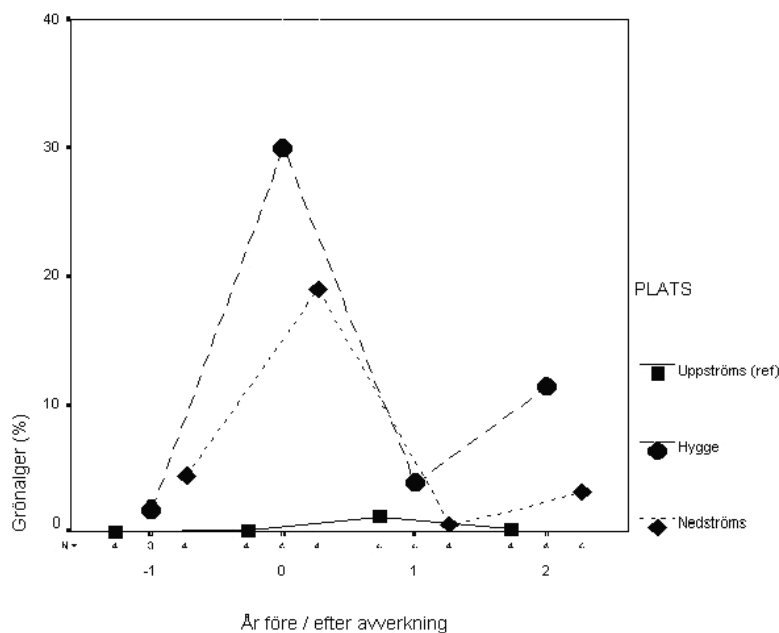
Som framgått av avsnittet ovan kommer förändringar i beskuggning att bestämma en stor del av vegetationsutvecklingen. I fyra av vattendragen förändrades beskuggningen radikalt ned till 0-10%, medan fyra andra bäckar hade en reduktion ned till 20-50% (Tabell 8). Sex bäckar hade i stort sett oförändrade beskuggningsförhållanden på hyggeslokalen.

Tabell 8. Undersökta vattendrags hyggeslokal med avverkningstyp och faktiskt förändring av vattendragets beskuggning. Beskuggningen från träd och buskar skattas i 5%-klasser och bedöms mitt på dagen sommartid.

Vattendrag	Avverkningstyp	Beskuggningsförändring (före-efter)	
Västra Dalkarlsån	Bred	INGEN	70% → 70%
Rosmyrbäcken	Bred	INGEN	70% → 70%
Jåvanbäcken	Smal	INGEN	70% → 70%
Gammelgårdsbäcken	Bred	INGEN	60% → 60%
Grabboksjöbäcken	Bred	INGEN	60% → 60%
Vallsbäcken	Smal	INGEN	60% → 60%
Holmsjöbäcken	Fragmenterad	STOR	80% → 50%
Gulån	Smal	STOR	80% → 30%
Gällarbäcken	Smal	STOR	65% → 20%
Röttjärnsbäcken	Smal	STOR	55% → 20%
Bergvattensjöbäcken	Fragmenterad	MKT STOR	70% → 10%
Svartbäcken	Fragmenterad	MKT STOR	70% → 10%
Mörtjärnsbäcken	Fragmenterad	MKT STOR	75% → 5%
Östra Bjurbäcken	Fragmenterad	MKT STOR	45% → 0%

Gröna trådalger

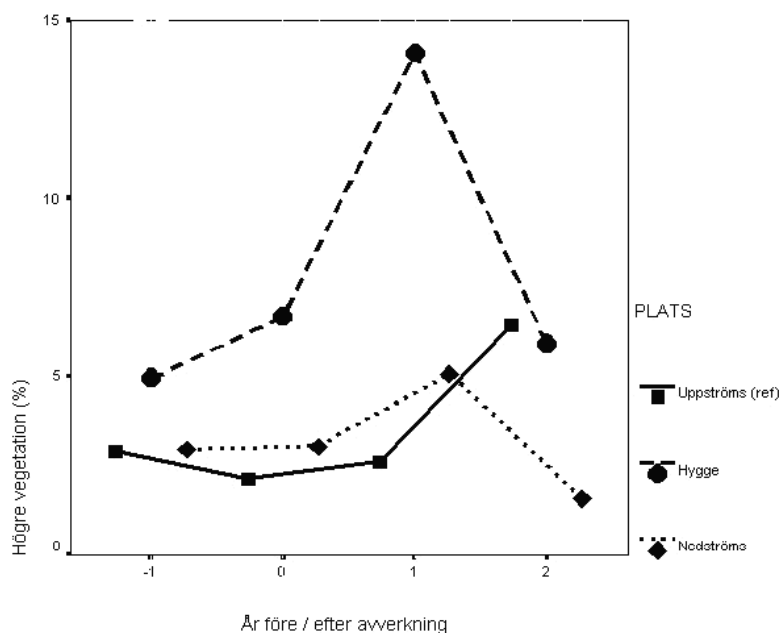
I de sex vattendrag där beskuggningen inte förändrades (Tabell 8) förelåg inga skillnader genom åren mellan referens-, hygges- och nedströmslokaler. I gruppen med måttliga förändringar förelåg en svag, men ej signifikant, tendens att gröna trådalger ökade successivt på hyggeslokalerna. En signifikant ökning av gröna trådalgers yttäckning förelåg i de fyra vattendrag som hade fått radikalt reducerad beskuggning (Figur 34). Intressant var att notera att även på nedströmslokalen hade gröna trådalger ökat. Eftersom beskuggningsförhållandena var oförändrade på nedströmslokalerna, indikerar resultatet att ökningen av alger var en effekt av både ökad solinstrålning (hyggeslokaler) och ökad kvävetillgång (hygges- och nedströmslokaler).



Figur 34. Yttäckning av gröna trådalger i fyra vattendrag med mycket stor minskning av beskuggningen på hyggeslokalen (Tabell 7).

Högre vegetation

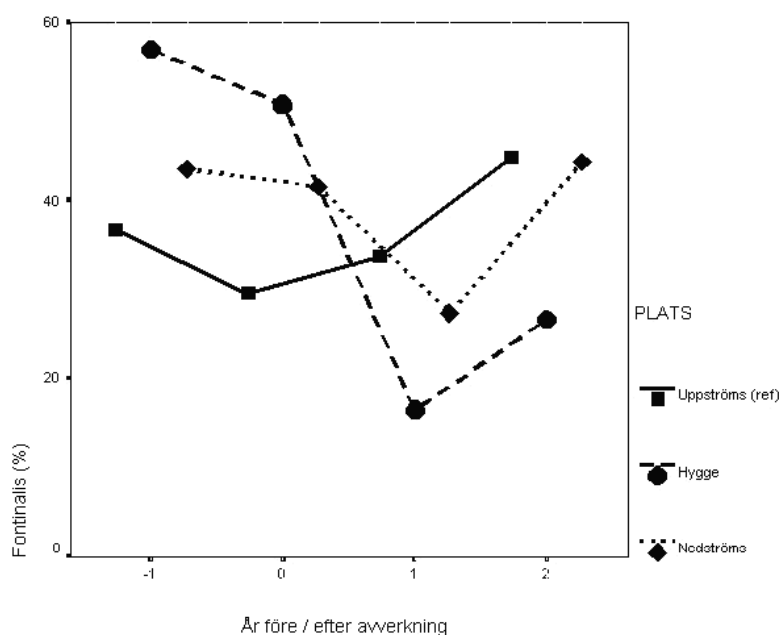
Högre vegetation (kärlväxter) saknades nästan helt i flertalet vattendrag. Bland de åtta vattendrag som hade fått minskad beskuggning (Tabell 8) så förekom högre växter i tre (Holmsjöbäcken, Gällarbäcken samt Östra Bjurbäcken). Noterbart var att hyggesåret (år 0) så var yttäckningen i stort sett oförändrad (Figur 35). År 1 (dvs ett och ett halvt år efter avverkning) hade yttäckningen av högre växter ökat på hyggeslokalen. År 2 återstår endast två vattendrag (Holmsjöbäcken avverkades ett år senare än övriga) varför resultatet detta år inte är jämförbart. Högre växter tycks således inte svara lika snabbt som de annuella grönalgerna på förändringar i ljusklimat. Fortsatta studier för att se långtidseffekterna vore intressanta.



Figur 35. Högre vegetations yttäckning (%) i tre vattendrag, vilka erhållit reducerad beskuggning på hyggeslokalen efter avverkning. Obs att 2 år efter avverkning återstår bara två vattendrag (se texten).

Fontinalis-mossa

Fontinalis är beroende av ett fast bottensubstrat av sten eller helst block. Bland de åtta vattendrag som hade erhållit kraftigt reducerad beskuggning förekom Fontinalis i botten täckning över 1% i tre vattendrag (Gällarbäcken, Bergvattensjöbäcken och Svartbäcken). Trots det ringa antalet bäckar kan en tendens skönjas till minskad yttäckning av Fontinalis på hyggeslokalerna efter avverkning (Figur 36). Dessa förändringar var dock inte signifikanta. För enskilda bäckar var däremot samma förändringar signifikanta i Svartbäcken (yttäckning från 71% före avverkning ned till 21% de tre åren efter avverkning) och Bergvattensjöbäcken (21% ned till 8%).



Figur 36. Fontinalis spp yttäckning (%) i tre vattendrag, vilka erhållit reducerad beskuggning på hyggeslokalerna efter avverkning.

För levermossor, påväxtalger eller övriga mossor (icke artbestämda bladmosor) noterades inga generella förändringar relaterade till avverkningarna.

Sammanfattning

Det ökade ljusinsläppet på hyggeslokalerna gynnade gröna trådalger och högre vegetation, medan Fontinalis-mossa missgynnades. Kanske kan en ökad kväveuttransport ha gynnat gröna trådalger då även lokalerna nedströms hyggena fick större yttäckning av gröna trådalger. Kväve har dock inte mätts inom projektet.



Figur 37. Kraftig utveckling av fintrådiga grönalger i strandkanten nedströms hygget. Orsaken torde vara utströmning av kväve och ökad solinstrålning.

4.8 Bottenfauna

4.8.1 Allmänt om vattendragens bottenfauna

Totalt insamlades 195 taxa fördelade på 92 829 individer inom SILVA-projektet. Antalet funna taxa varierade mellan 13 och 60 med ett medeltal om 36 ± 10 (SD) per lokal och undersökningstillfälle och dito för antalet individer var 38 till 4408 med ett medeltal om 703 ± 637 . Medeltalet taxa i andra svenska vattendrag är 47 ± 14 taxa per lokal och 2012 ± 1757 individer per lokal. SILVA-vattendragen var således art- och individfattigare än flertalet andra svenska vattendrag, vilket dock huvudsakligen förklaras av SILVA-vattendragens betydligt mindre avrinningsområden. En kompletterande tänkbar anledning till det låga art- och individantalet är att faunan i bäckarna kan ha skadats på grund av infrysning under den hårda vintern år 1995/1996 och att faunan inte hunnit återhämta sig. Det kan ta mer än 10 år efter en skada till dess att nya arter koloniserat ett vattendrag (Bergquist et al. 1992).

Fjädermyggorna *Tanytarsini*, *Orthocladiinae*, *Tanypodinae*, *Chironomini*, *Diamesinae*, *Prodiamesinae*, *Chironomus sp.*, *Stenochironomus sp.* och obestämda Chironomidae dominerade i bottenfaunan och svarade tillsammans för 45% av det totala antalet individer. Exakt vilken funktionell grupp de olika arterna inom nämnda djurgrupper tillhör är i flertalet fall inte nog väl utrett, hela 42% av alla individer som samlats in inom SILVA har därför inte kunnat placeras in i någon specifik funktionell grupp (dvs fragmenterare, filterare, rovdjur osv). Fjädermyggor påträffades vid samtliga lokaler vid alla undersökningstillfällen. Svidknott (Ceratopogonidae) svarade för ca 2% och knottlarver (Simuliidae) för ca 3%. Andra karaktärstaxa som svarade för mer än 1% av det totala antalet individer var dagsländorna *Leptophlebia marginata*, *Baetis rhodani* och *Nigrobaetis niger*, bäcksländorna *Leuctra hippopus*, *L. nigra*, *Nemoura avicularis*, *Amphinemura borealis*, *Proto-nemura meyeri*, *Taeniopteryx nebulosa* och nattsländorna *Polycentropus flavomaculatus*, *Neureclipsis bimaculata*, Limnephilidae, *Sericostoma personatum* samt bäckbaggen *Elmis aenea*. Endast 20 av 195 påträffade taxa hade en förekomstfrekvens överstigande 1%.

Dominerande funktionell grupp bland de taxa/arter som kunde placeras in i en funktionell grupp var sönderdelare (mest bäcksländor) med $26\pm 7\%$ andel följt av skrapare (mest dagsländor) $17\pm 6\%$ andel. Andelen av övriga klassificerade funktionella grupper understeg 4%.

En eller flera renvattenkrävande arter påträffades i samtliga vattendrag. Vanliga renvattenkrävande arter i det samlade materialet var t ex dagsländan *Ephemerella aurivillii*, bäcksländorna *Taeniopteryx nebulosa* och *Diura nanseni*, nattsländorna *Lepidostoma hirtum*, *Rhyacophila nubila* och *Silopallipes* samt bäckbaggen *Limnius volckmari*. Med renvattenkrävande arter avses sådana som normalt är så känsliga för syrgasbrist att de inte klarar av att leva i kraftigt näringsbelastade vatten. Föroreningspåverkan bedömdes såväl innan som efter avverkning som - Ingen eller obetydlig - i samtliga vattendrag.

Försurningskänsliga arter/taxa påträffades vid ett eller flera tillfällen i alla vattendrag utom Holmsjöbäcken (Tabell 9). Försurningspåverkan bedömdes som - Ingen eller obetydlig - i 10 av de 17 bäckarna, som - Betydlig - i 5 bäckar och som - Stark eller mycket stark - i 2 bäckar. Försurningskänsliga arter som påträffades var bl a snäckorna *Radix ovata*, *Bathyomphalus contortus* och *Gyraulus acronicus*, dagsländorna *Centroptilum luteolum*, *Heptagenia dalecarlica*, *Ephemera danica* och *Alainites muticus*, bäcksländan *Dinocras cephalotes* samt nattsländan *Philopotamus montanus*. Dagsländan *Baetis rhodani*, som antas vara en av de mest känsliga organismerna för försurningsrelaterade aluminiumutfällningar, var allmän i de flesta av bäckarna.

Tabell 9. Försurningspåverkan i SILVA-vattendragen. Under kolumn n1 anges det totala antalet prov som tagits i vattendraget, under n2 anges antalet prov som inte innehållit en försurningskänslig art. Med försurningskänslig art avses arter som normalt slås ut om pH understiger 5.5 (Degerman et al. 1994).

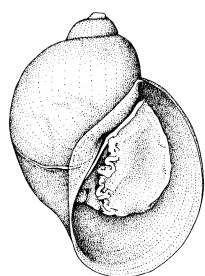
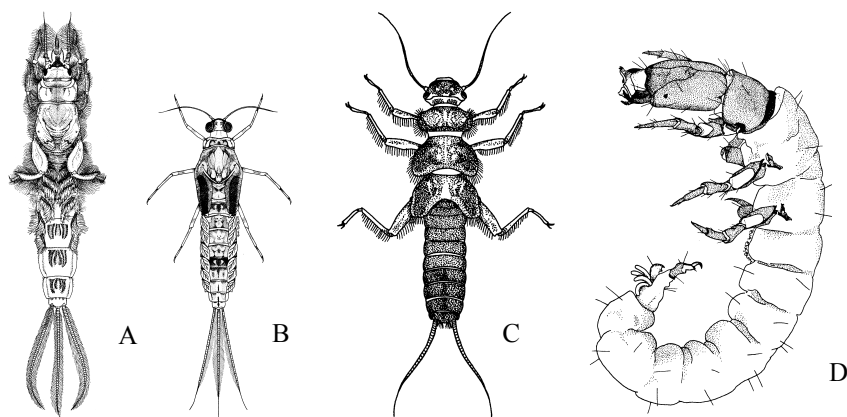
n1	Namn	n2	Försurningspåverkan	n1	Namn	n2	Försurningspåverkan
3	Bäckmyrbäcken	2	Betydlig	9	Östra Bjurbäcken	0	Ingen eller obetydlig
9	Bergvattensjöbäcken	0	Ingen eller obetydlig	9	Rosmyrbäcken	2	Ingen eller obetydlig
9	Gällarbäcken	2	Ingen eller obetydlig	9	Rötjärnsbäcken	0	Ingen eller obetydlig
9	Gammelgårdsbäcken	0	Ingen eller obetydlig	6	Skalbäcken	0	Ingen eller obetydlig
9	Grabbsjöbäcken	3	Betydlig	3	Sör-Gällarbäcken	1	Ingen eller obetydlig
9	Gulån	1	Ingen eller obetydlig	9	Svartbäcken	8	Stark eller mycket stark
3	Holmsjöbäcken	3	Stark eller mycket stark	9	Vallsbäcken	0	Ingen eller obetydlig
9	Jåvanbäcken	3	Betydlig	9	Västra Dalkarlsån	3	Betydlig
9	Mörtjärnsbäcken	3	Betydlig				

Rödlistade nattsländsarter påträffades vid de lokaler och provtagnings-tillfällen som anges i Tabell 10.

Tabell 10. Rödlistade nattsländsarter som påträffades i SILVA-lokalerna. Under kolumn n anges antalet individer av arten. Samtliga arter hör till hotkategori 4 som anger att arten bedömts vara hänsynskrävande (Gärdenfors et al. 1993).

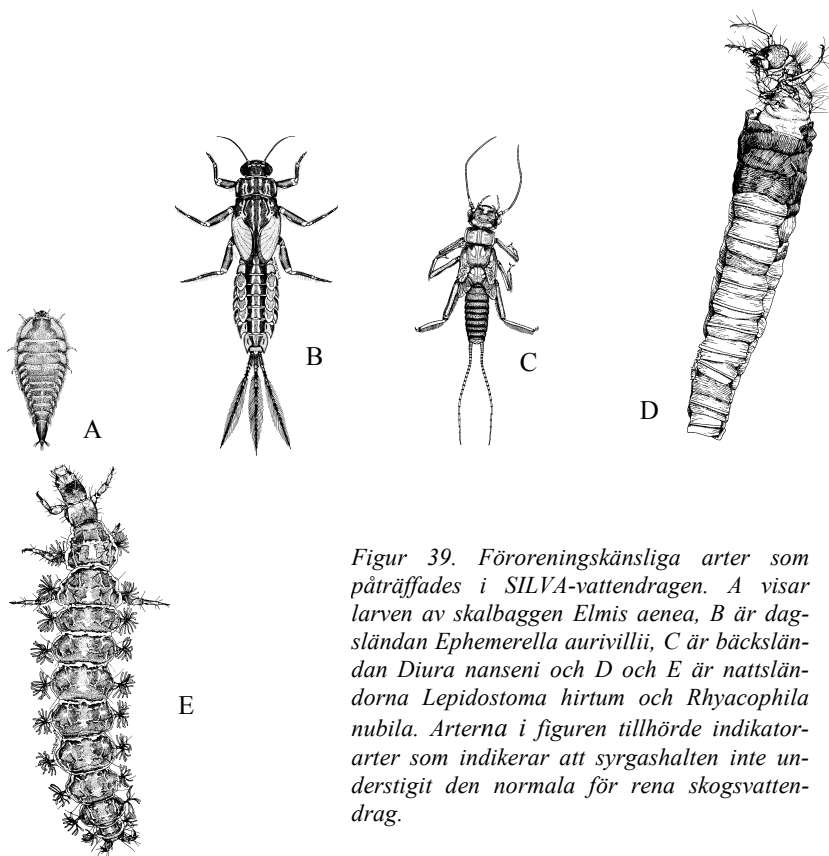
Vattendrag	Läge	Provtagningsdatum	Rödlistad art	n
Västra Dalkarlsån	Nedströms hygge	1997-10-23	<i>Hydropsyche saxonica</i>	1
Östra Bjurbäcken	Uppströms hygge	1999-10-07	<i>Hydropsyche saxonica</i>	8
Östra Bjurbäcken	Vid hygge	1996-10-07	<i>Hydropsyche saxonica</i>	23
Östra Bjurbäcken	Vid hygge	1997-10-20	<i>Hydropsyche saxonica</i>	6
Östra Bjurbäcken	Vid hygge	1999-10-07	<i>Hydropsyche saxonica</i>	7
Östra Bjurbäcken	Vid hygge	1999-10-07	<i>Beraeodes minutus</i>	3
Östra Bjurbäcken	Nedströms hygge	1997-10-20	<i>Semblis atrata</i>	1
Östra Bjurbäcken	Nedströms hygge	1999-10-07	<i>Hydropsyche saxonica</i>	4
Vallsbäcken	Uppströms hygge	1997-11-04	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2
Vallsbäcken	Vid hygge	1997-11-04	<i>Hydropsyche saxonica</i>	38
Vallsbäcken	Vid hygge	1999-10-03	<i>Hydropsyche saxonica</i>	7
Vallsbäcken	Nedströms hygge	1996-10-16	<i>Hydropsyche saxonica</i>	34
Vallsbäcken	Nedströms hygge	1997-11-04	<i>Hydropsyche saxonica</i>	96
Vallsbäcken	Nedströms hygge	1999-10-03	<i>Hydropsyche saxonica</i>	3
Bergvattensjöbäcken	Uppströms hygge	1996-10-06	<i>Hydropsyche saxonica</i>	1
Bergvattensjöbäcken	Uppströms hygge	1999-10-05	<i>Hydropsyche saxonica</i>	12
Bergvattensjöbäcken	Vid hygge	1996-10-06	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2
Bergvattensjöbäcken	Vid hygge	1999-10-05	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2
Bergvattensjöbäcken	Nedströms hygge	1999-10-05	<i>Hydropsyche saxonica</i>	7

Figurerna (38-40) som följer visar olika typer av indikatorarter som påträffats i vattendragen.

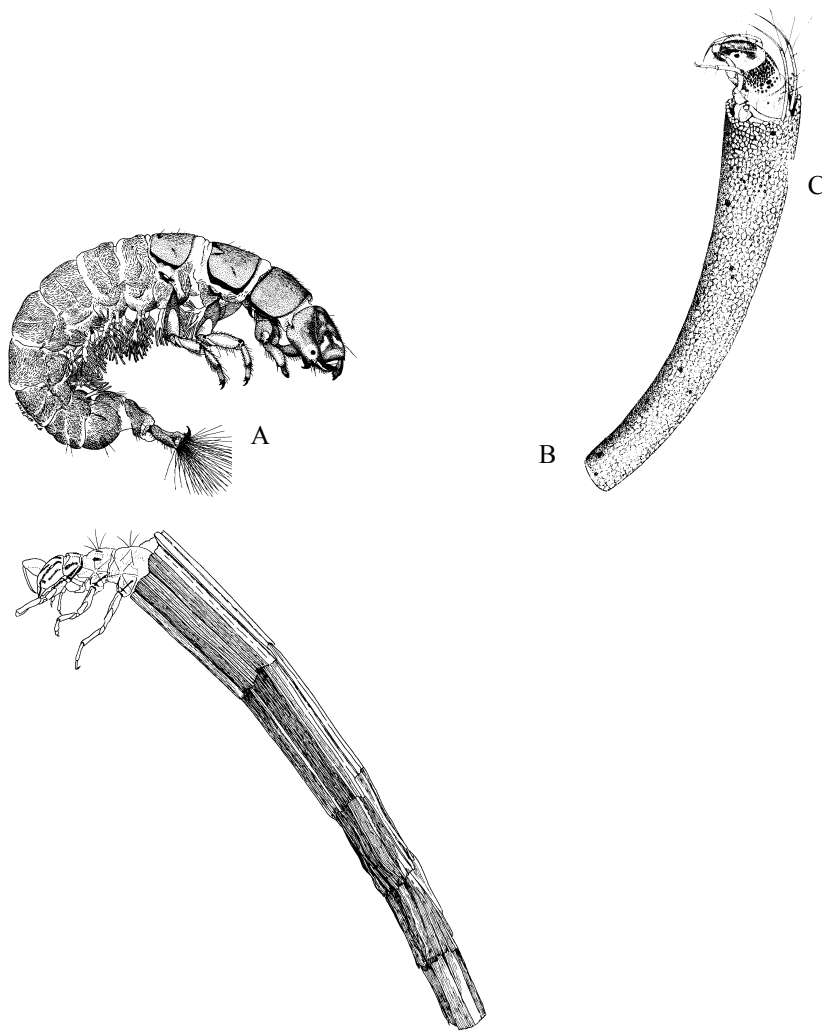


E

Figur 38. Försurningskänsliga arter som påträffades i SILVA-vattendragen. A och B visar dagsländorna *Ephemera danica* och *Centroptilum luteolum*, C är bäcksländan *Dinocras cephalotes*, D är nattsländan *Philopotamus montanus* och E är snäcken *Radix ovata*. Arterna i figuren tillhör de indikatorarter som anger att pH inte torde ha understigit 5.5.



Figur 39. Föroreningskänsliga arter som påträffades i SILVA-vattendragen. A visar larven av skalbaggen *Elmis aenea*, B är dagsländan *Ephemerella aurivillii*, C är bäcksländan *Diura nansenii* och D och E är nattsländorna *Lepidostoma hirtum* och *Rhyacophila nubila*. Arterna i figuren tillhörde indikatorarter som indikerar att syrgashalten inte understigit den normala för rena skogsvattendrag.



Figur 40. Rödlistade nattsländor som påträffades i SILVA-vattendragen. A visar en art som är snarlik *Hydropsyche saxonica*, B visar *Beraeodes minutus* och C visar en art som är snarlik *Semblis atrata*. Samtliga arter hör till hotkategori 4 som anger att arterna bedöms vara hänsynskrävande (Gärdenfors et al. 1993). Arterna i figuren tillhör de arter som man fastslagit kräver extra hänsyn vid verksamheter kring vatten. Med extra hänsyn avses bl. a. att man skall undvika verksamheter som förändrar kemi- och fysikaliska förhållanden i och i nära anslutning till vattnet.

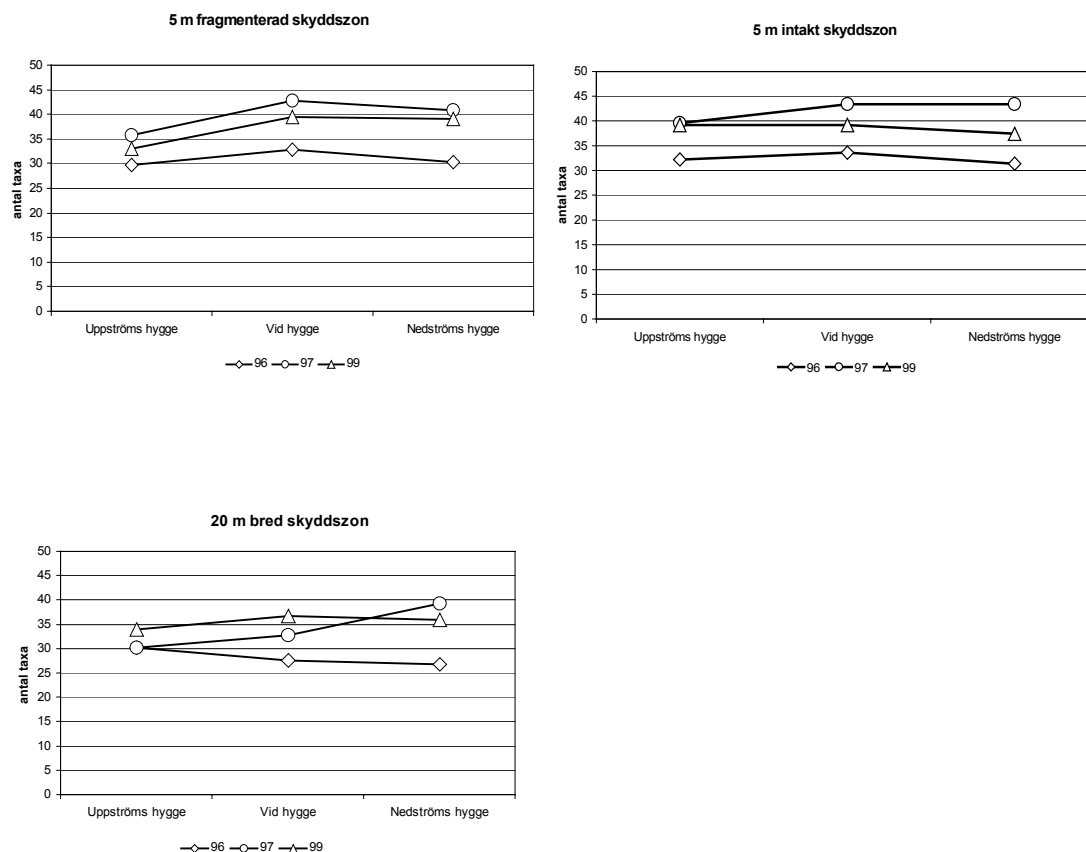


Figur 41. Dagsländelary av släktet *Baetis* (foto Pär-Erik Lingdell).

4.8.2 Effekter på bottenfauna av de olika skyddszonstyperna

Effekter på antal taxa

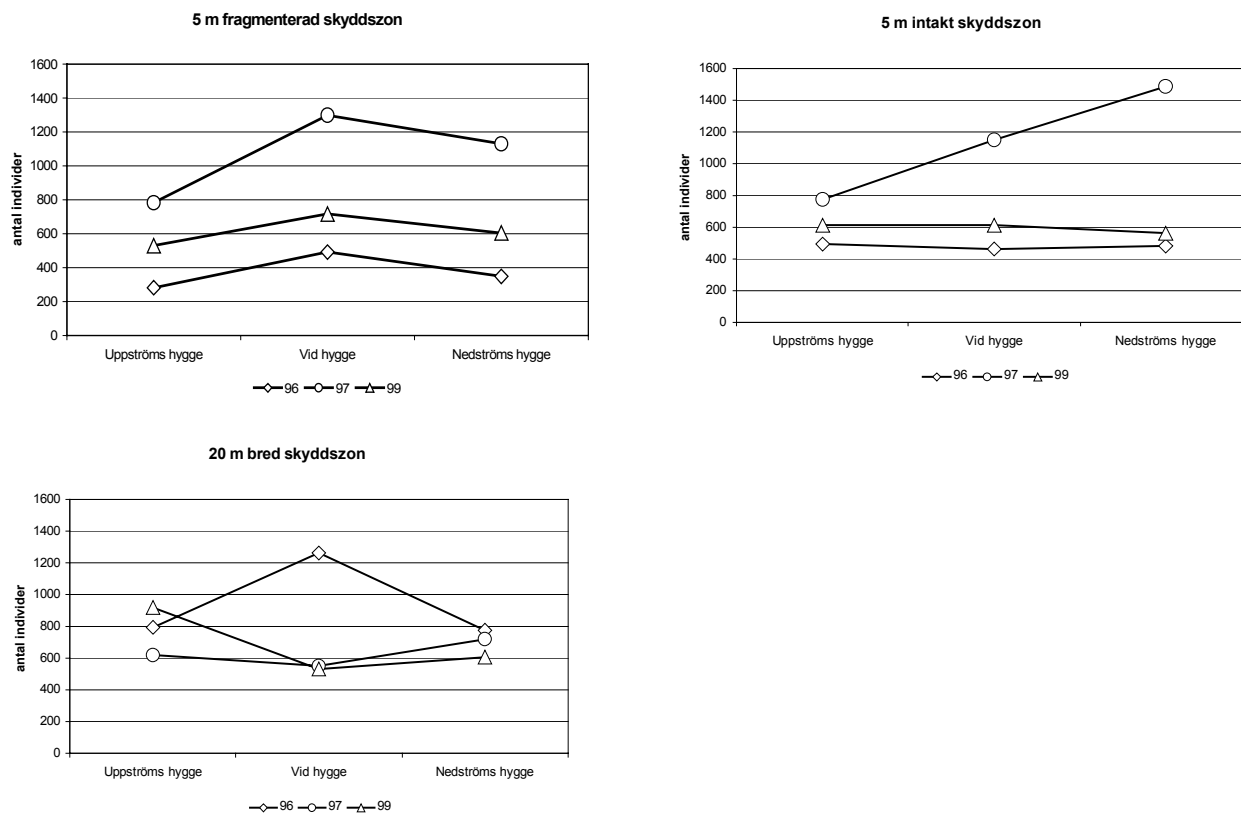
Antalet taxa i ett vattendrag varierar naturligen med en faktor på $\pm 30\%$ och de små förändringarna i SILVA-bäckarna föll helt inom den naturliga variationen (se t ex Lingdell & Engblom 1996). Av figur 42 framgår att antalet taxa genomgående var som lägst år 1996, som högst 1997 och att det år 1999 minskat för att åter närma sig 1996 års värden.



Figur 42. Förändringar i medelantal taxa vid olika utföranden av skyddszonen. År 1996 utgör oavverkat referensår.

Effekter på antal individer

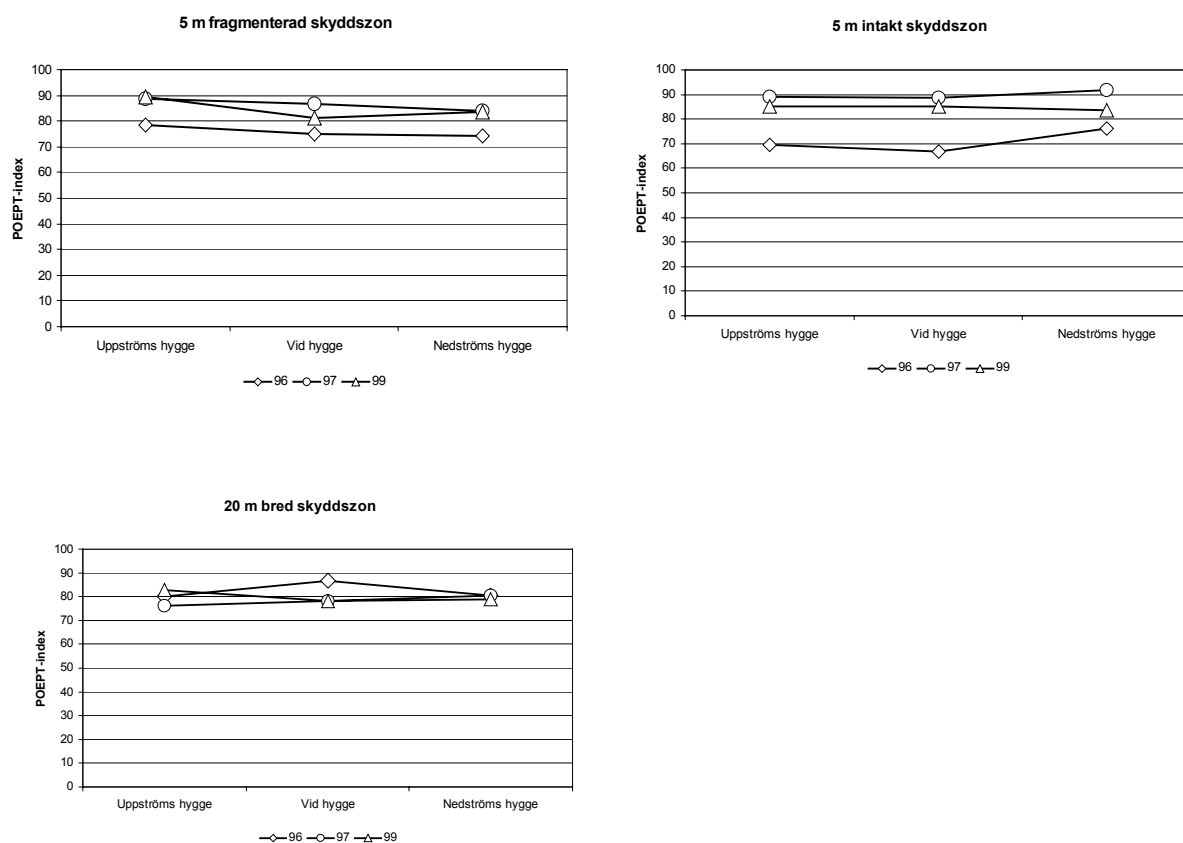
Antalet individer kan variera med en 10 000-potens mellan skilda datum vid en och samma lokal (se t ex Ulfstrand 1968). De förändringar som noterats i SILVA-bäckarna låg genomgående inom den naturliga variationen (Figur 43).



Figur 43. Förändringar i medelanta individer vid olika utföranden av skyddszonen. År 1996 utgör oavverkat referensår.

Effekter på POEPT-index

POEPT-index varierar naturligen med ett indexvärde om ± 20 POEPT och alla förändringar inom SILVA-bäckarna låg väl inom ramarna för den naturliga variationen (personliga observationer av Eva Engblom i västmanländska skogsbäckar). De små förändringarna i POEPT-index (Figur 44) innebär att man inte skall förvänta sig stora förändringar i övriga biologiska index som analyserats med avseende på SILVA-bäckarna (t ex funktionella grupper) och sådana förändringar noterades heller inte varför de ej redovisas.



Figur 44. Förändringar i medel POEPT-index vid olika utföranden av skyddszonen. År 1996 utgör oavverkat referensår.

4.8.3 Diskussion

De förändringar i bottenfauna som registrerats inom SILVA-projektet låg helt inom den naturliga variationen vilket inledningsvis upplevdes som överraskande. Vid närmare eftertanke hade det dock varit än mer överraskande om några större förändringar verkligen hade registrerats. SILVA-bäckarna har genomgående små avverkningar (max 4.7% av avrinningsområdets yta). Bäckarna har tämligen små avrinningsområden där arealerna uppströms de nyupptagna hyggena består av gammal skog med av skogsbruk relativt ostörda bäckfåror. Merparten av bottenfaunasamhällets medlemmar har en kolonisationscykel som innebär att larverna driver nedströms i vattendragen varefter de vuxna insekterna flyger uppströms för äggläggning. Förluster på grund av nedströmsdrift av larver kompenseras på så sätt av vinster som görs på grund av uppströmsflykt av vuxna djur. När det finns ostörd skog uppströms en miljöstörning i ett vattendrag kommer den störda arealen i ett vattendrag att kontinuerligt fyllas på av larver som drivit med vattnet från den ostörda arealen. Larver som normalt kräver utrymmen under stenar t ex kommer att finnas som tillfälliga gäster inom områden där bottenarna sedimenterat igen, larver som normalt kräver skuggade kyliga arealer kommer tillfälligt att uppehålla sig inom den störda ytan även om denna är varmare och mer solexponerad än före hyggesverksamhet.

För att en störd yta inom ett vattendrag inte skall koloniserats av drivande larver krävs att ytorna i vattendragets uppströmsområden störs på ett sådant sätt att larverna minskar kraftigt i antal, eller inte alls kan överleva där, vilket reducerar eller omintetgör kolonisationscykeln. Detta kan ses som ett exempel på de negativa kumulativa effekter som kan uppstå när flera små hyggen läggs utmed vattendraget (se avsnitt 2). Alternativet är att den störda ytan är längre än de avstånd som vuxna uppströmsflygande insekter tillryggalägger. Med de små hyggen det varit fråga om i vårt försök har denna effekt inte förelegat. De skillnader som Westman (1998) observerade i driftfauna mellan uppströms referens och hygge (avsnitt 3.4) förelåg i vattendrag med betydligt mer omfattande hyggen än i SILVA.

Slutligen bör det påpekas att förändringar möjligen kan ske med tiden som en effekt av fortsatta förändringar av sedimentation, temperatur och vegetation.

Sammanfattning

Inga förändringar av bottenfaunan noterades som kunde hänföras till avverkningarna. Det är troligt att drift av bottenfauna från orörda områden uppströms hyggena lett till att bottenarna vid hyggeslokalerna kontinuerligt fyllts på av arter som egentligen är känsliga för vattengrumling, sedimentation och ändrade temperaturförhållanden. Nämda nedströmsdrift har maskerat eventuell påverkan orsakade av hyggena.

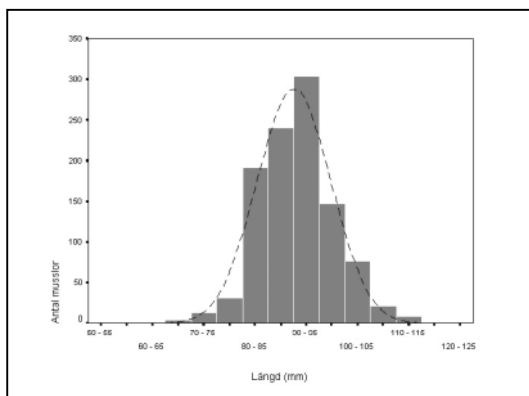
Noterbart var att trots att vi sökt att eliminera vattendrag med försurningspåverkan förekom indikationer på påverkan i sju vattendrag.

4.9 Flodpärlmussla

4.9.1 Undersökta populationer

Flodpärlmusslor förekom i tre vattendrag, Rötjärnsbäcken i Gävleborgs län, Gammelgårdsbäcken i Västernorrlands län och Skalbäcken i Jämtlands län. Beståndet i Gammelgårdsbäcken var dock så svagt att några undersökningar av flodpärlmusselpopulationen ej företogs. Rötjärnsbäcken förundersöktes 1996, avverkning skedde vårvintern 1997 och uppföljning av musselbeståndet skedde höstarna 1997-99. En 5 m intakt skyddsridå lämnades utmed bäcken. Skalbäcken förundersöktes 1997, avverkning skedde vårvintern 1998 och uppföljning skedde höstarna 1998-99. Utmed hygget finns en 20 m bred skyddsridå.

Metodiken finns beskriven i avsnitt 4.3. I princip kan man säga att räkning av musslor skedde genom att studera botten med vattenkikare. Bäckarnas populationer liknade varandra, med mycket svag föryngring (inga musslor under 50 mm, vilket motsvarar en ålder av ca 5-15 år) och en majoritet av musslor med en längd runt 90 mm (Figur 45 och 46).



Figur 45. Längdfördelning för flodpärlmusslor i Rötjärnsbäcken 1996-99.

Längd i mm:

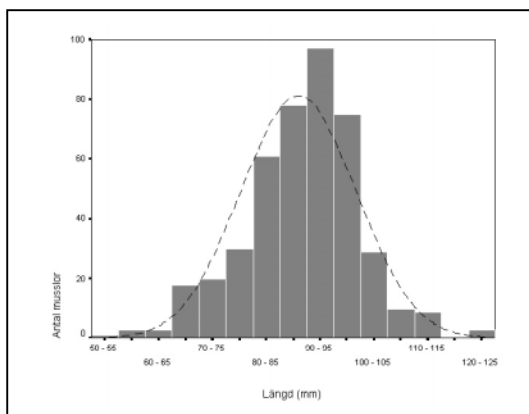
Medel 90 Min 66 Max 111

Täthet per m²:

Uppströms 1,4

Hygge 1,0

Nedströms 1,4



Figur 46. Längdfördelning för flodpärlmusslor i Skalbäcken 1997-99.

Längd i mm:

Medel 88 Min 50 Max 125

Täthet per m²:

Uppströms 12,5

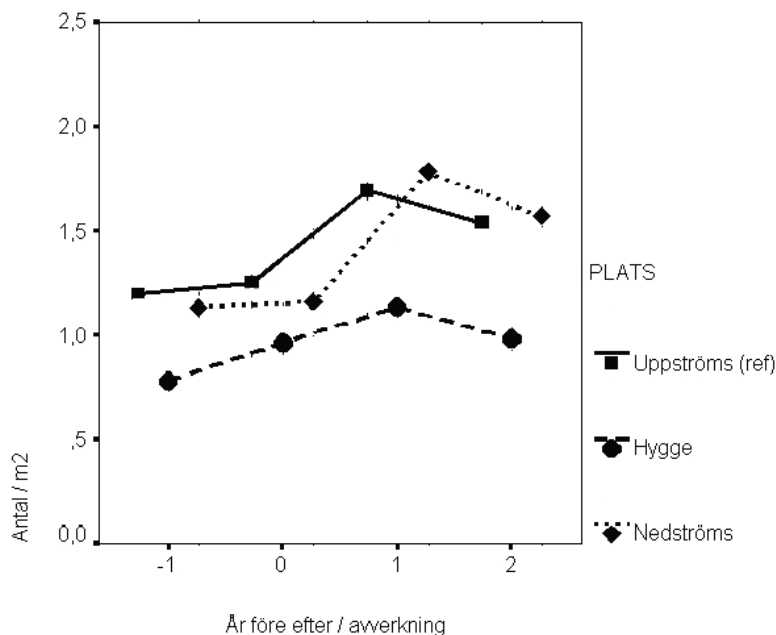
Hygge 4,2

Nedströms 0,004

Medeltätheten av musslor var 1,0-1,4 per m² på de olika lokalerna i Rötjärnsbäcken. I Skalbäcken var beståndet rikligt på referenslokalen och minskade sedan i täthet nedströms (Figur 37 och 38). I bäcken saknades flodpärlmusslor på lämplig lokal nedströms hygget (en mussla påträffades). Man kan jämföra tätheten med de medelvärden Eriksson m fl (1998) fann för 53 musselbestånd spridda över hela Sverige. I de bestånden var medellängden 87 mm och medeltätheten 4,5 musslor per m². En tredjedel, 18 av de 53 bestånden, saknade rekrytering (musslor under 50 mm).

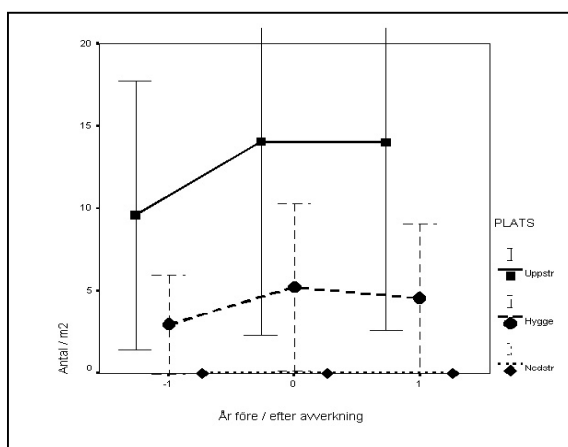
4.9.2 Påverkan av avverkning

Tätheten av flodpärlmusslor per m² förändrades ej signifikant på hyggespåverkade lokaler i Rötjärnsbäcken. Det fanns en svag tendens till en ökad täthet av musslor från 1996 till 1999 på alla lokaler, dvs även uppströms (Figur 47). Detta var en artefakt orsakad av provtagningsdatum /vattentemperatur (svårigheten för provtagaren att arbeta i nollgradigt vatten). Provtagningarna genomfördes åren 1996-99 i november, oktober, juni resp augusti. Liksom så ofta vid biologisk provtagning påträffades fler individer ju högre vattentemperaturen var. Skillnaden mellan åren var dock ej signifikant. I och med uppläggningsen av föreliggande studie, med uppströms referens, hade dock denna artefakt ingen betydelse för utvärderingen.



Figur 47. Täthet av musslor i Rötjärnsbäcken före och efter avverkning.

Även i Skalbäcken följde tätheten på uppströms referens- och hyggeslokalen varandra och några signifikanta skillnader förelåg ej (Figur 48). Variationerna torde även här vara avhängiga provtagningsdatum. Ser man till längdfördelningen förelåg inga signifikanta skillnader i längdfördelning mellan åren i Rötjärns- eller Skalbäcken. Andelen musslor av olika storlek var konstant på samtliga lokaler.



Figur 48. Täthet av musslor i Skalbäcken före och efter avverkning.

På respektive lokal i bäckarna märktes ett slumpmässigt urval av musslor (ca 30-100% av populationen på resp lokal) det första undersökningsåret. Märkningen gjordes som rispor i skalet med en fin fil. Märkningen skedde grupp-

vis så att musslorna kunde särskiljas mellan uppströms-, hygges- resp nedströmslokalen. Påföljande år återfångades i genomsnitt 80-90% av dessa musslor på den lokal där de märkts. Inga förändringar noterades mellan de olika lokalerna, dvs några omflyttningar av musslor utöver normal aktivitet förelåg ej.

Sammanfattningsvis har ingen påverkan av hyggesaktiviteterna noterats på lokalerna. Detta bör jämföras med resultatet av sedimentationsförsöken som inte visade på någon signifikant förhöjning av sedimentationen i dessa två vattendrag med flodpärlmusslor (avsnitt 4.5.2). Med andra ord har projektet inte belyst effekten av 'dåligt genomförda avverkningar' med ökad erosion. Ökad sedimentation på grund av hyggesaktiviteter torde kunna orsaka problem för de minsta musslorna, i och med att de ligger nedgrävda i det översta bottenlagret. Upprepade avverkningar med erosion av finpartikulärt material skulle därmed kunna slå ut föryngringen hos flodpärlmussel- och öringbestånd (Eriksson m fl 1998).

Sammanfattning

Ingen påverkan på flodpärlmusselbestånden av hyggena, 5 m intakt resp 20 m skyddsridå, noterades i de två undersökta vattendragen. I de två undersökta vattendragen noterades dock ej förhöjd sedimentation efter hygget, vilket eljest skulle ha kunnat skapa problem för små musslor. Med tanke på dessa djurs långa livslängd var uppföljningen i kortaste laget.



Figur 49. Skalbäcken uppströms hygget
(foto Johan Törnblom).

4.10 Fisk

4.10.1 Förekommande arter

Fiskfaunan i vattendragen undersöktes med elfiske (se avsnitt 4.3.10) vid ett tillfälle under augusti-oktober varje år. Genom noggranna undersökningar kan man beräkna mängden av olika arter per ytenhet. Nedan anges tätheten som antalet individer per 100 m² botten.

Totalt påträffades 12 olika fiskarter i bäckarna. Öring förekom självfallet i alla bäckar (det var ju ett urvalskriteriet), medan rovfiskarna gädda (9 vattendrag) och lake (7 vattendrag) var andra vanliga arter. Stensimpa, bergsimpa, elritsa, bäcknejonöga, bäckkröding, abborre, gers och mört förekom i en till fem bäckar. Ett fåtal harrar påträffades i Östra Bjurbäcken. I medeltal påträffades 2,3 fiskarter (min=1, max=7) per undersökt sträcka, dvs i princip förekom öring och ytterligare någon art. Fiskfaunan kan betecknas som typisk för strömmande partier i bäckar i den norra boreala barrskogsregionen.

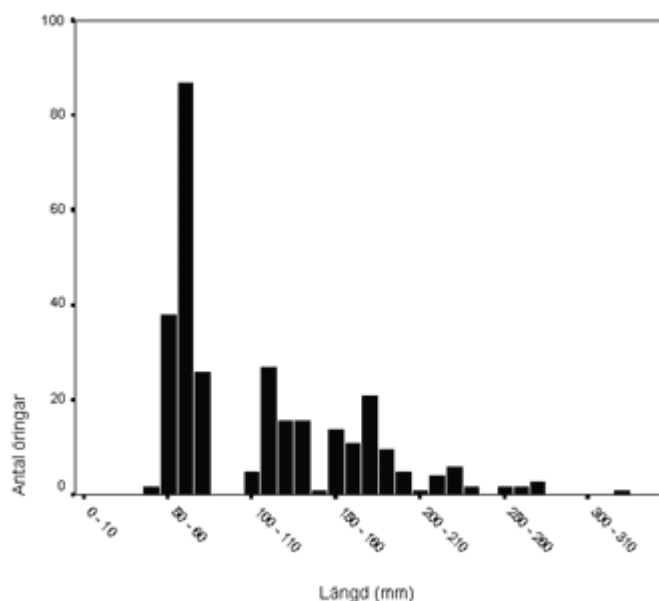
Det förelåg inga signifikanta förändringar i artantalet mellan olika hygges-typer eller mellan referenslokaler och påverkade lokaler för det samlade ma-

teriale. Inte ens i enstaka bäckar förändrades antalet förekommande arter på något systematiskt sätt med tiden eller relaterat till avverkningen.

4.10.2 Öring

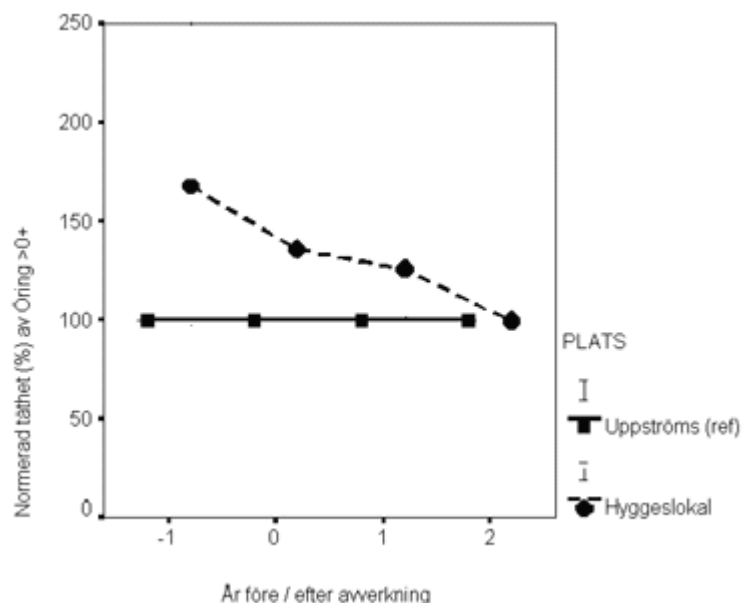
Årsungar av öring, s k 0+ därför att de ännu inte är ett år, ökade efter avverkning vid smala intakta eller smala fragmenterade skyddsridåer, men minskade tillfälligt på lokaler med breda skyddsridåer (Figur 50, Anova-GLM på transformerade data, $p < 0,001$).

Äldre öring utgjordes vanligen av 1-5 år gamla individer i bäckarna. Dessa behandlas här sammantaget. En typiskt längdfördelning från Västra Dalkarl-sån visar de olika åldersklasserna (Figur 51).



Figur 51. Längdfördelning för samtliga fångade ($n=300$) öringar i Västra Dalkarl-sån 1996-99. De distinkta åldersgrupperna 0-5 år syns. Största öringen var 320 mm.

Tätheten av äldre öring tenderade att minska på hyggeslokalerna successivt efter avverkning (Figur 52). Variationen mellan bäckarna var dock så stor att några signifikanta skillnader ej förelåg. Vid en närmare analys visade det sig att det var på lokalerna med gädda som äldre öring minskat efter avverkning (GLM, normerade data, $p < 0,05$). På övriga lokaler var beståndstätheterna "opåverkade".



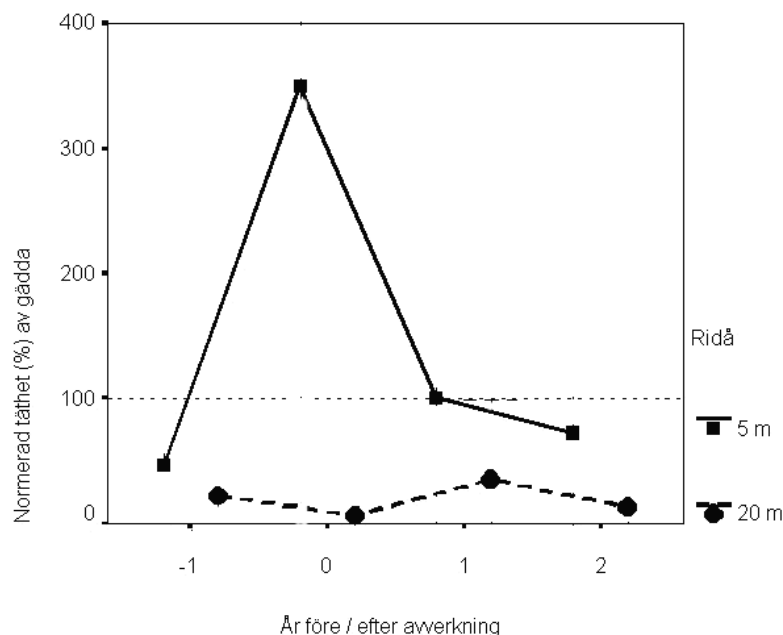
Figur 52. Normalerad täthet av äldre öring (>0+) på hyggeslokalerna (samtliga vattendrag) jämfört med uppströms referens (satt till 100%).

Storleken hos årsungarna var väl korrelerad till datum på året, avstånd till uppströms sjö och andelen sjöar (%) i uppströms avrinningsområde (linjär regression, $r^2=0,48$, $p<0,001$). Ju närmare och ju större sjöar desto bättre växte öringungarna tack vare utdriftande födoämnen och ett bättre lokalklimat. Däremot fanns inga signifikanta effekter av de olika hyggestyperna på tillväxten.

När det gäller äldre öring (>0+) så kan vi inte uttala oss om tillväxten eftersom sådana analyser ej genomfördes. Däremot går det att studera storleken (och därmed indirekt åldern) för att se om förekomsten av de stora individerna förändrats. Det förelåg inga signifikanta skillnader, men en tydlig tendens att öring större än 180 mm minskade på hyggeslokalerna när man använde fragmenterad smal skyddsridå. Effekten kvarstod samtliga uppföljningsår.

4.10.3 Rovfiskar

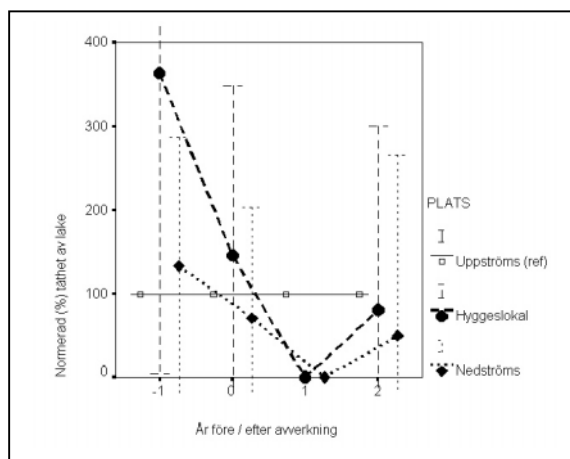
Det är känt att rovfiskarna lake och gädda påverkar förekomsten av öring i små skogsbäckar (se avsnitt 3.3). Medan lake finns i skrymslen i alla habitat brukar större gädda främst stå i djupa lugnvatten och utgör därmed ett hot mot större öring. Dessa båda rovfiskar har olika krav på vattentemperaturen, lake föredrar kallt vatten medan gädda föredrar varmt vatten.



Figur 53. Normerad täthet av gädda (dvs relaterad till uppströms referens) på hygges- och nedströmslokaler fördelat på smala (5 m intakt resp fragmenterad) och breda skyddsridåer.

Resultaten nedan hänför sig till de nio bäckar som hyste gädda. Förekomsten av gädda ökade signifikant hyggesåret på hyggeslokalen i bäckar med smal (intakt eller fragmenterad) skyddsridå (Figur 53). Det var ingen signifikant skillnad mellan hygges- och nedströmslokalen. Påföljande år tenderade tätheten att vara lägre, men denna snabba minskning kan till en del vara en artefakt orsakad av samplingsproblem på grund av högvatten. Förändringarna var signifikanta om hänsyn tas till andelen (%) sjö i avrinningsområdet (kolonisationskällor för gädda) (Anova-GLM, $p < 0,001$).

Lake förekom i sju bäckar. Lake minskade på hygges- och nedströmslokalen relativt uppströms referens efter avverkning (Figur 54). Även här slår sampling-problemen vid 1998 års högvatten (år 1 efter avverkning) igenom i materialet, men tendensen var tydlig och signifikant (Anova-GLM, $p < 0,01$). Det förelåg inte någon skillnad mellan olika skyddsridåer.



Figur 54. Normerad täthet av lake (% av uppströms referens) avsatt mot år efter åtgärd samt lokal. Samtliga vattendrag med lake ingår.

4.10.4 Övriga arter

Övriga arter förekom i alltför få (fem eller färre) bäckar för att eventuella effekter av avverkning skulle slå igenom. Det förelåg inte några speciella trender ens i enskilda bäckar. Bäckerödingbeståndet i Gulån (5 m intakt ridå) var t ex relativt konstant mellan åren och uppvisade genomgående samma skillnader mellan referens- och påverkanslokaler. De bäckar som hade simpor uppvisade inte heller några noterbara förändringar av mängden simpor mellan bäckar eller lokaler.

Sammanfattning

Generellt var påverkan ringa på fiskfaunan. Genom att påverkan var ringa och antalet replikat var få förelåg få signifikant påvisade effekter. Årsungar av öring ökade efter avverkning när skyddsridån var smal, men hade oförändrad täthet vid bred skyddsridå. Tätheten av äldre öring minskade successivt på hyggeslokalerna i bäckar med gädda jämfört med uppströms referens. Större öring (>180 mm) tenderade att minska framför allt vid fragmenterad skyddsridå, eventuellt på grund av brist på skuggade ståndplatser.

Gädda ökade hyggesåret vid smal skyddsridå, men tätheten normaliserades påföljande år. Lake däremot minskade på hygges- och nedströmslokalen efter avverkning, en effekt som kvarstod.

4.11 Sammanfattning av fältförsöket

4.11.1 Försökets uppläggning

Trots att SILVA kostat runt 7 miljoner kronor bara i undersökningsdelen, sedan tillkommer fördyringar för skogsbolagen för att de fått avverka enligt våra önskemål, kan man konstatera att antalet ingående objekt var för lågt för att erhålla statistiskt signifikanta skillnader för vissa av de observerade förändringarna. Vid ett framtida försök med denna inriktning bör man räkna med minst 7-10 replikat av varje åtgärd. Trots det något ringa antalet objekt påvisades dock flera signifikanta förändringar. Detta kan naturligtvis bero på att förändringarna var så stora och generella att de enkelt manifesterades i samtliga objekt. Till del torde också experimentdesignen, med förstudieår och uppströms referens, vara orsaken till utfallet. I korthet: "Försöksdesignen var lämplig, men antalet replikat var något få".

Generellt skulle man kunna förvänta sig att avverkningarna i våra försöksobjekt skulle ha varit exceptionellt försiktiga och därmed inte representativa. Vår uppfattning är dock att utförandet skilde betydligt mellan hyggen och i flera fall var hänsynen till vattnen mindre än vi räknat med. Eftersom de enskilda förvaltningarna/reviren fick avverka helt med vanliga rutiner anser vi att avverkningarna speglar ett realistiskt spann i hänsyn inom gällande ramar.

4.11.2 Abiotiska förändringar vid hyggen

Projektet valde avsiktligt att inte studera förändringar i vattentransport i och med att detta belysts av ett flertal studier. Närmare studier av vattenkemi, framför allt då närsalttransport, genomfördes ej heller på grund av kostnads-skäl, samt förväntad liten förändring på grund av de små hyggena. För övriga kvantifierade abiotiska parametrar förelåg ofta påvisade förändringar vid smala skyddsridåer (5 m), medan breda skyddsridåer (20 m) generellt hade opåverkade förhållanden (Tabell 11).

Tabell 11. Sammanställning av observerade abiotiska förändringar på hygges- och nedströmslokaler.

Parameter	20 m ridå	5 m ridå
Vattentemperatur	Varierande/liten ändring	Varierande/liten ändring
Sedimentdeposition	Oförändrat (ökning vid ravin)	Ökning i vissa fall
Detritus	Oförändrat	Ökning, främst vid 5 m fragmenterad ridå
LWD	Oförändrat, men hyggesrester det första året Sedan viss utarmning av ved i vatten	

Generellt förelåg inga signifikanta förändringar i hyggeslokalerna med bred skyddsridå (20 m). Man bör dock komma ihåg att det finns en variation inom materialet beroende på naturförutsättningar och hyggets genomförande. Det förelåg därför en svag tendens att sedimentationen ökade något även vid enstaka hyggen med bred skyddsridå och en svag tendens att kläckningen av öringyngel därvid försämrades. Skillnaderna var inte alltid signifikanta, men antyder att enbart en 20 m skyddsridå inte medför att vattendragen med automatik blir opåverkade, speciellt inte om avverkning sker i raviner ned mot vattendragen.

Fältobservationer inom projektet visade också att vägöverfarter i ett antal fall svarade för huvuddelen av sedimenttillförseln. Att korrekt utforma och anlägga skogsvägar och vattendragsöverfarter kan troligen reducera sedimenttillförseln till vattendragen betydligt.

4.11.3 Biotiska förändringar

Utfallet för biologiska förändringar följde de abiotiska, nämligen opåverkade förhållanden vid bred skyddsridå och ofta påverkan vid smal skyddsridå (Tabell 12).

Tabell 12. Sammanställning av observerade biotiska förändringar på hygges- och nedströmslokaler.

Parameter	20 m ridå	5 m ridå
Vattenvegetation	Oförändrat	Ökning av gröna trådalger och högre vegetation. Fontinalis minskade.
Bottenfauna	Oförändrat	Oförändrat
Flodpärlmusslor	Oförändrat	Oförändrat
Fisk	Oförändrat	Öring: fler årsungar, färre storväxta. Gädda ökade kortvarigt. Lake minskade.
Kläckning av öringrom	Oförändrat	Försämrade kläckning.

Vi vill betona att studien var kort. Uppföljning har endast skett under tre somrar efter avverkning. Sedimentdepositionen visade inga tecken på att normaliseras under denna tid, speciellt som markberedning förekom i några fall. Flodpärlmusslor och bottenfauna kan därför på sikt störas av hygget, markberedningen eller fel anlagda skogsvägar och överfarter.

Både förstudierna (avsnitt 3.2 och 3.4) samt detta fältförsök visade att de största öringarna undviker hyggeslokalerna. Det fanns tendenser till att detta var kopplat till den ökning av gädda som förekom i vissa vattendrag. Troligen bidrar även förlust av skuggade ståndplatser. Årsungar av öring har svarat olika i olika studier. När studierna omfattat enbart lämpliga uppväxtområden har mängden årsungar ökat (detta fältförsök samt avsnitt 3.4), medan en studie där såväl bra som dåliga habitat inbegreps visade på en generell minskning av årsungar efter skogsbruksaktiviteter (avsnitt 3.2). Det kan vara så att

på lokaler som inte utgör rena erosionsbottnar kan den ökade sedimentdepositionen medföra hög dödlighet hos rom/yngel.

En allvarlig brist med studien är att varaktigheten av observerade förändringar ej kunnat studeras.

5. Syntes och rekommendationer

5.1 Syntes

I de minsta vattendragen finns ofta vatten bara under en del av året och faunan domineras av ett fåtal rörliga bottendjursformer, t ex bäcksländan *Nemoura cinerea*. När bäckarna blir så stora att de håller vatten hela året ökar mångfalden av bottenfauna påtagligt, bl a tillkommer flera mindre rörliga och långlivade arter, t ex musslor och snäckor samt många insekter som utgör viktig föda för fågel och fisk. När bäckens avrinningsområde är 10 hektar brukar fisk endast förekomma i ett fall av tio. Ökar bäckens avrinningsområde till 100 hektar (1 km²) så förekommer fisk i varannan bäck. Kommer man upp i 1000 hektar (10 km²) så hyser bäckarna fisk till 90% och långlivade bottendjur kan förekomma. I ytterligare något större bäckar förekommer den rödlistade flodpärlmusslan. Detta innebär dock inte att varsamheten i skogsbruket skall öka ju större bäcken är. Flera exempel i världslitteraturen har visat att just de övre, små källflödena, där avrinningsbildningen sker, är viktiga. Det bör poängteras att flera av de rödlistade bottendjuren förekommer bara i de minsta källflödena. Ju närmare källflödet, ju mindre vattenvolym, desto större effekter, speciellt på avrinning, temperatur och vattenföring. Slutligen vill vi påpeka att det utförda fältförsöket koncentrerats till avrinningsområden på 780-3900 ha, med en så ringa hyggesandel som 0,1-4,7 %. Skulle avverkningar utföras högre upp i vattensystemet skulle påverkan av lika stora hyggesarealer procentuellt sett bli större.

Resultaten från SILVA, såväl förstudier som fältförsöket, verifierar generellt uppgifterna från litteratursammanställningen (Kapitel 2). Skuggade skogsbäckar har en rikare fauna (Olsson 1995). Hyggen nära vattendrag gav vissa störningar när skyddsridån var 5 m. De störningar som uppstår avklingar med tiden, men effekter kan kvarstå under lång tid. Detta visas i litteraturen (Kapitel 2), antyds i avsnitt 3.4 och det är troligen därför en så grov analys som i avsnitt 3.2 gav signifikant utfall. **Glädjande är att korrekt genomförda avverkningar med lämpliga skyddsridåer inte gav några påvisbara effekter. Alltså går ett modernt skogsbruk mycket väl att förena med god hänsyn till vattendragen.**

Vi skulle vilja indela de observerade eller möjliga störningarna i reversibla och irreversibla. Till de reversibla hör t ex effekterna av den ökade ljusinstrålningen på vegetation, den temporära ökningen av avrinningen osv. De reversibla effekterna kan i olyckliga fall bli så stora eller många (kumulativa effekter) att de ger irreversibla effekter. Till irreversibla effekter hör de som för en lång tid förändrar habitatet eller slår ut arter och lokala populationer. Bland de påvisade effekterna av hyggen för nära inpå vattendrag är det främst den ökade sedimenttransporten som väcker oro. I medeltal sedimenterade 1,5-1,7 g finsediment/cm² bäckbotten vid våra försök, eller med andra ord 15-17 kg per m²! Allt detta var inte orsakat av våra experimenthyggen, men en betydande andel. Våra resultat tyder således på en ökning av sedimenttransporten som ett resultat av avverkningarna. Till detta kommer sedan även effekterna av markberedning. Sedimenttransporten i svenska floder har ökat påtagligt under 1900-talet. Det är rimligt att anta att skogsbruket är en viktig bidragande orsak till detta.

Resultaten från bottenfaunastudien visade ingen påverkan av hyggen, vilket anses förklaras av den stora intakta areal med avverkningsmogen skog och orört vattendrag som funnits uppströms. Vårt val av objekt har gjort att kumulativa effekter av upprepade hyggen inte belysts. För bottenfauna är förekomsten av uppströms orörda kolonisationsområden en absolut förutsättning för att effekten av ett enskilda hygge skall vara liten. Fiskar är mobila och kan återkolonisera störda vattendragsavsnitt om vandringsmöjligheter finns. Tyvärr brukar det vara dåligt beställt med dessa vandringsmöjligheter. En skattning från Vägverket anger att en tredjedel av alla vägtrummor i landet utgör definitivt vandringshinder för fisk (Westman 2000). Förutom den ökade hänsynen vid avverkning som idag genomförs bör därför också vägtrummor beaktas. Vi anser att det är mycket viktigt att detta sker i samband med den ekologiska landskapsplaneringen.

5.2 Förslag till riktlinjer

Utifrån projekt SILVA kan vi idag konstatera att de internationella erfarenheterna stämmer väl överens med svenska förhållanden. Skyddsridåns utformning skall normalt bestämmas utifrån markens erosionskänslighet och vattendragets naturvärde. Således bör:

- *En intakt skyddsridå lämnas utmed alla vattendrag.
- *Skyddsridån vara mer än 5 m om vattnen ej skall riskeras att påverkas negativt.
- *Man förvänta sig att vid 20 m skyddsridå är påverkan på vattendragen ej mätbar eller ringa.
- *Skyddsridån dock utökas i raviner och helst omfatta hela ravinen.
- *Ju bredare skyddsridå lämnas desto finkornigare material och större lutning omgivande mark har.
- *Man iaktta försiktighet vid överfart av vattendrag pga risk för erosionsproblem.

Om man ser till övrigt skogsbruk utmed vattendrag ansluter vi oss till de rekommendationer som förts fram av Öhrner (1995) och i Skogsstyrelsens Broschyr "Skogsbruk vid vatten" (Henrikson 2000). Utöver vad som framkommit i SILVA kan man därför rekommendera att kantzon eller skyddsridå skall lämnas utmed alla vatten, även temporära vatten (3-5 m) och våtmarker.

Möjligen skall man anamma den nordamerikanska modellen med att dela in i en yttre skötselzon och en inre skyddszon. Skyddszonen lämnas orörd, medan skötselzonen får avverkas försiktigt, möjligen med vissa rekommendationer om vilka/hur mycket träd som skall stå kvar. Dock skall i skötselzonen ej tunga skogsmaskiner, markberedning eller dikning tillgripas.

Det är inte möjligt att utgående från SILVA ge exakta rekommendationer på skyddsridåns storlek. Det är stora individuella variationer mellan vattendrag och bäst avgörs skyddsridån säkert på plats. Att ha breda skyddsridåer runt alla vattendrag är en ekonomisk orimlighet. Vi vågar oss endast på att indikera vad som skulle kunna vara lämpliga skyddsridåer:

	Låg erosions- känslighet	Hög erosions- känslighet
	Naturzon+Skötselzon	Naturzon+Skötselzon
Lågt naturvärde	0 m + 5 m	5 m + 10-15 m
Ordinärt naturvärde	10 m + 10 m	20 m + 10-20 m
Högt naturvärde	20 m + 10 m	30 m + 10-30 m

Då återstår att avgöra naturvärdet och erosionskänsligheten. En tumregel kan vara att hög erosionskänslighet föreligger vid lutningar över 30% och kornstorlekar från sand och nedåt. Det är viktigt att utveckla en lämplig inventeringsmodell som gör att skogspersonal själva kan bedöma erosionsrisk och grovt skatta naturvärdet i bäckarna. Sådana försök sker för närvarande genom försorg av Börje Pettersson i Stora Enso Skog och Lennart Henrikson, Skogsvårdsstyrelsen, Borås (Henrikson 1999). I förlängningen kräver detta att en nationell/regional klassificering genomförs av miljömyndigheterna. Ett instrument skulle kunna vara System Aqua eller någon enklare inventeringsmodell. Resultatet bör sedan vattendragsvis vara tillgängligt på Internet. Detta kan låta som stora kostnader och oöverstigliga projekt, men alla Emåns vattendrag (över 80 mil) har inventerats under 3 säsonger.

5.3 Fortsatt arbete

SILVA-projektet är avslutat, men det skulle vara av intresse att i en eller annan form fortsätta studierna av sedimenttransport, speciellt då i relation till de markberedningsåtgärder som genomförs. Det är också av intresse att återbesöka objekten om 5-10 år för att se effekterna av de olika åtgärderna.

Utanför SILVA-projektet finns det flera saker som inte blivit belysta:

1-Viktigast är kanske effekterna av hyggen på små avrinningsområden (1-10 km²). Utgående från våra erfarenheter anser vi att ett sådant arbete bör fokuseras på förändringar i vattenföring, vattenkemi, sedimenttransport och vattentemperatur. Önskar man biologiska parametrar föreslås vattenvegetation och botten djur. De senare eftersom uppströms kolonisationskällor kommer att vara begränsade, samtidigt är fisk och flodpärlmusslor inte så vanliga i de minsta flödena.

2-Kumulativa effekter av flera hyggen har ej heller belysts, men tanken är ju den att genom åtgärder skall effekten av det enskilda hygget minimeras. Detta torde innebära att eventuella kumulativa effekter förhoppningsvis blir försumbara. Någon slags bedömningsmall för när kumulativa effekter kan tänkas uppträda skulle dock vara bra.

3-Studier som leder till ökad dokumentation och förståelse av effekterna av förhöjd sedimentation på syretätning och livsbetingelserna behövs. Särskilt bör betingelserna för flodpärlmusslor utredas vidare. I en sådan studie bör markberedningens roll belysas.

4-Vi hade relativt begränsade vindfällan i de skyddsridåer som placerats ut. Det är dock en vanlig uppfattning bland skogsfolk att vindfällan lätt uppstår. Ur ekonomisk aspekt är det viktigt att noggrant studera orsakerna till och omfattningen av vindfällan på grund av att skyddsridåer lämnats.

6. Referenser

Anon. 1996. Handbok för miljöövervakning. Pärm III, Flik III. Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag - *inventering*. Naturvårdsverket.

Bergquist, B., Engblom, E. & P-E. Lingdell, 1992. Förekomst och kolonisation av bottenfauna i kalkade vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet. Nr 4. 1992. Sid. 79-108.

Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.

Bergström, P. & K. Markusson, 1996. Developing forest practices to protect fauna in small streams in Sweden. In: Forest-Fish Conference - Land management practices affecting aquatic ecosystems. Trout Unlimited Canada, pp:41.

Clarke, K.D., Scruton, D.A. & J.H. McCarthy, 1998. The effect of logging and road construction on fine sediment accumulation in streams of the Copper Lake watershed, Newfoundland, Canada. Sid: 353-360. In: Brewin, M.K. & D.M.A. Monita (eds). Forest-fish conference: land management practices affecting aquatic ecosystems. Proc. Forest-fish conf., May 1-4 1996, Calgary, Alberta, Canada. Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.

Degerman, E. & B. Sers, 1995. Små vattendrags funktion och värde för fisk. Skog & Forskning, nr 4:32-43.

Degerman, E. & B. Sers, 1999. Elfiske. Standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet för såväl fisk som fiskare. Fiskeriverket Information 1999:3, 69 s.

Degerman, E., Fernholm, B. & P-E. Lingdell. 1994. Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag. Utbredning i Sverige. Naturvårdsverket rapport 4345. 201 sidor.

Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Å. Lindelöw, 1993. Rödlistade evertetrater i Sverige 1993. Sveriges lantbruksuniversitet.

Eriksson, M.O.G., Henrikson, L. & H. Söderberg. Flodpärlmusslan i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 4887.

Frohm, J., Larsson-Stern, M., Johansson, T. & S. Norin, 1995. Skogsbruk-Vattenvård. Skog & Forskning, nr 4:67.

Henrikson, L., 1999. Operativ metod för bedömning av hänsynsnivåer vid vattendrag. PM, 3 s. Skogsvårdsstyrelsen, Västra Götalands län, Borås.

Henrikson, L. 2000. Skogsbruk vid vatten. Skogsstyrelsens förlag, 28 s.

Hägglund, B. & J-E. Lundmark, 1987. Handledning i bonitering med Skogshögskolans boniteringssystem. Del 1. Definitioner och anvisningar. Skogsstyrelsen, 53 s.

Lingdell, P-E. & E. Engblom, 1996. Liming Restores the Benthic Invertebrate Community to "Pristine state". Proceedings from the 5th International Conference on Acid Deposition. Acid Reign '95?. sidan 955-960.

Lingdell, P-E. & E. Engblom. 1999a. Effekter på bottenfauna av kalkningsinsatser i vattendrag i Gävleborgs län. Bedömningar av försurningsförorenings- och naturvärdesstatus vid 83 vattendragslokaler år 1997. Länsstyrelsen i Gävleborgs län.

Lingdell, P-E. & E. Engblom. 1999b. Assessing water quality and effects of impoundments in the Jhelum River using Benthic Invertebrates. Sid. 77-97. I Nyman, L. 1999. River Jhelum, Kashmir Valley. SWEDMAR.

Markusson, K. 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. Skogsstyrelsen Rapport 8, 35 s.

Markusson, K. & P. Bergström, 1997. Developing forest practices to protect fauna in small streams in Sweden. Biodiversity in managed forests - Abstracts. Uppsala, 29-31 May 1997.

Näslund, I. (redaktör), 1999. Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Ammeråprojektet. Fiskeriverket, 320 s.

Olsson, T.I., 1995. Skuggade vatten har rikare fauna. Skog & Forskning, nr 4:24-31.

Ulfstrand, S. 1968. Benthic animal communities in Lapland streams. Oikos. Sup. 10. 120 sidor.

Westman, Å. 1998. Effekter av kalhyggen på öring och driftfauna i små vattendrag. Examensarbete 20 p Biologi. Inst. För Vattenbruk, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå, 15 s.

Westman, Å. 2000. Vägtrummor och vandringshinder. En arbetsmodell för prioritering och åtgärder av vandringshinder i avrinningsområden. Vägverket Rapport B3-00-03, 40 s.

Wesche, T.A., Reiser, D.W., Hasfurther, V.R., Hubert, W.A. & Q.D. Skinner, 1989. A new technique for measuring fine sediments in streams. N. Am. J. Fish. Manage. 9:234-238.

Whitlock, D., 1977. The Whitlock-Vibert Box Handbook. Federation of Fly fishers, Montana, USA. 37 sidor.

Öhrner, F. 1995. Skog-Vatten-Fisk. Om hänsyn till vatten och vattenorganismer vid bedrivande av skogsbruk. Länsstyrelsen och Skogsvårdsstyrelsen i Jämtlands län, 64 s.



FISKERIVERKET, som är den centrala statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, skall verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna så att de långsiktigt kan utnyttjas i ett uthålligt fiske av olika slag.

Verket har också ett miljövårdsansvar och skall verka för en biologisk mångfald och för ett rikt och varierat fiskbestånd. I uppdraget att främja forskning och bedriva utvecklingsverksamhet på fiskets område organiserar Fiskeriverket *Havsfiskelaboratoriet* i Lysekil med lokalkontor i Karlskrona, *Sötvattenslaboratoriet* i Drottningholm med lokalkontor i Örebro, *Kustlaboratoriet* i Öregrund, två *Fiskeriförsöksstationer* (Älvkarleby och Kälarne) och tre *Utredningskontor* (Luleå, Härnösand och Jönköping).



FISKERIVERKET