

VESIHALLITUS—NATIONAL BOARD OF WATERS, FINLAND

Tiedotus
Report

247 B

ERKKI IKONEN, HEIKKI AUVINEN, EERO KUITTINEN OCH HANS HÄSTBACKA

TILLSTÅNDET HOS BESTÅNDEN AV NEJONÖGA OCH VANDRINGSFISK I KYRO ÄLV

MARKKU PURSIAINEN, TEUVO JÄRVENPÄÄ, KAI WESTMAN, JUHA TIKKA,
EERO KUITTINEN OCH JARMO LOUHIMO

KRÄFTBESTÅNDENS TILLSTÅND OCH NUVARANDE PRODUKTIONSFÖRUTSÄTTNINGAR I KYRO ÄLVS VATTENOMRÅDE

TEUVO JÄRVENPÄÄ OCH EIRA RAILO

DE SUMPANDE KRÄFTORNAS FYSIOLOGISKA TILLSTÅND I KYRO ÄLV ÅREN 1981 OCH 1982

HELSINKI 1984

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesihallituksen virallisena kannanottona.

VESIHALLITUKSEN TIEDOTUKSIA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90) 539 011/julkaisutilaukset

ISBN 951-46-8149-5
ISSN 0355-0745

Erkki Ikonen, Heikki Auvinen, Eero Kuittinen,
Hans Hästbacka

TILLSTÅNDET HOS BESTÅNDEN AV NEJONÖGA OCH
VANDRINGSFISK I KYRO ÄLV

TILLSTÅNDET HOS BESTÅNDEN AV NEJONÖGA OCH VANDRINGSFISK I KYRO ÄLV

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
2	UNDERSÖKNINGSOMRÅDE	1
3	VANDRINGSFISKARNAS OCH NEJONÖGATS BIOLOGI	2
3.1	Lax	2
3.2	Havsöring	2
3.3	Vandringssik	3
3.4	Äl	3
3.5	Nejonöga	3
4	UNDERSÖKNINGSMETODER	4
4.1	Insamling av fångstuppgifter	4
4.2	Provfångst av nejonögon	4
4.3	Undersökning av nejonögelarver	4
4.4	Fångst av sik- och nejonögeyngel på vandring mot havet	8
4.5	Märkning av nejonögon	8
5	RESULTAT	10
5.1	Insamling av fångstuppgifter	10
5.11	Vandringsfisken före 1960-talet	14
5.12	Vandringsfisken nu	16
5.2	Undersökning av nejonögelarver	19
5.3	Provfångst av nejonögon	21
5.4	Fångst av sik- och nejonögeyngel på väg mot havet	24
5.5	Märkning av nejonögon	24
6	GRANSKNING AV RESULTATEN	25
6.1	Tillståndet hos bestånden av vandringsfisk i Kyro älv	25
6.2	Möjligheterna till restaurering av vandringsfiskbestånden i Kyro älv	26
6.21	Nödvändiga åtgärder för att förbättra livsmiljön för bestånden av vandringsfisk i Kyro älv	26
6.22	Förbättring av vandringsfiskbestånden i Kyro älv	27
7	SAMMANDRAG	28
	LITTERATUR	28

1 I N L E D N I N G

Av de finländska vattendrag som rinner ut i Östersjön har åtminstone 60 varit vandringsfiskälvar (Hurme 1961, 1962, 1966a, Mäkinen 1972, Sjöblom et al. 1974, Christensen & Larsson 1979, Lehtonen & Hildén 1980, Tuunainen et al. 1979, 1980, Hildén et al. 1981, Ikonen 1982). Till följd av kraftverksbyggen har bestånden i de stora vandringsfiskälvarna gått under. De viktigaste vandringsfiskarterna har varit lax (*Salmo salar* L.), havsöring (*Salmo trutta* m. *trutta* L.), vandringsvik (*Coregonus lavaretus* L. s. str.) och nejönöga (*Lampetra fluviatilis*). Kyro älv inberäknad lekte laxen tidigare i 18 älvar (Christensen & Larsson 1979). Till följd av människans ingrepp i vattendragen leker den numera bara i Torne älv och Simojoki. Kyro älv var tidigare en av de 47 älvar där havsöringen förökade sig (Hurme 1962, Christensen & Johansson 1975, Toivonen & Ikonen 1978, Ikonen 1982). I dag kan den dock inte betraktas som havsöringsälv i samma mening som Torne älv, Lestijoki, Lappfjärds å-Isojoki, Summanjoki och Urpalanjoki i vilka både lekvandring och yngelproduktion kan iakttas. Vandringsviken förökade sig tidigare i åtminstone 30 av de finländska vattendrag som rinner ut i Östersjön (Hurme 1966a, Hildén et al. 1981, Ikonen 1982). I dag har bestånden i de flesta av dem förstörts eller starkt försvagats till följd av människans verksamhet (Ikonen 1982).

Många vandringsfiskälvar har också varit nejönöge-älvar. För närvarande bedrivs nejönögefångst i 28 vattendrag (Tuunainen et al. 1980). Det är möjligt att det finns många vattendrag där nejönögat förekommit eller ännu förekommer som lämnats utanför dessa beräkningar. Uppgifter om dylika bestånd saknas eftersom man i dessa älvar och åar saknar fångsttraditioner (Ikonen 1982). Också ålen (*Anguilla anguilla* L.) är en vandringsfisk. Dess födovandring går till insjöarna via åar och älvar. Speciellt de stora stråt-systemen har varit viktiga älvatten (Ikonen 1982). Till följd av att Kyro älvs vattenområde innehåller så få sjöar har det uppenbarligen aldrig varit speciellt ålrikt. Byggandet av kraftverk i de stora vandringsfiskälvarna har förstört deras vandringsfiskbestånd. Kraftverk, rensningar, muddringar, utdikningar och vattenföroreningen har förstört eller försvagat bestånden även i de mindre vattendragen (Ikonen 1982). I Kyro älv har arbeten som förändrat vattendraget gjorts ända sedan 1700-talet. I början av detta århundrade började man bygga kraftverk i älven. Sedan 1950-talet har man utfört vattendragsarbeten i stor skala, vilka kulminerade på 1970-talet.

Denna rapport gäller undersökningens vandringsfisk- och nejönögedel. Man har strävat till att klarlägga tillståndet hos bestånden av vandringsfisk och nejönöga i Kyro älv i dag samt att granska förutsättningarna för dessa arters yngelproduktion.

2 U N D E R S Ö K N I N G S O M R Å D E T

I undersökningen granskades vandringsfiskarternas och nejönögats utbredning i Kyro älvs vattenområde. Med undantag för ålen utgör älven förökningsområdet medan födovandringen går ut i havet.

Vandringsfiskarna leker huvudsakligen i älvens forsavsnitt, vilket gör att forsarna är av vital betydelse för dessa arters fortbestånd. Kyro älvs vattenområde har beskrivits av Pursiainen et al. (1983) i den del av undersökningen som gäller kräftorna. Också Vääriskoski (1982) har beskrivit Kyro älv som livsmiljö för fisk.

Som jämförelseområde för undersökningarna i Kyro älv valdes Lappfjärds å - Isojoki. Avsikten var i första hand att granska metoderna för provtagning av nejonögelarver och bokföring av nejonögefångster. Lappfjärds å - Isojoki lämpar sig som jämförelseområde eftersom kommersiell fångst av nejonöga bedrivs i ån. Ån mynnar ut i Bottenhavet c. 10 km söder om Kristinestad. Typiskt för Lappfjärds å - Isojoki är de vidsträckta grundvattenförekomsterna i dess källområden. Älvområdet omfattar 1112 km², vilket är ungefär en femtedel av Kyro älvs älvområde. Tack vare det rikliga grundvattnet är vattenkvaliteten i Lappfjärds å - Isojoki naturligt rätt god. Nedanom de två biflödena Kärjenjoki och Karijoki är BOD-värdena relativt höga. Surhetsvariationerna är mindre än i övriga älvar och åar. Kyro älvs vatten är däremot brunt och belastat av en jordbruksdominerad glesbebyggelse. Med beaktande av de naturliga förutsättningarna är vattenkvaliteten i älvens övre lopp dock relativt god. I den allmänna klassificeringen av bruksvatten placeras Lappfjärds å - Isojoki i klass 1 (tillfredsställande), mynningsdelen i klass 3 (godtagbar). Kyro älv placeras huvudsakligen i klass 4 (dålig) (Vattenstyrelsen 1978 b). Vad beträffar vandringsfiskar är Lappfjärds å - Isojoki känd speciellt som havsöringså.

3 VANDRINGSFISKARNAS OCH NEJONÖGATS BIOLOGI

3.1 LAX

Laxen går upp i älvarna för att leka från och med försommaren. Lektiden är i oktober. Rommen läggs i forsarnas grusbotten. Ynglen kläcks följande vår och sprider sig till gömställena i olika delar av forsens. De stannar i forsens i medeltal tre år (i söder 1 - 3 år, i norr 2 - 5 år). Efter att ha utvecklats till smolt vandrar ynglen ut i havet under maj och juni. I Simojoki har vandringsynglens medellängd uppmätts till drygt 15 cm. Födovandringen i havet räcker 1 - 3 år varefter laxarna återvänder till sin födelseälv för att leka.

3.2 HAVSÖRING

Havsöringens biologi påminner i mycket om laxens. I motsats till laxen som oftast leker i huvudfåran befinner sig havsöringens lek-områden dock allmänt i bifåror och källområdena. Havsöringen väljer också områden med mer långsamt strömmande vatten än laxen. Ynglen kan tillbringa flere år i vattendraget innan de vandrar ned i havet. Vandringsynglens storlek varierar men överskrider i allmänhet laxens vandringsyngels storlek. Vandringen ut i havet företas i huvudsak på våren men också under hela sommaren. Havsöringarna vandrar inte lika långt som laxarna. På basen av märkningsresultat har man kunnat konstatera att en större del av Bottenvikens havsöringar vandrar norrut än söderut. Lekvandringen upp i älvarna pågår under hela sommaren men kulminerar på hösten.

3.3 VANDRINGSSIK

Under sin lekvandring når vandringsssiken sin födelseälvs mynning från och med juli. Den egentliga uppstigningen sker i september. Siken leker i oktober-november i forsar och andra strömma områden. Ynglen kläcks i månadsskiftet april-maj och vandrar snart därefter ut i havet. Födovandringen i havet räcker 4 - 6 år, varefter de fullvuxna sikarna påbörjar lekvandringen.

3.4 ÄL

Älen leker i Sargassohavet i västra Atlanten. Ynglen transporteras med Golfströmmen till Europas kuster och Östersjön och vandrar via älvar och åar upp i insjöarna. I motsats till de övriga vandringsfiskarna sker födovandringen i sötvatten. Då ålarna uppnått könsmognad inleder de sin lekvandring ner längs vattendragen ut i havet och till Sargassohavet.

3.5 NEJONÖGA

Nejonögats lekvandring upp i älvar och åar börjar i augusti och pågår åtminstone fram till midvintern, eventuellt t.o.m. över årsskiftet. På basen av fångstmängderna anses uppstigningen vara kraftigast i september, oktober och delvis i november (Tuunainen et al. 1980, Sjöberg 1980, Tuikkala 1971). Publikationerna i fråga behandlar bl.a. Pyhäjoki och det svenska vattendraget Rickleå, som ligger mitt emot Karleby.

Leken börjar på våren i forsarna och på sandbottnar omedelbart nedanför forsarna då vattnets temperatur stigit till 10°C (Sjöberg 1980), 12 - 14 °C (Tuikkala 1971). Romtätheten kan stiga till åtskilliga tusen per m² beroende på utsträckningen av lämpliga lekbottnar. Efter 10 - 14 dagar kläcks larverna, som då är under 10 mm långa. Antalet små larver (8-36 mm) varierar från några tiotal till ett par tusen individ per kvadratmeter av lekområdet. I och i närheten av detta gräver sig larverna ned i botten och tillbringar så sin första sommar (Tuikkala 1971). På hösten och under följande sommar transporteras de, uppenbarligen passivt, nedströms där de gräver sig ned i fint bottenmaterial med högt innehåll av organiska ämnen (Hardisty och Potter 1971). Larverna förekommer rikligast på 0 - 50 cm djup (Tuikkala 1971, Valtonen 1980). Några pålitliga utredningar över larvernas rörelser vid varierande vattenstånd har inte gjorts men speciellt under våröversvämningarna sker sådana (Valtonen 1982).

Metamorfosen tar vid under slutet av larvernas sista sommar i älven. Följande vår har de vuxit till 90 - 130 mm och går ned i havet (Tuunainen et al. 1980, Sjöberg 1980). Enligt Sjöberg (1980) inleds denna vandring i Rickleå i mitten av mars och pågår till senare hälften av maj. I Kymmene och Kumo älvar har man i samband med sikyngelfångst fått nedvandrande nejonögon i slutet av april och början av maj (Ikonen, opublicerat material). Nejonögon stannar 4 - 6 år i älven (Sjöberg 1980, Kainua och Valtonen 1980). Havs-skedet är dåligt känt men räcker 1 - 4 år, oftast 2 - 3 år (Abakumov ref. Hardisty och Potter 1971, Tuikkala 1971).

4. U N D E R S Ö K N I N G S M E T O D E R

4.1 INSAMLING AV FÅNGSTUPPGIFTER

Hösten 1980 intervjuades 40 personer ur de matlag som fiskar i Kyro älvs huvudfåra från mynningen till Koskenkorva. Avsikten var att samla bakgrundsuppgifter om fångsterna av främst vandringsfisk och nejonöga men också om det övriga fisket, samt att utreda de vandrande arternas uppstigning i älven. Det exakta antalet personer som idkar fiske i detta älvsavsnitt är inte känt. Det rör sig dock sannolikt om ett betydligt större antal än de som intervjuades, vilket bör beaktas vid granskning av resultaten. Beträffande fångsterna förlades tyngdpunkten till åren 1979 och 1980 eftersom de intervjuade mindes dessa år bättre. För tidigare år utreddes bara de allmänna dragen i fisket.

Kustkommunerna undantagna erlades i de kommuner som gränsar till Kyro älvs vattenområde under åren 1970 - 1971 i medeltal 2 000 fiskevårdsavgifter. Dessutom löste t.ex. inom Seinäjärvi fiskelags område drygt 100 personer bosatta i andra kommuner tillstånd till fiske och fiskade i ifrågavarande område. Enligt Vilt- och Fiskeriforskningsanstaltens riksomfattande fiskeriundersökning löstes det i Lillkyro, Storkyro, Ylistaro, Seinäjoki, Ilmajoki och Kurikka år 1981 2714 st sk. fiskekort.

4.2 PROVFÅNGST AV NEJONÖGA

För att utreda nejonögats uppstigning i älven och fångstkvantiteterna under dessa tre fångstsäsonger förde 3 - 5 personer i Kyro älv-området dagligen bok över fångsterna. I Lappfjärds å - Isojoki gjordes detta av 2 - 3 personer. Dessa personer tilldelades bokföringsblanketter, vilka returnerades vid fångstsäsongens slut. I Kyro älv fiskade alla med mjärddar i Voitby fors i Veikkola och i Hiirikoski i Lillkyro. I Lappfjärds å - Isojoki idkade endast en av dessa personer mjärdfångst, i denna å är ryssjan ett vanligare fångstredskap. Fångstplatserna var här Lappfjärds fjärden (åmynningen) och mjärdfisket skedde i Nybroforsen, som är den första forsens räknat från mynningen.

4.3 UNDERSÖKNING AV NEJONÖGELARVER

För att undersöka nejonögats fortplantning togs prover i augusti från Kyro älv, på tretton ställen 1980, femton ställen 1981 och från aderton ställen 1982 (bild 1 och tabell 1). I Lappfjärds å - Isojoki togs i början av september 1980 prov från sju ställen, i augusti 1981 från fjorton och i augusti 1982 från aderton ställen (bild 2 och tabell 1).

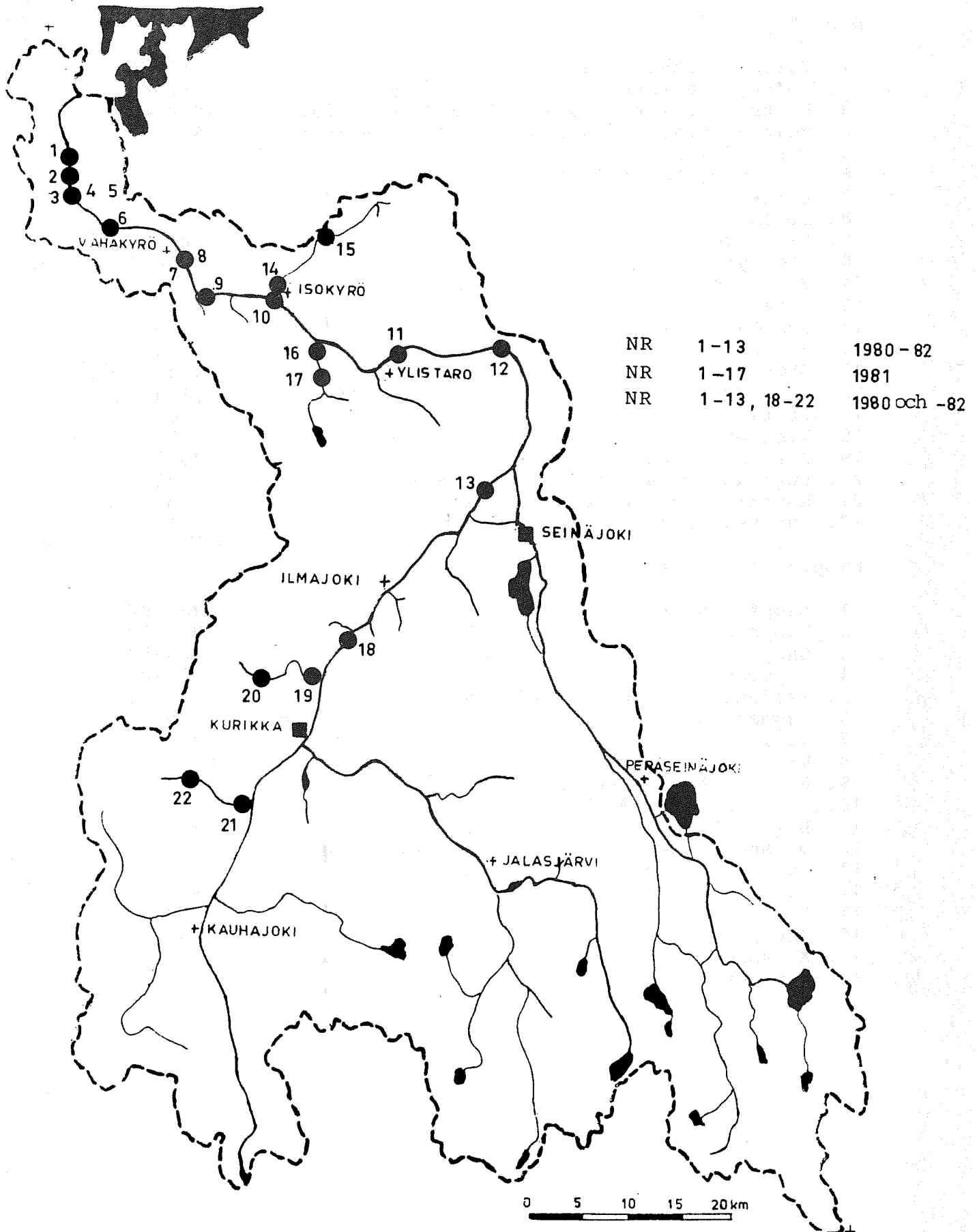


Bild 1. Provtagningsställen för nejonögelarver i Kyro älv åren 1980-1982.

Tabell 1. Provtagningsställen för nejonögelarver

Kyro älv

1. Voitby, Roksobacken	1980-82
2. Voitby, Lansorsund	1980-81
3. Voitby fors, västra sidan av Boskasholmen	1980-82
4. Voitby fors, östra sidan av Boskasholmen	1980-82
5. Östra delen av Voitby fors	1980-82
6. Lillkyro, Golkasforsen	1980-82
7. Lillkyro, västra delen av Perkiönkoski	1980-82
8. Lillkyro, östra delen av Perkiönkoski	1980-82
9. Lillkyro, Hiirikoski	1980-82
10. Storkyro kby, Pappilankoski	1980-82
11. Ylistaro, Viitala by, Kyyränkoski	1980-82
12. Ylistaro, Hanhikoski, Koivulahti	1980-82
13. Seinäjoki, Aunes	1980-82
14. Storkyro, Lehmäjoki	1981
15. Storkyro, Lehmäjoki	1981
16. Storkyro, Orismalanjoki, Konttarinmäki bro	1981
17. Storkyro, Orismalanjoki, Isokylä	1981
18. Ilmajoki, nedanföör Koskenkorva dammen	1982
19. Kurikka, Nenättömän luoma, mynningsområdet	1982
20. Kurikka, Nenättömän luoma, Sahakylä	1982
21. Kurikka, Lohiluoma, mynningsområdet	1982
22. Kurikka, Lohiluoma, Peräkorvenmaa	1982

Lappfjärd å - Isojoki

1. Lappfjärds kby, Nybroforsen	1980-82
2. Lappfjärd, nedre delen av Perusforsen	1980-82
3. Lappfjärd, övre delen av Perusforsen	1980-82
4. Dagsmark, Klemetsforsen	1980-82
5. Isojoki, Ohriluoma, Tuimalankoski	1980-82
6. Vanhakylä, forsen nedanföör fiskodlingsanstalten	1980-82
7. Villamo, Vainionpää	1980-82
8. Villamo, Juuttila	1981-82
9. Pettukylä, Honkaniemi	1981-82
10. Dagsmark, Lillån/Kärjenjoki (första bron)	1981-82
11. Lillån/Kärjenjoki c. 2 km från mynningen	1981-82
12. Dagsmark, Karijoki bron vid plantskolan	1981-82
13. Karijoki, bron vid Peltoniemi och Vuorimäki	1981-82
14. Alakylä, Forsby, Heikkilänjoki	1981-82
15. Forsen vid Vanhakylä fiskodlingsanstalt	1982
16. Möykky, Heikkilänjoki	1982
17. Korsbäck, Kärjenjoki	1982
18. Kärjenkoski, Kärjenjoki	1982

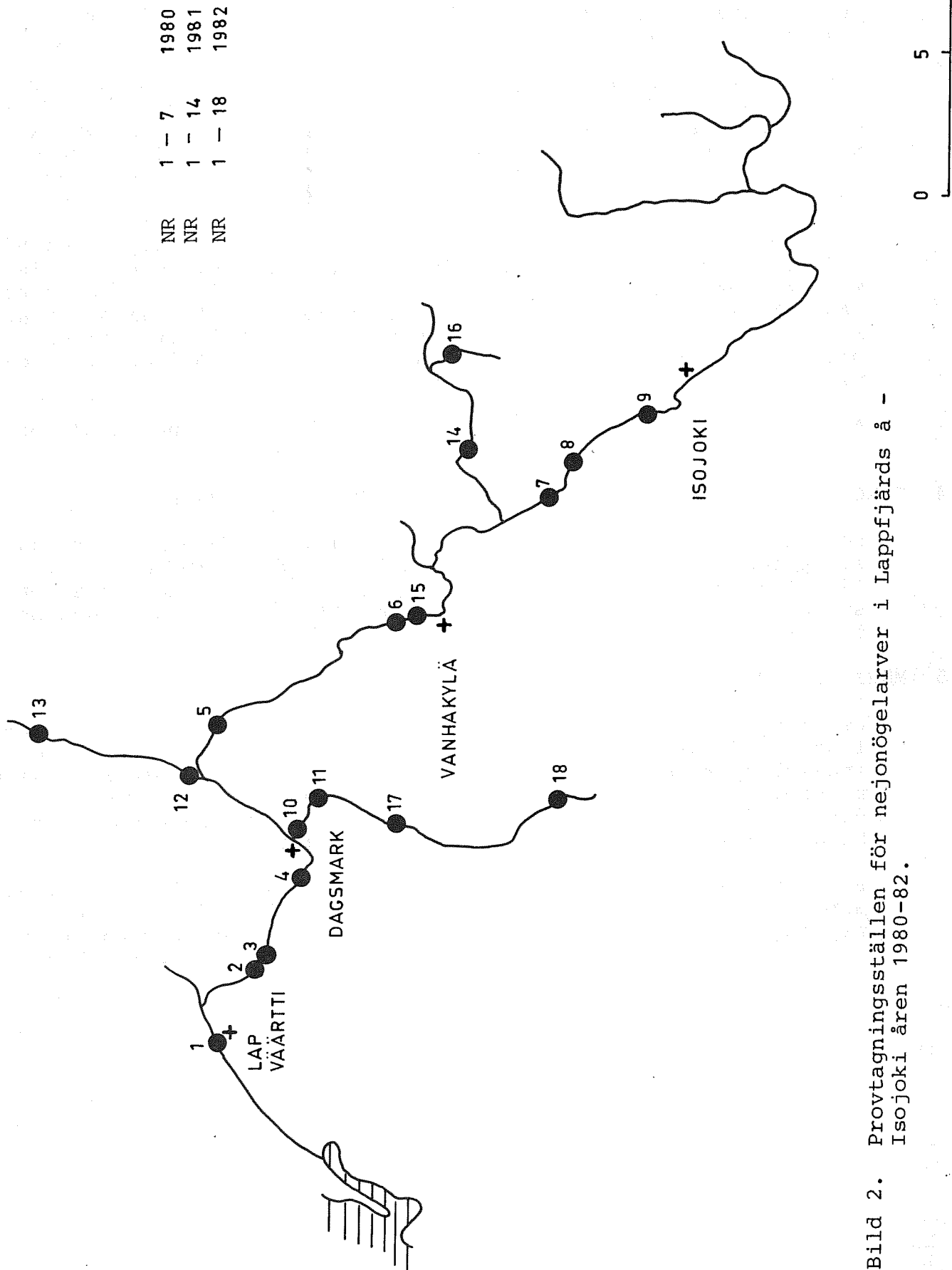


Bild 2. Provtagningsställen för nejonögelarver i Lappfjärds å - Isojoki åren 1980-82.

Proven togs i strandvattnet på högst en meters djup så att man med spade grävde upp ett 5-15 cm tjockt skikt av för olikåldriga nejonögelarver lämplig botten. Provens yta uppskattades till mellan 0,10 - 0,50 m². Vanligen var den c. 0,25 m². På över en halv meters djup undvek man att ta prov med spade eftersom bottenmaterial och larver lätt sköljs bort då provet lyfts till ytan. Proven sållades i dubbla såll, vilkas maskstorlek var 5 mm och 0,75 mm.

I Kyro älv användes år 1980 också elektriska fiskeredskap för att finna nejonögelarver på tre av provtagningsområdena: i Voitby forsén väster om Boskasholmen och nedanför forsén behandlades en yta på c. 240 m². I och nedanför Hiirikoski i Lillkyro var ytan c. 130 m² och i Hautala i Seinäjoki behandlades c. 130 m².

Åren 1981 och 1982 utökade man provtagningen med hjälp av en håv med rak, vass nedre kant som alltså skar genom bottenmaterialet. Maskstorleken var 300 mm. Avsikten var att komplettera och säkra fångsterna av de allra minsta larverna som kläckts samma sommar. Håvproven togs från några tiotals cm djup till litet över en meters. Proven från de största djupen togs med håv för att undvika bortsköljning av materialet.

Alla larver konserverades i teknisk alkohol och längden mättes senare.

4.4 FÅNGST AV SIK- OCH NEJONÖGELARVER PÅ VANDRING MOT HAVET

För att få tag på nedvandrande yngel av nejonöga och vandrings-sik placerades en yngelfäll i Kyro älvs mynning (bild 3). 5. - 11.5.1981 var den i Oxholma i Koivulahti men flyttades pga. omständigheterna 12. - 15.5.1981 till området under landsvägsbron över Koivulahti.

4.5 MÄRKNING AV NEJONÖGON

Genom märkning av återfångst försökte man klarlägga de ungefärliga mängderna nejonögon som stiger upp i Kyro älv. För detta ändamål märktes i Voitbyforsén 22. - 23.10.1981 sammanlagt 444 st nejonögon med ett märke av plast. Medan märkningen pågick bedövades djuren med bedövningsmedlet MS-222 och släpptes tillbaka i älven omedelbart då de kvicknat till.

På hösten 1982 hade man för avsikt att märka ett möjligast stort antal nejonögon. För detta ändamål lade en lokal fiskare ut en nejonögeryssa i mynningen i september - oktober, men han fick ingen fångst, och därför kunde nejonögon inte märkas år 1982.

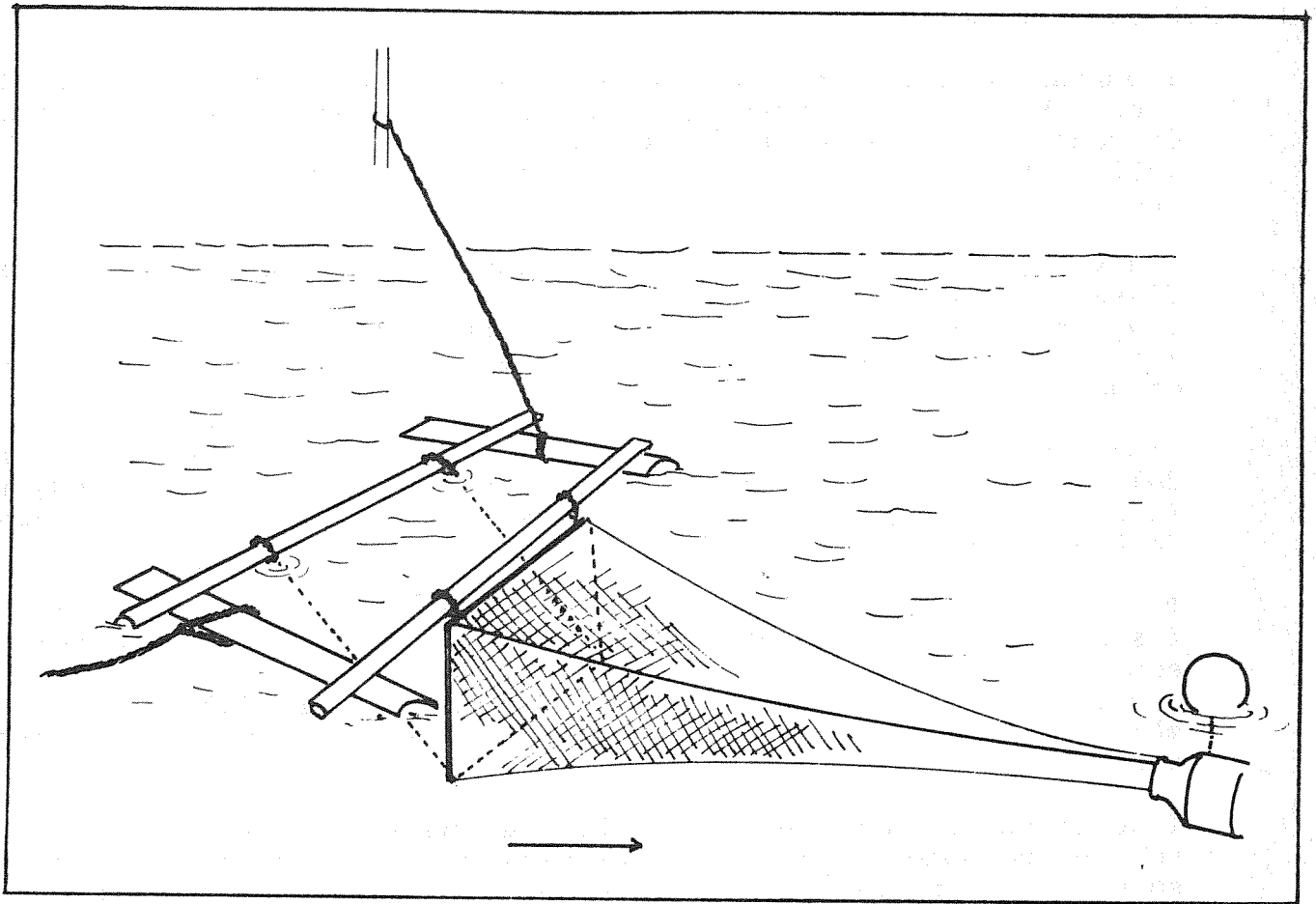


Bild 3. Sikyngelfälla. Fällan placeras vid ytan på önskad plats i älven. Maskstorleken är 1 mm (Salojärvi et al. 1981). —————> = strömriktningen.

5. R E S U L T A T

5.1 INSAMLING AV FÅNGSTUPPGIFTER

I området kring Voitby och dammen i Koskenkorva idkas det enligt undersökning enbart husbehovs- och fritidsfiske. Av de intervjuade hade en person varit yrkesfiskare i älvens nedre lopp under 1950- och 1960-talen och en annan hade haft fiske som binäring under 1950-talet.

I älvens nedre lopp har, enligt de intervjuade, så gott som alla fiskar varit "vandringfiskar" och fångats då de gått upp i älven för att leka eller för att invänta lektiden. Enligt de intervjuade sker detta än i dag och älven är oersättlig som lek-område för fisken.

Fiskefångsterna har i allmähett använts i det egna hushållet och delvis skänkts till grannarna. Några har använt fisk som husdjursfoder. Förutom hel- och deltidsfiskarna hade två av de intervjuade även sålt fisk under 1950- och 1960-talen.

Tabell 2 visar de intervjuades genomsnittliga fångster av olika fiskarter under 1979-1980. Mete och dragrodd saknas dock eftersom fångsterna med dessa redskap, speciellt det forstnämnda, är svåra att minnas. Beträffande resultaten från år 1980 bör uppmärksammas att intervjuerna skedde i slutet av oktober då fångst-säsongen ännu inte helt avslutats.

I de flesta av matlagen deltar bara en person i fisket (1979 deltog 2-7 personer i fisket i 8 av matlagen, 1980 deltog 2-7 personer i 7 av matlagen). Liknande har situationen varit under 1950-1970-talen. I de 18 intervjuade matlagen deltog under 1950-talet 1-4 personer i 4. Under 1960-talet deltog i 6 av 22 matlag 2-6 personer, och på 1980-talet deltog 2-7 personer i 7 av 24 matlag.

Tabell 2. De intervjuade personernas fångster av olika fiskarter per fångstredskap år 1979 och 1980 i medeltal (kg per år).

1979								
Fångstredskap	Fångstredskap i användning st (tot.st)	gädda	abborre	lake	braxen	mört	id	nejonöga st/år
Nät (över 40 mm)	39 (56)	9,3	2,9	1,4	21,5	18,4	11,5	-
katse	56 (58)	7,0	6,3	2,3	6,8	16,7	2,0	-
ryssja	1 (4)	5,0	-	-	175,0	-	-	-
lakkrokar	35 (35)	-	-	1,5	-	-	-	-
nejonögemjård	7 (7)	-	-	-	-	-	-	120

1980								
Fångstredskap	Fångstredskap i användning st (tot.st)	gädda	abborre	lake	braxen	mört	id	nejonöga st/år
Nät (över 40 mm)	43 (64)	5,6	4,2	1,0	17,8	10,3	6,3	-
katse	61 (63)	6,9	6,8	1,3	7,3	29,0	4,0	-
ryssja	1 (4)	1,0	-	1,5	175,0	-	-	-
lakkrokar	30 (30)	-	-	1,5	-	-	-	-
nejonögemjård	8 (8)	-	-	-	-	-	-	163

Av de intervjuade hade 30 fiskat under 1950- och 1960-talen. Enligt dem var fisket då av ekonomisk betydelse för matlagen. Under 1970-talet och för närvarande uppger 25 % av de intervjuade att fisket saknar ekonomisk betydelse. Detta torde bero på att fångsterna försämrats. Fiskets betydelse för rekreationen är dock av "avsevärd betydelse", 47 % av de intervjuade ansåg fisket vara viktigt som fritidssysselsättning och hobby (tabell 3).

Tabell 3. Fiskets betydelse för matlagen, talen anger %-andelar av de intervjuade

	1950-talet	1960-talet	1970-talet	1979	1980
Nödvärdigt för matlagets uppehålle	5 ^x	4 ^x	-	-	-
Stor betydelse	76	56	42	41	43
Liten betydelse	19	40	31	33	32
Ingen ekonomisk betydelse	0	0	27	26	25

^x i älvens nedre lopp (älvmynningen - Veikkaala)

För att utreda fiskets allmänna drag frågade man dessutom om vilka förändringar fångsterna genomgått från 1950-talet fram till 1980, och om orsakerna till dessa förändringar (tabell 4). Ingen av de intervjuade ansåg att några märkbara förändringar skett ännu på 1950-talet. Sedan dess har fångsterna av lax, öring, löja, stäm och nors minskat. Beträffande nejonöga, gädda, abborre, lake, braxen, mört, id och gös är åsikterna delade, några ansåg att fångsterna ökat, andra att de minskat.

Tabell 4. Förändringar i fiskfångsterna i Kyro älv och de viktigaste orsakerna till dem enligt intervjuuppgifter

Fiskart	Fångsterna ökat, tidpunkt				Fångsterna minskat, tidpunkt				Orsak till förändringar	
	Början av 1960- talet antal svar	Slutet av 1970- talet antal svar	1979 antal svar	1980 antal svar	Början av 1960- talet antal svar	Slutet av 1970- talet antal svar	1979 antal svar	1980 antal svar	1. vattnets kvalitet förbättrats	2. dålig vattenkvalitet utdikningar, muddringar, avloppsvatten, vallbyggen, fiskedöd
Nejonöga	-	-	2	4	-	1	2	1	1	1.
Sik					2	2	2	2	2	2.
Lax /öring					2	2	2	2	2	2.
Gädda	-	1	2	5	8	3	4	7	5	2.
Abborre	-	-	-	2	3	1	2	4	4	1.
Lake	-	-	2	3	5	1	3	5	7	2.
Braxen	-	-	1	2	4	1	5	7	6	1.
Mört	-	-	-	1	3	3	3	6	4	2.
Id	-	-	-	6	7	2	2	3	3	1.
Löjla						-	3	3	3	2.
Stäm						-	-	-	1	1.
Gös	-	-	-	-	1	2	2	3	3	2.
Nors						-	-	-	1	1.

De intervjuade anser att minskningen av fångsterna beror på att vattnets kvalitet försämrats till följd av utdikningar, muddringar, utsläpp av avloppsvatten och vallbyggen (i älvens nedre lopp). Denna utveckling fick, enligt dem, sin början på 1960-talet och har fortsatt och förvärrats under 1970-talet, då man också kunnat konstatera flera fall av fiskdöd och smakfel i fisk. Enligt flere av de intervjuade har fångsterna av många fiskarter dock förbättrats under de senaste åren. 62 % ansåg detta bero på att vattenkvaliteten förbättrats under de 2-3 senaste åren (jfr. Vääriskoski 1982) och att fiskbestånden håller på att återhämta sig. Samtidigt har smakfel i fisken försvunnit.

Under de senaste decennierna har också valet av fångstredskap genomgått förändringar. Bland de intervjuade är katsen numera det vanligaste fångstredskap. Också användningen av nät har klart ökat jämfört med 1950- och 1960-talen: På 1950-talet fiskade 3 av de intervjuade med nät, på 1960-talet 6, på 1970-talet 8 och år 1980 16 personer. Näten är stormaskiga, 40-80 mm, bara två av de intervjuade hade vardera ett nät med maskor mindre än 40 mm.

Sikhåvningen i älvens nedre lopp har upphört, inte heller någon långrevsfiskare fanns att intervjua. (På 1950- och 1960-talen fiskade ännu 4 personer med långrev och under 1970-talet 1 person). Användningen av ryssja och lakkrokar minskade också starkt från 1950-talet fram till år 1980.

En av de intervjuade hade under 1960- och 1970-talen använt not i Ilmajoki; den bästa engångsfångsten under 1970-talet bestod av 350 kg braxen, medelfångsten per år uppgick under båda årtiondena till 80-200 kg braxen. Antalet notdrag per år hade uppgått till bara några få och fångsten så gott som uteslutande bestått av braxen. Hela fångsten har fiskaren inte kunnat använda i sitt eget hushåll eller sälja, överflödet släpptes tillbaka i älven.

5.11 V a n d r i n g s f i s k e n f ö r e 1 9 6 0 - t a l e t

På basen av fiskeri-intervjuer fick man lax i Kyrö älv under 1930-talet (bild 4). Laxar/öringar, som lyckats ta sig över dammen vid Koskenkorva hade också observerats. Åtminstone området mellan älvens mynning och Koskenkorvadammen har fungerat som lek område för laxen. Några uppgifter om egentligt laxfiske och laxfångster i Kyrö älv har inte stått att få. Dessutom framgick det i intervjuerna att alla fiskare inte skiljer lax och öring från varandra.

Av de laxar/havsöringar som passerat Koskenkorvadammen och observerats eller fångats har sannolikt de flesta varit havsöringar. Utgående från detta har havsöringens förökningsområde utsträckt sig till den del av älven som ligger ovanför Koskenkorvadammen. Uppgifter om öringsfiske och -fångster har dock inte stått till buds. Mellan havet och Koskenkorvadammen har det funnits över 40 ha forsar lämpliga som lekplatser för öring och lax i huvudfåran. Ur denna siffra saknas bl.a. Hanhikoski i Ylistaro, som rensades på 1930-talet. Ovanför Koskenkorvadammen har det dessutom enligt forsinventeringsuppgifter (Vattenstyrelsen 1980) funnits ytterligare 60 ha lämpliga forsar.

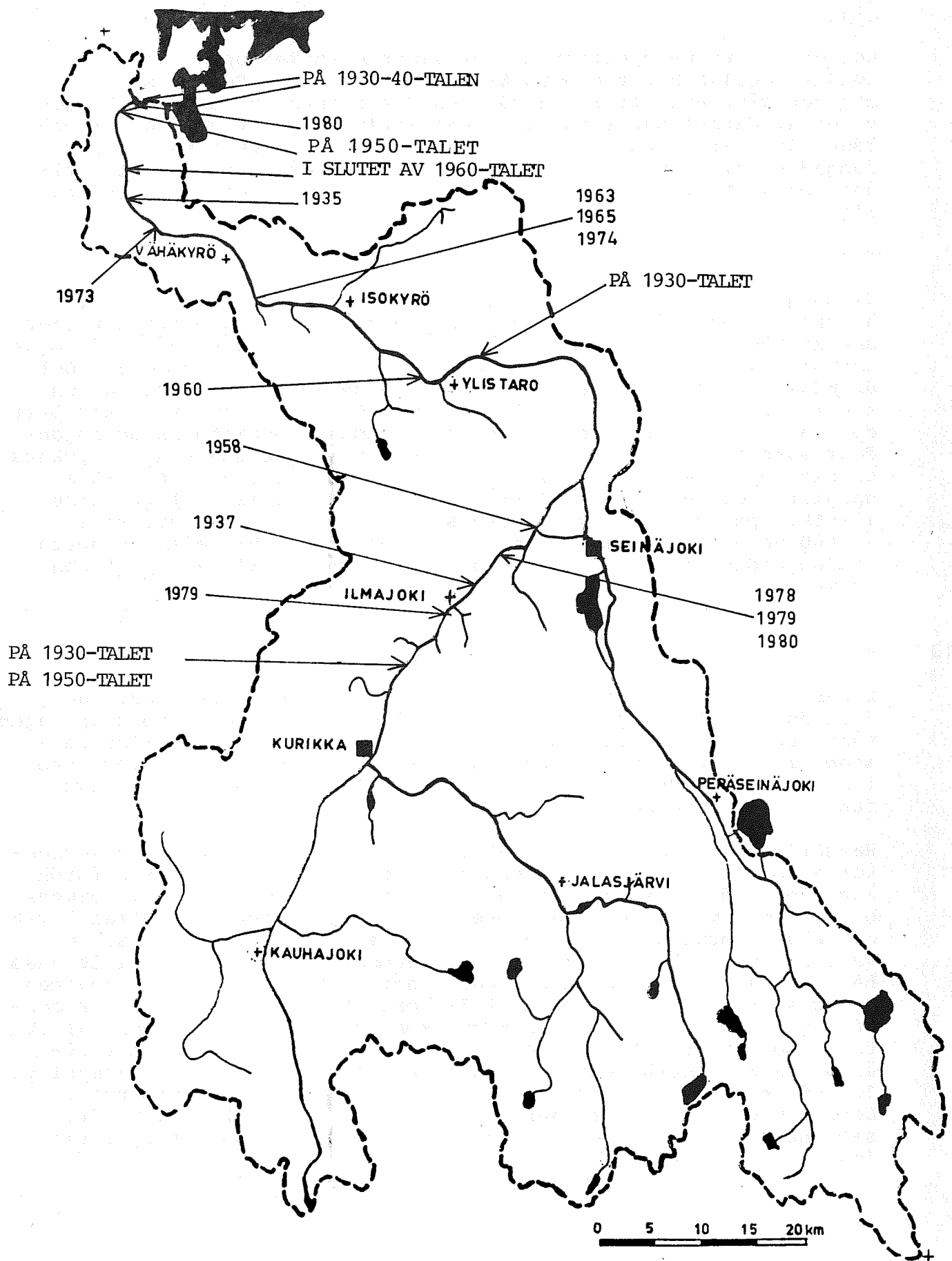


Bild 4. Fångstplatserna för lax/öring enligt intervjuuppgifterna.

Enligt intervju-uppgifterna gick vandringsfisken upp i älven i området mellan havet och Golkasforsen (bild 5). Det är möjligt att den gått även högre än så, men det framkommer inte ur intervjuerna. Senare har sikar dock påträffats även ovanför detta område. Bristen på uppgifter härifrån kan tänkas bero på att sik fångades bara upp till Golkas. Beträffande fångsterna i älvområdet saknas uppgifter, men håvfångsterna var enligt intervjun rikliga.

Före 1960-talet hade de intervjuade inte observerat ål.

Nejonogat har fångats främst i Voitby fors. Begränsningen till älvens nedre lopp beror av allt att döma på att fångsttraditioner saknas högre upp i älven. Enligt intervju-uppgifter har nejonogat påträffats ända upp i trakten av Koskenkorvadammen (bild 6). Det är möjligt att nejonogat förökats sig ända upp i Koskenkorva och kanske ännu högre. Lax och öring har observerats kunna ta sig över den på 1950-talet byggda Koskenkorvadammen. Uppgifterna om nejonogat saknas, men det är fullt möjligt att också den kan ha lyckats ta sig upp i den del av älven som ligger ovanför dammen. Äldre uppgifter om nejonögefångsterna i Kyro älv saknas. Enligt Hurme (1966b) uppgick en fiskares fångst i Voitby fors år 1960 till 10 000 nejonögon fram till mitten av november. På basen av detta kan nejonögefångsterna i Kyro älv ha uppgått till tiotals tusen exemplar i året.

5.12 V a n d r i n g s f i s k e n n u

Laxen förökar sig inte i Kyro älv. Enligt intervjuerna har man dock ännu på 1970-talet fått lax i älven. Detta torde dock antingen vara fråga om exemplar som förirrat sig upp i fel älv eller felidentifierade öringar. Något speciellt laxfiske förekommer inte i Kyro älv och de laxar som eventuellt förirrar sig upp i älven fångas i samband med övrigt fiske.

Havsöringen har ännu på 1980-talet påträffats i älven nära Koskenkorvadammen. Kyro älv har ännu kvar forsar där öringen kan föröka sig. Den tidvis dåliga vattenkvaliteten kan dock försämra rommens och ynglens möjligheter att överleva. Yngelproduktion mellan havet och Koskenkorvadammen har dock inte observerats. De öringar som vandrar upp i älven kan tänkas härstamma från bi- och källflödenas bäcköringar, av vilka en del kan vandra ut i havet. Detta fenomen har observerats i Lappfjärds å-Isojoki (Ryhänen 1957). Det är också möjligt att en del av fiskarna kommer från de utplanteringar av öring som gjort i älvområdet. Enligt Kurikka fiskeförenings 20-årsverksamhetsberättelse utplanteras under åren 1960-68 sammanlagt 12 300 yngel av insjö-öring och 1963-66 5 750 bäcköringsyngel. Dessutom planterade Kalajärvi fiskelag och Pitkämäo fiskerivårds-sammanslutning åren 1979 och 1980 ut sammanlagt 850 st fyraåriga insjö-öringar (Vääriskoski 1982).

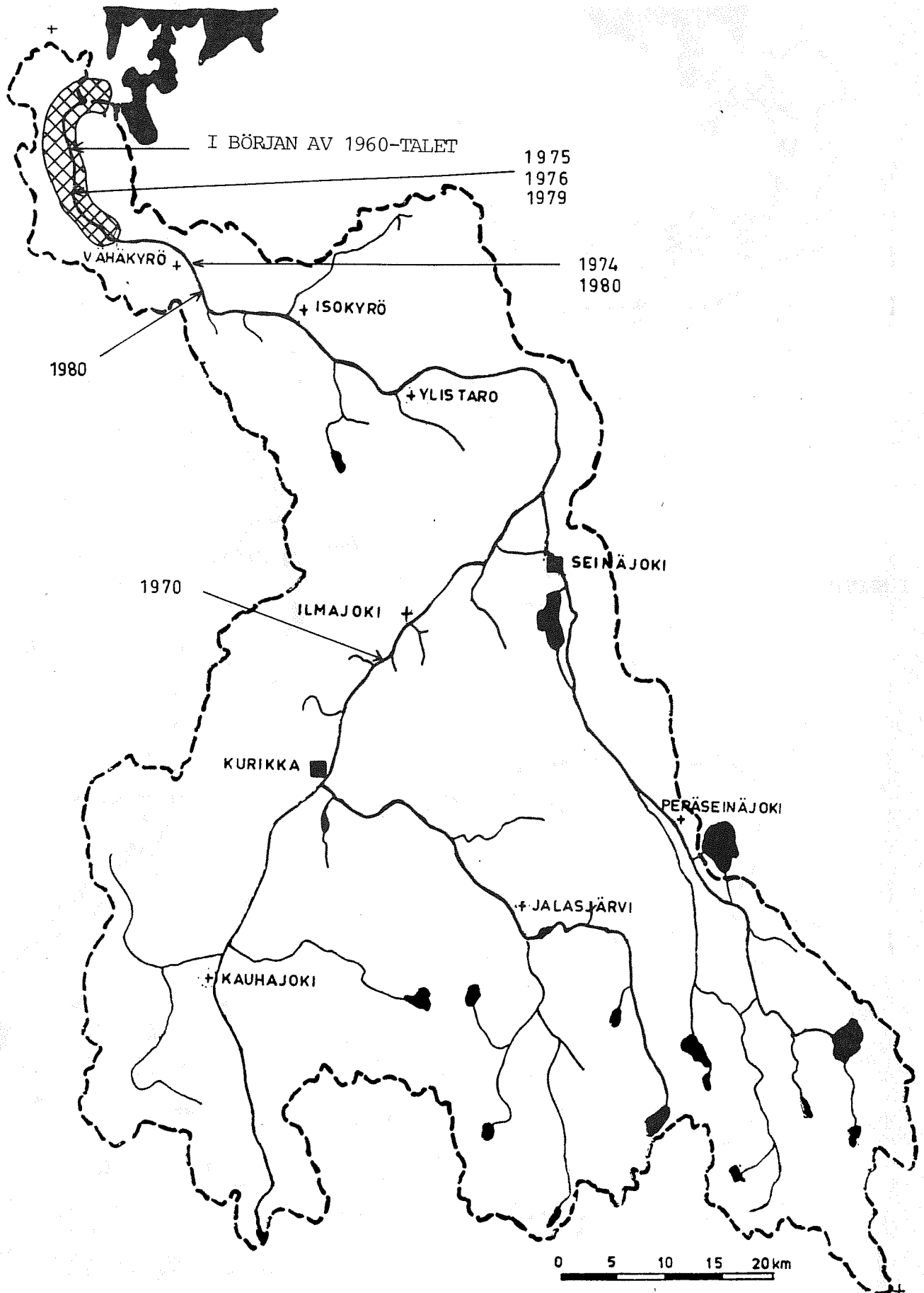


Bild 5. Sikens lekområden och fångstplatser enligt intervjuuppgifter.

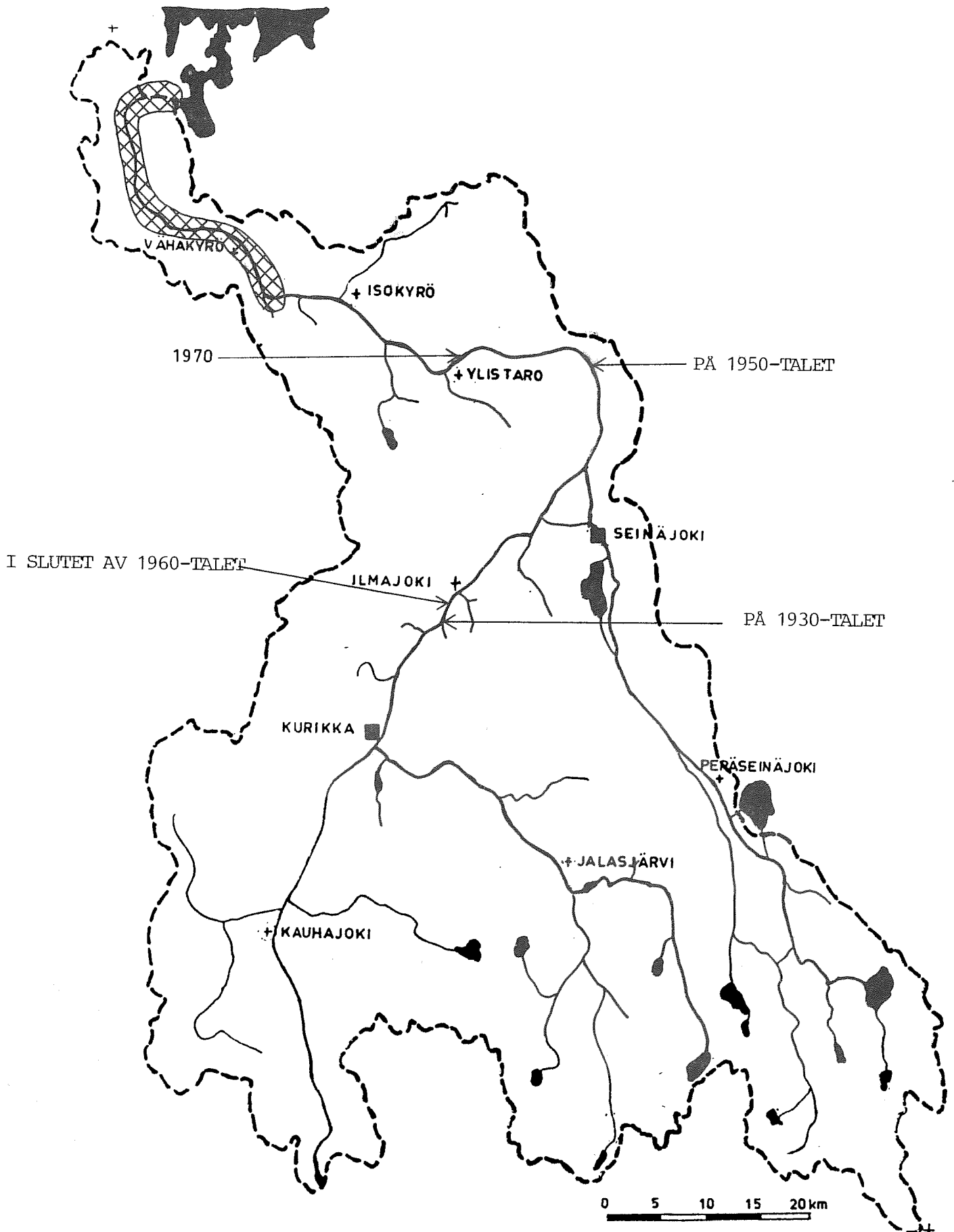


Bild 6. Område där nejonögar fångas och observationer av nejonögar enligt intervju-uppgifterna.

Av de öringar som planteras ut i havet kan en del under lekvandringen gå upp i närmaste vattendrag. Beträffande produktionen av havsöringsyngel i Kyro älv är det för närvarande omöjligt att framföra några som helst uppskattningar.

I älvens nedre lopp stiger det årligen upp vandringsaik. Uppgifter härom har inkommit både via intervjuerna och egna observationer (Hudd et al. 1983). För närvarande har sikar observerats i älvavsnittet mellan havet och Hiirikoski. Också längre upp i älven har det gjorts sikobservationer (Bild 5) och det är troligt att siken går ännu högre. Yngelproduktionens storlek är okänd och yngelfångsterna gav inga nedvandrande sikyngel.

Ätminstone under de senaste åren har uppvandrande ålar inte observerats i Kyro älv. I Perkiönkoski i Lillkyro fångades en ål, som vägde ett kilo, sommaren 1980 (Vasa vattendistrikt, fältrapport 1980). I intervjuerna framkom två ålobserverationer under 1960- och 1970-talen (Jalasjärvi fiskelags utplantering av ål, c. 960 st år 1976). Fångstredskap lämpliga för ål används dock inte.

Uppgifterna om hur högt upp i vattendragen nejonogat går baserar sig i många fall på fångsterna. I andra fall begränsas uppvandringen av den lägsta kraftverksdammen. Uppvandringssträckan kan vara mycket lång. Till exempel i Ångermanälven i Sverige (mynningen i höjd med Korsnäs) är nejonogats fångstplats 150 km från älv-mynningen (Sjöberg 1980). I Kyro älv ligger den högst belägna fångstplatsen i Hiirikoski i Lillkyro. Dammen i dess övre del är dock så låg att den inte hindrar en vidare uppvandring. Samma gäller dammarna i Pappilankoski i Storkyro och i Köykänkoski och Kirkonkoski i Ylistaro. I Lappfjärds å-Isojoki finns bl.a. i Perusfors en motsvarande damm som nejonogon enligt provfångst av yngel kan ta sig över. Också några av de intervjuade personerna hade observerat nejonogon i Kyro älv ovanför de nämnda platserna (bild 6). I Kyro älv kan nejonogat således så gott som obehindrat vandra ända upp till Koskenkorva där dammen är högre. Under torra perioder kan den förhindra uppstigningen. Nejonogat vandrar dock upp i älven under höstens högvatten då dammen troligen inte helt förhindrar uppstigning.

5.2 UNDERSÖKNING AV NEJONÖGELARVER

År 1980 hittades i proven från Kyro älv inte en enda nejonögelarv, inte heller de elektriska fiskeredskapen gav några fångster. De sistnämnda användes som en tilläggsmetod, eftersom de ger en möjlighet att relativt lätt och snabbt behandla större ytor. Användbarheten minskas dock om vattnet är mörkt till färgen, av vilken anledning fiskproven från Kyro älv är helt kvalitativa (tabell 5).

Tabell 5. Kvalitativa fiskprov tagna med hjälp av elektriska fiske-
redskap i Kyro älv år 1980.

Art	Voitila		Lillkyro		Seinäjäki	
	st	Variation i längd, cm	st	Variation i längd, cm eller ålder	st	Variation i längd, cm
gädda	4	17,0-23,0	4	13,0-24,0	-	-
abborre	52	5,5-17,0	93	5,0-17,0	6	5,0-12,0
lake	-	-	1	20,5	-	-
braxen	-	-	-	-	1	3,0
mört	11	13,0-17,0	50	1-somrig 13,0-20,5	28	3,0-10,0
löja	-	-	80	1-somrig	-	-
stäm	1	20,5	-	-	-	-
gers	3	5,5-12,5	9	4,5-5,5	-	-

Fiskarna mätta med 0,5 cm:s noggrannhet

I Kyyränkoski i Kyro älv (provtagningsställe 11) fick man år 1981 ur ett håvprov en 6,6 cm lång larv. Från de andra ställena fick man ingenting. Också år 1982 hittade man nejonögelarver bara på två av provtagningsställena (nr. 21 och 22, Lohiluoma i Kurikka). Från vardera stället fick man 9 larver, vilkas längd varierade mellan 3,7 och 11,2 cm, medellängd 7,4 cm. På basen av yttre kännetecken är det omöjligt att säga om det rörde sig om nejonöga eller bäcknejonöga eller eventuellt om båda. Artbestämningen baserade sig på antalet oocyter, men eftersom detta delvis är överlappande hos de båda arterna är detta material alldeles för litet för en sådan bestämning. Inte heller den jämförelse av antalet kroppssegment

som också användes för artbestämningen är tillförlitlig (Hardisty 1961). Det att larverna klarade sig i Lohiluoma är dock ett tecken på att vattnets kvalitet här är bättre än i huvudfåran.

Av prov, som togs från Lappfjärdså-Isojoki fick man däremot åldersgrupperna till de larver, som kläckts under vardera somrarna och som följande vår vandrade ned mot havet (tabell 6). Beträffande mängden larver utgjorde Karijoki det sämsta området, uppenbarligen till följd av vattnets dåliga kvalitet (Vattenstyrelsen 1978b).

Uppskattningen av antalet larver per kvadratmeter är osäkert, vilket beror på provtagningsmetoderna, provmängden och -ytor. I detta arbete eftersträvade man inte kvantitativitet utan avsikten var att utreda nejonögats förökning i Kyro älv. Lappfjärds å-Isojoki användes som jämförelse för att man under dessa tre år skulle kunna jämföra hur fortplantningen lyckades i allmänhet och huruvida provtagningen var tillräcklig för ovannämnda ändamål.

Enligt dessa resultat misslyckades nejonögats förökning i Kyro älv under dessa tre år. Resultaten säger dock ingenting om huruvida själva leken misslyckades eller lyckades, rommens livstid eller om en eventuell kläckning av larver.

I samband med sällningen av proven iaktogs också förekomsten av bottendjur, främst musslor. De stora musslorna (Unionidae) upphörde (i riktning nedför älven) redan nedanför Hanhikoski (larvobservationsställe nr 12) (jfr. Koskenniemi 1981). I proven från de övriga ställena nedströms påträffades klot- och ärtmusslor. (Sphaeridium, Pisidium) utom från ställe nr 2 i Lansorsund.

5.3 PROVFÅNGST AV NEJONÖGON

Åren 1980 och 1981 var nejonögefångsten i Kyro älv god. I Lappfjärds å-Isojoki var fångsten bäst år 1980, 1981 och 1982 var fångsten lika stor. År 1982 föll fångsten i Kyro älv dramatiskt; då dygnsfångsten med mjärd år 1980 i medeltal uppgick till 25 nejonögon och 1981 till 22 fick man år 1982 bara 4 nejonögon.

Den genomsnittliga fångsten per fiskare i Kyro älv var år 1980 1 250 st, 1981 1 500 st, men år 1982 bara 150 st, trots att antalet fångstredskap och -dygn i stort sett förblev lika under nämnda år. Då man jämför fångsterna per enhet åren 1980-81 i Kyro älv och Lappfjärds å-Isojoki framgår det att fisket i Kyro älv kunde ha effektiverats under dessa år.

Helhetsfångsten per år har beräknats på basen av fångstbokföring. I Kyro älv idkade sammanlagt 7-10 personer nejonögefångst och i Lappfjärds å-Isojoki 14-15. Uppgifterna om helhetsfångst och fångstbokföring har samlats i tabell 7.

Hösten 1982 var vattenståndet lågt, vilket förorsakade problem för fisket och sannolikt en minskning av fångsterna. Detta förklarar dock inte helt den dramatiska nedgången i fångsterna från Kyro älv eftersom vattenståndet i de båda vattendragen då var lågt. Fångsterna minskade inte i Lappfjärds å-Isojoki, utan förblev på samma nivå år 1981.

Mångårig statistik från olika älvar visar, att nejonögefångsterna kan uppvisa stora variationer från år till år i samma älv (Järvi 1932, Hurme 1962, Sjöberg 1980). Statistiken visar också att fångsterna även i vattendrag som ligger mycket långt från varandra oftast minskar och ökar samtidigt. Sjöberg (1980) har jämfört Dalälven och Ljungan (mitt emot Kristinestad) i Sverige, Kemi-joki och ett vattendrag, som rinner ut i Rigabukten från och med 1915.

Den viktigaste förutsättningen för fångst är naturligtvis att älven har ett eget fortplantningsdugligt bestånd. Störningar i detta inverkar på fångsterna. Jämfört med öring och lax verkar dock nejonögat att vara mindre trogen sin födelseälv (Valtonen 1979, Tuunainen et al. 1980), vilket gör att produktionen i övriga vattendrag kan hjälpa att utjämna de årliga variationerna.

De nejonögon som 1980-82 vandrande upp i älven härstammade från leken 1973-75. Förökningen i Kyro älv under dessa och senare år är okänd. Om förökningen minskades eller förhindrades under senare hälften av 1970-talet kan detta ha varit orsaken till de försämrade fångsterna.

Av ovanstående framgår, att tre år är en alltför kort tid att utreda nejonögefångstens utveckling och variation samt nejonögats förökning.

5.4 FÅNGST AV SIK- OCH NEJONÖGELARVER PÅ VÄG MOT HAVET

Yngelfällan gav inga vandrings- eller nejonögeyngel. Då fångsten begränsades till tio dygn under en enda vår kan man inte på basen av detta säga om yngel av vandrings- och nejonöga vandrar ned till havet i Kyro älv. Fällan medförde dessutom andra problem. Sikynglen vandrar ned i havet samma vår de kläcks och är alltså små och svåra att skilja från skräp och annat fast material som samlas i fällan.

I likadana fällor har dessa arters yngel tidigare fångats i Kymmene och Kumo älvar, Simjoki och Ule älv samt i vattnen ovanom den sistnämnda (Salojärvi et al. 1981, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, opublicerat material).

5.5 MÄRKNING AV NEJONÖGON

Av de 444 märkta nejonögon återficks hösten 1981 inte ett enda. Till detta bidrog både det ringa antalet fiskare och fångstredskap ovanom Voitbyforsen och det att fångstsäsongen avslutades redan i månadskiftet oktober-november på grund av kyla. Av denna anledning förbereddes en ny märkning i älvmynningen hösten 1982. Fångsten uppgick dock under september-oktober till bara

några tiotal exemplar (jfr. fångstbokföring), vilket ledde till att en ny märkning inte skulle ha lönat sig.

Sålunda uppnådde märkningen inte under dessa två höstar sitt syfte.

6. GRANSKNING AV RESULTATEN

6.1 TILLSTÄNDET HOS BESTÄNDEN AV VANDRINGSFISK I KYRO ÄLV

Kyro älv var tidigare en laxälv. Hurme (1961) anser att laxen försvunnit ur älven till följd av att älven dämtes upp med hjälp av tvärdammar, Christensen och Johansson (1975) anser att laxen försvann redan under det förra århundradet. De "laxar" som nu påträffas i Kyro älv är troligtvis havsöringar eller eventuellt exemplar som förirrat sig från andra bestånd.

Hurme anser att också havsöringen försvunnit ur Kyro älv till följd av tvärdammarna. Havsöringar fångas dock regelbundet i älven och fångsten kunde eventuellt vara t.o.m. större om fisket inriktades speciellt på öringar. Dessa öringars härstamning är dock okänd. De kan komma från utplanteringar gjorda i havet eller från yngelproduktion i Kyro älv. Hurmes (1961) uppfattning om att tvärdammarna skulle ha förstört beståndet stämmer inte eftersom havsöringar som överskridit Koskenkorva dammen observerats. De konstruktioner, som tryggar kraftverkens vattenförsörjning, leder vattnet till och från kraftverken har däremot gjort att hela forsar, speciellt under lågvatten, torrlagts. I dessa fall har yngelområdena i forsarna förlorat sin betydelse. Dammen i Kylänpää torrlägger t.ex. under lågvattenperioder så gott som helt ifrågavarande fors. Byggandet av Pitkämöbassängen har förstört forsarna i det berörda älvavsnittet. Om dessa vet man att de fungerat som yngelproduktionsområden för havsöringen. Enligt de uppgifter som framkom i samband med Vattenstyrelsens forsinventering (1980) har forsytan i Kyro älv varit minst 100 ha. För många forsars del saknas dock uppgifter. Karlström (1977) har uppskattat produktionen av vandringsyngel av havsöring i Rickelå i Sverige till 162-858 ex/ha/år. Enligt Toivonen (1974) har den tidigare yngelproduktionen i Kemi älv uppskattats till 200 ex/ha/år. Genom att jämföra Kyro älv med den av Karlström (1977) undersökta Rickelå kunde produktionen av vandringsyngel av havsöring uppskattas till 16 200 - 85 800. Om man tillämpar Toivonens (1974) beräkningar för Kemi älv kunde produktionen i Kyro älv tidigare ha varit 20 000 per år. Hurme (1961) konstaterar dock att den förlorade yngelproduktionen kunde kompenseras genom inplantering av 50 000 - 100 000 vandringsyngel i älven. Det internationella havsforskningsrådets arbetsgrupp för laxen i Östersjön (Baltic Salmon Assessment Working Group) anser att en vild vandringsyngel av lax är värt två odlade. Om samma förhållande används för havsöringen skulle det kompensationsbehovet, som framförts av Hurme (1961) uppgå till ett värde av samma klass som de 32 000 - 170 000 vandringsyngel som motsvarar Karlströms beräkningar.

Av de ovannämnda 100 hektaren forsar i Kyro älv har över hälften förstörts av kraftverks- och övriga utbyggnadsarbeten och vattenregleringar. Trots detta innehåller älven i sitt övre lopp, nedan om Ylistaro och i biflödena forsar, vilka skulle lämpa sig som lek- och yngelproduktionsområden. Utbyggnads- och dräneringsarbetena

förorsakar dock förändringar i vattenkvaliteten (främst beträffande pH) och i strömningsförhållandena, vilket för många vandringsfiskars del förhindrar yngelproduktionen.

Det faktum, att bestånden av vandringsfisk bevarats bättre i Kyro älv än andra vandringsfiskar beror delvis på att vandringsfisk är beroende av älven bara från höst till vår, medan de övriga vandringsfiskarna tillbringar 2-7 år i älven som rom och yngel. Under den korta tid siken tillbringar i älven finns det större möjligheter att letalvärden rörande alla årsklasser inte skall inträffa. De vandringsfiskar, som lever i älven, råkar däremot med större sannolikhet ut för perioder med dålig vattenkvalitet.

Nejonögebestånden decimeras under perioder av dålig vattenkvalitet. Nejonögon, som vandrat upp till älven, tillbringar här höst och vinter och leker först i juni. Sänkta pH-värden observeras ofta just då översvämningarna går tillbaka på hösten, vintern och våren. Detta kan under många år ta livet av de nejonögon, som gått upp för att leka. Döda nejonögon har observerats i älven. Nejonögats larver tillbringar c. 5 år i älven och är således under lång tid utsatta för effekterna av dålig vattenkvalitet. Eftersom man i lekområdena och hela älven (utom i Kyyrönkoski i Ylistaro och Lohiluoma i Kurikka) hittat vare sig 0-åriga larver eller larver överhuvudtaget, påverkar den dåliga vattenkvaliteten uppenbarligen nejonögats båda skeden. I motsvarande områden i Lappfjärds å-Isojoki fann man larver av alla åldersklasser. Nejonögat har dessutom konstaterats vandra upp i Kyro älv i större mängder än i Lappfjärds å-Isojoki, vilket är märkligt, då man inte funnit några larver. Den rikliga vandringsfisk torde till en del kunna förklaras med att nejonögat är mindre troget sin födelseälv än de övriga vandringsfiskarna (Valtonen 1979, Tuunainen et al. 1980).

I älvens nedre lopp, vilket i allmänhet utgör det bästa lekområdet, finns det i Kyro älv många för nejonögat lämpliga forsar och selområden från Voitby ända till Hanhikoski. Enligt larvproven och Koskenniemi (1981) förekommer det i forsarna också sandbottnar lämpliga för lek. Eftersom nejonögat vandrar upp i Kyro älv kan de också föröka sig om vattenkvaliteten inte sjunker under de senaste årens nivå. En uppföljning av undersökningen skulle kräva t.ex. kontinuerlig pH-mätning, eftersom extremvärdesperioderna och dessas längd är avgörande för organismernas fortbestånd. Den nuvarande regleringen förorsakar dessutom nedanför Hanhikoski endast små förändringar i vattenståndet, vilket är viktigt med tanke på nejonögats förökning, då de flesta larverna påträffas på 0-50 cm djup (Tuikkala 1971, Valtonen 1980).

6.2 MÖJLIGHETERNA TILL RESTAURERING AV VANDRINGSFISKEBESTÅNDEN I KYRO ÄLV

6.21 Nödvändiga åtgärder för att förbättra livsmiljön för bestånden av vandringsfisk i Kyro älv

Till de viktigaste åtgärderna hör en förbättring av vattnets kvalitet, speciellt beträffande pH-värdet. Tillflödet av surt vatten i älven borde förhindras med alla tillbudsstående medel.

Kratfverkens avtappningar borde förändras så att forsarna under hela året och alla tider på dygnet skulle förses med rinnande vatten. Dammarna och de konstruktioner, som dirigerar vattenströmningen, borde förändras så, att så stora delar av forsområdena som möjligt kontinuerligt skulle få täckas av rinnande vatten. Detta skulle innebära förändringar av regleringen, avlägsnandet av vissa dammar och omplacering av dammluckor. Återförande av stenbottnar i rensade forsar kunde också komma i fråga.

För att göra det möjligt för de lekmogna fiskarna att nå också yngelproduktionsområdena ovanom dammarna borde dessa antingen ändras eller förses med fisktrappor, vilka fungerar också under perioder med låg vattenföring.

6.22 Förbättring av vandringsfiskbestånd i Kyro älv

I de områden, som lämpar sig för yngelproduktion, kan man plantera ut havsöringsyngel (0-1 år gamla). Det är möjligt, att öringsyngel kunde klara sig t.ex. i forsområdet i Ylistaro eftersom också kräftan trivs där. Om miljöfaktorerna i forsområdet är så gynnsamma, att ynglen överlever, vandrar de som smolt ned i havet och återvänder på sin lekvandring till utplanteringsstället. Havsöringsyngel har planterats ut också i ett så förorenat vattendrag som Vanda å. Där konstaterades de leva kvar i forsområdet i över ett kalenderår och från tidigare utplanteringar härstammade yngel har sannolikt redan vandrat ut i havet.

För att nyetablera Kyro älv som lekområde för havsöring och kanske också lax kunde man även plantera ut vandringsyngel i älven och dess mynning. Också i detta fall präglar sig ynglen i älven och återvänder dit för att leka. På detta sätt har man fått lax och öring att vandra upp i den rätt svårt förorenade Kymmene älv i sådana mängder, att man nu får rom av dessa arter i Kymmene älvs mynning.

I Vanda å har man också experimenterat med att kläcka rom i åvattnet. Rommen överlevde och ynglen uppföddes till mitten av den på kläckningen följande sommaren.

I Kyro älv finns det ännu kvar forsområden, där öringen t.o.m. kunde leka. Om inte vattenkvaliteten och ur fiskens synpunkt olämpliga avtappningar förhindrar det kunde Kyro älv producera också vandringsyngel födda i älven.

För att förstärka bestånden av vandringsfisk kunde man gå in för att samla rom i älvens nedre lopp, uppföda dem under en sommar och plantera ut dem i älvens nedre lopp eller mynning. De utplanterade ynglen präglar sig i älven och återvänder till den under sin lekvandring.

Utplantering av ål har konstaterats ge goda resultat också i Polens hårt belastade insjövatten (Bartel, muntl. inf.). I det fall, att bestämmelserna angående fisksjukdomar inte lägger hinder i vägen, kunde ål utplanteras i sådana delar av Kyro älv, där det inte finns kräftor.

7. S A M M A N D R A G

Innan människans ingrepp i Kyro älv antog de proportioner de har i dag förökade sig lax, havsöring, vandringssik, och nejonöga i älven. I dag tillåter endast de två sistnämnda en kommersiellt lönande fångst. Ärligen fångas också havsöringar i samband med annan fångst. Till följd av uppdämning, vattenreglering och utbyggnadsåtgärder samt den dåliga vattenkvaliteten som förorsakats av dräneringsåtgärderna har vandringsfiskarnas yngelproduktion antingen helt eller delvis upphört. I jämförelseområdet Lappfjärds å - Isojoki där älvnaturen heller inte fått förbli oförändrad förökar sig havsöringen dock fortfarande. Tack vare denna naturliga produktion och utplanteringar fångas här årligen några hundra havsöringar. I Lappfjärds å - Isojoki fann man också nejonögelarver i alla de undersökta områdena och nejonögat fångas med både ryssja och mjärdar. I Kyro älv utgör de årligen inträffade pH-sänkningarna det största hotet mot vandringsfisken. Detta kan också vara orsaken till att inga nejonögslarver hittades i älven. Förbättring av vattenkvaliteten, restaurering av yngelproduktionsområdena samt minskning av de fiskeriekonomiska skador som förorsakas av dammarna och regleringen av vattenföringen skulle göra det möjligt att skapa för vandringsfisken lämpliga livsmiljöer i de områden som inte fullständigt förstörts av utbyggnadsåtgärder. Genom yngelutplanteringar i dessa områden kunde de fås att producera vandringsyngel. Genom utplantering av vandringsyngel i älvmyningen kunde man åter få havsöringen (kanske också laxen) och vandringsfiskeriet att vandra upp i Kyro älv.

L I T T E R A T U R

- Abakumov, V. 1956. The mode of life of the Baltic river lamprey. *J. Vop. Ikhtiol.* 16: 133-138 (In Russian) Cited in M.W. Hardisty and I.C. Potter (ed.). *The biology of lampreys.* Vol. 1. 1971.
- Christensen, O. and Johansson, N. (Ed.) 1975. Reference report on Baltic salmon with additional information on Baltic sea trout compiled by the Working Group on Baltic Salmon. *Laxforskningsinstitutets Meddelande* 2/1975.
- Christensen, O. and Larsson, P.-O. (Ed.) 1979. Review of Baltic Salmon Research. A synopsis compiled by the Baltic Salmon Working Group. *Cooperative Research Report* 89/ICES.
- Hardisty, M.W. 1961. Oocyte numbers as a diagnostic character for the identification of ammocoete species. *Nature* 191: 1215-1216.
- Hardisty, M.W. and Potter, I.C. 1971: The behavior, ecology and growth of larval lampreys, 85-125. In: M.W. Hardisty and I.C. Potter (ed.). *The biology of lampreys.* Academic Press, Dorking. 423 p.
- Hildén, M., Hudd, R. & Lehtonen, H. 1981. Ympäristömuutosten vaikutukset kalastukseen ja kalakantoihin Saaristomeressä ja Pohjanlahden Suomen puoleisessa osassa. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. *Tiedonantoja* 20: 36-59.

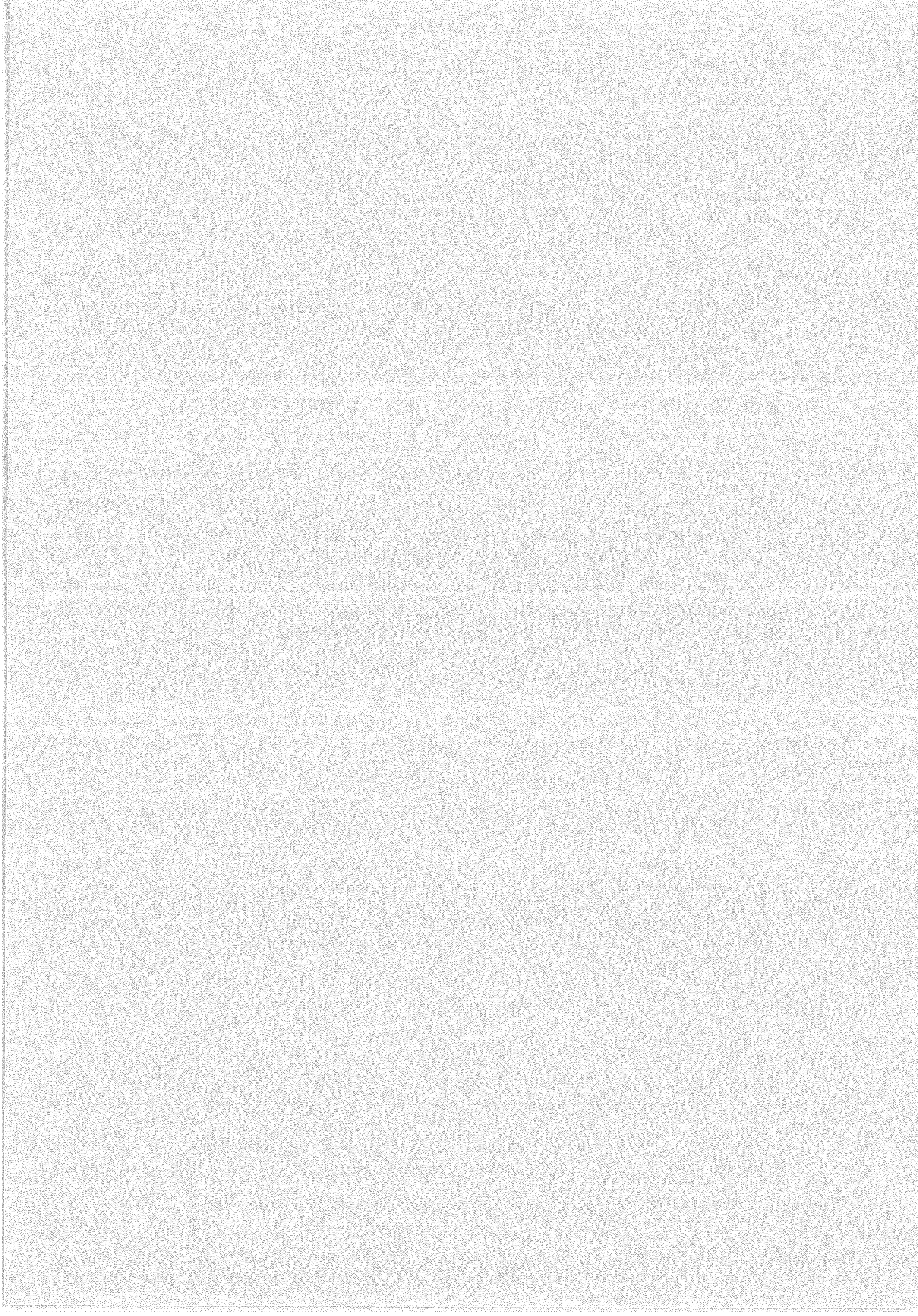
- Hudd, R., Hildén, M., Urho, L., Axell, M.-B. och Jåfs, L. 1983. Fiskeriundersökningar av Kyro älvs mynnings- och influensområde 1980-82. Vesihallituksen tiedotuksia (in press).
- Hurme, S. 1961. Pohjanmaan joet vaelluskalajokina. Maataloushallituksen kalataloudellisen tutkimustoimiston monistettuja julkaisuja 13: 1-85.
- 1962. Suomen Itämeren puoleiset vaelluskalajoet. Maataloushallituksen Kalataloudellinen Tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja 24: 1-198.
- 1966a. Vaellussiian kutujoet Suomen rannikolla. Suomen Kalastuslehti 73: 246-248.
- 1966b. Nahkaisjoet Suomen rannikolla. Suomen Kalastuslehti 73: 135-138.
- Ikonen, E. 1982. Migratory fishstocks and fishery management in regulated Finnish rivers flowing to the Baltic Sea. In: Second international symposium on regulated streams (in print). Oslo.
- Järvi, T.H. 1932. Suomen merikalastus ja jokipyynti. Werner Söderström Osakeyhtiö, Borgå.
- Kainua, K. and Valtonen, T. 1980. Distribution and abundance of European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) larvae in three rivers running into Bothnian Bay, Finland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1960-1966.
- Karlström, Ö. 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) parr in Swedish rivers with some references to human activities. Acta Universitatis Upsaliensis, vol. 404, 72 p.
- Koskenniemi, E. 1981. Kyrönjoen ja Seinäjoen makroskooppisen pohjaeläimistön alueellinen vertailu. Vaasan vesipiiri (duplic.). 19 p.
- Lehtonen, H. and Hildén, M. 1980. The influence of pollution on fisheries and fish stocks in the Finnish part of the Gulf of Finland. Finnish Marine Research, vol. 247: 110-123.
- Mäkinen, K. 1972. Jokien rakentamisen vaikutus vaeltavien lohikalojen poikastuotantoon Suomessa. (duplic.) Helsingfors universitet, zoologiska institutionen, Helsingfors. 98 p.
- Pursiainen, M., Järvenpää, T., Westman, K., Tikka, J., Kuittinen, E. ja Louhimo, J. 1983. Kyrönjoen vesistöalueen rapukantojen tila ja nykyiset ravuntuotantoedellytykset. (duplic.)
- Ryhänen, R. 1957. Havaintoja Isojoen taimenista. Suomen kalastuslehti 64: 7-12, 42-44, 84-87.

- Salojärvi, K., Auvinen, H. ja Ikonen, E. 1981. Oulujoen vesistön kalatalouden hoitosuunnitelma. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettu- ja julkaisuja 1: 1-277.
- Sjöberg, K. 1980. Ecology of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in Northern Sweden. Can. J. Fish Aquat. Sci. 37: 1974-1980.
- Sjöblom, V., Tuunainen, P., Toivonen, J., Westman, K., Sumari, O., Simola, O. ja Salojärvi, K. 1974. Itämeren ja Belttien kalastusta ja elollisten luonnonvarojen säilyttämistä koskevan yleissopimuksen perusteella Suomen osalle tuleva lohenistutusvelvollisuus. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 2: 22-52.
- Toivonen, J. 1974. Kemijoen vaelluskalojen istutustarpeen laskentaperusteista. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 2: 1-21.
- Toivonen, J. ja Ikonen, E. 1978. Havsöringen i Finland. Fiskeritidskrift för Finland, vol. 5: 104-109.
- Tuikkala, A. 1971. Nahkiaisen elintavoista ja sen pyynnistä Pyhäjoella. Kalataloussäätiön monist. julk. 40: 1-59.
- Tuunainen, P., Nylander, E., Alapassi, T. ja Aikio, V. 1979. Kalastus ja kalakannat Tornionjoen vesistössä. (moniste). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. 82 p.
- Tuunainen, P., Ikonen, E. and Auvinen, H. 1980. Lamprey and lamprey fisheries in Finland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1953-1959.
- Vaasan vesipiirin vesitoimisto, kenttäraportti 1980.
- Valtonen, T. 1979. Kemijoen nahkiaiskanta ja nahkiaisen toukakuu-eräillä Kemijoen alueilla. Perämeren tutkimusasema (duplic.). 27 p.
- 1980. Lestijoessa v. 1978 havaittujen veden laadun muutoksien aiheuttaman kalataloudellisen haitan tutkimus. Perämeren tutkimusasema (duplic.). 44 p.
- 1982. Virtaavien vesien rakentamisen vaikutukset kala-, nahkiais- ja rapukantoihin, 67-71. Teoksessa: E. Jutila ja M. Hildén (toim.). Vesistöjen rakentaminen ja kalatalous. VKA ry: 61-71.
- Vesihallitus 1978a. Pohjanmaan eteläosan vesien käytön kokonaissuunnitelma. I osa. Vesihallitus, tiedotus 140.
- 1978b. Pohjanmaan eteläosan vesien käytön kokonaissuunnitelma. II osa. Vesihallitus, tiedotus 140.
- 1980. Koski-inventointi. Vesihallitus, tiedotus 188.

Vääriskoski, E. 1982. Avustavan virkamiehen kalatalouslausunto koskien Kyrönjoen vesistötaloussuunnitelmaa Rintalan pengerryksen ja Seinäjoen suosan osalta. (duplic.). 48 p.

Markku Pursiainen, Teuvo Järvenpää, Kai Westman,
Juha Tikka, Eero Kuittinen, Jarmo Louhimo

KRÄFTBESTÅNDENS TILLSTÅND OCH NUVARANDE PRODUKTIONS-
FÖRUTSÄTTNINGAR I KYRO ÄLVS VATTENÅMRÅDE



KRÄFTBESTÅNDENS TILLSTÅND OCH NUVARANDE PRODUKTIONSFÖRUTSÄTTNINGAR I KYRO ÄLVS VATTENOMRÅDE

I N N E H Å L L

	Sida
1 INLEDNING	36
2 KYRO ÄLVS VATTENOMRÅDE SOM KRÄFTMILJÖ	37
2.1 Vattendragsarbeten, vattenföring och reglering	37
2.11 Utbyggnad	37
2.12 Vattenföring och reglering	38
2.2 Vattnets kvalitet	39
2.3 Bottnarnas beskaffenhet	40
2.4 Övriga faktorer	40
3 UNDERSÖKNINGENS FÖRLOPP, MATERIAL OCH METODER	41
3.1 Undersökningens allmänna förlopp	41
3.2 Förfrågningar, intervjuer och bokföring av fångsterna	41
3.3 Provkräftningarna	42
3.31 Provkräftningsområdena	42
3.32 Tillvägagångssättet vid provkräftningarna	42
3.4 Sumpförsök	42
4 KRÄFTBESTÅNDENS TILLSTÅND I ÄLVOMRÅDET	46
4.1 Kräftornas utbredning och kräftfångster	46
4.11 Kyrö älvs huvudfåra	46
4.12 Seinäjoki, Kihniäjoki	49
4.13 Jalasjoki, Hirvijoki	50
4.14 Kauhajoki	50
4.2 Beståndens täthet och tillstånd	50
4.3 Undersökning av kräftornas tillstånd med sumpförsök	54
5 NUVARANDE PRODUKTIONSFÖRUTSÄTTNINGARNA FÖR ÄLVOMRÅDET	54
5.1 Utbredningsområdenas gränser	54
5.2 Kräftproduktionens tillstånd och utvecklingsmöjligheter	58
5.21 Huvudfårans nedre lopp	58
5.22 Ylistaro kyrkby - Hanhikoski	59
5.23 Huvudfårans övre lopp	59
5.24 Seinäjoki, Kihniäjoki	59
5.25 Jalasjoki och Kauhajoki	60
6 SAMMANDRAG	61
LITTERATUR	62

1 I N L E D N I N G

Kräftans naturliga utbredningsområde ligger i Finland söder om linjen Kaskö - St. Michel - Villmanstrand. Med hjälp av utplante-ringar har man dock spritt den ända upp till Kittilä och Salla. Nu förekommer den i ett enhetligt område från Pello till linjen Kuusamo - Suomussalmi (Westman 1973). De första inplanteringarna i Österbotten skedde enligt uppgift redan i slutet av förra århundradet.

Då kräftbestånden är tillräckligt starka för att tillåta fångst är deras ekonomiska betydelse i åar och älvar ofta större än den lokala fiskens. De våldsamma förändringarna som skett i våra vattendrag till följd av människans ekonomiska verksamhet under de senaste årtiondena har antingen direkt eller indirekt förorsakat stora förluster i form av försämrade kräftfångster. Jämsides med kräftpesten utgör dessa förändringar alltjämt det största hotet mot kräftbestånden (Pursiainen och Westman 1982).

I samband med utbyggnaden av de österbottniska älvarna under 1960- och 1970-talen har man upprepade gånger märkt att kräftbestånden skadats svårt eller t.o.m. helt försvunnit i de områden som påverkats av vattendragsarbetena (Westman 1974, Niemi 1979). Enligt Niemi (1976) uppgick kräftfångsterna i Österbotten i medlet av 1970-talet till c. 600 000 ex/år, vilket är mindre än 10 % av de bästa fångsterna tidigare.

Kräftan är ett långsamt djur som lever i den relativt smala strandzonen. Härigenom utsätts den direkt för utbyggnadsarbetenas effekter. Rensningar, muddringar och invallningar sker oftast just i de områden där kräftan vistas och då den har små möjligheter att fly gå, hela beståndet lätt under (se t.ex. Westman 1974, 1979, Niemi 1976), Gustafsson 1977).

Under byggnadsskedet kan förändringarna i vattnets kvalitet vara mycket tydliga och spridas långt nedströms. De största skadorna uppstår oftast som en kombination av flere olika faktorer. Grävarbetena grumlar vattnet nedströms, ökar dess partikel- och järnhalt och minskar syrenehållet. Var för sig skulle ovannämnda faktorer inte nödvändigtvis förstöra kräftbestånden men den sammanlagda effekten blir för stor (Pursiainen och Westman 1982).

Utbygganden förorsakar också långvariga förändringar, vilka i längden har en ännu större inverkan på kräftbestånden. Rensningar och muddringar försvårar eller förstör kräftans möjlighet att finna gömslen och näring och det dröjer länge innan förhållandena ens något så när återställs (t.ex. Pursiainen et al. 1981). Till följd av grävning- och forskningsarbeten samt andra åtgärder är vattenkvaliteten ofta långvarigt försämrade och de konstgjorda bassängerna kan länge nedsätta syrehalten i utloppsvattnen (t.ex. Alasaarela och Salmela 1980).

De kraftverk och konstgjorda bassänger som så gott som regelbundet medföljer utbyggnaden av ett vattendrag förändrarströmningsförhållandena på ett avgörande sätt. Dygnsregleringen tjänar kraftekonomin men sliter speciellt på strandzonen där kräftan har sitt hemvist (Pursiainen och Westman 1982).

Kyro älv är Österbottens största älv och har tidigare givit goda kräftfångster. Såvitt man vet har kräftfångst bedrivits här ända sedan 1910-talet. De bästa fångsterna togs under 1920-50-talen. Sedan dess har kräftbestånden dock gått tillbaka. Orsakerna till detta och till att kräftorna ställvis helt försvunnit är oftast okända men åtminstone i en del av fallen har man misstänkt vattendragsarbeten och kräftpest. Kräftpesten medför dock inte bestående skador, utan bestånden hämtar sig oftast antingen på naturlig väg eller genom inplantering på c. 10 år (jfr. t.ex. Pursiainen och Westman 1982).

I Kyro älvs älvområde har man utfört betydande vattendragsarbeten ända sedan 1930-talet. Speciellt under 1970-talet genomförde man projekt i mycket stor skala. För närvarande förverkligas arbeten, som ingår i Vattenhushållningsplanen för Kyro älv (se t.ex. Vattenstyrelsen 1978).

Västra Finlands vattendomstols beslut 35/1980 A förpliktar vattenstyrelsen att följa med de inverkningsregleringsplaner för Kyro älvs övre lopp som har på fisket. Enligt ett forskningsavtal mellan Vasa vattendistriktets vattenbyrå och Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fiskeriforskningsavdelning har fiskeriforskningsavdelningen lett en undersökning om fiskerinäringens tillstånd i Kyro älvs vattenområde under åren 1980-82.

Denna rapport handlar om den del av undersökningen som gällde kräftan. I den kartlades kräftbeståndens och fångsternas utveckling och nutillstånd i Kyro älvs vattenområde och granskades även förutsättningar för kräftproduktion i området.

2 KYRO ÄLVS VATTENOMRÅDE SOM KRÄFTMILJÖ

2.1 VATTENDRAGSARBETEN, VATTENFÖRING OCH REGLERING

2.11 U t b y g g n a d

I Kyro älv har man utfört vattendragsarbeten ända sedan 1700-talet, främst för att motarbeta översvämningar och främja flottningen. I stor skala inleddes arbetena dock först på 1950-talet då man även började sträva till andra former av vattenanvändning såsom kraftproduktion och anskaffning av bruksvatten. Samtidigt som man fortsatt med arbeten för översvämningsskydd, har man till förmån för jord- och skogsbruket dränerat och dikat ut stora markområden. Detta har lett till att vattenföringen ökat under översvämningstider och minskat under torrare årstider (se t.ex. Vattenstyrelsen 1978).

Enligt uppgifter från Vattenstyrelsen (1978) och Vasa vattendistrikt har rensningar och invallningar genomförts (eller är under arbete) på följande platser:

- Kyro älvs huvudfåra 1930-1939 och 1968-1976.
- Invallningsområdet i Tieksi och Rintala är under arbete f.o.m. 1980;
- Seinäjoki 1948-52, 1964-70 och 1977;
- Kihniänjoki 1939-52
- Jalasjoki och Hirvijoki 1952-68
- Kauhajokiområdet 1959-70.

I vattenområdet finns dessutom följande regleringsmagasin och reglerade sjöar med tillhörande kraftverk:

- Seinäjärvi, reglerad i mitten av 1950-talet
- Liikapuro konstgjorda sjö, 1967
- Pitkämö konstgjorda sjö med 2 kraftverk, 1971
- Kalajoki konstgjorda sjö med 1 kraftverk, 1977
- Kyrkösjärvi konstgjorda sjö med 1 kraftverk, 1980

Till de planerade och delvis förverkligade projekten hör uträtningsfåran för Seinäjokis mynning. Invallningsområdet i Rintala och Tiek-si är nästan färdigt. Av de arbeten som ingår i vattenhushållningsplanen har den planerade uppdämningen av älven mellan Ilmajoki och Ylistaro med tillhörande rensningar, invallningar, pumpverk, dränerings- och skyddsdiaken samt de planerade kraftverken i Kirkkokoski och Kylänpäänkoski i Ylistaro ännu inte förverkligats.

2.12 V a t t e n f ö r i n g o c h r e g l e r i n g

Kyro älvs och dess biflödens avrinningsområden och vattenföring visas av följande siffror (Hjelt 1977):

	Kyro älv	Jalasjoki	Kauhajoki	Seinäjoki
Avrinningsområ- de (km ²)	4 920	1 057	1 072	1 084
HQ m ³ /s	507	130	130	116
MHQ "	307	75	85	70
MQ "	44,0	8,5	9,2	8,5
MNQ "	3,7	0,9	1,0	1,0
NQ "	1,0	0,3	0,4	0,3

Ett av målen för vattenhushållningsplanen för Kyro älv är att öka minimivattenföringen i älvens nedre lopp från 1 m³/s till 5 m³/s (Vattenstyrelsen 1978). Ökningen åstadskoms genom att man under våren lagrar vatten i de konstgjorda bassängerna. På vintern används bassängvattnen för kraftverkens behov så att dessa på våren kan ta emot en del av vårflodsvattnet. Avtappningen följer kraftverkens dygnsreglering och vattenföringen beräknas som medeltalet per dygn.

Inverkningarna av de olika reglerings- och kraftverksbassängerna (konstgjorda sjöar) kan beräknas på basen av de normala avtappningarnas extremvärden:

Avtappningen ur den reglerade Seinäjärvi bör organiseras så att den på bästa möjliga sätt tjäna kraftverken i älven nedanför sjön (Vattendragsskommitténs beslut 19.7.1952). Influensområdet sträcker sig till Kalajärvibassängens inloppskanal. Dygnsreglering förekommer inte.

Till Kalajärvibassängen leds dessutom tilläggsvattnen från Kihniänjoki längs en kanal till Seinäjoki. Över Kihniänjoki regleringsdamm bör minst 0,05 m³/s tappas ut i Kihniänjoki (VFVD 10.12 1976).

Den maximala tillåtna avtappningen ur Kalajärvi är 15 m³/s (under översvämning 30 m³/s) och dygnsmedeltalet för minimivattenföringen i Seinäjoki nedanom bassängen 0,7 m³/s. För den del av Seinäjoki som ligger mellan bassängens inlopps- och tömningskanal har bestämts en minimivattenföring på 0,05 m³/s (VFVD 10.12 1976). Influensområdet sträcker sig härvid från inlopps- till tömningskanalen i form av lång vattenföring och inverkan av dygnsregleringen sträcker sig i

Seinäjoki nedanom tömningskanalen.

Från Liikapurobassängen är det tillåtet att i Kihniänjoki, en gren av Seinäjoki, under vårflödestiden maximalt tappa ut $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$. Minimivattentappningen skall motsvara vattenföringen in i bassängen, högst $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ (VFVD 9.2.1965). Influensområdet begränsar sig närmast till Kihniänjokis nedre lopp och då dygnsreglering inte förekommer spelar vattenkvaliteten en större roll än bassängens reglerings-effekt.

Kyrkösjärvibassängens minimivattentappning får vara $20 \text{ m}^3/\text{s}$ och minimivattenföringen i den del av Seinäjoki som ligger nedanom inloppskanalen bör under juni - september vara $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ och under årets övriga tider $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (VFVD 3.3 1977). Dygnsregleringen verkar starkast i Seinäjokis nedre lopp och i mynningens uträtningsfåra, men troligen påverkas hela Kyro älvs nedre lopp i form av kortvariga oregelbundna vattenståndsväxlingar (Bilaletdin 1983). Det långvariga forsavsnittet mellan inlopps- och tömningskanalen får mycket litet vatten (ovan nämnda minimivattenföringar) om också man försöker förbättra situationen med hjälp av bottendammar.

Från Pitkämöbassängen får tappas ut maximalt $26 \text{ m}^3/\text{s}$. Minimivattenföringen i föreningspunkten mellan Jalasjoki och Kauhajoki, dvs. där Kyro älvs huvudfåra har sin början, bör till sitt dygnsmedeltal vara minst $0,75 \times$ vattenföringen in i bassängen plus $0,5 \text{ m}^3$ då vattenföringen in i bassängen är mindre än $2 \text{ m}^3/\text{s}$. Är den större än $2 \text{ m}^3/\text{s}$ bör också minimivattenföringen i föreningspunkten vara $2 \text{ m}^3/\text{s}$. I de delar av Jalasjoki och Kauhajoki som ligger nedanför inloppskanaler-na till Pitkämöbassängen bör ha en minivattenföring på 50 l/s (VFVD 11.3.1971). Pitkämöbassängen påverkar vattensystemet på många sätt. Kraftverket i inloppskanalen från Jalasjoki reglerar vattenståndet i Jalasjokis nedre lopp. Jalasjoki och Kauhajokis nedre lopp är under delar av året nästan torrlagda. Avtappningen ur bassängen dygnsregleras och förorsakar kortvariga vattenståndsväxlingar i hela Kyro älv (jfr. Bilaletdin 1983).

Ovan nämnda utbyggnadsarbeten och vattenregleringssystem gynnar kraftproduktionen. Deras mekaniska inverknings är starkast i älvsområdet strandzon. Vintertid bidrar dessutom frysning och bildning av kravis till att förändra forsområdenas natur och vattenströmningen.

2.2 VATTNETS KVALITET

Kyro älv belastas av en jordbruksdominerad glesbebyggelse. Vattnet är brunfärgat. Till följd av urlakningen är vattenkvaliteten klart sämre i älvens nedre lopp än uppe i källflödena. Tätorter har också haft en stark inverkan men sedan reningen av avloppningsvattnen effektiviserades i slutet av 1970-talet har situationen i detta hänseende förbättrats (Alasaarela 1981).

Älvsvattnets pH är relativt lågt, medeltalen per månad varierar mellan 5,1 och 6,5 (Alasaarela 1981). Ur kräftans fortbestånds synpunkt är tillfälliga sänkningar av pH och dessas längd av större betydelse än medeltalet. De lägsta pH-värdena uppmäts i allmänhet under vårflödet men ofta också på hösten. Det kritiska värdet pH 5 underskrides vid Skatila, i älvens nedre lopp, nästan regelbundet 2 gånger

per år men högre upp i Hanhikoski i Ylistaro klart mer sällan (jfr. Alasaarela 1981).

Beträffande vattnets syrehalt har situationen varit värst i Seinäjoki, Jalasjoki och i huvudfåran, nedanför föreningspunkten med Seinäjoki. I Hanhikoski i Ylistaro har syrehalten varit klart lägre än längre ner i Skatila, vilket uppenbarligen beror på belastningen av Seinäjoki stads avloppsvatten. Under 1970-talet har vattnets syrehalt i Hanhikoski under vintermånaderna och på sensommarna då den är som lägst regelbundet underskridit mättnadsgraden 40 %. Situationen har något förbättrats efter det att Seinäjoki stads nya vattenreningsverk inledde sin verksamhet 1979 (Alasaarela 1981). Också tröskeldammen i uträtningsfåran för Seinäjokis mynning ökar syrehalten i det vatten som rinner ut i huvudfåran.

Förutom vattnets surhetsgrad och syrehalt utgör koncentrationsnivån av tungmetallhalter en kritisk faktor för kräftan. Järn-, mangan- och aluminiumhalterna är tämligen höga i Kyro älv. I Skatila har järnhalten enligt tre års glidande medeltal kontinuerligt varit över 2 mg/l och de högsta uppmätta värdena rentav 6,6 mg/l (Alasaarela 1981). Tungmetallhalterna hänger tydligt ihop med vattnets surhet, vilket återigen visar hur viktigt det är att försöka värdera olika faktorerers additiva verkan i detta sammanhang (jfr. Westman 1979).

2.3 BOTTNARNAS BESKAFFENHET

I Kyro älvs vattenområde innehåller jordmånen upp till höjdkurvor-na 80-100 m ställvis gyttjelera (Alasaarela 1981). I huvudfåran kommer detta till synes genom att en betydande del av älvbotten består av slätt finfördelat material (lera). I, och i närheten av forsområdena täcks lerlagren ofta av sand och i de egentliga forsarna ofta av stenar och block. Utom i forsarna består huvusfårans stränder främst av lera (jfr. Koskenniemi 1981).

I jämförelse med huvufåran är biflödenas bottenar och strandbankar relativt mångformiga. Bottenarna kan bestå av allt från lera och sand till sten- och blockmark. Stränderna är ofta förbuskade och rotbundna, vilket förhindrar ras. Längs rensade älvsträckor är situationen emellertid värre.

I naturtillstånd, och troligen också då en tillräckligt lång tid förflutit efter rensningen, invallningar och muddringar är strandbankarna under ytan fasta och jordarterna tack vare strömningen så sorterade att kräftorna kan gräva ut gömställen åt sig. En dylik utveckling förhindras dock i största delen av Kyro älvs huvudfåra av de snabba vattenståndsväxlingar korttidsregleringen förorsakar mellan Pitkämö bassäng och Hanhikoski i Ylistaro. Situationen är likadan i Seinäjoki älv nedanför Kalajärvi bassäng och i nedre delen av Jalasjoki älv nedanför Pitkämö bassäng.

2.4 ÖVRIGA FAKTORER

I Kyro älvs huvudfåra är vattenväxtligheten knapp och saknas så gott som helt i älvens mellersta del. Nedanför Hanhikoski blir den dock rikligare (Lövdahl 1977). Orsaken till knappheten från Hanhikoski upp

till Ilmajoki torde vara vattenståndsväxlingarna, uppslamningen och vattendragsarbetena i området. I biflödena är växtligheten i orensade sträckor normal.

Enligt Koskenniemi (1981) har Seinäjoki stads avloppningsvatten en klar inverkan på bottendjursfaunan. De stora musselarterna minskar gradvis på vägen nedströms och försvinner helt i trakten av Storkyro. Uppgifter om biflödenas bottendjur som skulle belysa kräftans födoresurser är inte tillgängliga.

3 U N D E R S Ö K N I N G E N S F Ö R L O P P, M A T E R I A L O C H M E T O D E R

3.1 UNDERSÖKNINGENS ALLMÄNNA FÖRLOPP

De första utredningarna av kräftbeståndens tillstånd i Kyro älvs vattenområde kunde påbörjas i början av juni 1980. I det första skedet gjordes i fiskerihushållningssammanslutningarna förfrågningar om kräftans förekomst i olika områden. Dessa uppgifter kompletterades med personliga intervjuer i vilka man även kartlade antalet matlag som idkar kräftfångst. Dessa tillsändes, under de år undersökningen pågick, blanketter för bokföring av fångsterna.

På basen av inkomna uppgifter om kräftans utbredning utvaldes områden där man genom provfångst följde med kräftbeståndens utveckling.

Under somrarna 1981 och 1982 strävade man efter att komplettera provfångstuppgifterna med speciella sumpförsök. Av kräftor som förvarades i sumpar tog man med jämna mellanrum hemolyfaprov.

3.2 FÖRFRÅGNINGAR, INTERVJUER OCH BOKFÖRING AV FÅNGSTERNA

I älvområdet verkade sammanlagt 8 fiskelag och motsvarande gemenskaper (Lillkyro och Kurikka fiskeföreningar, fiskelagen i Kalajaisjärvi, Jalasjärvi, Ikkelänjärvi, Seinäjärvi och Kalajärvi samt Pitkämä fiskevårdssammanslutning). Till dessa postades sommaren 1980 frågeformulär angående kräftfångst. Meningen var att kartlägga bl.a. kräftningsområden, inplanteringar, fall av kräftdöd under en så lång tid tillbaka som möjligt samt få en uppfattning om kräftfångsterna. Alla gemenskaper besvarade förfrågningarna.

Intervjuer med de enskilda matlagen gjordes sommaren 1980. Härvid intervjuades flera tiotals personer som antingen idkade eller tidigare idkat kräftfångst. Intervjuer gjordes längs hela älvens huvudfåra, Kauhajoki, Kainaston- och Panteenjoki nedre lopp, Jalasjoki, Hirvijoki, Mustajoki, Seinäjoki och Kihniänjoki. I intervjuerna kartlades samma saker som i de till gemenskaperna skickade frågeformulären.

Under åren 1980-1982 följde man med kräftfångsterna med hjälp av bokföringsblanketter som tillsändes de kräftfångstidkande matlag man fått reda på. År 1980 avsändes 27 blanketter av vilka 15 (56 %) besvarades. Härvid frågade man också om fångsterna år 1979. Åren 1981 och 1982 avsändes 26 respektive 32 blanketter av vilka 16 (62 %) och 27 (84 %) besvarades.

3.3 PROVKRÄFTNINGAR

3.31 P r o v k r ä f t n i n g s o m r å d e n a

Provkräftningsområdena valdes dels på basen av förfrågningarna om kräftfångst, dels på basen av kräftningar som Vasa vattendistrikt utfört i älvsområdet (Gustafsson et al. 1980). Områdena 1-5 ligger nedanför den del som enligt vattendragsplanen för Kyro älvs övre lopp skall utbyggas, områdena 6-10 ligger i denna del av älven och område 11 ovanför den. Områdena 12-15 förlades till kända kräftningsplatser i biflödena, som kontrollpunkter (se bild 1). Provkräftningsområdenas allmänna drag har samlats i tabell 1.

3.32 T i l l v ä g a g å n g s s ä t t e t v i d p r o v k r ä f t - n i n g a r n a

Ändamålet med provkräftningarna var att följa med kräftbeståndens struktur och täthet samt kräftornas hälsotillstånd och förökning. Fångsterna utfördes under ungefär samma tid varje år, i slutet av augusti då de fullvuxna kräftor som kan fångas i mjärddar, efter det skalbytet fullbordats och ynglen kläckts, aktivt rör sig och söker föda. Förutom de egentliga provfångsterna fångades kräftor i vissa områden även för andra ändamål, bl.a. till sumpförsöken.

Som fångstredskap användes den för forskningsändamål utvecklade sk. Evo-mjärden ur vilken kräftorna inte kan rymma (se Westman et al. 1978). I varje kräftningsområde användes 25 mjärddar vilka fästes på en långrev med 5 m mellanrum 1-3 m från stranden. Mjårdarna lades ut på eftermiddagen och vittjades följande förmiddag. Som bete användes djupfrost mört.

På de fångade kräftorna uppmättes ryggsköldens längd (från panntaggens spets till ryggsköldens bakkant) med ett skjutmått med 1 mm noggrannhet. Ryggsköldens längd är ganska exakt hälften av hela kräftans längd. I samband med könsbestämningen granskades honornas fortplantningsförmåga på basen av de under stjärten synliga slemkörtlarnas utvecklingsgrad. Klo- och skalskador registrerades och hälsotillståndet uppskattades varefter kräftorna släpptes lösa. Sjuka kräftor och individ i dålig kondition tillvaratogs för närmare undersökningar.

Mjårdar och övriga fångstredskap behandlades med 4 % formalin innan de flyttades till nya områden för att förhindra en eventuell spridning av kräftsjukdomar.

3.4 SUMPFÖRSÖK

Med hjälp av sumpförsök kan man främst undersöka hur förändringar i vattnets kvalitet inverkar på kräftorna. Kräftorna hölls i sumpar i de utvalda områdena så att de kunde granskas under hela tiden - en klar fördel framom provfångsterna i denna typ av undersökning.

Sumparna tillverkades av minknät, maskstorlek 10 mm och på botten fästes dessutom ett grönt plastnät med maskstorlek 4 mm. Sumparna

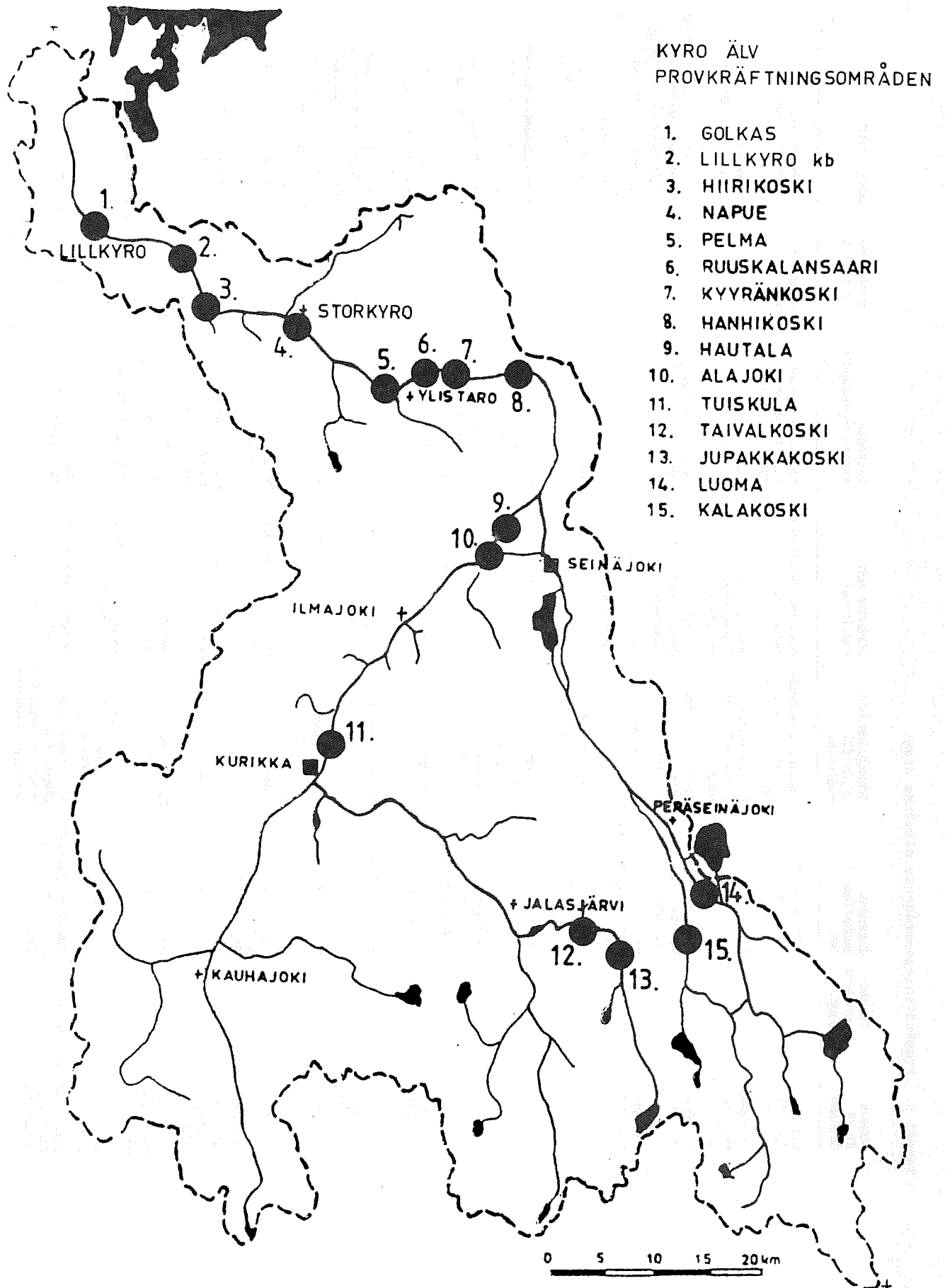


BILD 1. Provkraftningsområden i Kyro älv åren 1980-1982.

Tabell 1. Provkraftningsområdenas allmänna drag.

Nr	Kommun Älv/Å Ortnamn	Fångst- områdes- djup, m	Bottens beskaffen- het	Gömtäl- lens och kräftorna	Stränder och växtlighet	Vattnets strömningshastighet	Nuvarande kraftning	Anmärkingar
1	Lillkyro Kyro älv Golkas	1-2	Mjuk gyttjelera, lite sten	Rikligt i strand- bankar och bland stenarna	Busksnår, starr och näckrosor	Låg i selområdet, ökar i forsen (0.2-1.0 m/s)	Förekommer inte	Försöksområdet i lugn- vattnet nedanom Golkas- forsen
2	Lillkyro Kyro älv Lillkyro kby	0,5-2	Hård gyttjelera, lite sten	Branta lerbankar lämpade för gräv- ning	Busksnår, gräs- och åkervegetation starrängar	Låg (0.1-0.2 m/s)	"	Försöksområdet vid syd- stranden nedanför nöjes- centret
3	Lillkyro Kyro älv Härikoski	0,5-1	Hård och mjuk botten, sten och grus	Rikligt i strand- bankar och bland stenarna	Busksnår och sten- rösen, starr och näckrosor	Varierar mellan fors och selområde (0.5-1 m/s)	"	Försöksområdet 1980 nedanom kraftverkets nedre kanal, 1981-82 selområdets grävd.
4	Storkyro Kyro älv Napue	0,5-2	Hård och mjuk botten, gyttjelera, sten	I strandbankarna och bland stenarna	Busksnår och gräs- vegetation, grus, näckrosor	Relativt hög (0.5-1 m/s)	"	Försöksområdet 300-500 m ovanför Perttilä hängbro, på sydstranden
5	Ylistaro Kyro älv Pelma	1-2	Hård gyttjelera, något grus och sten	I strandbankarna och mellan stenar och rötter	Busksnår och löv- skog, näckrosor	Relativt låg (0.1-0.3 m/s)	"	Försöksområdet vid syd- stranden nedanför Köykän- koski
6	Ylistaro Kyro älv Ruuskalansaari	1-2	Hård ler- och sandbotten, sten och rötter	Rikligt i strand- bankarna och bland stenarna	Lövskog, starr, näckrosor	Måttlig (0.2-0.5 m/s)	Något	Försöksområdet i surdet mellan Ruuskalansaari och sydstranden
7	Ylistaro Kyro älv Kyvränkoski	0,5-1	Hård ler- och sandbotten, sten och berg	Rikligt mellan stenarna	Busksnår och lövskog, starr och näckrosor	Relativt hög, varierande (0.2-1.0 m/s)	Relativt mycket	Försöksområdet vid syd- stranden av Kyvränkoski
8	Ylistaro Kyro älv Hänhikoski	0,5-1	Hård ler-, sand och grusbotten	Rikligt bland stenarna	Lövskog, starr näckrosor	Måttlig (0.2-0.5 m/s)	I liten skala	Försöksområdet ovanför Hänhikoski bro, nord- stranden
9	Ilmajoki Kyro älv Hautala	0,5-1	Relativt hård gyttjelera	Endast bland tuvor och strandbankar	Aker, starräng	Relativt låg (0.1-0.3 m/s)	Förekommer inte	Försöksomr. 1.7 km nedåt från Seinäjokis mynning, östra stranden (Rintasaari)
10	Ilmajoki Kyro älv Alajoki	0,5-1	Relativt hård gyttjelera	Endast bland tu- vor och strand- bankar	Busksnår och gräsv- getation, lite näck- rosor	Relativt låg (0.1-0.3 m/s)	"	Försöksomr. 0.5 km upp- ströms från Seinäjokis mynning, västra stranden
11	Kurikka Kyro älv Tuiskula	0,5-2	Relativt mjuk gyttjelera, hårda bankar	I strandbankarna	Busksnår, lite näck- rosor	Relativt låg (0.1-0.3 m/s)	"	Försöksomr. 3 km nedströms från Kurikka kb. västra stranden
12	Jalasjärvi Hirvijoki Taivalkoski	0,5-1	Hård grus- och stenbotten	Rikligt bland stenarna	Lövskog, näckrosor	Hög strömhastighet (fors) (1-1.5 m/s)	Relativt mycket	Försöksomr. i forsens grundade del vid mejeriet
13	Jalasjärvi Hirvijoki Jupakkakoski	0,5-1	Hård ler-, sand- och stenbotten	Rikligt bland stenarna	Lövskog, starr näckrosor	Måttlig (0.2-0.5 m/s)	Något	Försöksomr. i selområdet ovanom forsen
14	Peräseinäjoki Seinäjoki Luoma	0,5-1	Hård grus-, sten- och klippbotten	Rikligt bland stenarna och i strandbankarna	Lövskog, åker, starr och näckrosor	Låg (vattenföringen lång)	Relativt mycket	Försöksomr. en liten (f.d.) fors 150 m uppströms från landsvägsbron
15	Peräseinäjoki Kihniänjoki Kalakoski	0,5-1.5	Ställvis relativt mjukt, grus och sten	Strandbankarna lämpar sig för grävning, gömtäl- len bland stenarna	Lövskog, rötter och starr	Låg (0.1-1.2 m/s)	Relativt mycket	Försöksomr. i strömen mellan Kalakoski och Ryäsäkoski

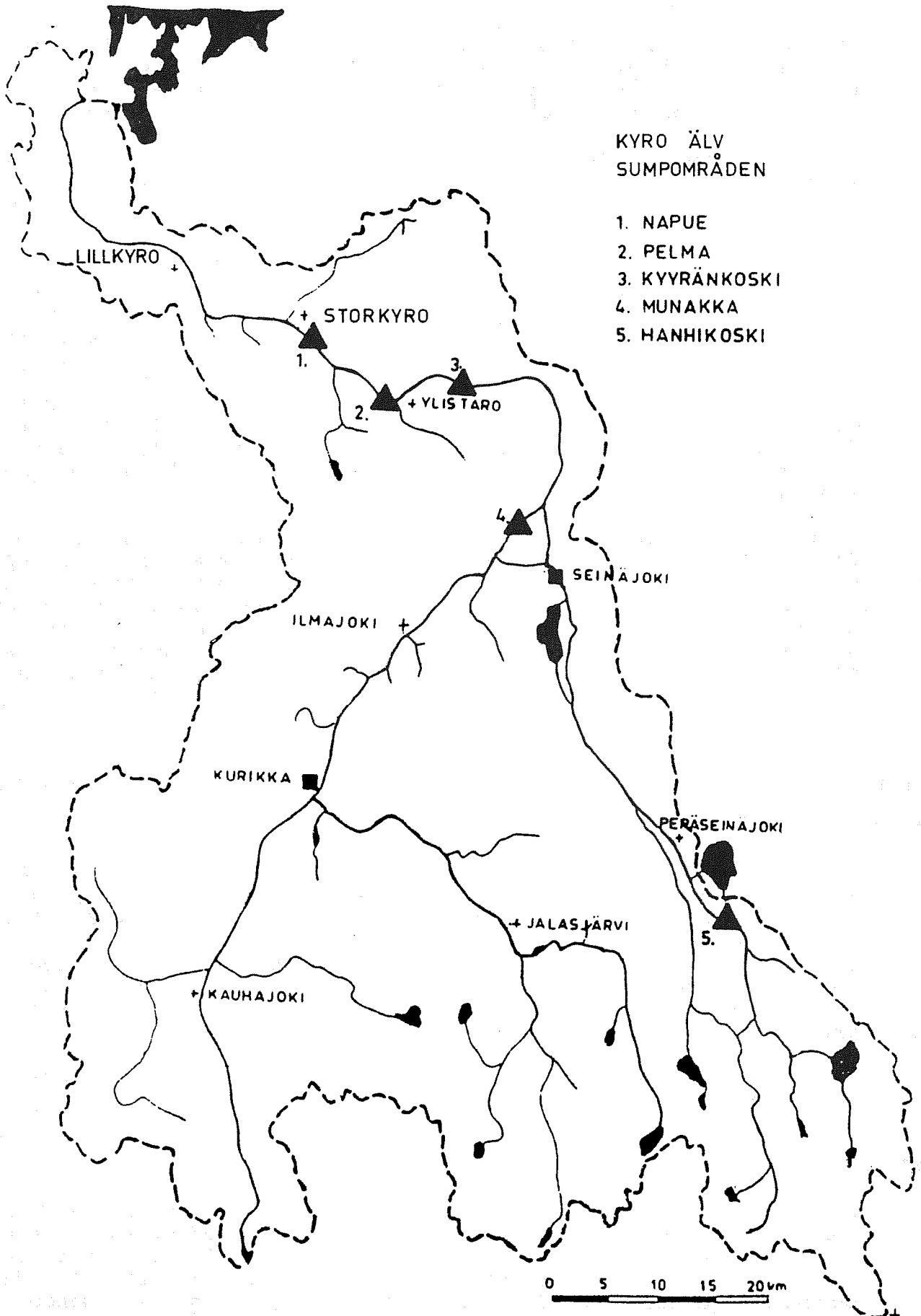


BILD 2. Områden för sumpförsök i Kyro älv åren 1981-1982.

var 90 cm långa, 60 cm breda och 30 cm höga. Taket förseddes med gångjärn och på botten fästes 10-15 cm långa bitar av täckdickningsrör av plast vilkas ena ända tillslöts, som gömställen för kräftorna. Dessutom placerades grenar, löv och förna på bottenarna.

År 1981 inleddes sumpförsöken 8.-11.6. och avslutades 26.-28.10. I Napue i Storkyro lämnades sumparna med kräftorna i älven över vintern men kunde, troligtvis därför att isarna transporterat bort dem, inte återfinnas följande vår. År 1982 inleddes försöken 15.-17.6. och sumparna avlägsnades 18.20.10.

Sumparna utplacerades vartdera året på fyra ställen i huvudfåran. Två av dessa låg i det område som berörs av vattendragsplanen för Kyro älvs övre lopp och två nedanför detta. Som kontrollområde valdes Hanhikoski i Seinäjoki i Peräseinäjoki kommun (se bild 2).

På varje ställe fanns fyra sumpar med fem kräftor i varje. Kräftorna togs från provkräftningsområdena Ruuskalansaari i Ylistaro (omr. 6), Luoma i Peräseinäjoki (14) och Kalakoski (15). Kräftorna nummerades med brännmärken (Abrahamsson 1972) och med motsvarande tuschsiffror.

Sumparna sköttes av lokala invånare utom i Pelma i Ylistaro (omr. 2) där de sköttes av Vasa vattendistrikt. Skötarna hade till uppgift att mata kräftorna 1-2 ggr i veckan (fisk och växtföda) och att följa med djurens kondition, skalbyte, yngelkläckning, beteende, näringsintag och dödlighet. Döda kräftor konserverades för att utrona dödsorsaken. Sumparna granskades en gång i månaden och då mättes kräftornas tillväxt och togs hemolymfaprov. Om kräftorna försvunnit eller dött kompletterades då också sumparna.

4 K R Ä F T B E S T Å N D E N S T I L L S T Å N D I Ä L V O M R Å D E T

4.1 KRÄFTORNAS OCH KRÄFTFÅNGSTENS UTBREDNING

Med hjälp av intervjuer och frågeformulär uppgjordes en karta över kräftans förekomst i Kyro älvs vattenområde (bild 3). Under den tid undersökningen pågick, beträffande fångsterna från och med 1979, skedde inga påtagliga förändringar i utbredningsområdena. På bild 3 har också utmärkts de fall av kräftdöd och skador på kräftbestånden som framkommit i intervjuerna. Enligt Etelä-Pohjanmaan maatalouskeskus har man i älvsområdet planterat in sammanlagt över 10 000 kräftor under åren 1954 - 1980.

Tabell 2 är en sammanställning av svaren på de utskickade formulären rörande kräftfångsterna.

4.11 K y r o ä l v s h u v u d f å r a

Nedanom Ylistaro saknas kräftan praktiskt taget i huvudfåran. Från senare år finns det bara enstaka uppgifter om kräftor som fastnat i fiskeredskap. I älvens nedre lopp har kräftbeståndet varit svagt alltsedan 1940-talet. Kräftfångsterna förlorade sin betydelse då beståndet rasade under åren 1945-48 och man har inte ens genom utplanteringar lyckats få kräftan att återvända. De växande popula-

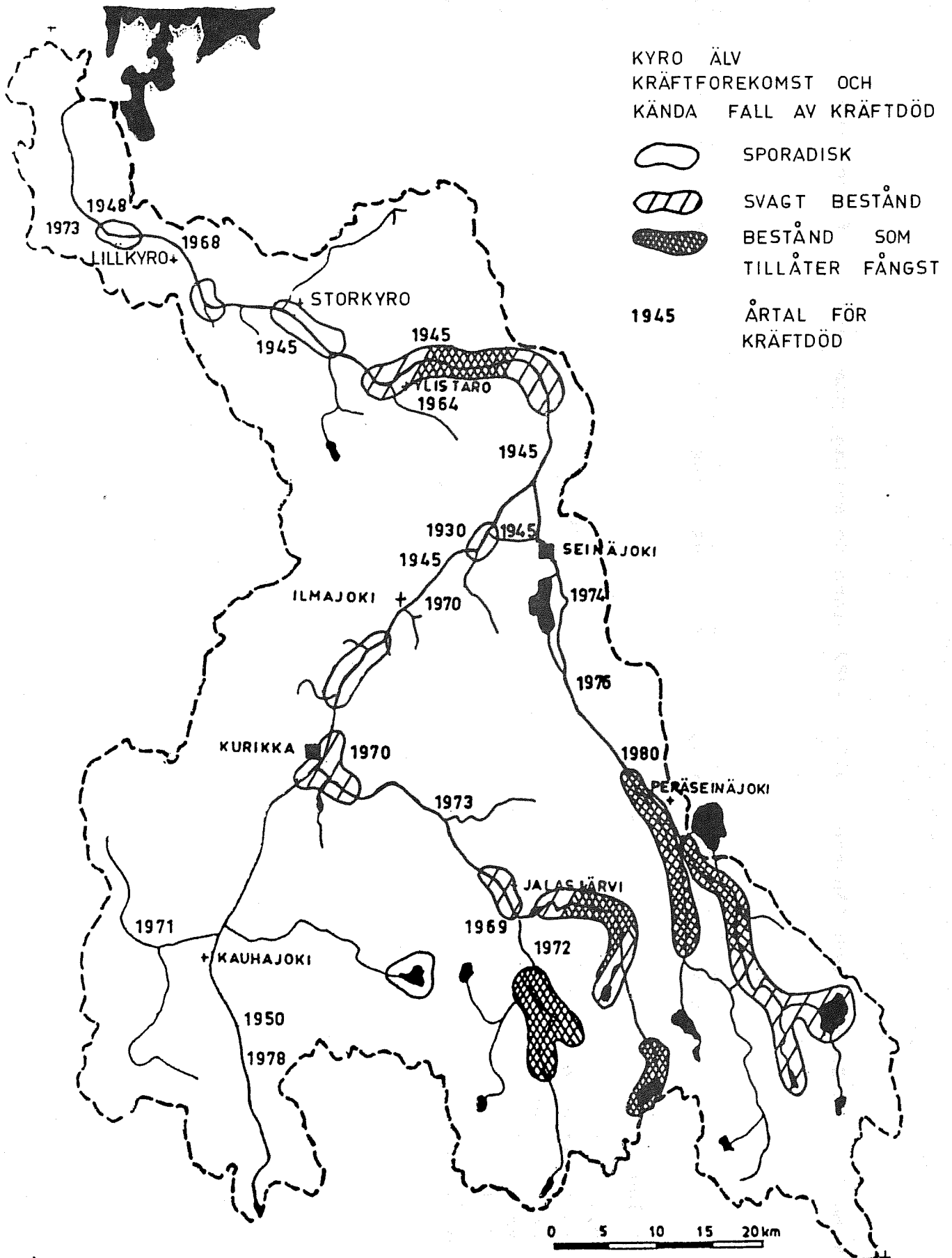


BILD 3. Kräftbestånden samt kända fall av kräftdöd i Kyro älvs vattenområde.

Tabell 2. Kräfterning och fångster 1979 - 1982 bland de matlag, som besvarat frågeformulären.

År	Kyro älv, huvudfåran		Seinäsjoki, Kihniänjoki		Jalasjoki, Hirvijoki							
	1979	1980	1981	1982	1979	1980	1981	1982				
Matlag	1	2	2	3	4	4	3	7	5	6	6	11
Fångstmän	1	4	4	5	11	8	3	8	11	14	11	22
Kräftningsdygn	10	7	8	12	95	29	25	46	87	72	68	149
Antal fångstred- skap (mjärdar, håvar)	20	25	23	30	98	93	71	117	98	80	79	177
Fångster (st)	400	305	292	400	310	327	340	635	1 550	1 960	1 615	3 688

tionerna har upprepade gånger raderats ut. I intervjuerna anser man detta bero på vattnets ökade surhet.

Det enda kända kräftbeståndet i Kyro älvs huvudfåra som tål fångst finns i ett område som börjar från Ylistaro kyrkoby och slutar 10-15 km uppströms vid Hanhikoski. I detta område har 1-3 personer som idkar kräftfångst varje år besvarat frågeformulären. Bland dessa har de årliga fångsterna per matlag varit 130-400 (i medeltal c. 200) kräftor (se tabell 2). Eftersom fisket och kräftfångsterna i detta område inte är organiserade kunde man nå bara en del av fångstmännen. Därför kan man uppskatta de sammanlagda fångsterna bara på basen av det antal fångstmän de svarande uppgett. Det rör sig uppenbarligen om minst 10 matlag vilket ger en sammanlagd fångst om c. 2000 kräftor i året.

I Ylistaro har kräftorna dött åtminstone i två repriser, åren 1945 och 1964. Tack vare inplanteringar återhämtade sig beståndet så väl att man före 1964 kunde få t.o.m. 1500-2000 kräftor per matlag och år.

Orsaken till försvinnandena anses vara kräftpest, men det att beståndet inte återhämtar sig sedan 1964 anses bero på effekten av Seinäjoki stads avloppsvatten.

Från Hanhikoski upp till Kurikka förekommer kräftan endast sporadiskt och detta har uppenbarligen varit fallet ända sedan mitten av 1940-talet. Mellan Seinäjokis mynning och Ilmajoki kyrkby har man enligt några intervju-uppgifter dock fått måttliga fångster under några år på 1960-talet.

I Kurikka har man under senare år planterat ut kräftor och fått till stånd ett svagt men enhetligt bestånd om också kräftning inte förekommer. I Kurikka började man fånga kräftor redan på 1910-talet och t.ex. i Pitkämä-området fångades enligt fiskeföreningen under åren 1963-64 c. 50 000 kräftor per år. Under decennieskiftet 1960-70 försvann kräftorna, orsaken misstänks vara kräftpest men även de år 1968 påbörjade vattendragsarbetena. Sedan Pitkämä-bassängen togs i bruk år 1969 har man inte längre fått några kräftor.

4.12 Seinäjoki, Kihniänjoki

I Seinäjoki och Kihniänjoki är bestånden ställvis relativt rikliga. Nedanför Peräseinäjoki kyrkby förstördes beståndet troligtvis på grund av den kräftpest under 1970-talets senare hälft som Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet bekräftat. Innan dess fick man här rätt rikliga fångster, 300-400 kräftor per matlag, vilket enligt intervju-uppgifter innebär 1 300 - 2 000 kräftor/åkilometer.

Vasa vattendistrikts vattenbyrå har allt sedan slutet av 1970-talet med provkräftningar undersökt kräftbeståndet (Vasa vattendistrikts fältrapporter 1977-1982). Undersökningarna har visat att avtappningarna i Kalajärvi bassäng och rensningarna i Kärjenkoski har inverkat negativt på kräftbeståndet. Kräftpestens utbredning uppströms har likaså utretts, varvid man konstaterat, att den stannade vid Kärjenkoski damm år 1980. Kräftbeståndets täthet före

kräftdöden 1976 uppskattas ha uppgått till hela 5750 + 817 mjärd-fångade kräftor per hektar (4,2 kräftor/strandmeter) i Toiveranta, nedanför Kärjenkoski damm i Seinäjoki.

För närvarande förekommer fångstbara bestånd i Seinäjoki ovanför Peräseinäjoki kyrkby och i Kihniänjoki. I detta område fångas enligt förfrågningar knappt 100 kräftor per matlag (se tabell 2). Dessa områden utnyttjas dock av utsocknes fångstmän vilket betyder att de sammanlagda fångsterna torde vara mångdubbelt större än vad tabell 2 ger vid handen.

4.13 J a l a s j o k i , H i r v i j o k i

I Jalasjoki-området finns numera bestånd som tål fångst i Hirvijoki och i Koskue. Det rikliga beståndet i Jalasjoki försvann i början av 1970-talet. I detta område började man fånga kräftor på 1970-talet, de bästa fångsterna togs under 1950-talet och ännu i slutet av 1960-talet togs upp till 1000 - 1500 kräftor per fångsman och år.

De nuvarande fångsterna uppgår enligt frågeformulären till drygt 300 ex. per matlag i året. Eftersom det var omöjligt att nå alla fångstmän uppgår fångsterna också här till mångdubbelt det som framgår i tabell 2.

4.14 K a u h a j o k i

I Kauhajoki är kräftan i stort sett försvunnen. Man antar att beståndet gick under i början av 1950-talet och i Kainastonjoki- och Pänteenjokiområdena återigen på 1960-talet. Orsakerna anses vara kräftpest, rensningar och omfattande utdikningar i närliggande myrområden.

Innan detta skedde gav Kauhajoki relativt goda kräftfångster, 50-100 kräftor per fångsman och natt. De sammanlagda fångsterna är dock omöjliga att uppskatta.

4.2 BESTÅNDETS TÄTHET OCH TILLSTÅND

Resultaten av de provkräftningar som utfördes i älvmrådet har sammanställts i tabell 3. I område 1 (Golkas), 2 (Lillkyro kyrkby), 3 (Hiirikoski), 4 (Napue) och 9 (Hautala) fick man inga kräftor, vilket också var att vänta, på basen av de utbredningsuppgifter, som inhämtades genom intervjuer. I Hiirikoski och Napue har man sporadiskt påträffat kräftor men till mjärdarna förirrade de sig inte. I område 10 (Alajoki) fångades en kräfta år 1980, vilket måste betraktas som överraskande eftersom beståndet här är mycket svagt.

I tabell 3 har samlats alla provfångster. Vid granskning av bestånden borde dock endast de sinsemellan jämförbara fångster som tagits i slutet av augusti beaktas. Dessa har sammanställts i bild 4.

De bästa fångsterna från huvudfåran ficks i Kyyränkoski i Ylistaro (område 7), 0,88-2,25 kräftor per mjärdnatt. Medeltalet under de tre undersökningsåren 1980-1982 var 1,49 kräftor per mjärdnatt.

Tabell 3. Provkräftningarnas resultat.

Provkräftnings- område	Datum	st	Fångst hanar	Fångst honor	Fångst % & st	Medellängd hanar	S.E. (ryggskölden) honor	sammenlagt	% som fyller de lag- stadgade måtten hanar honor sammenlagt	% av honorna fortlantnings- beredda	Kloskador & av fångsten	Mjuka & av fångsten	Porslin- sjuka st
1. Gollkas	18.8.80	0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	0	0	1
2. Lilkyro kb	18.8.80	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3. Hiirikoski	18.8.80	0	-	-	-	-	-	-	-	62,5	0	0	-
	25.8.81	0	-	-	-	-	-	-	11,8	76,0	10,7	0	6
	23.8.82	0	-	-	-	-	-	-	62,5	23,1	0	0	4
4. Napue	25.8.81	0	-	-	-	-	-	-	53,1	90,0	6,1	0	-
	23.8.82	0	-	-	-	-	-	-	78,8	11,1	0	0	-
5. Peima	19.8.80	2	50	0,08	52	53	52,5 [±]	0,50	100,0	100,0	0	0	1
	25.8.81	1	100	0,04	34	34	34						
	23.8.82	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6. Ruuskalan- saari	19.8.80	20	40,0	0,80	49,6 [±]	49,5 [±]	2,10	49,6 [±]	1,56	66,7	27,3	45,0	-
	8.6.81	3	33,3	0,06	48	47,0 [±]	1,00	47,3 [±]	0,67	0	0	0	-
	24.8.81	17	52,9	0,68	45,9 [±]	45,9 [±]	1,49	45,9 [±]	0,82	22,2	0	11,8	-
	25.8.82	56	55,4	2,24	52,8 [±]	48,9 [±]	0,64	45,9 [±]	0,82	62,5	10,7	0	0
	22.9.82	32	59,4	0,43	49,7 [±]	47,7 [±]	1,37	47,7 [±]	1,23	57,9	46,2	53,1	-
7. Kyrän- koski	19.8.80	33	39,4	1,32	56,5 [±]	51,5 [±]	1,62	51,5 [±]	1,07	92,3	70,0	78,8	-
	8.6.81	9	44,4	0,18	53,8 [±]	49,0 [±]	1,49	51,0 [±]	2,28	100,0	40,0	66,7	-
	24.8.81	22	50,0	0,88	49,2 [±]	49,0 [±]	1,63	49,1 [±]	1,23	27,3	36,4	31,8	-
	25.8.82	57	59,6	2,28	51,4 [±]	49,0 [±]	1,82	49,0 [±]	1,78	67,6	47,8	59,6	-
8. Hanhikoski	19.8.80	5	60,0	0,20	53,3 [±]	51,5 [±]	1,77	51,5 [±]	1,17	100,0	100,0	0	0
	24.8.81	6	66,7	0,24	46,0 [±]	49,5 [±]	2,74	49,5 [±]	2,99	25,0	50,0	33,3	0
	25.8.82	3	66,7	0,12	53,0 [±]	45,0 [±]	2,00	50,3 [±]	2,91	100,0	0	66,7	0
9. Hautala	27.8.81	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	25.8.82	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10. Alajoki	21.8.80	1	0	100,0	0,04	58	58	58	100,0	100,0	0	0	0
11. Tuiskula	21.8.80	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	24.8.81	1	0	100,0	0,04	59	59	59	100,0	100,0	0	0	0
	24.8.82	3	66,7	0,12	62,0 [±]	60,0 [±]	6,00	61,0 [±]	3,61	100,0	100,0	0	0
12. Taival- koski	21.8.80	37	24,3	1,48	49,6 [±]	50,5 [±]	1,06	50,5 [±]	0,76	44,4	53,6	51,4	2,7
	24.8.81	22	45,5	0,88	53,8 [±]	51,0 [±]	1,82	51,0 [±]	1,37	80,0	58,2	68,2	0
	24.8.82	32	56,3	1,28	47,5 [±]	48,7 [±]	1,06	48,7 [±]	0,99	22,2	57,1	37,5	6,3
13. Jupakka- koski	21.8.80	6	0	100,0	0,24	48,2 [±]	1,89	48,2 [±]	1,89	66,7	66,7	0	0
14. Luoma	20.8.80	92	51,1	3,68	46,7 [±]	44,1 [±]	0,80	44,1 [±]	0,56	23,4	15,6	19,6	4,4
	24.8.81	68	47,1	2,72	44,3 [±]	43,8 [±]	0,83	43,8 [±]	0,51	15,6	8,3	11,8	0
	28.9.81	47	61,7	1,88	41,4 [±]	40,1 [±]	1,15	40,1 [±]	0,78	10,3	0	6,3	0
	15.6.82	124	55,6	4,4	46,6 [±]	43,2 [±]	0,72	43,2 [±]	0,52	31,9	10,9	22,6	0
	21.7.82	50	50,0	1,78	43,7 [±]	41,4 [±]	1,02	41,4 [±]	0,73	4,0	4,0	4,0	28,0
	23.8.82	116	52,6	4,64	46,4 [±]	45,0 [±]	0,69	45,0 [±]	0,45	13,8	4,3	18,1	2,7
15. Kalakoski	20.8.80	87	48,3	3,48	45,3 [±]	44,3 [±]	0,61	44,3 [±]	0,47	23,4	15,6	19,6	3,3
	9.6.81	83	61,4	3,32	44,9 [±]	42,9 [±]	0,89	42,9 [±]	1,06	11,8	9,4	10,8	-

KYRO ÄLV
PROVKRÄFTNINGARNAS
RESULTAT

$$\frac{3}{2,63}$$

ANTAL PROVKRÄFT.
FÅNGST / MJÄDNATT

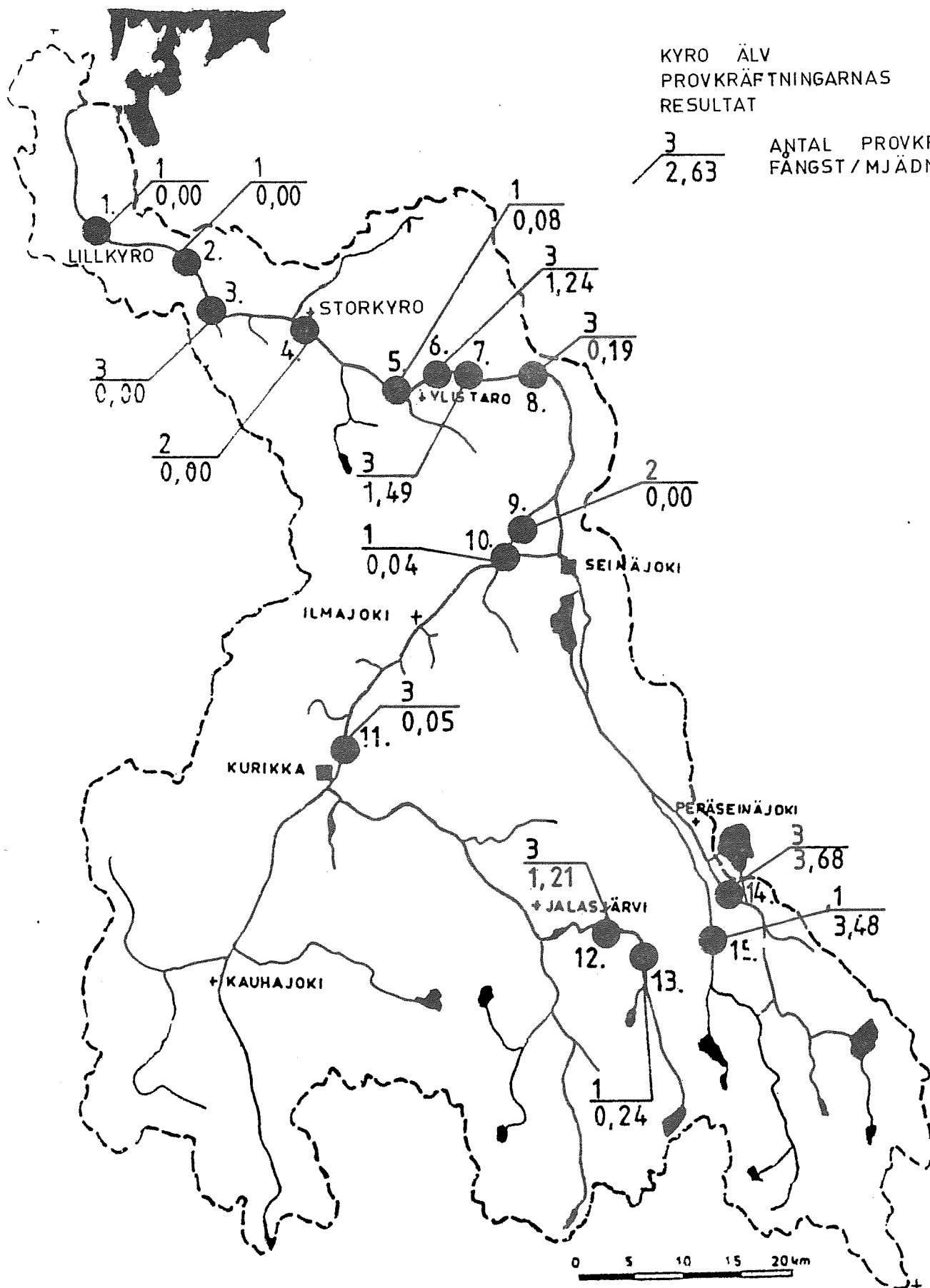


BILD 4. Medelfångst per mjärdnatt vid provkräftningarna i Kyro älvs vattenområde.

I Ruuskalansaari provkräftningsområde var det något mindre, 1,24 per mjärdsnatt. I Hanhikoski (omr. 8) var fångsterna bara 0,12 - 0,24 (i medeltal 0,19) kräftor per mjärdsnatt.

De i medeltal bästa fångsterna i hela älvsområdet kom från område 14 (Luoma) i Peräseinäjoki, 3,68 kräftor per mjärdsnatt. Kalakoski i Kihniänjoki (område 15) ligger inte långt efter med 3,48 kräftor per mjärdsnatt (provkräftning bara år 1980). Också resultaten från område 12, Taivalkoski, 1,21 kräftor per mjärdsnatt kan betraktas som rätt goda.

Det antal kräftor som gått i mjärdarna räcker dock inte som sådant till för att beskriva kräftpopulationen. Också djurens medellängd och andelen individ som fyller det lagstadgade måttet bör granskas. Dessa ger uppgifter om fångstintensiteten och dess inverkan på populationen. Dessutom bör honornas fortplantningsberedskap undersökas eftersom den relativt känsligt avspeglar kräftans livsmöjligheter. I tabell 4 har sammanställts en kombination av dessa observationer från de områden från vilka man fick kräftor.

I Pelma nedanför Ylistaro kyrkby (område 5) är beståndet så svagt att en närmare undersökning inte lönar sig. I Ruuskalansaari (6) och Kyyränköski (7) är både kräftornas medellängd och andelen som fyller det lagstadgade måttet stor, vilket visar att fångsten här inte belastar populationen speciellt svårt. Också andelen fortplantningsberedda honor är hög vilket ger vid handen att populationens täthet i förhållande till miljön är relativt låg och närings-tillgången tillräcklig (jfr. t.ex. Westman och Pursiainen 1982, Pursiainen och Westman 1979). Det är dock oroande att porslinsjukan (*Thelohania contejeani*) uppträder på så mycket som 10 % av fångsten både i Pelma och Ruuskalansaari då den normalt drabbar mindre än 1 % (Nylund och Westman 1976). Enligt vissa uppgifter har sjukdomsfrekvensen starkt ökat i en provsjö, vars pH-värde sänkts på konstgjord väg (B. France, pers.medd.).

Kräftorna från Tuiskula i Kurikka (område 11) ansågs på basen av sin storlek härstamma från utplanteringar som gjordes ovanför detta område åren 1979 och 1980. Eftersom man här inte fick några småkräftor är det omöjligt att påvisa en lyckad fortplantning.

I Taivalkoski (Område 12) och i Jupakkakoski (13) verkar det på basen av provkräftningsresultaten som om fångsterna skulle kunna ökas. I Taivalkoski skedde detta uppenbarligen också under undersökningsperioden då både medelstorleken och andelen kräftor som uppfyllde det lagstadgade måttet minskat år 1982 jämfört med tidigare år. Honorna visade också här en lägre fortplantningsberedskap än i huvudfåran, vilket visar att beståndet är relativt tätt.

I Luoma och Kalakoski (15) i Peräseinäjoki gav försöken goda fångster per mjärd. Också den låga medelstorleken och andelen som uppfyller de lagstadgade måtten samt honornas, i förhållande till de övriga områdena, låga fortplantningsberedskap utgör tecken på effektiv fångst och hög populationstäthet.

4.3 UNDERSÖKNING AV KRÄFTRONAS TILLSTÅND MED SUMPFÖRSÖK

Lika långvariga sumpförsök som de som utfördes somrarna 1981 och 1982 i Kyro älv har veterligen inte tidigare gjorts. Därför utvecklades hela tiden tekniken för placering av sumparna, skötsel och observation av kräftorna. Speciellt svårt var det att åstadkomma en helt likvärdig utfodring av djuren i de olika sumpområdena. I en del fall var det också svårt att särskilja rymningar och dödlighet.

Sumpförsökens resultat framställs i tabellerna 5 och 6, ur vilka man kan se att inget speciellt avvikande inträffande i något av områdena. Sommaren 1982 minskade rymningarnas antal klart i förhållande till föregående sommar, vilket ledde till att dödligheten föreföll ha ökat. I alla områden skedde relativt många skalbyten, vilket visar att kräftorna redde sig rätt bra i sumparna. Ryggsköldens tillväxt per skalbyte varierade sommaren 1981 mellan 2,1 och 4,3 mm (i medeltal 2,6 mm). Sommaren 1982 var fördelaktigare ur kräftornas synpunkt, metoderna hade kanske också förbättrats, nu var tillväxten 2,8 - 4,0 mm (i medeltal 3,1 mm).

De flesta av sumpkräftorna kom från provkräftningsområdena i Luoma (14) och Kalakoski (15) där andelen fortplantningsberedda honor i augusti konstaterades vara relativt låg. I sumparna blev däremot så gott som alla honor fortplantningsfärdiga och t.o.m. parade sig och lade ägg på hösten. Kläckningsresultaten för de yngel som kommit in i sumparna med äggbärande honor på våren varierade. Detta kan bero på de störningar som placeringen i sumparna medförde men också på förhållandena i sumpområdet. I Napue (område 1) misslyckades kläckningen trots att de fullvuxna kräftorna klarade sig bra i sumpen.

Resultaten av den fysiologiska undersökningen har presenterats i en skild utredning. Dessa resultat ger en antydning om att kräftorna i Napue har anpassat sig till förhållandena som avviker från förhållandena uppströms. En av dessa avvikelser utgörs av ett sjunkande pH-värde (jfr. Malley 1980).

5 N U V A R A N D E P R O D U K T I O N S F Ö R U T S Ä T T N I N G A R F Ö R Ä L V O M R Å D E T S K R Ä F T B E S T Å N D

5.1 UTBREDNINGSSOMRÅDENAS GRÄNSER

Kräftorna i Kyro älvs huvudfåra härstammar från utplanteringar i Ylistaro-området i början av 1970-talet och från utplanteringar i Kurikka under de senaste åren. Utplanteringarna i Ylistaro har så vitt man vet gjorts i Kirkonkoski, Kylänpääkoski och Kyyräkoski. Från dessa områden verkar kräftorna att ha spritt sig uppströms ända till Hanhikoski medan provfångsterna nedströms i Pelma (område 5) nedanför Köykäkoski gav dåliga resultat. I motsats till vad man i början antog ökade kräftmängderna i Hanhikoski (8) inte under provkräftningsåren.

Enligt Koskenniemi (1981) förekommer de stora musselarterna inte nedanför Storkyro på grund av att pH-värdet sjunker. Den stora förekomsten av porslinsjuka i den täta kräftpopulationen i Ruuskalansaa-

Tabell 4. Resultaten av provkräftningar i augusti

Område	Antal provkräftningar	Genomsnittsfångsten/mjårdnatt st	Medellängd (ryggskölden) mm	Andel, som fyllde de stadgade måtten %	Fortplantningsfärdighet % av honorna
5. Pelma	3	0,08	46,3	66,7	100
6. Puuskalansaari	3	1,24	49,8	49,5	75,6
7. Kyyräkoski	3	1,49	51,1	59,8	77,8
8. Hanhikoski	3	0,19	49,8	64,3	83,3
10. Alajoki	1	0,04	58,0	100	0
11. Tuiskula	3	0,05	60,5	100	100
12. Taivalkoski	3	1,21	50,2	50,1	68,5
13. Jupakkakoski	1	0,24	48,2	66,7	49,8
14. Luoma	3	3,68	45,2	17,0	69,9
15. Kalakoski	1	3,48	44,8	19,6	48,7

Tabell 6. Sumpförsöken 1982.

Sumpområde	Försökets längd Inledning Avslutning	Utgångsläge Hanar Honor Sammanlagt	Ryggskölden		Dödligheten		Rymningar		Skallbyte		Tillväxt hos de ex. som bytt skal		Fortplant- ningsbered- da honor på hösten		Anmärkningar (rom på våren, yngelkläckning etc.)
			mm ± S.E.	st.	%	st.	%	st.	%	RS mm± S.E.	st.	%			
1. Napue	17.6. 19.10.	10	6	16	41,6 ^{+1,33}	4	25	1	6	12	3,4 ^{+0,40}	5	100	De flesta honor parat sig och lagt ägg 19.10.	
	komp- lettering	3	5	8	44,6 ^{+0,71}	0	-	0	-	1	4,0	5	100	De flesta honor parat sig och lagt ägg 19.10.	
2. Felma	17.6. 19.10.	8	8	16	45,0 ^{+1,18}	4	25	4	25	14	2,9 ^{+0,21}	6	100	Yngelkläckningen lyckats 21.7. Honorna parat sig 19.10.	
	komp- lettering	1	3	4	45,5 ^{+0,65}	1	25	1	25	0	-	2	100		
3. Kyrrän- koski	17.6. 19.10.	8	8	16	46,7 ^{+1,14}	2	13	2	13	12	3,5 ^{+0,20}	6	100	Kläckta yngel 22.7. På en del av honorna (3/4) kunde inte yngel upptäckas trots att de haft rom. Honorna parat sig och lagt ägg 19.10.	
	komp- lettering	4	5	9	46,2 ^{+0,36}	0	-	0	-	1	4,0	4	80		
4. Mumakka	15.6. 19.10.	11	9	20	44,3 ^{+1,61}	4	20	5	25	19	3,1 ^{+0,22}	5	71,4	Kläckta yngel 22.7. Honorna parat sig och en del lagt ägg 19.10.	
	komp- lettering	4	3	7	47,4 ^{+0,90}	1	14	3	43	0	-	1	100		
5. Eanhi- koski	15.6. 18.10.	12	8	20	45,0 ^{+1,55}	6	30	-	-	16	2,8 ^{+0,26}	3	50	Honorna parat sig och en del lagt ägg 19.10. 2 fall av porslinsjuka.	

riområdet (6) kan vara ett tecken på att pH-värdet sjunkit till en för kräftan kritisk nivå. I sumpområdet i Napue i Storkyro misslyckades yngelkläckningen trots att de fullvuxna kräftorna klarade sig bra i sumparna. Tillsammans ger dessa fakta orsak att anta att en ökad surhetsgrad, trots att miljön i övrigt är gynnsam beträffande t.ex. bottnar, strömning och växtlighet, kan göra att kräftan och i synnerhet yngelproduktionen blir lidande i den del av älven som ligger nedanför Ylistaro kyrkby.

Försvagningen av kräftbeståndet i Hanhikoski och därifrån uppåt beror sannolikt ännu på inverkan av Seinäjoki stads avloppsvatten. Också de ökade effekterna av dygnsregleringen och förändringen av älvnaturen så att vattenståndsvariationerna blir allt mera märkbara (förslamning) kan förhindra en naturlig spridning av kräftorna. Det återstår att se om utplanteringarna i Kurikka skall lyckas ge upphov till ett kräftbestånd i huvudfåran. Den för ynglens utveckling så vitala grunda strandzonen är nämligen speciellt utsatt för vattenståndsväxlingar (jfr. Pursiainen och Westman 1982). Av samma orsak är kräftans framtid i området från Pitkämöbassängen ned till Hanhikoski ifrågasatt.

I Seinäjokis nedre lopp bestäms kräftornas utbredning uppenbarligen av de skador och försvinnanden som inträffade under senare hälften av 1970-talet och nya uppsving försvåras av att avtappningen ur Kalajärviassängen dygnsregleras. I den del av älven som ligger mellan bassängens inlopps- och tömningskanal inverkar vattenbristen negativt på kräftbeståndet, om också detta nu är förhållandevis starkt. I Seinäjokis och Kihniänjokis övre lopp minskas kräftornas möjlighet att vattnets kvalitet försämrars och vattenföringen minskar under vissa årstider. I Jalasjärviområdet finns det för närvarande uppenbarligen inte andra hinder för kräftans fortbestånd än lokala dikningar och andra mindre åtgärder. Utbredningsområdet bestäms troligtvis av tidigare lokala fall av kräftdöd och skador på beståndet. I Jalasjoki nedre lopp utgör den av Pitkämöbassängens förorsakade korttidsregleringen ett hinder för kräftan, likaså vattenbristen nedanom bassängens inloppskanal.

I Kauhajoki saknas kräftan i stort sett helt. Detta torde bero på tidigare skador på bestånden, vilka uppenbarligen åtminstone på 1970-talet förorsakats av vattendragsarbeten. Utom vattendrags- och översvämningsskyddsarbetena finns det just inga hinder för kräftornas utbredning i Kauhajokis vattenområde såvida vattenbristen i källområdena och föroreningen i närheten av tätorterna inte utgör en begränsande faktor.

5.2 KRÄFTPRODUKTIONENS TILLSTÅND OCH UTVECKLINGSMÖJLIGHETER

5.2.1 H u v u d f å r a n s n e d r e l o p p

På grund av de sänkta pH-värdena i huvudfåran nedanom Ylistaro verkar det osannolikt att kräftbestånden här skulle kunna återhämta sig. Den enda tänkbara miljövårdsåtgärden vore en förbättring av älvens buffringskapacitet. Nedanför Hiirikoski i Lillkyro utplanterades dock hösten 1982 c. 5 000 sommargamla kräftyngel från Evo fiskodlingsanstalt. Genom att följa med hur dessa klarar sig kan man granska riktigheten av den här framförda teorin om surhetsgradens inverkan.

5.22 Y l i s t a r o k y r k b y - H a n h i k o s k i

Huvudfårans enda fångstbara kräftbestånd finns i avsnittet mellan Ylistaro kyrkby och Hanhikoski. De nuvarande fångsterna i detta område uppgår till i medeltal 2 000 kräftor per år. På basen av storleksfördelningen i provfångsterna och andra observationer kunde den nuvarande fångstintensiteten 3-5-faldigas. Beståndet har dock så nyligen uppnått en storlek som tillåter fångst att utnyttjandet inte hållit jämna steg med tillväxten. Uppskattningsvis kunde fångsterna i detta område uppgå till c. 6 000 - 10 000 kräftor per år, och den nuvarande populationen verkar inte ens särskilt tät i förhållande till miljöns bärkraft.

Då uträtningsfåran för Seinäjokis mynning och invallningsområdena i Tieksi och Rintala med tillhörande pumpstationer tas i bruk kan vattenkvaliteten försämrats och pH sjunka, vilket innebär en fara för kräftbeståndet. Tröskeldammen vid Kiikku i uträtningsfåran för Seinäjoki mynning syresätter eventuellt syrefattigt vatten från Pyrkösjär vibassäng före det når huvudfåran. Men samtidigt har Kyrkösjär vibassängen medfört en förstärkt korttidsvariation i vattenståndet, vilket kan åsamka kräftproduktionen i Ylistaro-området kännbara skador. Speciellt dygnsregleringen kommer troligen att påverka de små ynglens överlevnadsmöjligheter (Hamrin 1979). I fall Vattenhushållningsplanen för Kyro älvs övre lopp förverkligas i sin helhet (inklusive kraftverken i Ylistaro) kommer det nuvarande kräftbeståndet troligen att gå under.

5.23 H u v u d f å r a n s ö v r e l o p p

I älvsnittet mellan Hanhikoski och Kurikka har man fått goda kräftfångster senast på 1940-talet. Sedan vattenståndet sänkts har man inte lyckats få kräftbeståndet att återhämta sig. Utplanteringen i Kurikka under senare år har givit upphov till ett svagt bestånd men de snabba växlingarna i vattenståndet gör att fortplantningsutsikterna är dåliga.

I Pitkämöområdet fick man ännu på 1960-talet c. 50 000 kräftor per år men beståndet försvann i samband med bassängbygget och det är uppenbart att det inte kommer att uppnå sin forna nivå igen. Trots att man med olika åtgärder strävar till att återinföra ett fångstbart bestånd i denna del av huvudfåran är det osannolikt att det kommer att lyckas.

5.24 S e i n ä j o k i , K i h n i ä n j o k i

I Seinäjoki är det möjligt att kräftbeståndet i avsnittet mellan Peräseinäjoki kyrkby och Kyrkösjär vibassängens inloppskanal tack vare det starka beståndet i Kihniänjoki hämtar sig. Denna utveckling kunde främjas med hjälp av inplanteringar (se t.ex. Pursiainen och Westman 1982). Den dygnsreglerade avtappningen ur Kalajär vibassängen kommer dock att inverka menligt på kräftans möjligheter och eventuellt helt förhindra dess fortbestånd. I ingen händelse kommer beståndet att kunna återställas till sin tidigare storlek av c. 1 300 - 2 000 kräftor per åkilometer. För att kunna avgöra skadornas storlek fordras det dock uppföljande undersökningar.

Den fastställda minimivattenföringen i avsnittet nedanför Kyrkösjärvibassängens inloppskanal är så låg att kräftbeståndet har små möjligheter att återhämta sig. Det är möjligt att kräftorna kan fås att anpassa sig i avsnittet mellan inlopps- och tömningskanalen tack vare bottendammarna som förhindrar torrläggning, men under vintern tillkommer problem med bottenfrysning. Nedanom Kyrkösjärvibassängen är vattnets kvalitet så dålig och dygnsregleringens effekter så starka att det knappast är möjligt att återställa kräftbeståndet.

I Seinäjokis övre lopp och i Kihniänjoki borde kräftan kunna klara sig bra och bestånden kan vid behov också förstärkas eller återinföras med hjälp av utplanteringar. Fångsterna kommer troligen inte att kunna förbättras särskilt mycket i dessa avsnitt. Den dåliga kvaliteten nedanom Liikapurobassängen torde utgöra ett hinder för en utbredning uppströms. I avsnittet mellan Kalajärvibassängens inlopps- och tömningskanal kunde dock också en blygsam ökning av vattenföringen kännbart utöka de områden där kräftan trivs och sålunda även produktionen.

5.25 J a l a s j o k i o c h K a u h a j o k i

I Jalasjoki- och Kauhajokiområdena torde det vara möjligt att förstärka och återinföra kräftbestånden med hjälp av utplanteringar. I Jalasjokis övre lopp kan det för närvarande starka beståndet råka i fara till följd av rensningar och utdikningar. Om man dock i samband med åtgärderna, uppmärksammar kräftorna och lämnar eller utplacerar tillräckligt med gömställen kan bestånden återställas. Samma sak gäller Kauhajokiområdet.

6 S A M M A N D R A G

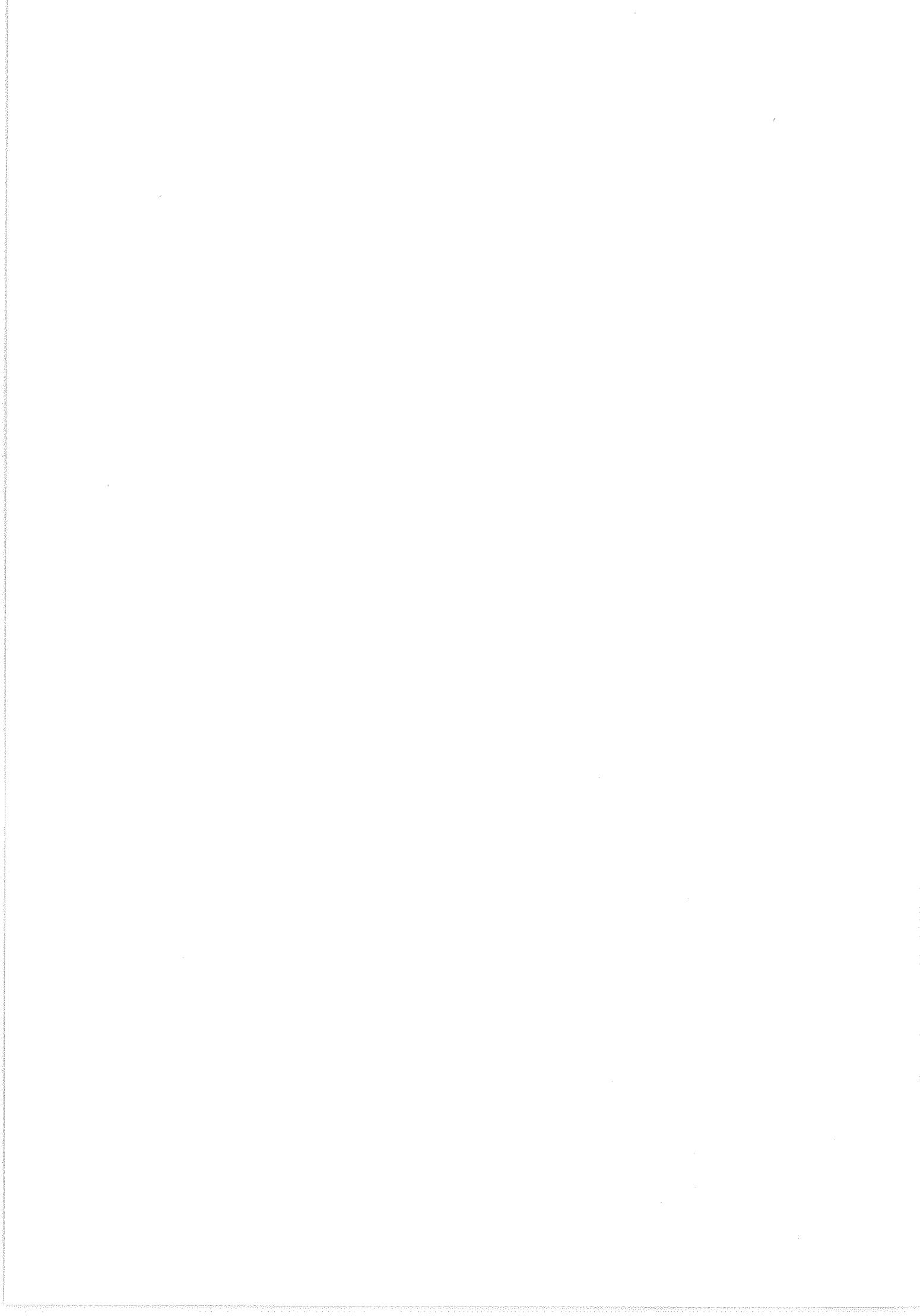
I utredningen av kräftbestånden i Kyrö älvs vattenområde kartlades kräftans utbredningsområden, kräftfångsten och kräftbeståndens tillstånd åren 1980-82. Gränsen för de nuvarande beståndens utbredningsområden, kräftproduktionen och dess potentiella möjligheter i hela älvsområdet undersöktes. I sammandrag blev slutsatserna följande:

1. Som följd av vattendragsarbetena har försurningen i de vatten som rinner in i Kyrö älv ökat så mycket att buffringskapaciteten i älvsvattnet tar slut vid Ylistaro kyrkoby. pH-värdet minskar så starkt att möjligheterna för kräftan att trivas i älven nedströms är små.
2. I huvudfåran förekommer bestånd som tål fångst endast mellan Ylistaro och Hanhikoski. Kräftbeståndet uppskattas tåla fångster på cirka 10 000 kräftor, vilket betyder att möjligheter till utökad kräftning finns. För närvarande hotas beståndet av att dygnsregleringen blivit kännbarare, och av en eventuell pH-sänkning till följd av pumpstationer. Om de två kraftverk, som planerats i Ylistaro byggs går beståndet sannolikt under.
3. I älvsavsnittet mellan Kurikka och Hanhikoski kommer kräftproduktionen till följd av dygnsregleringen i Pitkämä uppenbarligen inte att uppnå en nivå som tillåter fångst.
4. I Seinäjokis övre lopp och i Kihniänjoki tillåter kräftbestånden fångst. I Seinäjokis mellersta del och nedre lopp har kräftan till följd av den hårda regleringen svårt att klara sig. Man kan försöka återställa beståndet med hjälp av skötselåtgärder men torde inte uppnå tidigare produktionsnivåer.
5. I Jalasjokis övre lopp finns ett fångsttåligt bestånd och i dess nedre lopp och i Kauhajoki-området torde det vara möjligt att genom skötselåtgärder återställa bestånden.
6. För att kunna följa med kräftbeståndens utveckling borde man årligen utföra provkräftningar i Ylistaro området och i Hiirikoski i Lillkyro, där kräftor utplanterats. Därtill borde man utreda huruvida kräftorna utbreder sig från Kihniänjoki till Seinäjoki. Provplanteringar bör övervägas på sådana områden där kräftor inte förekommer men förutsättningar för framgångsrika utplanteringar finns. På sådana vattenområden där byggnadsverksamhet utförs borde bestånden i närliggande områden och nedströms undersökas genom provkräftningar och sumpningar.

L I T T E R A T U R

- Abrahamsson, S. 1972. Fecundity and growth of some populations of Astacus astacus Linne in Sweden. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 52: 23-37.
- Alasaarela, E. 1981. Ennakkoselvitys Kyrönjoen yläosan vesistöiden työnaikaisista ja valmistumisen jälkeisen käytön vaikutuksista Kyrönjoen veden laatuun. - Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto. Kompendium. 67 s.
- Alasaarela, E. & Salmela K. 1980. Siikajoen yhteistarkkailu. Siikajoen vesistö tarkkailun tulokset v. 1979 ja Uljuan altaan vaikutus Siikajoen veden laatuun ja ainetaseisiin v. 1969-1979. - Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto. Kompendium. 33 s.
- Bilaletdin, A. 1983. Selvitys Kyrönjoen virtaamavaihteluista kesäkuussa. - Vattenstyrelsen, Vasa vattendistrikts vattenbyrå. Kompendium. 5 s.
- Gustafsson, E. 1977. Seinäjoen ja Kihniänjoen rapukanta 1976. - Vattenstyrelsen, Vasa vattendistrikts vattenbyrå. Kompendium. 19 s.
- Gustafsson, E., Kuukka, J. & Lähde, J. 1980. Kala- ja raputaloudellinen tutkimustoiminta Vaasan vesipiirin alueella 1979. - Vattenstyrelsen, Vasa vattendistrikts vattenbyrå. Kompendium. 82 s.
- Hamrin, S.F. 1979. The vertical distribution of young crayfish (Astacus astacus) in the littoral zone of lake Ivösjön (South Sweden). - Papers from the Second Scandinavian Symposium on Freshwater Crayfish. Manuskript. 5 s.
- Hjelt, O. 1977. Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelma, Kyrönjoen yläosan vesistötyö. Suunnitelmakirja. - Pohjanmaan jokisuunnittelutoimisto. Seinäjoki.
- Järvenpää, T. & Railo, E. 1983. Kyrönjoessa vuosina 1981 ja 1982 sumputettujen rapujen fysiologisesta tilasta. - Vesihallituksen tiedotus. I tryck.
- Koskenniemi, E. 1981. Kyrönjoen ja Seinäjoen makroskooppisen pohjaeläimistön alueellinen vertailu. - Vattenstyrelsen, Vasa vattendistrikts vattenbyrå. Kompendium. 19 s.
- Lövdahl, M. 1977. Vattenväxterna i Kyrö älv. - Vattenstyrelsen, Vasa vattendistrikts vattenbyrå. Kompendium. 11 s.
- Malley, D.F. 1980. Decreased survival and calcium uptake by the crayfish Orconectes virilis in low pH. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 364-372.

- Niemi, A. 1979. Effects of dredging operations on the crayfish (Astacus astacus L.) population in the river Pyhäjoki, Finland. - Papers from the Second Scandinavian Symposium on Freshwater Crayfish. Manuskript. 6 s.
- Niemi, A. 1982. Pohjanmaan jokien rapukannoista ja ravustuksesta. - I: Dahlström, H. & Tikkanen, T. (red.): Limnologi-symposion 1976 ja 1977. Limnologiska föreningen i Finland: 52-63. Helsingfors.
- Nylund, V. & Westman, K. 1976. Ravun valkopyrstötaudin (Thelohania contejeani Henneguy) esiintyminen Suomessa. - Suomen kalatalous 48: 21-24.
- Pursiainen, M. & Westman, K. 1979. The fecundity of the crayfish Astacus astacus L. in five sites of Finland. - Papers from the Second Scandinavian Symposium on Freshwater Crayfish. Manuskript. 6 s.
- Pursiainen, M. & Westman, K. 1982. Rakennettujen jokien raputaloudellinen hyödyntäminen. - I: Jutila, E. & Hildén, M. (red.): Vesistöjen rakentaminen ja kalatalous. Vesi- ja kalatalousalan ammattijärjestö VKA RY: 135-145. Helsingfors.
- Pursiainen, M., Westman, K. & Louhimo, J. 1981. Ravun mahdollisuudet Siikajoessa ja rapukantojen hoitosuunnitelma. Kompendium. 40 s.
- Vasa vattendistrikt 1977-1978. Kenttäräportit
- Vattenstyrelsens 1978. Pohjanmaan eteläosan vesien käytön kokonaisuunnitelma. Vesihallituksen asettaman työryhmän ehdotus. I osa. - Vesihallituksen Tiedotus 140. 259 s. Helsingfors.
- Westman, K. 1973. The population of the crayfish, Astacus astacus L. in Finland and the introduction of the American crayfish Pasifastacus leniusculus Dana. - Freshwater Crayfish 1: 42-55. Lund.
- Westman, K. 1974. Uljuan tekoaltaan vaikutukset alapuolisen Siikajoen rapukantoihin. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 1: 37-55.
- Westman, K. 1979. Raputaloudellisen vahingon kompensointi. - I: Auvinen, H. & Muhonen, J. (red.): Kalatalousvahinkojen arviointi, kompensointi ja korvaaminen. 97-105. Vesi- ja kalatalousmiehet ry. Helsingfors.
- Westman, K., Pursiainen, M. & Wilkman, R. 1978. A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. - Freshwater Crayfish 4: 235-242. Thonon.
- Personligt meddelade:
Bob France, Freshwater Institute, Winnipeg, Canada



Teuvo Järvenpää, Eira Railo

DE SUMPÅDE KRÄFTORNAS FYSIOLOGISKA TILLSTÅND
I KYRO ÄLV ÅREN 1981 OCH 1982

DE SUMPÅDE KRÄFTORNAS FYSIOLOGISKA TILLSTÅND I KYRO ÄLV ÄREN
1981 OCH 1982

INNEHÅLL	Sida
1 INLEDNING	68
2 MATERIAL OCH METODER	68
2.1 Provtagningsställen	69
2.2. Provtagning och analyserade parametrar	69
2.3. Störande faktorer i den fysilogiska provtagningen	69
3 RESULTAT OCH GRANSKNING AV DESSA	70
4 SAMMANDRAG	72
TACK	72
LITTERATUR	72
BILDER OCH TABELLER	74

1 I N L E D N I N G

Under de senaste decennierna har kräftbestånden i stora delar av Kyro älv gått starkt tillbaka och delvis helt försvunnit (jfr. Pursiainen et al. 1983). En uppenbar orsak till denna oförmånliga utveckling är de strukturella och kvalitativa förändringar människans verksamhet åsamkat älvnaturen.

I den utredning av de nuvarande förutsättningarna för kräftproduktion i Kyro älv som Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutets fiskeriforskningsavdelning utförde under åren 1980-1982 ingick också en serie sumpförsök. Med dessa strävade man till att undersöka hur älvvattnets nuvarande kvalitet lämpar sig för kräftan. Kräftsumparna utplacerades i flere olika delar av älvfåran (jfr. Pursiainen et al. 1983). På några av punkterna kontrollerades sumpkräftornas fysiologiska tillstånd så, att man med hjälp av upprepade provtagningar registrerade förändringar i hemolymfens sammansättning. Genom analys av hemolymfan strävade man att utreda mortalitet och andra störningar under försökets gång, eventuella subletala skadliga förändringar i hemolymfan samt kräftans anpassningsförmåga till förändringar i vattenkvaliteten.

Kräftans fordringar beträffande vattnets kvalitet är tills vidare illa kända. De undersökningar som gjorts har främst behandlat kräftans krav på syrehalt och pH-nivå (Lindroth 1950, Cukerzis 1973, Appelberg 1979, Malley 1980). Också inom Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet har man med hjälp av akvarieförsök utrett kräftans anpassningsförmåga till sänkt syrehalt och vattenförsurning. I försöken har man strävat till att stimulera de förändringar i vattnets kvalitet som människans verksamhet medför och registrerat dessa förändringars specifika och samverkande effekter på kräftans hemolymfa (Järvenpää et al. 1983, Nikinmaa et al. 1983).

2 M A T E R I A L O C H M E T O D E R

Sumpförsökens allmänna förlopp har beskrivits i den föregående rapporten (Pursiainen et al. 1983).

Hemolymfaundersökningarna fogades till forskningsprogrammet då de övriga arbetena redan satts i gång. Av denna anledning togs hemolymfaprov endast en gång under år 1981. Eftersom provtagning och analys är relativt tidskrävande togs de följande proven bara från några vissa av alla sumpställen. Av de ställen som utvaldes för provtagning låg ett inom det området som enligt vattendragsplanen för Kyro älvs övre lopp skall utbyggas, ett annat låg nedanom detta. Dessutom utvaldes ett jämförelseområde i den opåverkade delen av älvens övre lopp. Enbart för hemolymfaundersökningar hölls dessutom kräftsumpar på två ställen i älvens deltaområde år 1982, detta i avsikt att undersöka de fysiologiska verkningarna av de där ofta förekommande försämringarna av vattnets kvalitet med lågt pH som följd. År 1982 togs prover från juli till oktober med en månads mellanrum. Förutom proven från de i sumpar placerade kräftorna togs dessutom under vartdera undersökningsåret ett hemolymfaprov från den plats, där sumpkräftorna fångats, Luoma i Peräseinäjoki.

2.1 PROVTAGNINGSSTÄLLEN

Provtagningsställena presenteras i bild 1, dessa var:

0. Luoma, Peräseinäjoki, den plats där sumpkräftorna fångades. I samband med provtagningen togs härifrån ett prov år 1981. År 1982 togs ett annat i samband med fångsten av sumpkräftor. Vardera gången hölls kräftorna i sump på fångstplatsen över en natt.
1. Hanhikoski, Peräseinäjoki, provtagningsställe för jämförelse-material i en opåverkad del av älvfåran. Härifrån togs ett prov även i september år 1981.
2. Munakka, Seinäjoki, nedre delen av ett älvsnitt som berörts av utbyggnadsarbeten. Aunes, det provtagningsställe som användes 1981 ligger i dettas omedelbara närhet.
3. Napue, Storkyro, beläget c. 40 km från föregående ställe och nedanför vattenarbetena i Rintala och Tiekso. Härifrån togs ett prov också i september 1981.
4. Larvbäcken, Kvevlax, en bäck som rinner ut i mynningsområdet och fungerar som tömningskanal för Vassor pumpstation.
5. Vassor, Kvevlax, bystranden i mynningsområdet på östra sidan av Vassorfjärden.

2.2 PROVTAGNING OCH ANALYSERADE PARAMETRAR

Hemolympaprovet togs med hjälp av en injektionsspruta ur kräftornas ventralsinus. Ur denna togs c. 400 µl per kräfta och gång. Ur provet bestämdes totalprotein-, koppar-, kalcium-, magnesium-, kalium-, natrium-, klorid-, glukos-, och laktathalterna (se närmare Järvenpää et al. 1979). Efter att jonkoncentrationerna bestämts uträknades dessutom skillnaden (SID) mellan starka basiska katjoner (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} och Mg^{2+}) och starka syra-anjoner (Cl^-). Vid varje provtagningstillfälle togs från vart och ett av sumpställena prover av 6 hanar och 6 honor. Till följd av att märkbara könsskillnader framgick grupperades proven könsvis (Jfr. Järvenpää et al. 1983).

2.3 STÖRANDE FAKTORER I DEN FYSIOLOGISKA PROVTAGNINGEN

Förutom proven från Luoma, vilka togs ur den naturliga populationen på fångstplatsen härstammar hemolympaproven från kräftor, vilka beroende på provtagningstillfället tillbringat en längre eller kortare tid i sump. Proven är därför inte helt jämförbara med motsvarande tagna i en naturlig miljö. Kräftorna i sumparna matades med fisk och diverse växtdelar, vilket inte är en helt naturlig diet. De bottendjur, som normalt ingår i kräftans föda saknades helt. Trots att noggranna observationer om kräftans tillväxt i detta område saknas förefaller det som om sumpkräftornas tillväxt i samband med skalbytet något underskred det naturliga medeltalet (jfr. Pursiainen et al. 1983). Detta kan bero på bristfällig föda. Födans sammansättning var dock mer eller mindre lika på samtliga sumpställena, vilket gör att dessa kan anses vara jämförbara sinsemellan.

Bristerna i födan kan också ha bidragit till att fördröja skalbytet trots att den huvudsakliga orsaken till att så skedde var vattnets låga temperatur under försommaren 1982. Majoriteten av kräftor-

na bytte skal först i slutet av juli och i augusti, de sista först i september. Skalbytenas spridning över en längre tidsperiod än normalt försvårar tolkningen av hemolymfa-analyserna. Skalbytet förorsakar nämligen stora förändringar i hemolymfans sammansättning. Till följd av det låga antalet kräftor i sumparna var det inte alltid möjligt att till en provserie välja individ i samma skalbytesskede. Speciellt provserierna i slutet av juli blev heterogena.

3. R E S U L T A T O C H G R A N S K N I N G A V D E S S A

Den utpräglade cykлитeten i kräftans liv avspeglar sig klart i hemolymfans sammansättning (jfr. t.ex. Andrews 1967). Det över en lång tid utdragna skalbytet år 1982 förorsakar en ovanligt stor spridning i analysresultaten. Resultaten presenteras i tabellerna 1-9 och bilderna 2-6. Allmänt kan dock konstateras, att analysresultaten från Hanhikoski (jämförelseområdet) och Munakka är relativt likartade medan resultaten från de tre övriga provtagningsställena klart avviker från jämförelseområdet. Totalprotein- och kopparhalterna (Bild 2), vilka uttrycker mängden respirationspigment (hemocyanin) och vilka korrelerar starkt sinsemellan är i augusti-september högre i Vassor och Napue än på de övriga provtagningsställena högre upp i älven. En liknande tendens är märkbar i fråga om kalciumhalterna (bild 3). För Napues del kan motsvarande förändringar ses också i analysresultaten från år 1981 (tabell 11). Detta torde tyda på en anpassning till försvärandet av syreupptagningen nedströms i vattendraget (Järvenpää et al. 1981). På sensommaren är lymfans halt av magnesium (Bild 3) lägre i proven från Napue och tömningskanalen vid Vassors pumpstation än i proven från de övriga ställena. Den fysiologiska innebörden av magnesiumhaltens variationer är dock relativt okänd. Variationerna i kaliumhalt är mycket små (Bild 4). Natriumhalterna är i augusti-september högre i proven från Vassor och Napue än i de övriga (Bild 5). Kloridhalterna är lägre i proven från Vassor pumpstation än i de övriga (Bild 5). Skillnaderna i natrium- och kloridhalt mellan de olika provtagningsställena kan bero på en anpassning till olika osmotisk miljö. Å andra sidan bestäms starkjonsskillnaden (SID) i hög grad just av Na^+ , och Cl^- - skillnaderna (Reeves och Rahn 1979). I proven ökar skillnaden i riktning nedströms och är som störst vid Vassor pumpstation (Tabell 10, Bild 6). I vilken mån ökningen i starkjonsskillnad även ökar lymfans buffringsförmåga och den vägen kräftans möjligheter att överleva i en sur miljö kräver närmare utredningar. Förhöjd laktathalt, återigen, anses tyda på ökad stress. Från och med augusti är denna högre i proven från älvens nedre lopp än högre upp (Bild 5). Glukoshalterna är i hela materialet så små och avvikelserna inom grupperna så stora att inga märkbara förändringar kan iakttas mellan grupperna (Bild 6).

Då man jämför proven från år 1982 med prov tagna vid motsvarande tidpunkt år 1981 (Tabellerna 7, 8, 11, 12 och 13) framgår det, att den största skillnaden gäller totalproteinhalterna, vilka år 1981 var klart högre på alla provtagningsställen än år 1982. Detta kan bero på en anpassning till sämre vattenkvalitet år 1981. Trots att syrehalten i sig säkert räckt till i det livligt rinnande vattnet ger de större kvantiteterna respirationspigment år 1981 vid handen, att tryggheten av en tillräcklig syretillgång fordrat en större ansträngning av kräftorna än år 1982. Inga av de här bestämda halterna kan dock betraktas som patologiska.

I tabellerna 14-17 presenteras några parametrar angående vattnets kvalitet, vilka anses viktiga för kräftans trivsel. Mätvärdena härstammar från båda undersökningsåren. Någon direkt korrelation mellan förändringar i vattnets kvalitet och hemolymfens sammansättning kan dock inte påvisas eftersom vattenproven, speciellt under den tid, då kräftorna hölls i sumpar, tagits alltför sällan. Genom långvariga undersökningar har man visat, att vattenkvaliteten förändras då man rör sig från älvens övre lopp nedströms. Kräftorna påverkas bl.a. av försämringen av vattnets buffringsförmåga och därmed påföljande stora och snabba förändringar i pH-värdet (Ala-saarela 1981, Storberg 1983). Vilka de förändringar i vattenkvaliteten, som var för sig och tillsammans, förorsakar de större förändringar i hemolymfens sammansättning, som iaktogs i Napue och Vassor än högre upp i Munakka är, förblir dock oklart. Man bör också komma ihåg, att de mest kritiska perioderna beträffande förändringar i vattenkvalitet, översvämningarna höst och vår, vilka medför stora pH-variationer och grumligt vatten, inte finns med i denna utredning. Dessutom var sommaren 1982, då det mesta av materialet insamlades ovanligt torr, vilket gör att förändringarna i vattnets kvalitet förblir under det normala. För att få en mera pålitlig helhetsbild borde man fortsätta sumpförsöken och hemolymfanalyserna under en följd av flere år.

4 S A M M A N D R A G

1. I sammansättningen av kräftornas hemolymfa förekommer märkbara skillnader i de fixeringar som gjorts på olika provtagningsställen. Skillnaderna torde återspegla vattnets kvalitetskillnader på de olika sumpningsställena.
2. Förändringarna i förhållande till den jämförelsegrupp som sumpats i älvfårans ostörda del blir större nedströms. I fråga om många förändringar märks en klar tröskel mellan provtagningsställena i Munakka och Napue. De tydligaste förändringarna i lymfan är ökningen av mängden andningspigment, vilket kompenserar försvårad syreupptagning, och en ökning av skillnaden mellan koncentrationen av starka baskatjoner och starka syreanjoner, vilket torde vara ett tecken på ökade surhetsskador.
3. Sumpningsprovet visade att fullvuxna kräftor kan klara sig tämligen bra på alla provtagningsställen. Trots att de förändringar som konstaterats i dessa provtagningar eller de analyserade beståndsdelarna ej torde kunna betraktas såsom patologiska, innebär ändringarna dock rubbningar i det fysiologiska jämviktstillståndet. Härav följer att även obetydliga ytterligare störningar kan vara ödesdigra. Provtagningarna ger inga garantier för en ökning av kräftbeståndet eller för att de yngre kräftorna kommer att klara sig på sumpningsställena. De mest kritiska tidsperioderna med tanke på vattenkvaliteten utreddes inte i denna undersökning.
4. För att få en säker bild av huruvida vattenkvaliteten i Kyrö älv är lämpad för kräftor borde man utföra sumpningsprov under flera på varandra följande år. På så sätt skulle den påverkan som exceptionella väderleksförhållanden har på undersökningsresultaten elimineras.
5. Sumpningsprovet visar att kräftan uppenbarligen lämpar sig som ett indikatordjur som mycket lätt reagerar på förändringar i vattenkvaliteten.

T A C K

Undersökningen har delvis finansierats medelst understöd av Finlands Akademi naturvetenskapliga kommission.

L I T T E R A T U R

- Alasaarela, E. 1981: Ennakkoselvitys Kyrönjoen yläosan vesistöiden työnaikaisista ja valmistumisen jälkeisen käytön vaikutuksista Kyrönjoen veden laatuun. - Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto. Kompendium. 67 s.
- Andrews, P. 1967: Über den Blutchemismus des Flusskrebsses Orconectes limosus und seine Veränderungen im Laufe des Jahres. - Z. vergl. Physiol. 57: 7-43.

- Appelberg, M. 1979: The effects of low pH on Astacus Astacus L. during moult. - Paper presented at the Second Scand. Symp. Freshwater Crayfish, Lammi, Finland 1979. Manuskript.
- Cukerzis, J. 1973: Bilogische Grundlagen der Methode der kunstlichen Aufzucht der Brut des Astacus astacus L. - Freshwater crayfish 1: 187 - 201.
- Järvenpää, T., Westman, K. and Soivio, A. 1979: Sampling and analysing of the haemolymph of the freshwater crayfish Astacus astacus (L.). - Paper presented at the Second Scand. Symp. Freshwater Crayfish, Lammi, Finland 1979. Manuskript.
- Järvenpää, T., Nikinmaa, M., Westman, K. and Soivio, A. 1983: Effects of hypoxia on the haemolymph of freshwater crayfish Astacus astacus L. in neutral and acid water during the intermoult period. - i: Goldman, C.R. (red.), Freshwater Crayfish V: 86-97.
- Lindroth, A. 1950: Reactions of Crayfish on low oxygen pressure. - Inst. Freshw. Res. Drottningholm Rep. 31: 110-112.
- Malley, D.F. 1980: Decreased survival and calcium uptake by the crayfish Orconectes virilis in low pH. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 364-372.
- Nikinmaa, M., Järvenpää, T., Westman, K. and Soivio, A. 1983: Effects of hypoxia and acidification on the haemolymph pH valves and ion concentrations in the freshwater crayfish (Astacus astacus L.). - Finn. Fish. Res. 5: 17-22.
- Pursiainen, M., Järvenpää, T., Westman, K., Tikka, J., Kuittinen, E. & Louhimo, J. 1983: Kyrönjoen vesistöalueen rapukantojen tila ja nykyiset ravuntuotantoedellytykset. - Vesihallituksen tiedotus. i tryck.
- Reeves, R.B. and Rahn, H. 1979: Patterns in vertebrate acidbase regulation. I: Wood, S.C. and Lenfant, C. (red.), Evolution of respiratory processes, a comparative approach, pp. 225-252. Marcel Dekker Inc., New York and Basel.
- Storberg, K-E. 1983: Kyrönjoen alaosan vedenlaadusta. - Vattenstyrelsen, Vasa vattendistrikts vattenbyrå. Kompendium. 17 s.

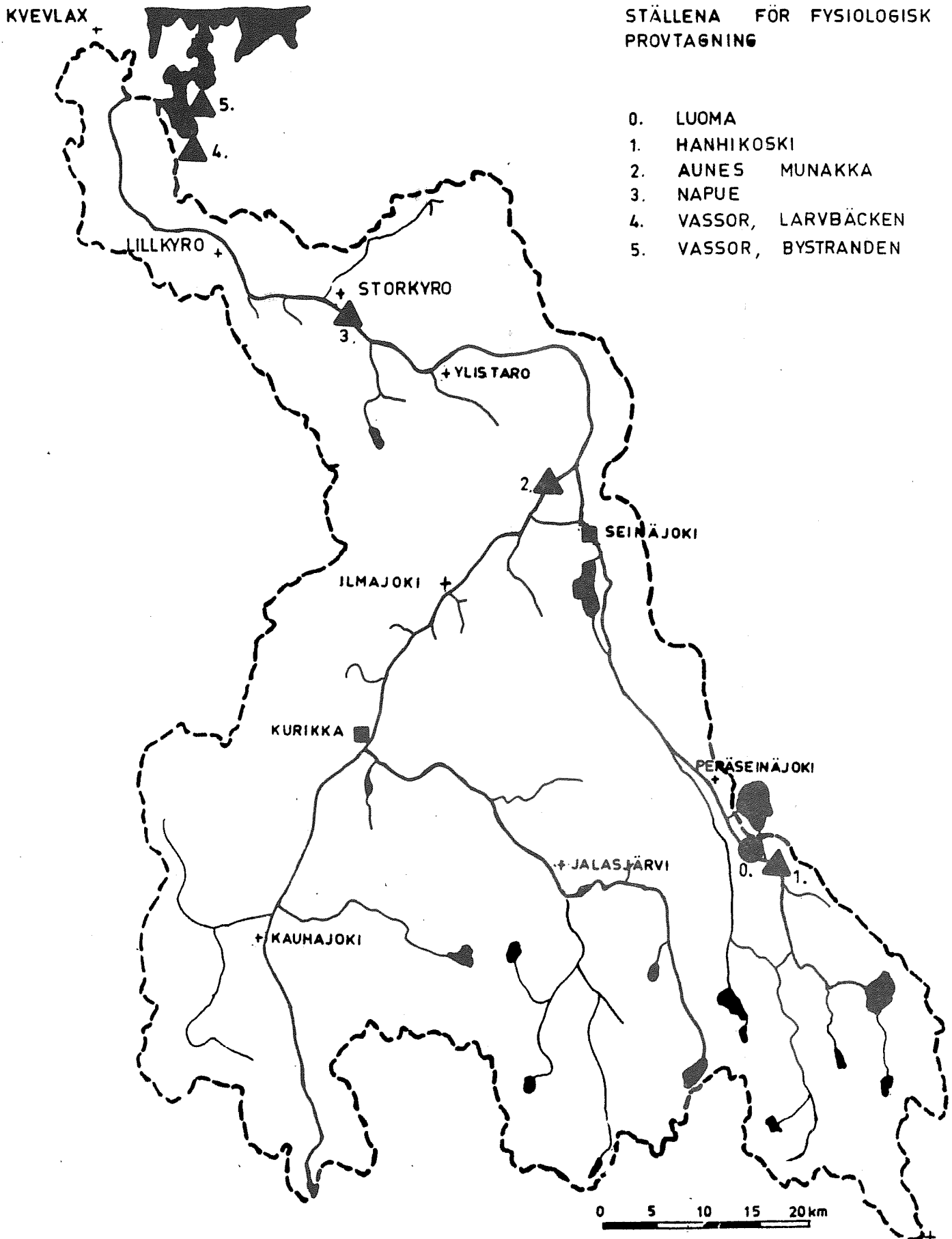


Bild 1. Ställena för fysiologisk provtagning i Kyro älv.

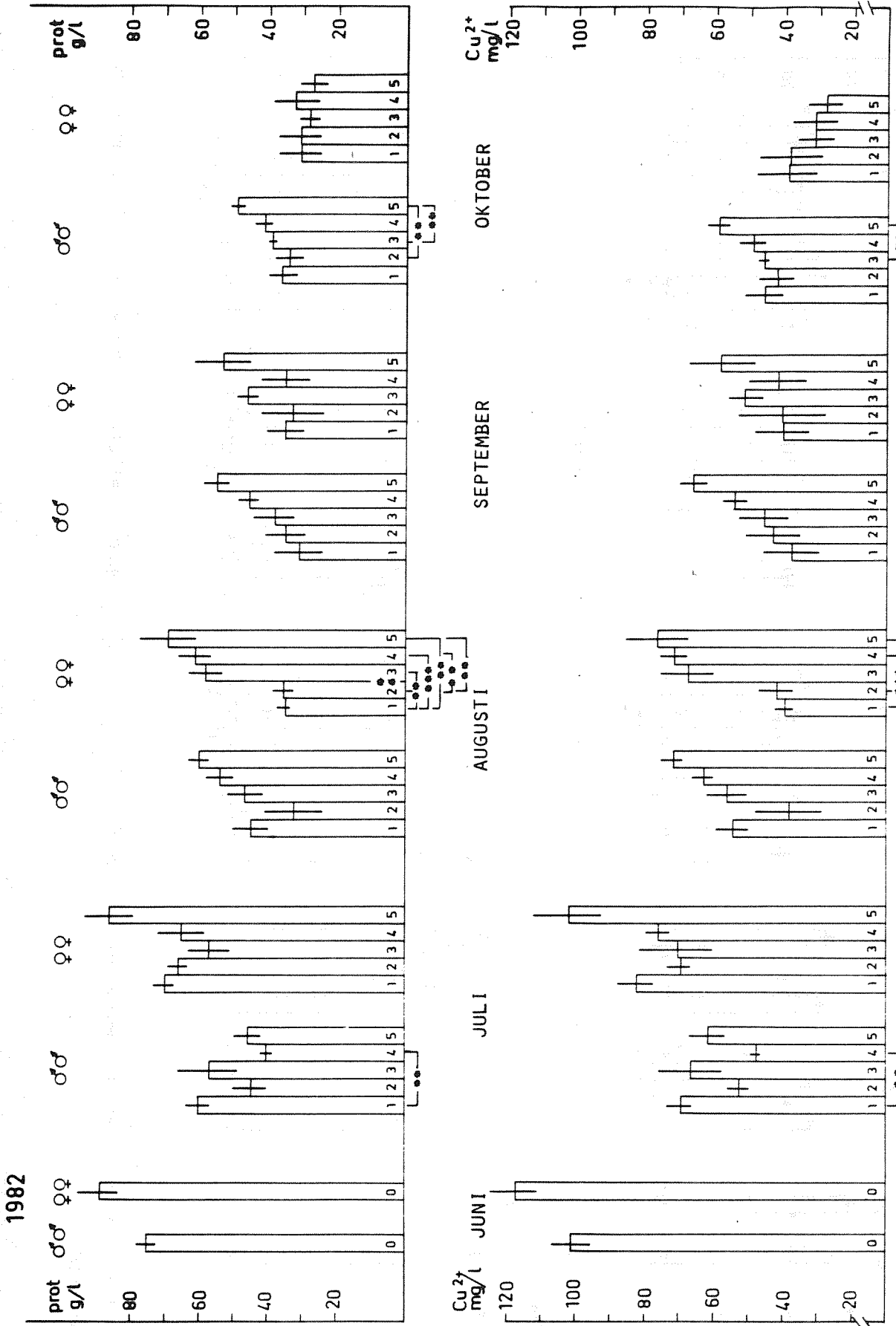


Bild 2. Protein- och kopparhalter för de år 1982 i Kyro älv sumpade kräftornas hemolymfa ($\bar{x} \pm SE$). O. Luoma, 1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor, Larvbäcken, 5. Vassor, bystranden. Grupp skillnadernas signifikans testad med Student's t-test (***) ytterst signifikant, $P < 0.001$; ** signifikant, $P < 0.01$.

1982

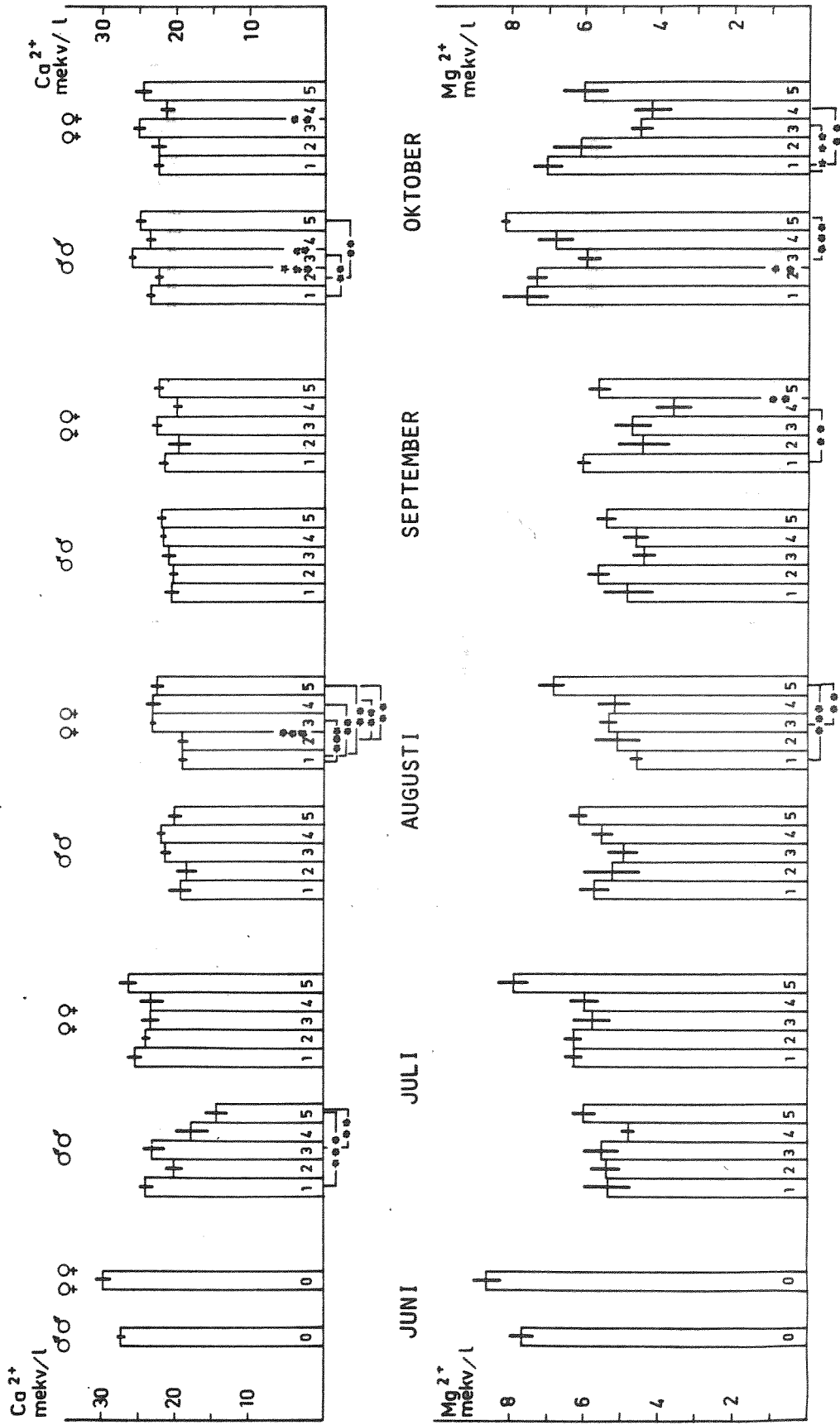


Bild 3. Kalsium- och magnesiumhalter i de år 1982 i Kyro älv sumpade kräftornas hemolymfa. Förklaringar som för bild 2.

1982

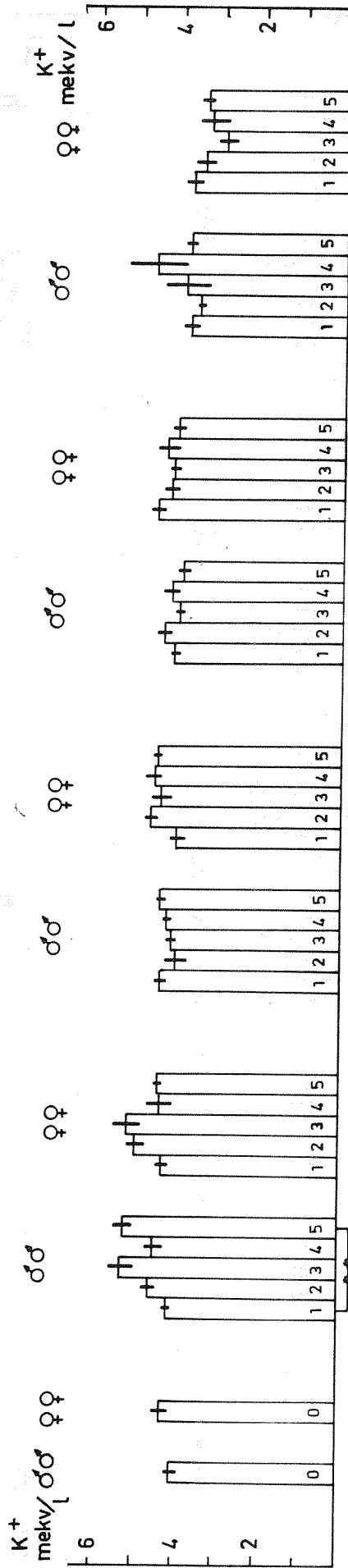


Bild 4. Kaliumhalter i de år 1982 i Kyrö älv sumpade kräftornas hemolymfa. Förklaringar som för bild 2.

1982

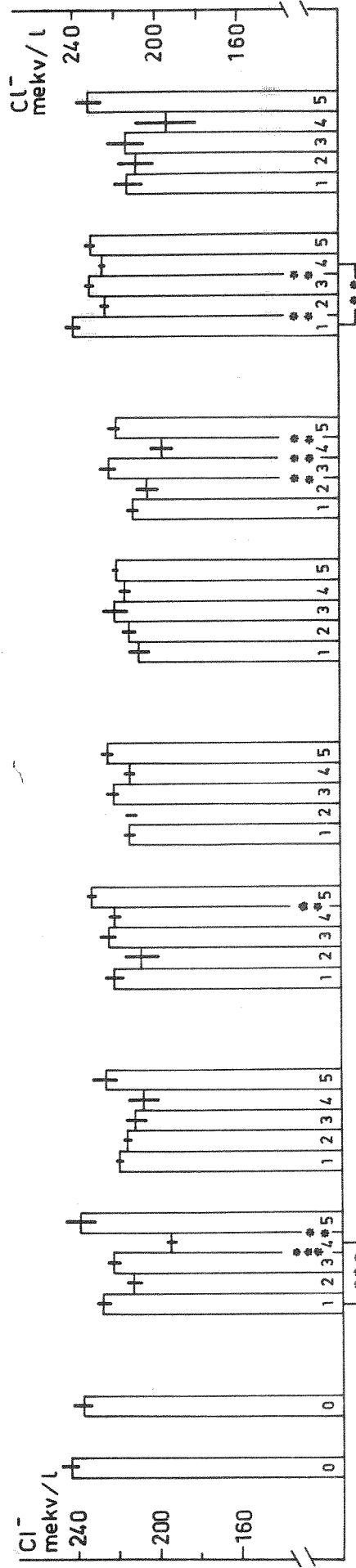
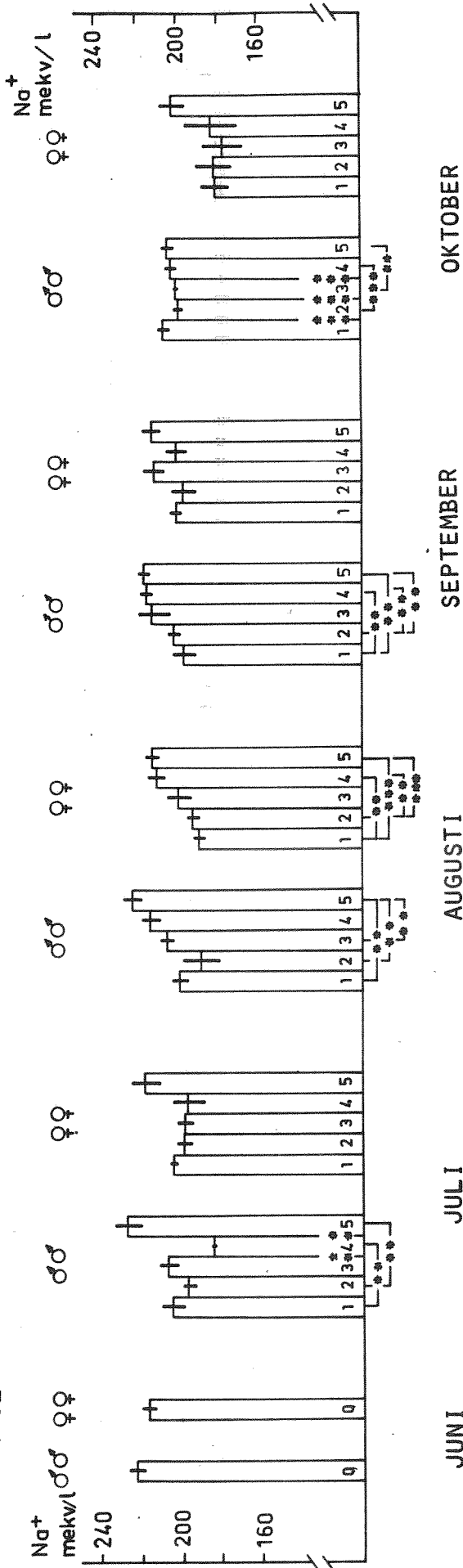


Bild 5. Natrium- och kloridhalter i de år 1982 i Kyro älv sumpade kräftornas hemolymfa. Förklaringar som för bild 2.

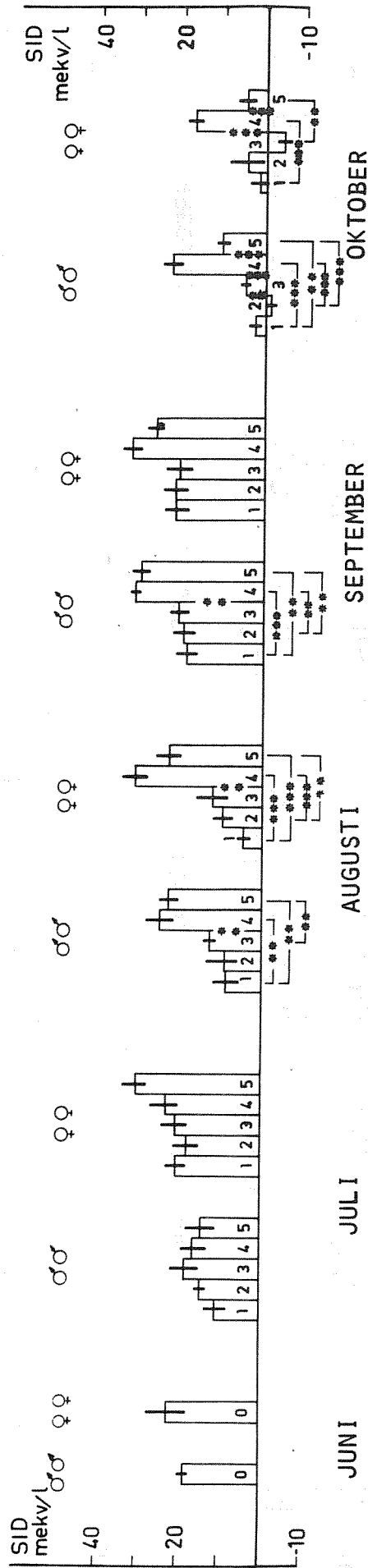


Bild 6. Skillnaderna mellan starka basiska katjoner och starka syra-anjoner (SID) i de år 1982 i Kyro älv sumpade kräftornas hemolympa. Förklaringar som för bild 2.

1982

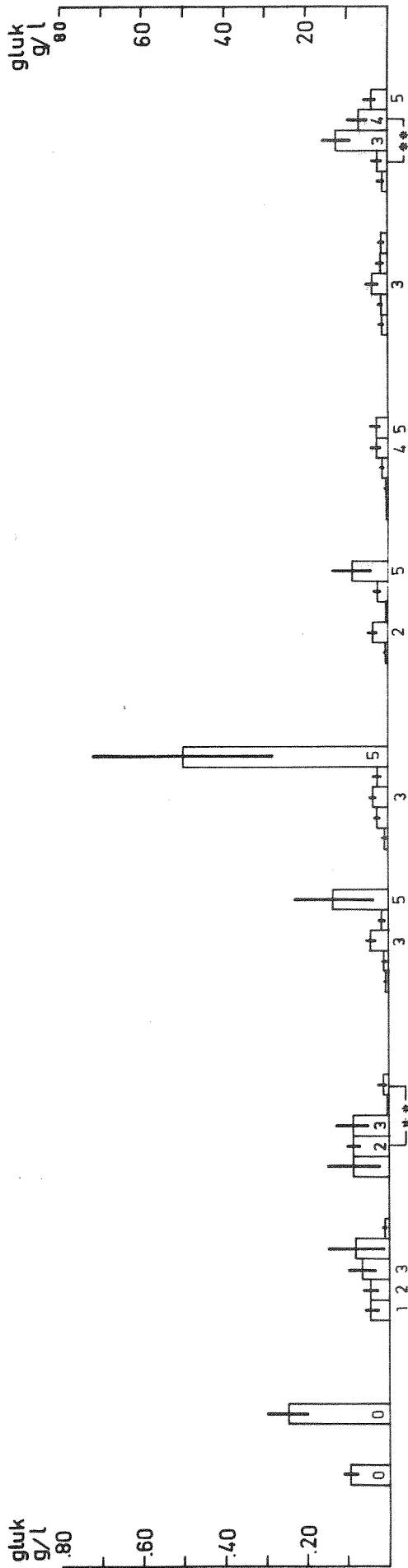
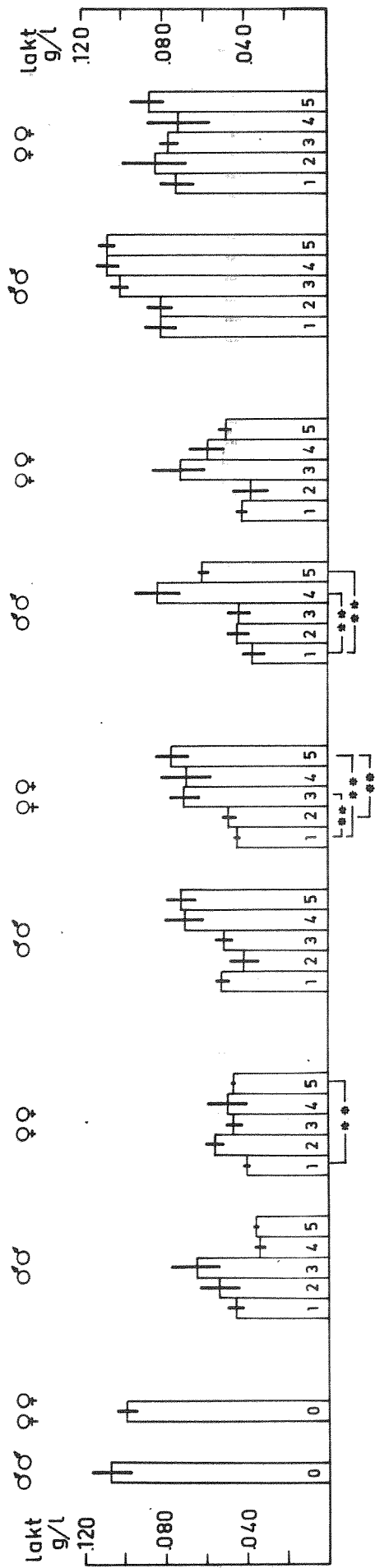


Bild 7. Laktat- och glukoshalter i de år 1982 i Kyro älv sumpade kräftornas hemolymfa. Förklaringar som för bild 2.

Tabell 1.

Kräfthemolymfans sammansättning ($\bar{x} \pm SE$) på fångstplatsen, Luoma i Peräseinäjoki 16.6.-82.
(Ryggsköldens (rs) längd $\bar{x} \pm SD$, antalet prov inom parentes).

♂/♀	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalций mekv/l	magnesium mekv/l
♂♂	47.7 ±4.2 (7)	0.107 ±0.011 (7)	0.096 ±0.024 (7)	75.1 ±2.7 (7)	101.4 ±5.3 (7)	243 ±4 (7)	4.0 ±0.2 (7)	222 ±4 (7)	27.3 ±0.4 (7)	7.7 ±0.3 (7)	
♀♀	46.4 ±0.9 (5)	0.089 ±0.005 (5)	0.248 ±0.050 (5)	88.9 ±6.2 (5)	117.8 ±7.2 (5)	237 ±5 (5)	4.3 ±0.2 (5)	216 ±3 (5)	29.8 ±0.9 (5)	8.6 ±0.4 (5)	

Tabell 2. Hemolymfens sammansättning hos kräftanor ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 21. - 23.7.82.
 1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs längd mm	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalций mekv/l	magnesium mekv/l
1.	50.4 ± 7.3 (5)	0,046 ± 0.015 (5)	0,045 ± 0.004 (5)	60.0 ± 3.7 (5)	69.6 ± 3.4 (5)	227 ± 3 (5)	4.2 ± 0.1 (5)	204 ± 5 (5)	24.1 ± 0.8 (5)	5.3 ± 0.7 (5)
2.	47.8 ± 7.0 (5)	0,046 ± 0.019 (5)	0,053 -0.011 (5)	44.5 ± 5.0 (5)	52.5 ± 3.6 (5)	212 ± 4 (5)	4.6 ± 0.2 (5)	196 ± 4 (5)	20.1 ± 1.3 (5)	5.4 ± 0.4 (5)
3.	43.0 ± 2.9 (4)	0,064 ± 0.036 (5)	0,064 ± 0.013 (5)	56.9 ± 8.8 (5)	66.7 ± 9.1 (5)	222 ± 3 (5)	5.3 ± 0.3 (5)	206 ± 5 (5)	23.1 ± 1.5 (5)	5.5 ± 0.5 (5)
4.	52.5 ± 2.1 (2)	0,080 ± 0.070 (2)	0,033 ± 0.003 (2)	40.1 ± 1.6 (2)	47.3 ± 1.6 (2)	194 ± 2 (2)	4.5 ± 0.2 (2)	183 ± 1 (2)	17.9 ± 1.9 (2)	4.8 ± 0.2 (2)
5.	58.5 ± 2.5 (4)	0,010 ± 0.004 (4)	0,035 ± 0.001 (4)	45.8 ± 3.8 (4)	62.0 ± 5.3 (4)	238 ± 7 (4)	5.3 ± 0.2 (4)	227 ± 7 (4)	14.4 ± 1.5 (4)	6.0 ± 0.3 (4)

Tabell 3.

Hemolymfans sammansättning hos kräfhonor ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 21. - 23.7.82.

1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalcium mekv/l	magnesium mekv/l
1.	45.0 ± 7.3 (5)	0.084 ± 0.067 (5)	0.040 ± 0.001 (5)	69.7 ± 2.6 (5)	82.5 ± 5.3 (5)	219 ± 1 (5)	4.3 ± 0.2 (5)	203 ± 2 (5)	25.5 ± 0.8 (5)	6.3 ± 0.3 (5)	
2.	46.0 ± 4.4 (5)	0.086 ± 0.020 (5)	0.055 ± 0.004 (5)	65.8 ± 3.0 (5)	69.4 ± 3.7 (5)	215 ± 2 (5)	5.0 ± 0.2 (5)	198 ± 4 (5)	23.9 ± 0.5 (5)	6.3 ± 0.3 (5)	
3.	44.8 ± 3.6 (5)	0.084 ± 0.044 (5)	0.046 ± 0.004 (5)	57.0 ± 6.2 (5)	70.6 ± 10.8 (4)	211 ± 5 (5)	5.2 ± 0.3 (5)	198 ± 4 (5)	23.4 ± 1.3 (5)	5.8 ± 0.5 (5)	
4.	47.5 ± 1.9 (4)	0.003 ± 0.003 (3)	0.049 ± 0.010 (3)	64.8 ± 6.6 (3)	76.3 ± 3.4 (3)	207 ± 7 (3)	4.4 ± 0.3 (3)	196 ± 8 (3)	23.4 ± 1.4 (3)	6.0 ± 0.4 (3)	
5.	46.0 ± 1.7 (3)	0.013 ± 0.013 (3)	0.046 ± 0.001 (3)	86.3 ± 7.3 (3)	102.2 ± 9.8 (3)	225 ± 6 (3)	4.4 ± 0.0 (3)	217 ± 7 (3)	26.4 ± 1.2 (3)	7.9 ± 0.4 (3)	

Tabell 4. Hemolymfans sammansättning hos kräfthanar ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 24.-26.8.82.
 1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs längd mm	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalcium mekv/l	magnesium mekv/l
1.	50.5 ± 6.8 (6)	0.007 ± 0.003 (6)	0.052 ± 0.003 (6)	44.4 ± 5.2 (6)	54.7 ± 5.1 (6)	221 ± 4 (6)	4.4 ± 0.2 (6)	200 ± 4 (6)	19.4 ± 1.6 (6)	5.7 ± 0.4 (6)
2.	53.2 ± 8.3 (5)	0.014 ± 0.007 (5)	0.041 ± 0.007 (5)	32.4 ± 8.4 (5)	38.1 ± 9.9 (5)	208 ± 8 (5)	4.0 ± 0.3 (5)	189 ± 9 (5)	18.4 ± 1.5 (5)	5.2 ± 0.8 (5)
3.	46.8 ± 1.8 (6)	0.045 ± 0.017 (6)	0.051 ± 0.004 (6)	46.8 ± 5.2 (6)	56.2 ± 6.2 (6)	224 ± 3 (6)	4.1 ± 0.1 (6)	206 ± 3 (6)	21.3 ± 0.5 (6)	5.0 ± 0.4 (6)
4.	49.2 ± 3.4 (6)	0.017 ± 0.010 (6)	0.070 ± 0.011 (6)	54.0 ± 4.1 (6)	63.1 ± 2.9 (6)	221 ± 3 (6)	4.2 ± 0.1 (6)	214 ± 4 (6)	21.9 ± 0.4 (6)	5.5 ± 0.3 (6)
5.	51.7 ± 9.2 (6)	0.135 ± 0.094 (6)	0.072 ± 0.008 (6)	60.4 ± 3.3 (6)	71.8 ± 3.3 (6)	232 ± 2 (6)	4.4 ± 0.1 (6)	224 ± 4 (6)	20.2 ± 0.8 (6)	6.2 ± 0.3 (6)

Tabell 5.

Hemolymfans sammansättning hos kräfthonor ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 24. - 26.8.82.

1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kaliump mekv/l	natriump mekv/l	kalciump mekv/l	magnesium mekv/l
1.	46.8 ± 8.0 (5)	0.008 ± 0.006 (5)	0.044 ± 0.001 (5)	34.7 ± 1.6 (5)	39.8 ± 2.6 (5)	214 ± 2 (5)	4.0 ± 0.2 (5)	190 ± 3 (5)	19.0 ± 0.6 (5)	4.6 ± 0.2 (5)	
2.	48.0 ± 4.1 (6)	0.028 ± 0.012 (6)	0.048 ± 0.003 (6)	35.5 ± 3.3 (6)	42.0 ± 5.0 (6)	212 ± 3 (6)	4.6 ± 0.2 (6)	193 ± 3 (6)	19.1 ± 0.6 (6)	5.1 ± 0.7 (6)	
3.	44.5 ± 3.4 (6)	0.037 ± 0.017 (6)	0.070 ± 0.007 (6)	58.3 ± 5.4 (6)	67.7 ± 8.3 (5)	221 ± 3 (6)	4.4 ± 0.2 (6)	201 ± 6 (6)	23.1 ± 0.3 (6)	5.3 ± 0.3 (6)	
4.	45.3 ± 3.5 (6)	0.027 ± 0.014 (6)	0.069 ± 0.014 (6)	61.4 ± 5.1 (6)	71.5 ± 4.4 (6)	213 ± 3 (6)	4.5 ± 0.2 (6)	211 ± 4 (6)	23.1 ± 0.9 (6)	5.2 ± 0.5 (6)	
5.	45.5 ± 2.4 (6)	0.502 ± 0.222 (6)	0.076 ± 0.008 (6)	69.3 ± 8.7 (6)	76.4 ± 9.1 (6)	224 ± 3 (6)	4.5 ± 0.1 (6)	213 ± 3 (6)	22.4 ± 0.7 (6)	6.9 ± 0.4 (6)	

Tabell 6.

Hemolymfens sammansättning hos kräfdanar ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 22. - 24.9.82.

1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystanden).

ställe	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalций mekv/l	magnesium mekv/l
1.	47.1 ± 4.0 (7)	0.003 ± 0.003 (7)	0.036 ± 0.006 (7)	31.3 ± 7.2 (7)	37.9 ± 8.9 (7)	208 ± 5 (7)	4.1 ± 0.1 (7)	197 ± 5 (7)	20.5 ± 1.1 (7)	4.8 ± 0.8 (7)	
2.	50.4 ± 8.1 (7)	0.037 ± 0.015 (7)	0.044 ± 0.005 (7)	35.0 ± 6.2 (7)	43.2 ± 8.4 (7)	213 ± 2 (7)	4.4 ± 0.2 (7)	202 ± 3 (7)	20.2 ± 0.7 (7)	5.6 ± 0.3 (7)	
3.	48.2 ± 4.8 (6)	0.003 ± 0.003 (6)	0.043 ± 0.006 (6)	37.9 ± 6.5 (6)	45.7 ± 7.8 (6)	220 ± 6 (6)	4.0 ± 0.1 (6)	213 ± 7 (6)	21.0 ± 0.8 (6)	4.4 ± 0.3 (6)	
4.	49.0 ± 3.7 (5)	0.022 ± 0.011 (5)	0.083 ± 0.012 (5)	45.5 ± 2.8 (5)	54.2 ± 3.4 (5)	215 ± 3 (5)	4.2 ± 0.2 (5)	216 ± 3 (5)	21.8 ± 0.2 (5)	4.6 ± 0.4 (5)	
5.	51.5 ± 9.0 (6)	0.075 ± 0.052 (6)	0.061 ± 0.003 (6)	55.2 ± 3.5 (6)	66.2 ± 3.5 (6)	219 ± 1 (6)	3.9 ± 0.1 (6)	217 ± 2 (6)	21.9 ± 0.8 (6)	5.4 ± 0.3 (6)	

Tabell 7. Hemolymfens sammansättning hos kräfhonor ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 22. - 24.9.82.
 1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalcium mekv/l	magnesium mekv/l
1.	46.2 ± 8.3 (5)	0.00 ± 0.00 (5)	0.041 ± 0.004 (5)	35.2 ± 5.6 (5)	40.1 ± 7.5 (5)	211 ± 2 (5)	4.5 ± 0.2 (5)	201 ± 3 (5)	21.5 ± 0.3 (5)	6.0 ± 0.2 (5)	
2.	46.3 ± 5.0 (6)	0.002 ± 0.002 (6)	0.037 ± 0.009 (5)	33.1 ± 9.0 (6)	40.4 ± 12.3 (6)	204 ± 5 (6)	4.2 ± 0.2 (6)	197 ± 6 (6)	19.7 ± 1.4 (6)	4.4 ± 0.7 (6)	
3.	44.2 ± 1.7 (6)	0.012 ± 0.006 (6)	0.072 ± 0.013 (6)	46.5 ± 3.0 (6)	51.3 ± 5.5 (6)	223 ± 4 (6)	4.2 ± 0.1 (6)	212 ± 5 (6)	22.8 ± 0.7 (6)	4.7 ± 0.5 (6)	
4.	45.6 ± 4.0 (5)	0.024 ± 0.017 (5)	0.058 ± 0.010 (5)	34.8 ± 7.0 (5)	41.3 ± 8.0 (5)	197 ± 6 (5)	4.3 ± 0.2 (5)	201 ± 5 (5)	19.8 ± 0.7 (5)	3.6 ± 0.5 (5)	
5.	45.3 ± 1.6 (6)	0.025 ± 0.017 (6)	0.049 ± 0.003 (6)	53.6 ± 7.8 (6)	58.2 ± 9.1 (6)	219 ± 3 (6)	4.1 ± 0.2 (6)	213 ± 4 (6)	22.4 ± 0.5 (6)	5.6 ± 0.3 (6)	

Tabell 8.

Hemolymfans sammansättning hos kräfthanar ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 18. - 20.10.82.

1. Hanhikoški, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalций mekv/l	magnesium mekv/l
1.	47.2 ± 4.7 (6)	0.013 ± 0.007 (6)	0.081 ± 0.008 (6)	36.3 ± 4.0 (6)	45.7 ± 5.3 (6)	240 ± 3 (6)	3.8 ± 0.2 (6)	207 ± 2 (6)	24.0 ± 0.5 (6)	7.6 ± 0.6 (6)	
2.	47.8 ± 5.1 (6)	0.015 ± 0.006 (6)	0.081 ± 0.007 (6)	34.4 ± 3.9 (6)	42.0 ± 5.6 (6)	224 ± 2 (6)	3.6 ± 0.1 (6)	190 ± 2 (6)	22.3 ± 0.6 (6)	7.3 ± 0.3 (6)	
3.	46.5 ± 2.5 (6)	0.038 ± 0.017 (6)	0.101 ± 0.004 (6)	39.1 ± 0.8 (6)	45.5 ± 1.3 (6)	232 ± 2 (6)	3.9 ± 0.6 (6)	201 ± 1 (6)	25.9 ± 0.3 (6)	5.9 ± 0.3 (6)	
4.	48.8 ± 3.6 (5)	0.018 ± 0.011 (5)	0.108 ± 0.006 (5)	41.3 ± 2.5 (4)	48.9 ± 3.4 (5)	226 ± 1 (5)	4.6 ± 0.8 (5)	213 ± 2 (5)	23.5 ± 0.5 (5)	6.8 ± 0.5 (5)	
5.	53.3 ± 8.3 (6)	0.017 ± 0.008 (6)	0.107 ± 0.005 (6)	49.3 ± 2.1 (5)	58.2 ± 3.2 (6)	231 ± 3 (6)	3.8 ± 0.1 (6)	205 ± 3 (6)	24.8 ± 0.5 (6)	8.2 ± 0.1 (6)	

Tabell 9.

Hemolymfans sammansättning hos kräffthonor ($\bar{x} \pm SE$) på fem provtagningsställen 18. - 20.10.82.

1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystranden).

ställe	rs längd mm	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalций mekv/l	magnesium mekv/l
1.	44.7 ± 8.4 (6)	0.013 ± 0.011 (6)	0.073 ± 0.008 (6)	30.7 ± 6.0 (6)	38.8 ± 8.4 (6)	213 ± 7 (6)	3.7 ± 0.2 (6)	182 ± 7 (6)	22.4 ± 0.8 (6)	7.1 ± 0.4 (6)
2.	46.9 ± 4.5 (7)	0.026 ± 0.016 (7)	0.084 ± 0.016 (7)	30.8 ± 6.2 (7)	38.0 ± 9.1 (7)	209 ± 8 (7)	3.5 ± 0.2 (7)	182 ± 9 (7)	22.4 ± 1.3 (7)	6.1 ± 0.8 (7)
3.	45.0 ± 3.3 (7)	0.124 ± 0.034 (7)	0.077 ± 0.005 (7)	28.4 ± 3.4 (6)	31.1 ± 4.5 (6)	214 ± 9 (7)	3.0 ± 0.2 (7)	177 ± 10 (7)	25.1 ± 0.5 (7)	4.5 ± 0.3 (7)
4.	46.0 ± 4.1 (5)	0.070 ± 0.027 (5)	0.072 ± 0.016 (5)	32.6 ± 6.8 (5)	30.9 ± 6.5 (4)	194 ± 15 (5)	3.3 ± 0.4 (5)	183 ± 13 (5)	21.3 ± 0.8 (5)	4.2 ± 0.5 (5)
5.	45.2 ± 1.8 (6)	0.040 ± 0.016 (6)	0.087 ± 0.009 (6)	27.2 ± 4.0 (5)	27.8 ± 4.9 (5)	232 ± 7 (6)	3.4 ± 0.2 (6)	203 ± 6 (6)	24.5 ± 0.8 (6)	6.0 ± 0.6 (6)

Tabell 10.

Skillnaden mellan starka basiska katjoner och starka syra-anjoner (strong ion concentration difference = SID, $\bar{x} \pm SE$) i de undersökta kräftornas hemolymfa.
0. Luoma, 1. Hanhikoski, 2. Munakka, 3. Napue, 4. Vassor (Larvbäcken) och 5. Vassor (bystrand).

	16.6.82	21. - 23.7.82	24. - 26.8.82	22. - 24.5.82	18. - 20.10.82
0. ♂♂	18.2 - 1.2 (7)				
♀♀	22.2 - 4.7 (5)				
1. ♂♂		10.7 ± 2.7 (5)	8.5 ± 3.0 (6)	18.6 ± 2.2 (7)	2.3 ± 1.6 (6)
♀♀		20.3 ± 2.7 (5)	4.2 ± 1.2 (5)	21.5 ± 2.9 (5)	1.7 ± 2.1 (6)
2. ♂♂		14.6 ± 1.1 (5)	8.9 ± 4.2 (5)	19.1 ± 2.5 (7)	- 1.3 ± 1.3 (6)
♀♀		17.8 ± 3.1 (5)	9.5 ± 1.9 (6)	21.6 ± 3.2 (6)	4.4 ± 4.0 (7)
3. ♂♂		18.1 ± 3.6 (5)	12.4 ± 1.3 (6)	20.7 ± 2.1 (6)	4.9 ± 1.4 (6)
♀♀		20.7 ± 2.9 (5)	12.0 ± 3.9 (6)	20.5 ± 3.0 (6)	- 4.4 ± 1.5 (7)
4. ♂♂		16.2 ± 3.3 (2)	24.5 ± 3.1 (6)	31.0 ± 1.1 (5)	22.7 ± 2.2 (5)
♀♀		23.0 ± 3.4 (3)	30.8 ± 2.8 (6)	32.0 ± 2.1 (5)	17.2 ± 1.7 (5)
5. ♂♂		14.1 ± 3.5 (4)	22.3 ± 1.9 (6)	29.8 ± 2.1 (6)	10.3 ± 1.2 (6)
♀♀		30.4 ± 2.9 (3)	22.6 ± 3.1 (6)	26.1 ± 2.0 (6)	4.3 ± 2.0 (6)

Tabell 11. Sammansättningen för kräftornas ($\sigma\sigma + \text{oo}$) hemolymfa ($\bar{x} \pm \text{SE}$) på fyra provtagningsställen 29. - 30.9.81.

0. Luoma, 1. Hanhikoski, 2. Aunes, 3. Napue.

Provens antal anges inom parentes. Antalet hanar och honor var 6 $\sigma\sigma$, 6 oo (0), 5 $\sigma\sigma$, 5 oo (1),

2 $\sigma\sigma$, 3 oo (2) och 4 $\sigma\sigma$, 6 oo (3).

ställe	rs mm	längd	glukos g/l	laktat g/l	proteiner g/l	koppar mg/l	klorid mekv/l	kalium mekv/l	natrium mekv/l	kalций mekv/l	magnesium mekv/l
0.	46.7 ± 5.1 (12)	0.040 ± 0.010 (12)	0.068 ± 0.007 (12)	45.7 ± 2.9 (12)	60.4 ± 4.3 (12)	224 ± 2 (12)	4.2 ± 0.2 (12)	223 ± 2 (12)	22.3 ± 0.4 (12)	5.3 ± 0.2 (12)	
1.	45.5 ± 3.9 (10)	0.004 ± 0.003 (10)	0.049 ± 0.002 (10)	51.4 ± 3.3 (10)	65.6 ± 4.6 (10)	218 ± 2 (10)	4.2 ± 0.1 (10)	215 ± 2 (10)	22.5 ± 0.6 (10)	5.5 ± 0.2 (10)	
3.	43.4 ± 3.2 (5)	0.024 ± 0.011 (5)	0.082 ± 0.016 (5)	56.6 ± 3.9 (5)	82.7 ± 8.3 (5)	222 ± 6 (5)	4.0 ± 0.1 (5)	219 ± 4 (5)	22.8 ± 0.7 (5)	6.2 ± 0.3 (5)	
3.	48.3 ± 3.7 (10)	0.003 ± 0.002 (10)	0.064 ± 0.003 (10)	65.9 ± 3.6 (10)	88.3 ± 6.6 (10)	221 ± 4 (10)	3.8 ± 0.1 (10)	222 ± 4 (10)	24.7 ± 0.4 (10)	4.4 ± 0.4 (10)	

Tabell 12.

Statistisk jämförelse mellan de olika parametrarna för hemolymfaprov från fyra provtagningsställen. 0. Luoma, 1. Hanhikoski, 2. Aunes och 3. Napue (29. - 30.9.81). Gruppkillnadernas signifikans testad med Student's t-test (***) ytterst signifikant, ** signifikant, * relativt signifikant, o riktningsgivande och NS icke signifikant).

grupperna	rs	längd	glukos	laktat	proteiner	koppar	klorid	kalium	natrium	kalций	magnesium
0 - 1	NS		**	*	NS	o	NS	**	NS		NS
0 - 2	NS		NS	NS	*	NS	NS	NS	NS		*
0 - 3	NS		**	NS	***	NS	o	NS	***		*
1 - 2	NS		NS	o	NS	NS	NS	NS	NS		NS
1 - 3	*		NS	**	**	NS	*	o	**		*
2 - 3	NS		o	NS	o	NS	NS	NS	*		**

Tabell 13. Statistisk jämförelse av de olika parametrarna i de undersökta kräftornas ($\sigma\sigma'$ + $\sigma\sigma''$) hemolymfa i september 1981 - 1982 (jfr. tabellerna 6,7 och 11). (+): värdet högre än under det andra undersökningsåret, (-): värdet lägre än under det andra undersökningsåret (förklaringar som i tabell 12).

	glukos	laktat	proteiner	klorid	kalium	natrium	kalcium	magnesium
Hanhikoski 82 -	NS	*	**	*	NS	***	o	NS
Hanhikoski 81		(+)	(+)	(+)		(+)	(+)	
Munakka 82 -	NS	*	**	o	NS	**	*	o
Aunes 81		(+)	(+)	(+)		(+)	(+)	(+)
Napue 82 -	NS	NS	***	NS	o	NS	***	NS
Napue 81		(+)	(+)	(-)			(+)	

Tabell 14-17. Vissa, för kräftans trivsel betydelsefulla vattenkvalitetsparametrar, vilka uppmätts åren 1981 och 1982 i Aunes (provtagningsställe nr 2 för hemolymfaproven), och i Palhojainen, c. 10 km nedströms från Napue (provtagningsställe 3). Vattenanalysresultaten har plockats ur Vasa vattendistrikts vattenlaboratoriums vattenkvalitetsregister.

Tabell 14. Resultat av analys av vattenkvaliteten, Aunes (Seinäjäki) 1981

Datum	20.1.	9.2.	2.3.	1.4.	27.4.	12.5.	8.10.	16.11.	14.12.
Temperatur °C	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	6,8	9,3	0,3	0,2
O ₂ mg/l	9,8	10,0	10,5	8,3	10,5	10,0	9,2	12,3	11,1
O ₂ mätn. %	70	71	74	59	75	85	83	88	79
Grumlighet, Hach FTU	5,6	7,9	4,7	6,4	8,1	26	6,2	7,9	5,8
Fast substans mg/l	6,6	17	6,7	11	23	110	23	18	9,3
γ mS/m	10	12	11	9,4	15	6,6	12	12	12
Alkalinitet mmol/l	0,28	0,26	0,31	0,20		0,05	0,18	0,28	0,06
pH	6,7	6,3	6,3	6,0	5,5	5,7	6,6	5,8	5,6
Färg Ptmg/l			210	200	160	240	240	210	180
COD _{Mn} mg/l O ₂	24	23	30	26	29	33	33	32	28
Fe mg/l	2,2	2,5	2,3	3,0	1,7	4,2	2,9	2,2	1,7
Sulfat mg/l	11	14	12	8	36	9,9	20	29	29

Tabell 15. Resultat av analys av vattenkvaliteten, Palhojainen (Storkyro) 1981

Datum	2.3.	1.4.	27.4.	12.5.	1.7.	17.8.	21.10.	16.11.	14.12.
Temperatur °C	0,2	0,2	0,9	6,1	16,4	17,4	3,9	0,1	0,1
O ₂ mg/l	12	11,1	11,9	11,2	8,1	7,4	11,0	13,3	12,6
O ₂ mätn. %	85	80	86	93	83	79	86	94	90
Grumlighet, Hach FTU	5,4	4,9	8,2	58	4,1	4,1	5,3	7,4	5,1
Fast substans mg/l	6,3	8,2	29	141	12	6,7	26	16	8,1
γ mS/m	14	11	15	7,0	8,9	9,5	15	15	16
Alkalinitet mmol/l	0,26	0,25		0,25	0,11	0,16	0,06	0,10	0,06
pH	6,3	6,3	5,4	5,6	6,5	6,3	5,6	5,3	5,2
Färg Ptmg/l	180	240	210	250	240	280	240	200	180
COD _{Mn} mg/l O ₂	23	27	29	29	30	33	36	30	57
Fe mg/l	2,2	2,7	1,9	5,8	2,0	2,6	2,5	1,9	1,5
Sulfat mg/l	20	12	34	11	12	97	17	39	40

Tabell 16. Resultat av analys av vattenkvaliteten, Aunes (Seinäjäjoki) 1982

Datum	13.1.	15.2.	8.3.	19.4.	3.5.	17.5.	8.6.	11.8.	17.8.	7.9.	15.9.	20.10.	25.10.	15.11.	14.12.
Temperatur °C	0,3	0,3	0,2	0,8	3,6	7,4	12,4	18,4	16,9	11,6	10,5	0,3	3,6	3,4	0,3
O ₂ mg/l	8,9	8,6	8,8	12	11,8	9,9	8,8	6,8	5,7	7,3	8,9	12,1	10,9	11,2	12,0
O ₂ mätn. %	61	59	60	84	89	82	82	73	60	69	80	83	82	84	83
Grumlighet, Hach FTU	8,4	7,0	7,0	9,2	22	9,0	7,5	8,1	8,1	2,7	14	5,8	8,2	17	13
Fast substans mg/l	34	7,8	8,8	43	70	28	29	33	57	16	22	9,8	23	30	18
γ mS/m	9,8	14	13	10	6,6	10	10,2	13,6	5,8	9,2	9,8	12	11	11	17
Alkalinitet mmol/l	0,22	0,43	0,42	0,06	0,05	0,03	0,18	0,48	0,11	0,09	0,29	0,35		0,20	0,02
pH	5,9	6,6	6,4	5,9	5,7	5,3	6,3	6,8	6,1	5,8	6,8	7,1	6,9	6,5	5,3
Färg Ptmg/l	240	210	200	210	200	180	200	160	320	320	240	210	210	210	180
COD _{Mn} mg/l O ₂	37	23	21	28	28	28	24	21	38	41	27	24	26	28	29
Fe mg/l	3,2	2,7	2,8	2,5	2,9	2,1	2,4	3,6	4,8	2,3	3,1	2,5	3,0	2,9	1,5
Sulfat mg/l	14	16	11	18	14	22	16	14	7,4	13	8,3	13	10	16	44

Tabell 17. Resultat av analys av vattenkvaliteten, Palhojainen (Storkyro) 1981

Datum	19.1.	17.2.	8.3.	19.4.	3.5.	18.5.	8.6.	15.9.	24.9.	20.10	15.11.	15.12.
Temperatur °C	0,3	0,3	0,1	0,2	3,4	7,4	14,9	10,5	8,3	1,7	2,4	0,3
O ₂ mg/l	10,4	10,3	10,1	12,2	11,8	10,9	8,6	9,6	9,9	11,8	11,8	12,8
O ₂ mätn. %	72	71	69	84	88	91	85	86	87	85	86	88
Grumlighet, Hach FTU	6,9	5,3	4,6	18	28	8,0	5,5	9,2	4,9	6,4	18	9,1
Fast substans mg/l	37	6,5	7,4	51	79	20	10	8,8	16	7,8	35	12
γ mS/m	11	10	8,8	16	8,6	11	11,2	10	10	11	12	19
Alkalinitet mmol/l	0,23	0,26	0,22	0,03	0,03	0,03	0,11	0,32	0,10	0,31	0,21	0
pH	6,2	6,3	6,1	5,5	5,4	5,3	6,2	7,1	6,1	6,9	6,7	5,0
Färg Ptmg/l	240	240	250	150	200	200	200	210	280	270	270	200
COD _{Mn} mg/l O ₂	33	30	33	25	28	27	26	24	37	25	27	41
Fe mg/l	3,5	2,9	2,6	2,4	3,6	1,6	1,8	2,7	2,3	2,4	3,0	1,4
Sulfat mg/l	18	14	8,3	40	25	25	24	8,4	19	12	17	53