



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.





Utsläpp av kylvatten — en möjlighet att förbättra fiskrekrytering?

*Henrik Svedäng
Peter Karås*



Utsläpp av kylvatten — en möjlighet att förbättra fiskrekrytering?

Henrik Svedäng
Peter Karås

Fiskeriverket
Kustlaboratoriet
Box 584
740 71 Öregrund

Innehåll

SAMMANFATTNING	3
ABSTRACT	4
INLEDNING	5
Typarternas biologi	6
Undersökningsområden	8
MATERIAL OCH METODER	10
Hydrografi	10
Vegetation	12
Bottenfauna	13
Fisk	13
RESULTAT OCH DISKUSSION	16
Hydrografi	16
Växtlighet	21
Bottenfauna	23
Fisk	23
SLUTSATSER	35
REFERENSER	36

Beställningsadress:

*FISKERIVERKET
Kustlaboratoriet
Box 584
740 71 Öregrund*

oktober 1993

Erkännanden

Inger Abrahamsson, Pia Florenius, Uno Jansson, Gunilla Sandberg, RoseMarie Svensson, Christer Westerberg och Svante Westerberg har svarat för insamling, bearbetning och analys av material och data i Forsmarksområdet. Berth Nyman har utformat rapporten grafiskt. Arbetet har finansierats av Elkraft A/S, Imatran Voima OY, OKG AB, Sydkraft AB och Vattenfall. Vi vill till samtliga medarbetare och finansiärer rikta ett stort tack.

Kustrapport 1993:5

ISSN 1102—5670

SAMMANFATTNING

I syfte att förbättra tillväxt och överlevnad hos framförallt kommersiellt intressanta varmvattenarter släpptes ca 70 m³/s kylvatten från Forsmarks kärnkraftverk ut i grunda, kustnära vattenområden. På så sätt värmdes ett 6—8 km² stort område upp under april—oktober 1990 och 1991. Övertemperaturen avtog snabbt från utsläppspunkten och i varmvattenarternas huvudsakliga rekryteringsområden uppgick temperaturöverskottet som mest till 4—5 °C under vår och sensommar. I genomsnitt var dock överskottet ett par grader lägre och under juni, juli och fram till mitten av augusti förekom inget överskott. Vattentemperaturen var t o m lägre än i opåverkat område vissa perioder under sommaren såsom en effekt av kraftverkets reducerade elproduktion i kombination med förhållandevis låga intagstemperaturer.

Negativa effekter av utsläppen i form av grumlingar kunde inte visas, och ökad algpåväxt förekom endast i ett begränsat område inom ett par hundra meter från utsläppspunkten. Tillväxtsången hos vattenväxterna var dock förlängd även på någon kilometers avstånd.

Abborre var den art som i fråga om tillväxt och överlevnad studerades mest intensivt under första levnadsåret. Hos denna art åstadkoms en tidigare lek som resulterade i en produktionstopp av nykläckta larver ungefär en månad tidigare än i opåverkade områden. Den förbättrade tillväxt som denna förlängning av tillväxtsången borde inneburit reducerades emellertid av avsaknaden av övertemperatur under en stor del av sommaren. Effekten på tillväxten blev dock slutligen positiv, eftersom temperaturöverskottet var relativt stort under sensommar och höst. Abborrynglet blev därmed inom det påverkade området nära dubbelt så stort som inom det opåverkade vid tillväxtsångens slut. Eftersom även mörtynglens tillväxt gynnades, kan man anta att de flesta varmvattenarter reagerar likartat. Konsumtionsberäkningar för abborrynglet visade att födointaget var nära maximalt under såväl påverkade som opåverkade förhållanden.

Det första året med kylvattenuppvärmning, vilket även naturligt var varmt, uppstod de högsta yngeltätheter av abborre som noterats på 14 år inom experimentområdet. Efterföljande år var däremot ovanligt kallt och borde enligt tidigare erfarenhet lett till mycket låga yngeltätheter. Utsläppens uppvärmning åstadkom emellertid normala sådana. Tätheten av karpfiskarnas yngel ökade inte på motsvarande sätt. Den definitiva slutsatsen kan man emellertid dra först om några år, då dessa årsklasser rekryterats till den vuxna populationen. Effekterna på kallvattenarternas tillväxt och tätheter kunde inte bedömas. Sikens tidiga utvecklingsstadier tycktes dock ha påverkats negativt av den snabba temperaturhöjningen på vårvintern.

Effekterna på de vuxna fiskpopulationerna var marginella. Störst effekt kunde noteras på strömming, vilken anlockades till det kylvattenpåverkade området på våren i samband med lek och som under de varmaste perioderna syntes undvika utsläppsområdet i större utsträckning än normalt.

För att optimera effekterna av kylvattnet på rekryteringen hos varmvattenarter bör utsläppen i större utsträckning än som här varit fallet ske i direkt anslutning till lämpliga rekryteringsområden. För att minska utdrift av fisklarver bör också strömhastigheten anpassas till de lokala förhållandena.

ABSTRACT

Discharges of cooling water from a nuclear power plant, situated in the SW part of the Gulf of Bothnia, have been used in an attempt to improve recruitment of commercially interesting warm water species. In the experiment about 70 m³/s of cooling water, normally elevated about 10 °C above ambient, was discharged into shallow water areas from April until October in two consecutive years. This resulted in the warming up of an area of 6–8 km³. There was, however, a sharp temperature decrease from the point of discharge and the temperature increase was much reduced when reaching the actual nursery areas of the warm water species. The highest increase was 4–5 °C during spring and late summer. In general it was a few degrees lower and during June, July up to the middle of August there was no increase at all in these areas. In fact, water temperature was even lower as compared to unaffected areas due to a combination of small temperature increases within the power plant and relatively low temperatures within the intake area.

Effects on the turbidity of the water in the affected area could not be documented. Increased algal coverage was shown within some hundred meters from the point of discharge. The length of the growth season was, however, increased for the vegetation submerged at greater distances.

Perch (*Perca fluviatilis*) was studied most thoroughly concerning growth and survival during the first year of life. Earlier spawning resulted in a peak of abundance of newly hatched larvae about a month earlier than in unaffected areas. This event should have increased first year growth, but due to some temperature deficiencies during the summer this growth effect was reduced. The overall effect of the discharges on the growth was positive, however, since temperatures were relatively high in late summer and autumn. Thus, 0+ perch was about double the size at the end of the growth season in the most affected areas in comparison with unaffected areas. The growth of 0+ roach (*Rutilus rutilus*) was affected in a similar manner. Calculations of consumption in perch using a bioenergetics model, demonstrated that feeding was close to maximal in affected as well as in unaffected areas.

During the first experimental year, which also was a naturally very warm year, the highest abundance of 0+ perch for a period of 14 years was documented within the experimental area. The next year was, on the contrary, extremely cold and should, based on earlier experiences in the area, have resulted in very low abundances within the affected area. However, normal abundances appeared. The abundances of 0+ cyprinids did not increase in a similar manner. It is not possible, however, to draw a final conclusion concerning these observations until these year-classes are recruited to the adult stock.

The effects of the cooling water discharges on the adult stocks were small. Herring (*Clupea harengus*) was most greatly affected, since it was observed to spawn within the cooling water plume. Also, there were some indications that this species avoided the affected areas during the warmer parts of the year to a larger extent than normal.

To maximize the effects of the cooling water discharges on recruitment of warm water species, the cooling water should be discharged closer to the actual recruitment areas than was possible in this experiment. To reduce drifting of pelagic fish larvae, the velocity of the cooling water should also be adjusted to the local conditions.

INLEDNING

De flesta fiskarter på våra breddgrader har en mycket hög årlig produktion av romkorn och en hög mortalitet under första levnadsåret, särskilt under larvstadierna. Därför är årsklassdimensioneringen starkt beroende av omständigheterna under detta år, och variationer i omgivningsfaktorerna åstadkommer då stora mellanårsvariationer i årsklasstyrka. Detta är på våra breddgrader särskilt tydligt hos varmvattenarter. För abborre (*Perca fluviatilis*) har således kvoten mellan den starkaste och svagaste årsklassen visats vara 100—400 (Willemsen 1977, Kipling 1976, Buijse *et al.* 1992). För abborre i Östersjöns kustområden är motsvarande siffror ungefär en tiopotens lägre (Neuman 1976). I skandinaviska vatten har dessa mellanårsvariationer visats vara positivt korrelerade till sommartemperaturen under första levnadsåret (Segerstråle 1933, Agnedal 1968, Neuman 1976). Detta är en vanlig observation hos abborrfiskar (Koonce *et al.* 1977). Både hos abborre och mört (*Rutilus rutilus*) är i Östersjön tillväxten positivt korrelerad till temperaturen under första levnadsåret (Karås och Neuman 1981). Hos fiskar i allmänhet är vidare överlevnaden under första levnadsåret oftast positivt korrelerad till tillväxten (Pauly 1981). För abborre har man i linje med detta konstaterat positiva korrelationer mellan tillväxthastighet och årsklasstyrka (Craig 1982). Detta tolkades så att sannolikheten för att bli uppäten av någon predator minskar med tilltagande storlek.

Temperaturens positiva effekt på tillväxt och rekrytering hos varmvattenarter har även konstaterats i miljöer uppvärmda av kylvattenutsläpp (Karås 1987). Vikttillväxten hos årsyngel av abborre i Biotestsjön vid Forsmarks kärnkraftverk har sedan utsläppens start, ökat upp till sex gånger och tätheten tre gånger (Sandström 1990). Täthetsbegränsningar som yttrar sig i form av födobrist var marginella (Karås 1987). En artificiell temperaturökning i rekryteringsområdena borde åstadkomma förbättrad yngelproduktion av varmvattenarter såsom abborre. Framförallt borde utfallet kunna höjas svaga år och därmed bidra till ett stabilare fiske.

Kustzonen utgör en såväl biotiskt som abiotiskt variabel miljö. Temperatur och topografisk slutenhet följer gradienter vinkelrät mot kustlinjen. Temperaturförhållandena leder till en artzonering beroende på skillnader i preferenstemperatur medan topografien skapar förutsättningar för många olika typer av uppväxtområden. Karpfiskar och gädda (*Esox lucius*), som leker på mycket grunt vatten, utnyttjar ett stort antal små och förhållandevis väl avgränsade uppväxtområden. Abborre och gös (*Stizostedion lucio-perca*) rekryteras från större områden därutån. Strömmingen (*Clupea harengus*) har störst uppväxtområden längre ut i kustzonen men med en viss överlappning mot grundare vatten.

I föreliggande studie av kylvattens effekter på rekryteringen har vi valt att följa minst en art mer detaljerat inom varje kategori av rekryteringsområde. Bland varmvattenarterna är mört en representant för de grundaste rekryteringsområdena, abborre för de medeldjupa och strömming för de djupaste och största områdena. På grunt vatten har även larvstadiet för en kallvattenart — havslekande sik (*Coregonus lavaretus*) — studerats. Dessa typarters allmänna biologi, med speciell inriktning mot effekter av temperaturförhållandena under första levnadsåret, presenteras nedan utförligt under rubriken "Typarternas biologi".

I studien som utförts vid Forsmarks kärnkraftverk, har kylvatten styrts mot varmvattenarternas rekryteringsområden under tillväxtsången. Syftet har varit att genom den förhöjda temperaturen åstadkomma längre tillväxtsång och ökad tillväxthastighet samt därigenom förbättra överlevnaden hos framförallt varmvattenarter. Resultatet har följts upp genom larv- och yngelstudier samt provfisken efter vuxen fisk. Vattenväxternas och bottenfaunans reaktioner har även studerats. Resultaten är relaterade till tidigare observationer vid Forsmarks och Oskarshamns kärnkraftverk, varvid såväl publicerat som opublicerat material har utnyttjats. Arbetet ingår i projektet "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering", vilket är finansierat av värmekraftproducenter i Sverige, Finland och Danmark.

Typarternas biologi

Mört

Mört är allmänt förekommande i söt- och brackvatten i Sverige. Det är en varmvattenart med relativt låg tillväxtpotential, där tillväxt är möjlig inom intervallet 10—30 °C. Optimum för tillväxt är 28 °C för en fisk av 1 grams storlek (Lessmark 1983). Fältstudier av hur temperatur påverkar tillväxten hos fisk, som exempelvis vid kylvattensutsläpp, tyder på att ensomrig fisk påverkas positivt av temperaturförhöjningen, medan något entydigt beroende av temperaturen för årstillväxten hos tvåsomrig eller äldre fisk inte är klarlagt (Karås och Neuman 1981, Klimczyk-Janikowska 1978, Neuman 1984, Neuman och Andersson 1990, Neuman och Thoresson 1979).

Mört leker på våren inom ett brett temperaturintervall (10—20 °C) (Horoszewicz 1971, Jafri 1989, Vøllestad och L'Abée-Lund 1987, Lessmark 1983, Lind och Kukko 1974, Shikhshabekov 1974). Den lägger sin rom oftast i rik vegetation på 1—3 dm djup, där rommen klibbar fast på olika föremål. Normal utveckling hos rommen sker mellan 8 och 24 °C. I temperaturintervallet mellan 10 och 20 °C är förhållandena optimala för embryonernas överlevnad (Herzig och Winkler 1985). Embryonalutvecklingen påskyndas av stigande temperatur. Larverna klänger fast vid underlaget under de första dagarna, och under hela larvfasen förekommer de på mycket grunt vatten (<0,5 m).

Årsklassens storlek bestäms förmodligen under de tidiga livsstadierna. Syrgasförhållanden, temperatur, vattenståndsvariationer och predation är viktiga populationsreglerande faktorer (Cerny 1974, Kempe 1962, Ponton och Gerdeaux 1987, Zuromska 1967).

Abborre

Abborre har högre metabolism än mört, vilket innebär att dess potential för födointag och därmed tillväxt är större. Den kan tillväxa inom intervallet 10—30 °C med optimum som varierar med fiskens storlek från ca 20 °C för de största fiskarna till ca 28 °C för de minsta (fig 1, Lessmark 1983, Karås och Thoresson 1992).

Abborre leker under långdagsförhållanden (från mitten av mars), när temperaturen ökar från 6 till 10 °C (Karås 1987). Embryonalutvecklingen

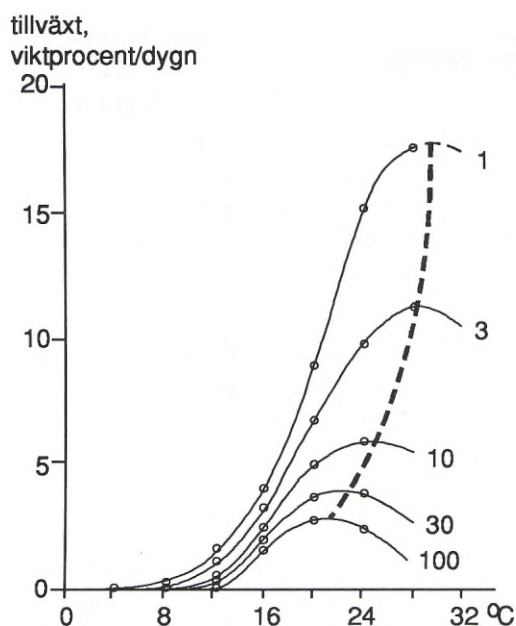


Fig. 1. Relationen mellan maximal tillväxt och temperatur för abborre i olika storlekar (1–100 g). Optimumtemperaturer anges med en streckad linje. (Efter Lessmark 1983).

påskyndas av stigande temperatur (Guma'a 1978). Larverna simmar efter kläckningen fritt omkring i vattenmassan utanför strandzonens vegetationsbälte på 1–3 m djup. Dessa tidiga livsstadier är speciellt känsliga för snabba temperaturväxlingar, och vid temperaturer under 10 °C och över ca 20 °C ökar dödligheten snabbt (Hokansson 1977, Karås 1987). Vid ca 3 cm börjar den tidigare nästan genomskinliga fisken att producera fjäll, pigmenteras och anta de vuxna fiskarnas utseende. Den söker sig allt närmare stranden och uppträder då oftast i stim.

Reglering av tillväxt och populationsstorlek skiljer sig ofta mellan mindre inlandsvatten och öppna system såsom stora sjöar och kustområden. I mindre insjöar kan populationens täthet vara så hög att tillväxt och rekrytering påverkas negativt (Alm 1946), medan kustpopulationer i högre grad regleras av fysiska miljöfaktorer (Böhling *et al.* 1991, Karås 1987).

Ynglets tillväxt i Östersjön har visats vara starkt temperaturberoende, eftersom födobegränsningarna är ringa (Karås 1987). Mellanårsvariationer i rekrytering har kunnat korreleras till temperaturen för många abborrpopulationer i Östersjön (Böhling *et al.* 1991).

Strömning

Det finns både höst- och vårlekande strömning. Numera är den vårlekande helt dominerande i Östersjön. Strömningen är en kallvattenart och föredrar därför temperaturer under 14 °C; den förekommer huvudsakligen i temperaturer mellan 4 och 10 °C (Sjöblom 1961, Neuman 1982, 1983, Andersson och Karås 1993). Flertalet leker inom temperaturintervallet 6–9 °C (Sjöblom 1961, Andersson och Karås 1993). Temperaturpreferenserna styr strömningens säsongsvandringar. De tidigt lekande samlas på våren på grunt vatten (Sjöblom 1961). Leken förskjuts utåt djupare vatten mot sommaren, allteftersom lämpliga lektemperaturer uppträder längre ut i kustzonen (Sjöblom 1961, Rannak 1971, Ojaveer och Simm 1975). Med stigande temperatur förskjuts huvudförekomsten också efter leken mot mer exponerade och kallare områden.

Förvånansvärt lite information finns om ynglets temperaturpreferenser. Man kan dock på goda grunder antaga att de är avsevärt högre, liksom för fisk i allmänhet, än för vuxen fisk. De data som finns för de tidigaste utvecklingsstadierna efter kläckning visar relativt hög mortalitet vid 3 °C, god överlevnad vid 7–17 °C (Ojaveer 1981) och en övre letaltemperatur vid 22–24 °C (Yin och Blaxter 1987, Blaxter 1969, Holliday och Blaxter 1960, Iversen och Danielssen 1984). Larver kring 20 mm tycks föredra så hög temperatur som 20 °C (Schnack 1974).

Sik

I Bottniska vikens kustvatten finns två former av sik; en kustlekande och en älvlekande. I Forsmarksområdet förekommer endast den kustlekande formen. Arten är kallvattenadapterad med optimumtemperaturer för konsumtion och tillväxt kring 15 °C. Den är höstlekare, och rommen kläcker tidigt på våren. Rom och nykläckta larver utvecklas normalt endast i låg tempertur, och deras optimumtemperaturer är lägre än 6 °C (Hudd *et al.* 1988, Lawler 1965). Årsklassdimensioneringen anses till stor del påverkas av temperaturförhållandena höst och vinter under embryonalutvecklingen, d v s stabila förhållanden gynnar överlevnaden (Hudd *et al.* 1988).

Undersökningsområden

Forsmarks och Oskarshamns kärnkraftverk är lokaliserade till Östersjö-kusten (fig 2) och använder stora mängder brackvatten som kylvatten. Totalt värms 100 m³/s vid Oskarshamnsverket och 135 m³/s vid Forsmarksverket ca 10°C. Oskarshamnsverket består av tre aggregat, vilkas effekt är ca 460, 615 och 1 110 MW för respektive aggregat. Kraftverket är beläget vid Smålandskusten. Kylvattnet leds via tunnlar till en 17 ha stor vik, Hamnefjärden (fig 2). Dess enda förbindelse med omgivande vatten är

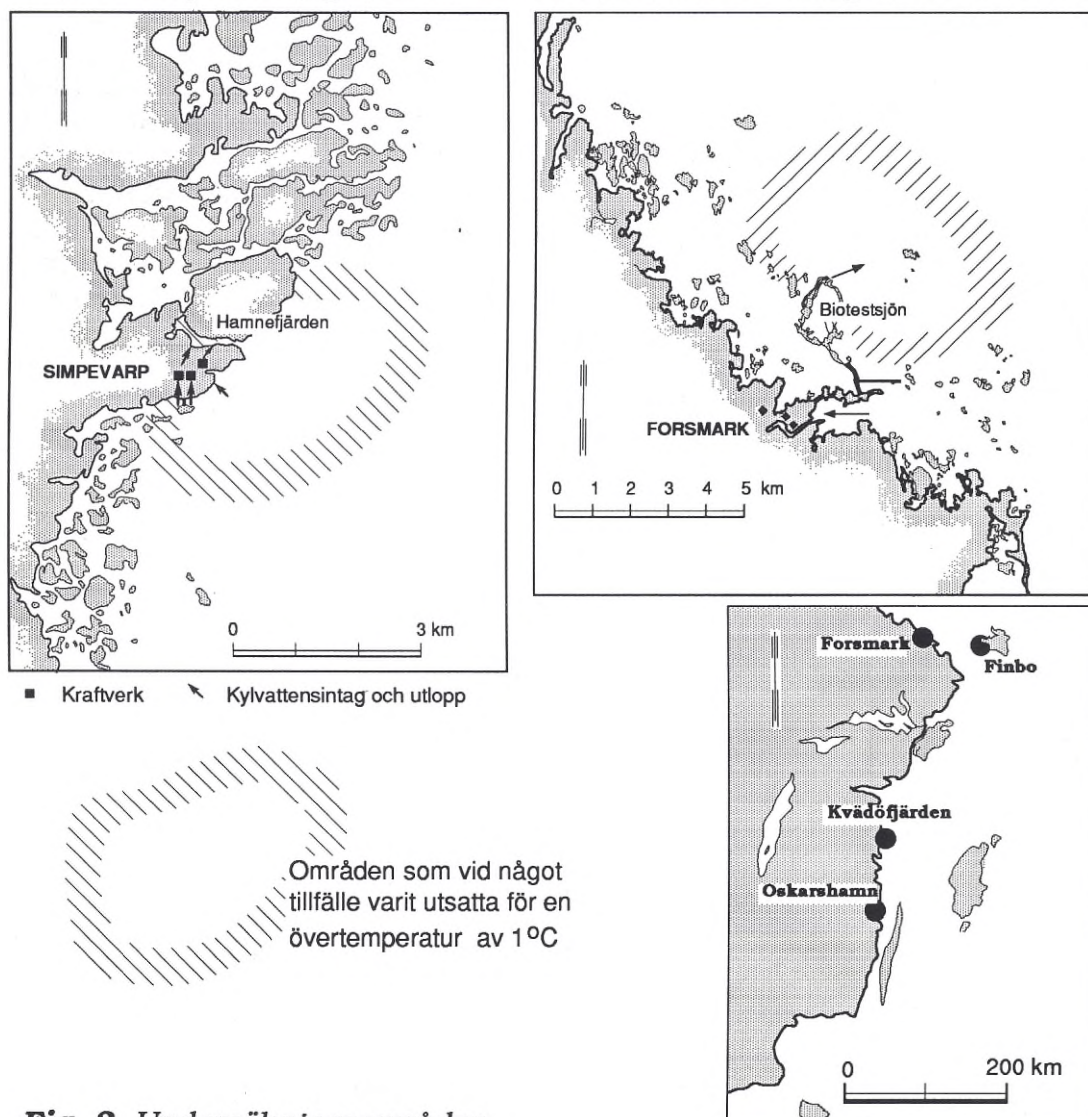


Fig. 2. Undersökningsområden.

ett sund med tre meters tröskeldjup, Hamnehålet. Temperatureffekten av kylvattenutsläppet är maximal i den yttre delen av Hamnefjärden med ca 10°C övertemperatur vid full produktion.

Liksom Oskarshamnsverket består Forsmarks kraftstation av tre aggregat. Effekten är ca 1 000 MW för två av dem och ca 1 200 MW för det tredje. Kraftstationen ligger vid Öregrundsgrepen i SV Bottenhavet (fig 2). Kylvattnet från de båda första aggregaten, vilket uppgår till 90 m³/s, leds genom en tunnel under havsbotten ut till Biotestsjön, en ca 100 ha stor inneslutning av ett naturligt skärgårdsområde. Efter passage av Biotestsjön förs kylvattnet genom en kort kanal till den gemensamma utsläppspunkten för de tre blocken. Det tredje aggregatets kylvatten, 45 m³/s, leds genom en separat tunnel, vilken vid Biotestsjön övergår i en ca 1 km lång öppen kanal utmed Biotestsjöns västsida. Hamnefjärden vid Simpevarp och Biotestsjön vid Forsmark kan sägas utgöra liknande miljöer; vattenområdena är relativt små och skyddade och erhåller hög övertemperatur. Vid den öppna kusten utanför Hamnehålet respektive Biotestsjön blandas kylvattnet snabbt med omgivande vatten, vilket skapar ett mindre område med en skarp temperaturgradient mot ett större därutån med en diffus påverkan.

Skärgårdsområdet vid Forsmarks kärnkraftverk kan manipuleras med kylvatten via utsläpp genom ett reservutskov (fig 3). Detta område är ca 12 km² och har ett medeldjup av ca 4,5 meter. Det består av två centralt belägna bassänger med ett största djup av 10 meter. I syd och ost begränsas det av vägbankar. Längre norrut är det ögrupperna vid St Sandgrund, Hästen och Norrasken samt Skatenområdet som utgör rand mot ost och nord. Längs med fastlandet och runt de många öarna finns många små skär och grund som skapar grunda och skyddade miljöer.

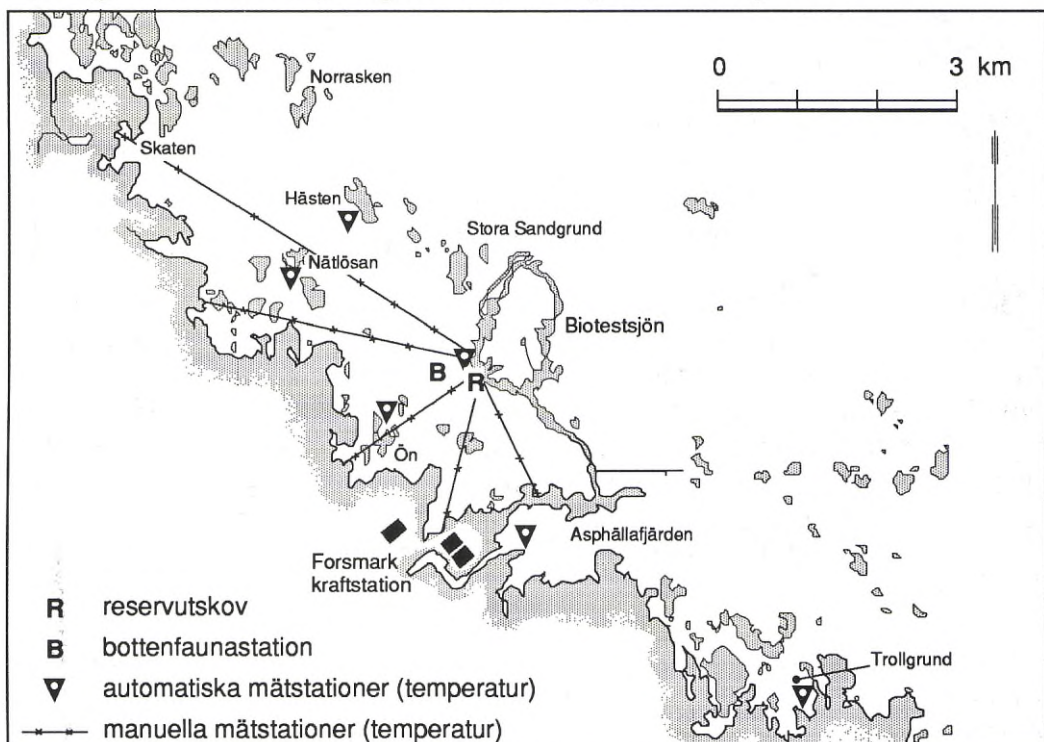


Fig. 3. Forsmarksområdet med Biotestsjön.

Referensområdet till utsläppsområdet vid Simpevarp, Kvädöfjärden, är beläget ca 7 mil norr om Simpevarp vid gränsen mellan Småland och Östergötland, och det till Forsmark vid Finbo på västsidan av Åland (fig 2).

MATERIAL OCH METODER

Hydrografi

I det här rapporterade projektets regi har reservutskovet utnyttjats, och kylvatten släppts ut i det avgränsade skärgårdsområdet väster om Biotestsjön (fig 3), syftande till att framförallt påverka temperaturförhållandena i de för varmvattenarterna viktiga grunda rekryteringsområdena vid Ön och Nätlösan. Utskovet hölls öppet mellan 3 april och 31 oktober 1990 och mellan den 14 mars och 1 oktober 1991. Utsläpp av kylvatten i skärgårdsområdet under vinterhalvåret har undvikits av flera orsaker. Utsläpp under vintern innebär risker för kiselalgsblomningar under tidig vår, när frånvaron av is inte begränsar ljusinflödet (Snoeijs 1989). Vidare kan åtminstone inte abborrens lek initieras före mitten av mars, även om temperaturhöjningen skulle ske tidigare (Karås 1987). En hög temperatur under vinterhalvåret innebär även en ökad stress för fisken, vilket i Biotestsjön visat sig i försämrad kondition och skador på fiskens könsprodukter (Luksiene och Sandström 1993, Sandström 1990).

Temperaturmätningar sker normalt vid Forsmark året runt med automatiskt registrerande instrument vid kraftverkets kylvattenintag, vid inloppet till Biotestsjön och vid Hästen (fig 3). Vid Hästen sker en registrering var 30:e minut på 1, 2, 3, 4, 5, 6 och 7 meters djup.

Utsläppets temperatureffekt på recipienten beror såväl av mängden kylvatten som av dess övertemperatur. Vattenmängden kan manipuleras med hjälp av tre sättluckor in till Biotestsjön. Av den totala volymen på ca 90 m³/s som normalt släpps ut i Biotestsjön, överfördes i försöket maximalt 60—70 m³/s kylvatten via utskovet då inloppet till Biotestsjön var reducerat med två sättluckor. Under sommaren, när någon av reaktorerna stängdes av för revision, minskade kylvattenmängden till hälften av den maximala (fig 4). Under kortare perioder stängdes reservutskovet helt, framförallt under 1991 (fig 4). Kylvattnets övertemperatur på normalt 10 °C minskade vidare under sommaren (fig 4) p g a låg elproduktion.

Erfarenheter från tidigare korttidsutsläpp genom reservutskovet har visat på klart förhöjda temperaturer i ett område som sträcker sig norrut till Nätlösan och Hästen. Uppläggnings- och provtagningen inom projektet har följt denna förväntade påverkan. Kontrollprogrammets temperaturmätningar har kompletterats med mätning under isfri tid i grunda fiskrekryteringsområden. I dessa har temperaturen registrerats med automatiska instrument var tredje timme mitt i vattenmassan på bottendjup av 0,5 och 2 meter vid Ön och Nätlösan 1990 samt vid Nätlösan och, såsom referens, Trollgrund 1991 (fig 3).

För att speciellt studera kylvattenplymens ytutbredning gjordes temperaturmätningar för hand i gradienter från utsläppspunkten med en veckas mellanrum från och med april till och med isläggning (fig 3). Vid varje station mättes temperaturen med en meters intervall från ytan till botten och närmast land på ett bottendjup av ca 0,5 m.

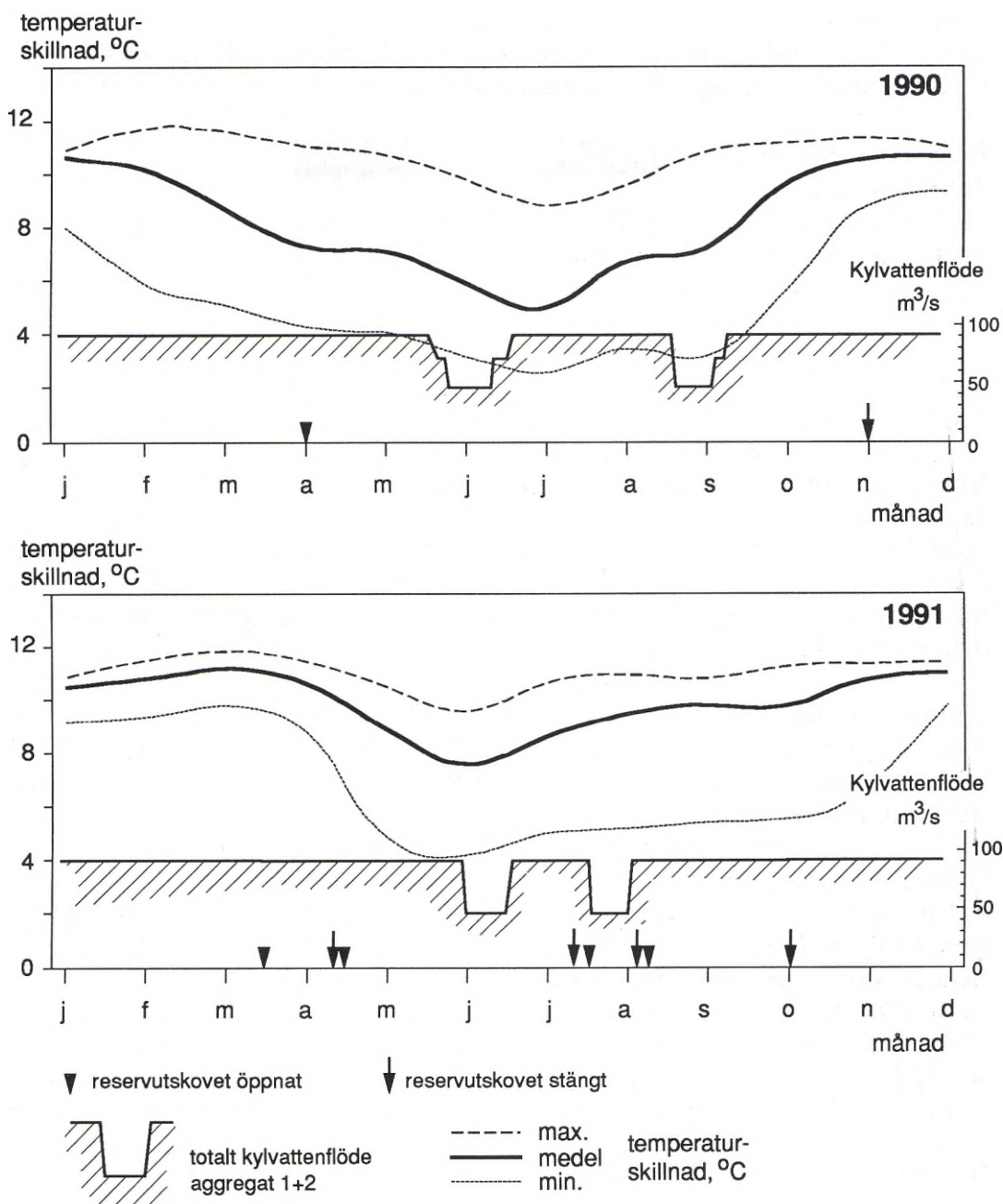


Fig. 4. Reservutskovets öppettider, flöden och skillnad mellan ut- och inloppstemperaturer.

Siktdjup, vilket uppskattas genom att sänka ner en vit s k siktdjupskiva tills dess den är osynlig för ögat, är ett mått på vattnets genomskinlighet. Det påverkas framförallt av vattnets färg och grumlighet. Minskat siktdjup kan indikera en ökad planktonproduktion eller uppslamning orsakade av kylvattenutsläppet. Dess utveckling har följts varje vecka vid tre provtagningsstationer; två av dessa är belägna i påverkansområdet, medan en station i Asphällafjärden tjänar som referenspunkt (fig 5).

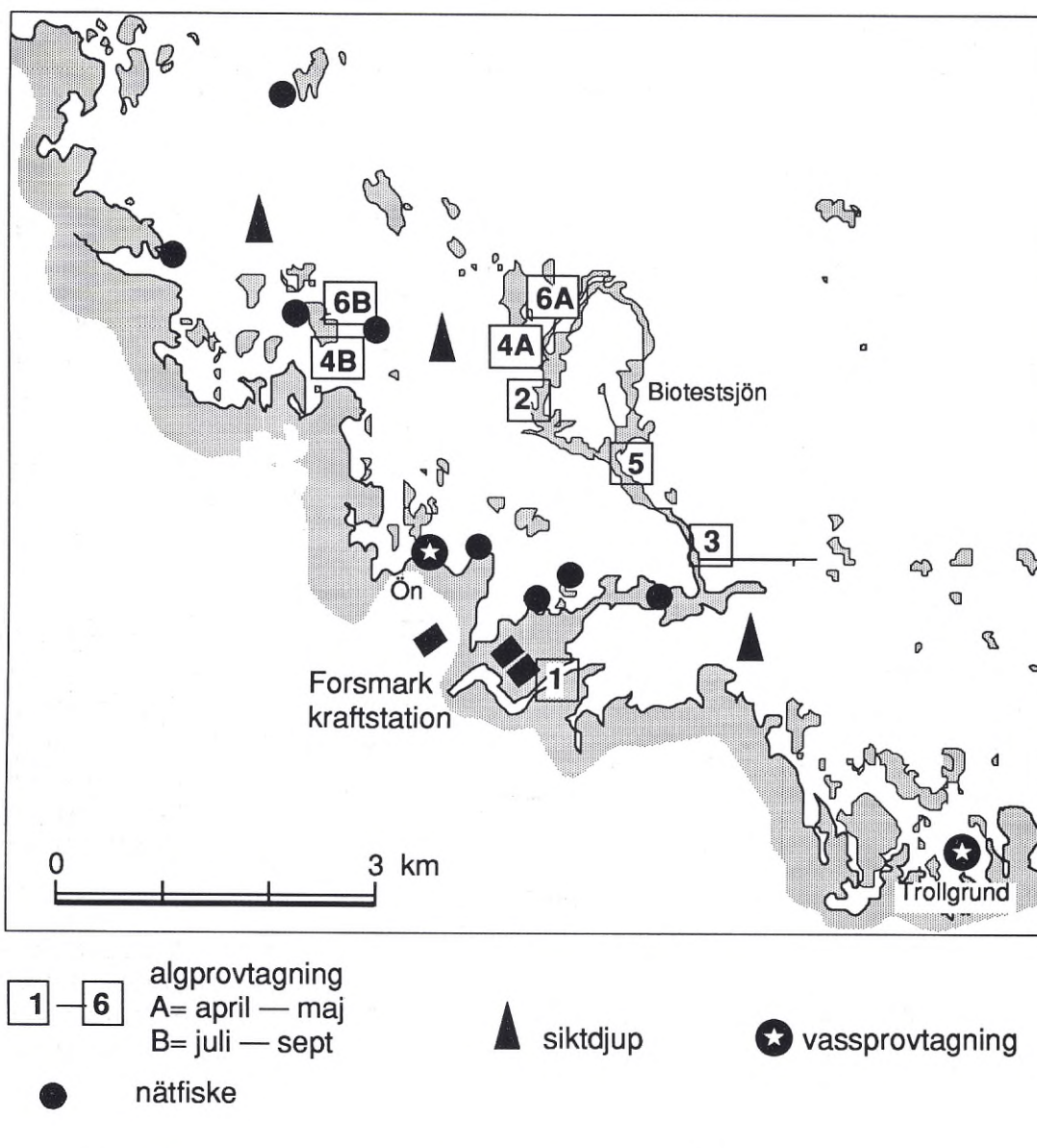


Fig. 5. Provtagningspunkter för siktdjup, alg- och vassstudier samt nätfiskestationer.

Vegetation

Algstudier

Påväxtalger studerades på stenar vid tre lokaler med olika strömförhållanden inom påverkansområdet (fig 5) och på tre referenslokaler i ett område söder om Biotestsjön. Alla referenspunkter samt undersökningslokalen vid utskovet på Biotestsjöns västra sida har ingått i tidigare undersökningar under opåverkade förhållanden (Snoeijs 1988). Dominerande makroalger artbestämdes, kvantitativa prov på makro- och kiselalger togs från stenar, och tätheten uppskattades enligt en sexgradig skala (Snoeijs 1992).

Vass

Eventuella temperatureffekter på bladvassens (*Phragmites communis*) tillväxt studerades 28 maj 1991, dels vid Ön, dels vid referensområdet

(Trollgrund, fig 5). Antal växtskott och medelskottlängd ovan vattenytan vid en meters botten djup noterades inom ytor av 0,25 m² storlek. Fem slumpvis valda provpunkter med likartad vindexponering studerades i varje område.

Bottenfauna

På en station nära utsläppspunkten (fig 3) togs vid några tillfällen båda försöksåren bottenfaunaprover för att kunna kontrollera huruvida syrgasbrist uppstått.

Fisk

Rom- och larvundersökningar

Studierna har utförts vid Forsmark dels inom det mest påverkade området vid Ön och Nätlösan, dels inom ett rekryteringsområde med förväntad liten påverkan som återfinns norr därom vid Skaten. Ett opåverkat område någon kilometer söder om Asphällafjärden vid Trollgrund har utgjort referensområde.

Abborren avsätter sin rom väl synligt i sammanhållna romsträngar på relativt grunt vatten, vilket gör det möjligt att på ett enkelt sätt från båt kartera förekomst av lek. Förekomsten av romsträngar indikerar såväl lekperiodens längd som lekens geografiska fördelning. Tänkbara lek-områden i en gradient till Skaten i norr liksom referensområdet besiktigades, och förekomst av romsträngar noterades. Undersökningarna utfördes med ungefär en veckas intervall under 1990 och 1991 från och med slutet av mars till lekperiodens slut.

Trots att mört leker på mycket grunt vatten är det svårt att inventera förekomst av rom genom att romkornen sprids över större områden och att de är svåra att iakttaga. God kvantitativ teknik för mätning av mörtlarvernas täthet saknas dessutom. Rom- och larvundersökningar för mört har därför inte utförts.

Abborr- och strömmingslarver är pelagiska, d v s de förekommer frisimmande i vattenmassan utanför vegetationsbältena strax efter kläckning. Detta förhållande gör det möjligt att kvantitativt mäta förekomsten av larver genom trålning i den fria vattenmassan. Sådan utfördes på grunt vatten (1—3 m) med sk Bongotrål (Smith och Richardson 1977) under perioderna 3 maj—25 juni 1990 och 7 maj—1 juli 1991. Trålningarna genomfördes med ungefär två veckors intervall. Tekniken var speciellt anpassad för trålning på dessa djup. Håvarna fästes framför en båt på ett konstant djup med ena håven i ytan och den andra strax därunder. I de flesta fall täcktes på detta sätt huvuddelen av det aktuella djupet. Mynningarna har en diameter av 60 cm, och maskstorleken är 500 µm. Trålning med denna teknik utfördes i tre olika delar av påverkansområdet och i referensområdet (fig 6). Inom de fyra områdena utfördes, i miljöer av samma karaktär, fem tråldrag. Varje tråldrag, utförda under en konstant tidsrymd, motsvarade i genomsnitt 1990 ca 80 m³ silat vatten och 1991 ca 60 m³ per drag.

På djupt vatten (6—10 m) trålades med en modifierad Gulfrål (Schnack 1974) med maskstorlek 500 µm under perioden 10 maj—25 juli 1990.

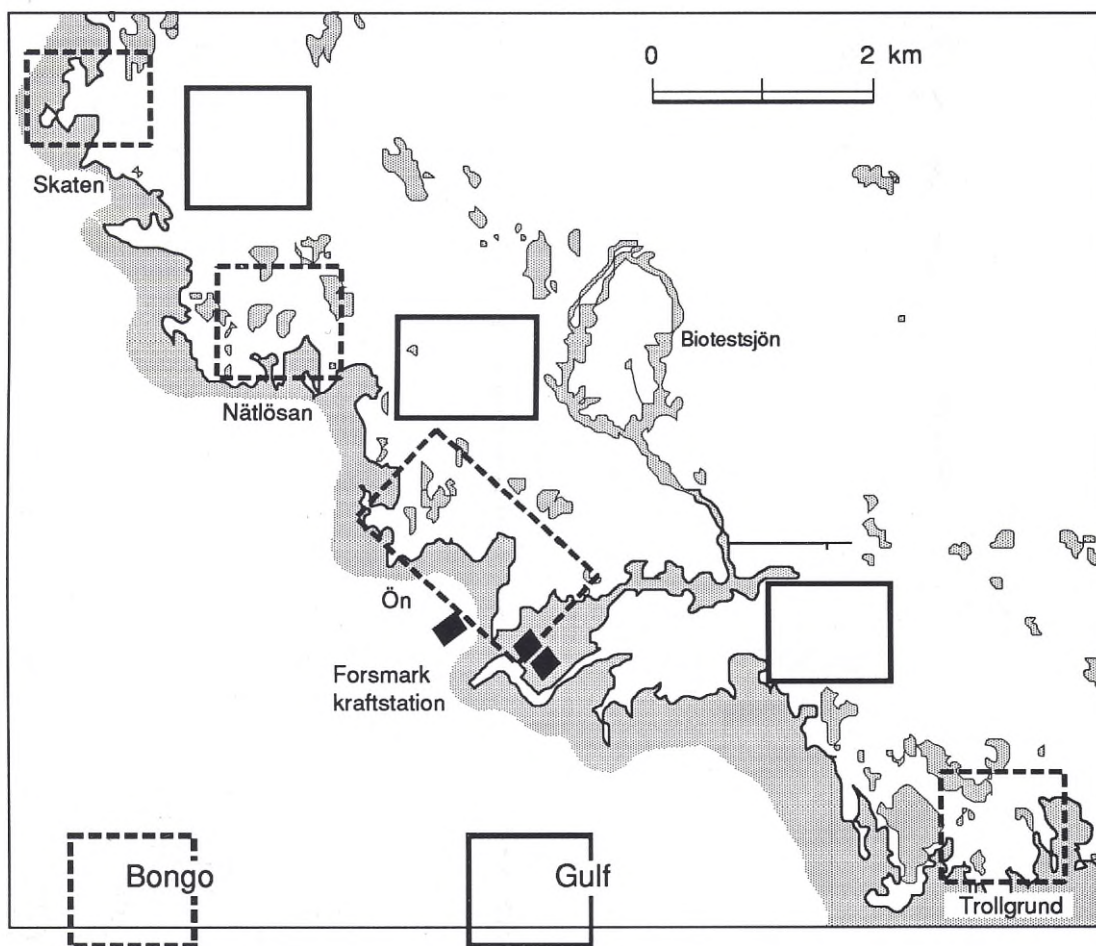


Fig. 6. Delområden för trålningar på grunt (Bongohåvar) och djupt vatten (Gulfhåvar). Även yngelprovtagning med sprängteknik har utförts inom dessa delområden.

Provtagning genomfördes under 3 minuter och med 5 drag per område (fig 6). Provtagningen upprepades med ungefär två veckors intervall. Håven matades ut med jämn fart under gång till ca 6 m djup och spelades därefter hem på samma sätt. Den trälade vattenmassan uppgick 1990 till ca 21 m³ silat vatten per drag.

Förekomst av siklarver skattades vid olika lokaler under påverkade förhållanden 7 maj 1990 och under opåverkade 13–15 maj 1992 (fig 7). Provtagning utfördes med standardiserade notdrag (Hudd *et al.* 1988). Notens vingar mätte 9 m och säcken 2,5 m. Maskstorlek i vingarna var 5 mm samt i säcken 1 mm. Den lades ut vinkelrätt mot strandlinjen 20 m från land och drogs in till stranden. Notdrag utfördes endast på sten- och grusbottnar, d v s de miljöer som siklarver föredrar. Denna teknik medger endast jämförelser av relativa täthetsmått.

Vid samtliga provtagningar konserverades larverna omedelbart i formaldehyd för senare analys med hjälp av stereomikroskop. Ingående arter noterades, och antalet individer räknades. Abborr-, strömmings- och siklarver mättes till närmsta millimeter. För tråldrag beräknades antalet individer i olika längdklasser per 100 m³. Vid notdrag efter sik noterades antal larver per drag.

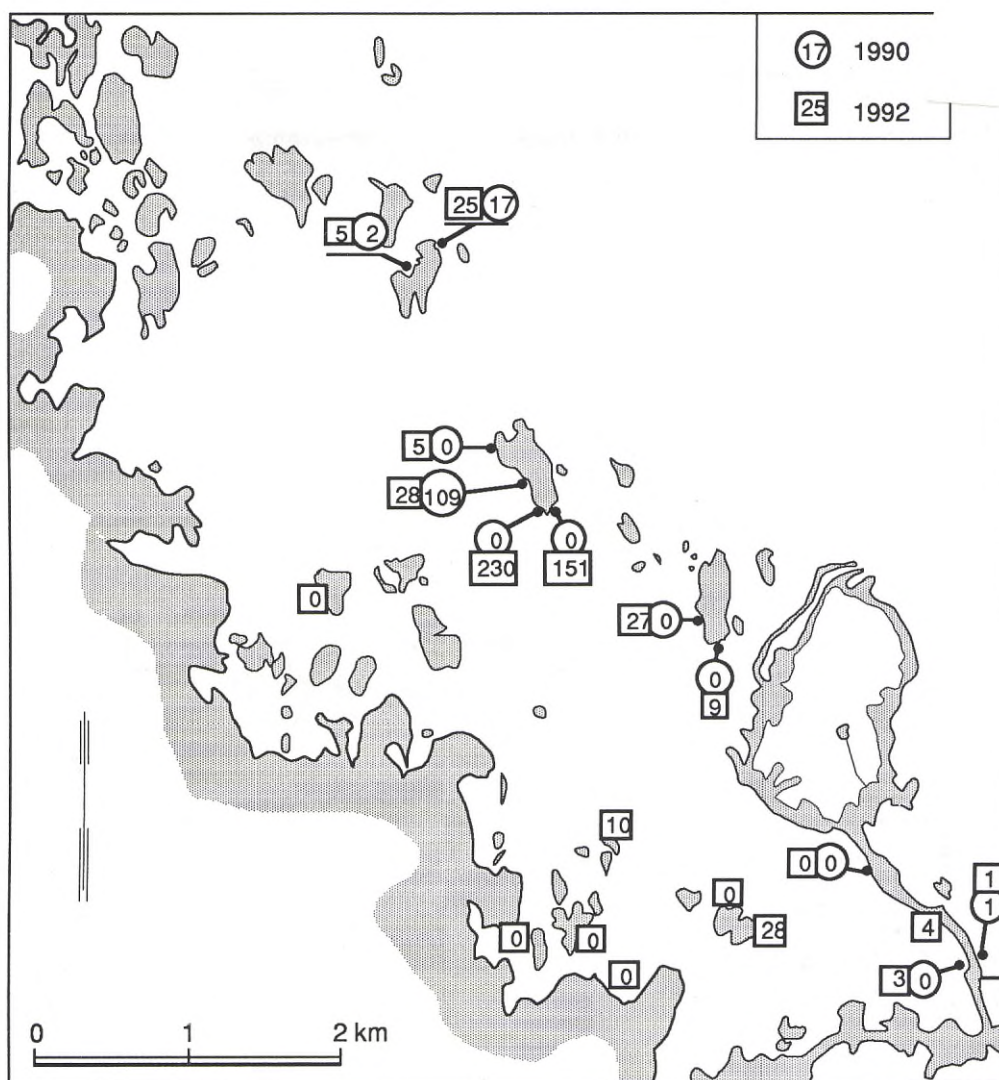


Fig. 7. Provtagningslokaler och förekomst av siklarver i Forsmarksområdet i maj 1990 och 1992. Antalet fångade larver per notdrag är markerade vid varje station.

Yngelstudier

Provtagning har skett med standardiserad sprängteknik (Karås och Neuman 1981). För undervattensdetonationerna används Nonelsystem med en laddning bestående av en halv 17×150 mm "Nobel-Prime" (45 g). Detonationen sker mitt i vattenmassan. All uppflytande bedövd eller död fisk insamlas med håv. Fisken artbestämms och räknas. Längd (mm) och vikt (0.01 g) mättes i färskt tillstånd. Täthet av yngel och småvuxen fisk anges i antal/skott. Denna teknik medger endast jämförelser av relativa täthetsmått.

Vid Ön följs inom kontrollprogrammet vid Forsmark årligen på hösten tillväxt och täthet hos årsyngel (Thoreson 1992b) liksom täthet av småvuxna arter såsom spiggar, stubbar och elritsa (*Phoxinus phoxinus*). Detta forna referensområde tillhör i denna studie påverkansområdet. Provtagningen har här kompletterats med fler områden inklusive opåverkade sådana (fig 6) och med ett större antal provtagningsstillfällen. Sprängningar har första levnadsåret utförts under augusti, september, oktober och under

maj efter fiskens första vinter. Vid varje provtagningsomgång har 10 sprängningar utförts tre skilda dagar inom varje område. Trollgrund och Skaten har här räknats som enskilda områden samt Nätlösan och Ön som ett annat, då de två senare områdena erhåller ungefär samma påverkan av kylvattenutsläppet (se "Hydrografi" — resultatdelen). Ön behandlas dock separat vid höstprovtagningen för att erhålla jämförbara värden med tidigare års provtagningar. Simuleringar av abborrynglets tillväxt och konsumtion har utförts med en bioenergetisk modell (Karås och Thoresson 1992).

Vuxen fisk.

Provfiske sker årligen inom kontrollprogrammet vid Forsmark under slutet av juli och början av augusti (Thoresson 1992b). Fisket försiggår inom påverkansområdet vid åtta fasta stationer (fig 5) med sex fisketillfällen per station. Vid samtliga fisken används två kustöversiktsnät per station. Varje kustöversiktsnät består av 5 sektioner med olika maskstorlek mellan 17 mm och 50 mm. Vid provfisket noteras temperatur, siktdjup och vindförhållanden samt antal individer av skilda arter inom 2,5 cm längdgrupper. Stickprov tas ur fångsten för tillväxt- och åldersanalys. Dessa data bearbetas för att beräkna fångst per ansträngning, årsklasstyrka och tillväxthastighet (Thoresson 1992a). Motsvarande provfiske sker vid referensen i Finbo.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Hydrografi

Utsläppen av kylvatten från de svenska kärnkraftverken är förlagda till öppna, exponerade kuster, varför omblandningen med kallare havsvatten sker fort. Detta medför att de ytor som påverkas av övertemperatur i grunda, känsliga miljöer är små. Avkylningen till atmosfären är ringa, vilket illustreras väl av förhållandena i Hamnefjärden och Biotestsjön, där temperaturreduceringen efter kylvattnets passage är mindre än en grad. Inblandningen av omgivande kallare vatten vid utsläppspunkterna därefter sker snabbt, och en skarp temperaturgradient bildas. Området med mellan 3 och 4 graders övertemperatur sträcker sig i Forsmark mindre än 1 km ut och är smalt (Andersson och Hillgren 1987). Den yta som någon gång påverkas av mer än 1 °C övertemperatur utgjorde 32 km² under 1988 (fig 2, Andersson och Hillgren 1990). I det exponerade havsområdet utanför Hamnehålet vid Simpevarp påverkas ca 15 km² någon gång av samma övertemperatur (fig 2, Wickström 1990). Eftersom området utanför utsläppspunkten är förhållandevis grunt i Forsmark, kan bottenvattnet påverkas upp till par kilometer ut i recipienten (Sandström 1990). Kylvattenutsläppet innebär inte bara temperatureffekter utan även ändrade strömförhållandena. Observationer under provfisken och vid bottenfauna-provtagningar pekar också på att mängden lösa sediment har minskat i det område som berörs av plymen.

Den naturliga uppvärmningen av ytvatten börjar i Forsmark oftast i månadsskiftet april—maj. I det grundare skärgårdsområdet sker en betydligt snabbare uppvärmning än ute i Öregrundsgrepen. Temperaturskillnader på 3—4 °C skapas då mellan ytvattnet i Öregrundsgrepen och det i de inre skärgårdsvikarna. Under hösten gäller det omvända; då sker avkylningen snabbare i det grunda skärgårdsområdet. Även under sommarmånaderna,

när ytvattentemperaturen är som högst ute i Öregrundsgrepen, kan för de riktigt grunda vikarna en temperaturskillnad på 4 °C kvarstå. Ibland kan temperaturskillnaderna mellan ytvattnet i skyddade vikar och den öppna Grepen bli än mer accentuerad, när det vid västliga vindar sker en uppvällning av kallt bottenvatten (Andersson 1974).

Vattenutbytet mellan Öregrundsgrepen och skärgårdsområdet väster om Biotestsjön är starkt vindberoende (Wickström och Hillgren 1990). Vid svaga vindar är vattnet i skärgården nästan stillastående. Utbytestiden uppgår då till ca två veckor, medan den under blåsiga perioder kan bli så kort som 1–2 dagar. Vid sydliga vindar är strömmen riktad in i de södra sunden och ut i de norra, medan fallet är det motsatta vid nordliga vindar.

Lufttemperaturen avvek kraftigt under de båda försöksåren 1990 och 1991 från den normala, vilket illustreras tydligt i mätningar vid Örskär för de senaste 30 åren (fig 8). Vårvintern och våren 1990 var osedvanligt varma, t ex 2,4°C över medeltemperaturen under april. Från och med juni avvek inte förhållandena från medelvärdet för de sista 30 åren. Våren och försommaren 1991 var däremot betydligt kallare än något av de 30 föregående åren; underskottet var särskilt stort i juni (ca 6 °C). Däremot var hösten 1991 den varmaste för hela trettioårsperioden.

Den värmemängd som kraftverket släpper ut via kylvattnet varierar dels beroende av det säsongsmässiga behovet av elektrisk kraft, dels av att reaktorerna etappvis tas ur drift under sommarmånaderna för revision (fig 4). Reservutskovet har även hållits stängt under kortare perioder 1991. Den temperatureffekt som kylvattnet åstadkommer i utsläppsområdet påverkas också av det faktum att temperaturskillnaderna mellan kustnära områden och den öppna Öregrundsgrepen är störst under vår—sommar. Eftersom kylvattnet hämtas från den mot Grepen öppna Asphällafjärden måste först detta vatten värmas upp till samma nivå som det grunda vattnet redan har uppnått genom solinstrålningen. Detta innebär att den av kylvattnet åstadkomna temperaturhöjningen är lägst i grunda, skyddade vattenområden under vår—sommar och högst under vårvinter och höst (fig 9, 10 och 11). Detta gällde särskilt den varma våren 1990, vilken har minskat den skillnad i temperatur som kylvattenutsläppet skulle kunnat skapa mellan påverkans- och referensområde, genom att även referensområdet tidigt har blivit uppvärmt.

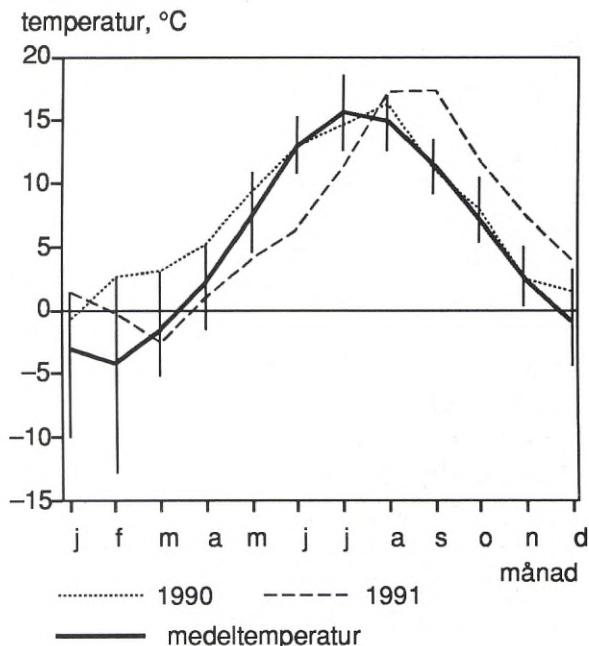


Fig. 8. Medeltemperaturen i luft vid Örskär mellan 1960 och 1990 jämfört med 1990 och 1991. Maximum- och minimumtemperaturer markeras med vertikala linjer.

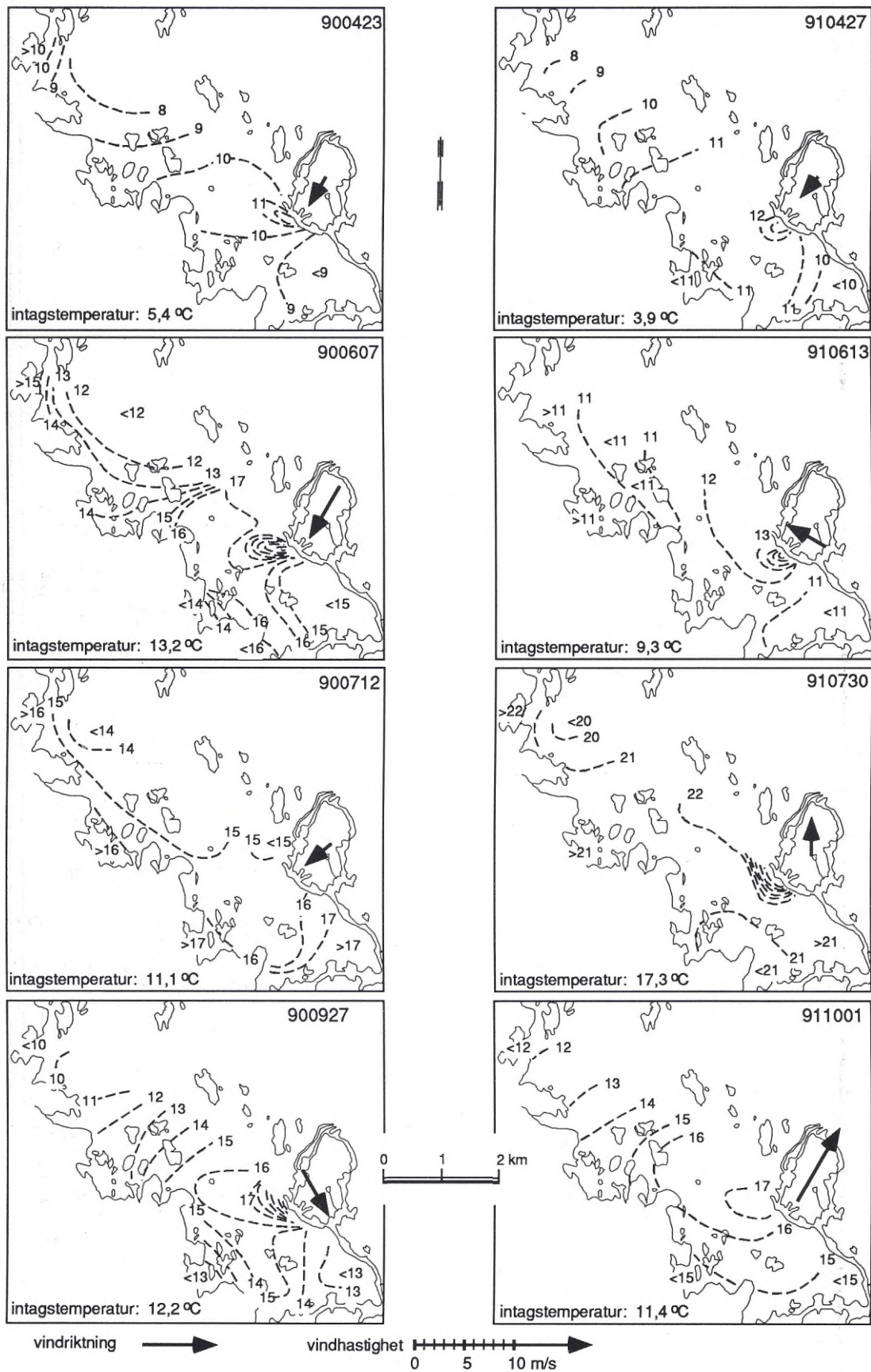


Fig. 9. Temperaturförhållandena i påverkansområdet under 1990 och 1991.

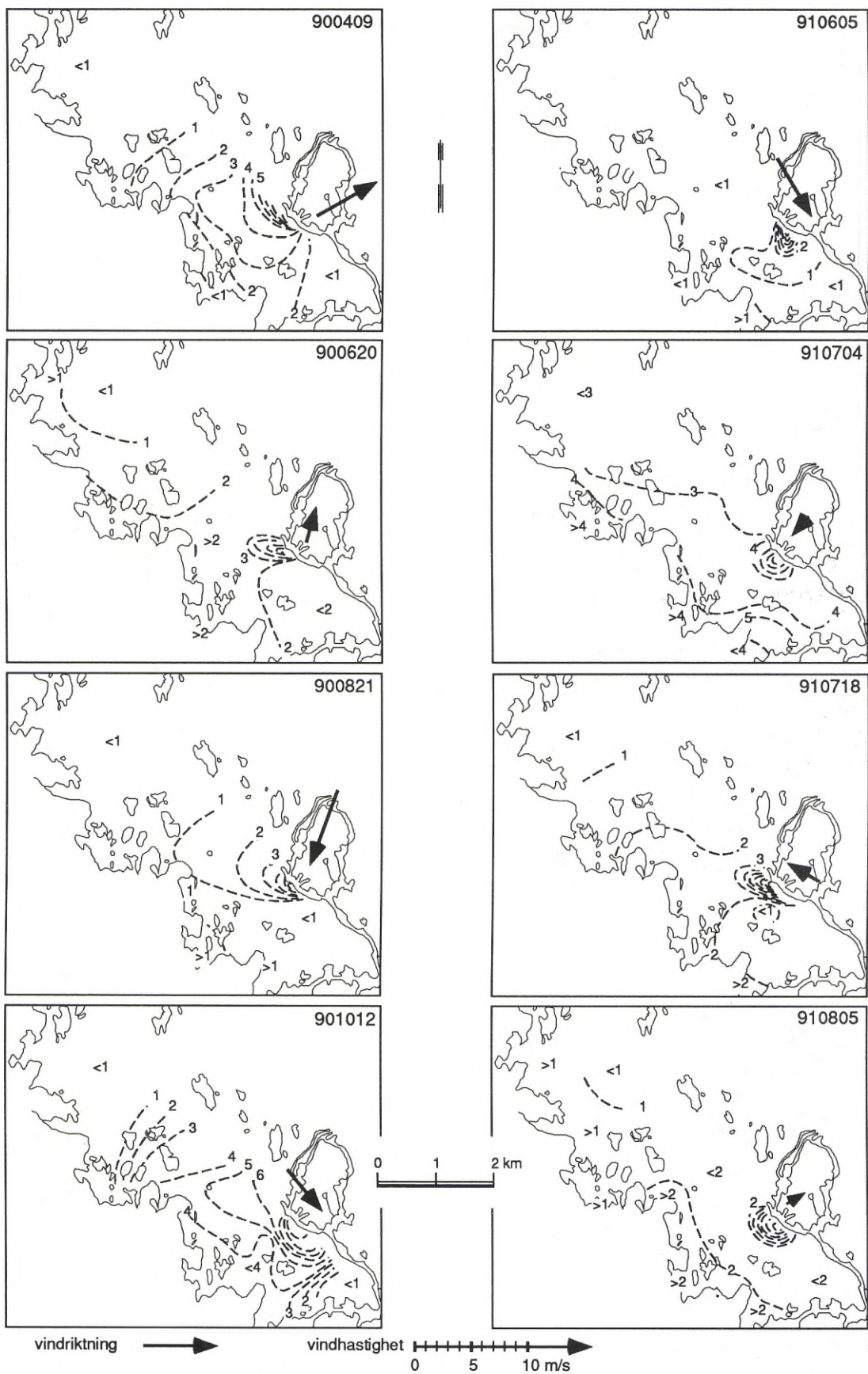


Fig. 10. Kylvattenplymens utseende och övertemperatur under 1990 och 1991. Övertemperaturen anger skillnad i förhållande till omgivningen.

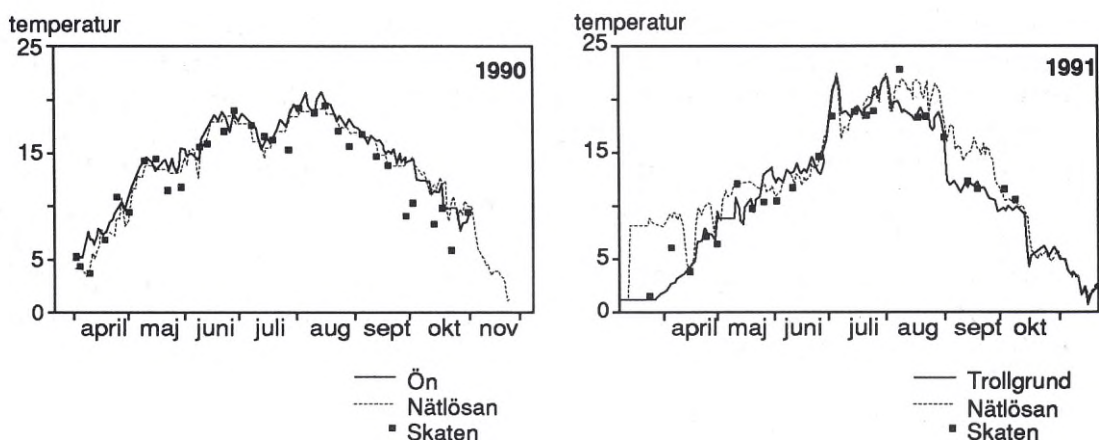


Fig. 11. Vattentemperaturen i grunda rekryteringsområden under 1990 och 1991.

Under våren 1991 släpptes kylvatten ut via reservutskovet innan islossningen hade börjat. Isvakens bildning illustrerar hur temperaturen byggs upp i påverkansområdet. Reservutskovet öppnades den 13 mars 1991 och två dagar senare hade en 1 km² stor vak bildats väster om reservutskovet. Ytterligare fyra dagar senare var vaken ca 3 km² stor och sträckte sig till Nätlösan och Stora Sandgrund.

Kylvattenströmmen från reservutskovet bildar en plym från utsläppspunkten vid Biotestsjöns västra sida. Plymens utbredning och riktning påverkas av mängden kylvatten som släpps ut och av vindens riktning och styrka (fig 9 och 10). Under 1990 hade plymen en NV till SV riktning under huvuddelen av tiden (fig 12). Utbredningen under 1991 hade i något högre grad sydlig riktning.

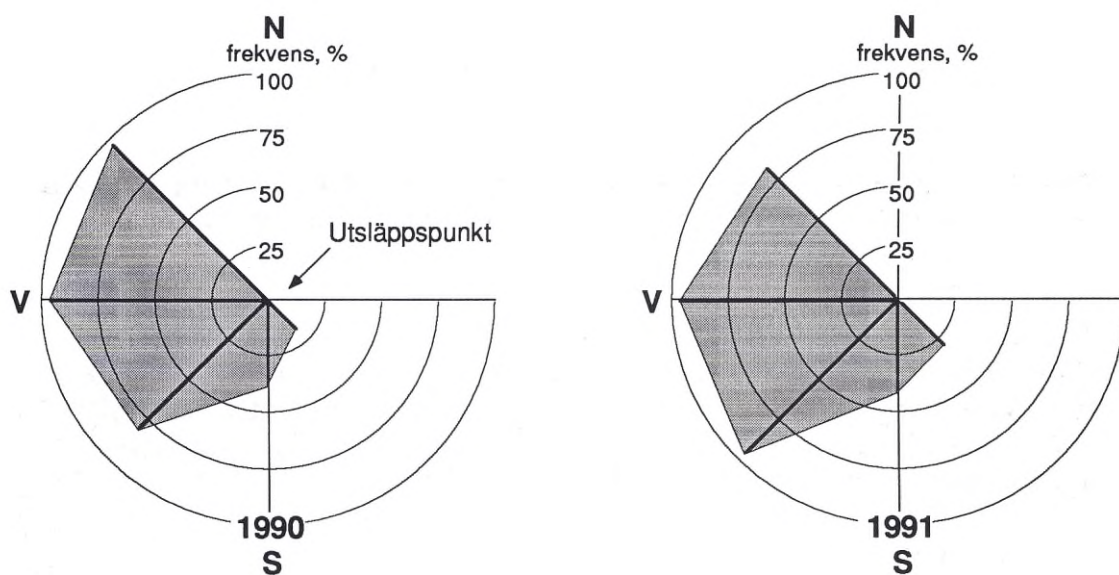


Fig. 12. Plymriktningens frekvensfördelning från utsläppspunkten. Den procentuella fördelningen av tiden då plymen befinner sig i olika väderstreck.

Vid utsläppspunktens omedelbara närhet utvecklades vanligtvis en skarp temperaturgradient, så att de grunda och ur fiskrekryteringsynpunkt intressantaste områdena kom att ligga i utkanten av kylvattenplymen. De områden som täcktes av plymer med 1 °C övertemperatur varierade mellan 6 och 8 km² i storlek (fig 10). Under våren 1990 låg temperaturen vid Ön och Nätlösan mellan 3 och 5 °C över temperaturen i intagsvattnet. Denna temperaturdifferens minskade något under sommar och höst. Under våren 1991 var övertemperaturen ännu högre, 5–8 °C, inom rekryteringsområdena. I likhet med det föregående året minskade denna temperaturskillnad under sommar och höst.

Huvudrekryteringsområdena för abborre och mört påverkas olika av kylvattenutsläppet (fig 11). Vid de flesta vädersituationer erhålls störst påverkan vid Ön och i något mindre grad vid Nätlösan. Grundområdena vid Skaten påverkas nästan inte alls av kylvattnet utom vid sydliga och ostliga vindar (fig 10 och 11).

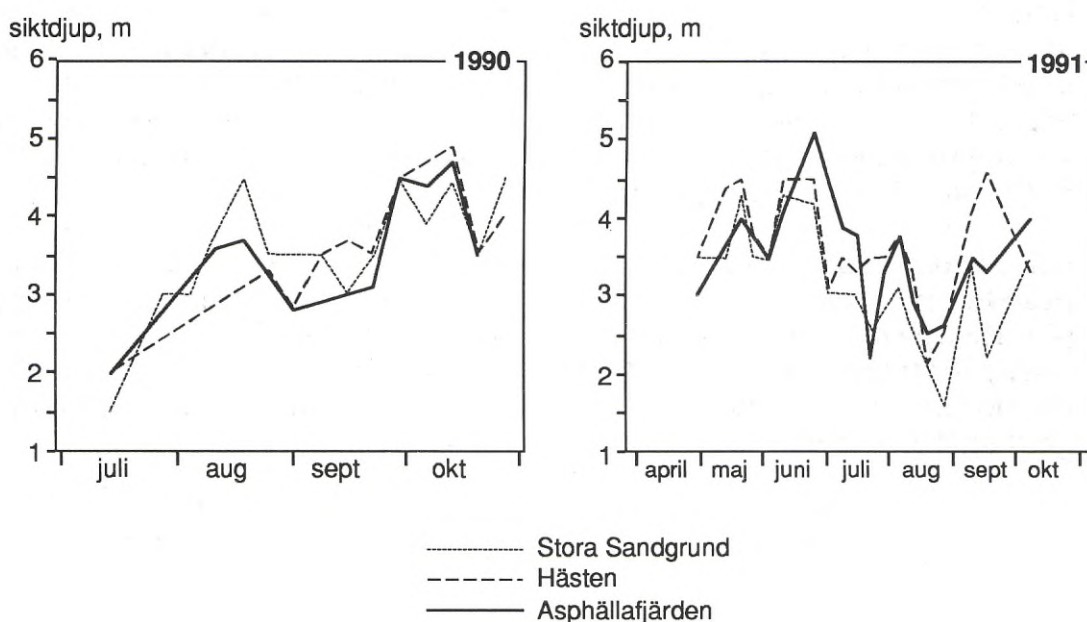


Fig. 13. Siktdjupsutvecklingen vid Stora Sandgrund och Hästen (påverkansområdet) och Asphällafjärden (referensområde) under 1990 och 1991.

Siktdjup

Siktdjupsutvecklingen under 1990 och 1991 är likartad vid referenspunkten i Asphällafjärden och vid de två stationerna i påverkansområdet (fig 13) och några systematiska skillnader kan ej urskiljas. Kylvattenutsläppet i skärgården torde därför ej storskaligt ha påverkat siktdjupet.

Växtlighet

Alger

Blomning av blågrönalger kan uppträda under exceptionellt varma somrar. Någon sådan blomning har dock inte iakttagits utanför reservutskovet i Forsmark under de två försöksåren, sannolikt beroende på att Öregrundsgrepens vatten har låg näringshalt (Snoeijs och Prentice 1989).

I Hamnefjärden vid Simpevarp resulterade kylvattenutsläppet i tydliga förändringar av den fastsittande algfloran. Blåstången (*Fucus vesiculosus*) minskade i omfattning i fjärden liksom vid mynningen utåt det öppna havet (Andersson och Karås 1979). Istället kom i Hamnefjärden ett kraftigt bälte av tarmtång (*Enteromorpha*) och *Cladophora*-arter att utvecklas vid vattenlinjen. Även i Biotestsjön har algfloran förändrats. *Chara*-arterna, kransalgerna, har minskat i frekvens, medan grönslick (*Cladophora glomerata*) och svartskinna (*Vaucheria* sp.) (Renström *et al.* 1990) samt bentiska kiselalger (Snoeijs och Prentice 1989) har ökat.

Tabell 1. Makroalgernas täckningsgrad (%) i skilda miljöer vid olika kylvattenpåverkan 1990 (från Snoeijs 1990b).

	<u>30/3</u>	<u>10/4</u>	<u>21/5</u>	<u>11/7</u>	<u>18/9</u>
strömmande vatten					
referens (stn 1)	1—5	1—5	5—10	10—25	1—5
förhöjd temp (stn 2)	<1	25—50	50—100	50—100	50—100
exponerat					
referens (stn 3)	0	<1	10—25	50—100	25—50
förhöjd temp (stn 4)	0	0	50—100	50—100	25—50
stagnant					
referens (stn 5)	0	0	5—10	5—10	<1
förhöjd temp (stn 6)	0	0	5—10	5—10	10—25

I föreliggande studie kunde påverkan på algfloran endast märkas på makroalgernas täckningsgrad inom ett område något hundratal meter från reservutskovet (tabell 1, fig 5). Området, där strömpåverkan fortfarande är märkbar, erhåller en övertemperatur av ca 5 °C. De alger som gynnades i varmvattenflödet var fibrösa grönalger (grönslick och tarmtång). Däremot har inte mikroalgfloran (främst kiselalgfloran) förändrats. Dessa effekter på makroalger är desamma som kunnat konstateras i Hamnefjärden och Biotestsjön. Att inga effekter kan spåras hos algfloran på längre avstånd från reservutskovet hör troligen samman med detta områdes måttliga temperaturhöjning och ringa strömpåverkan. Ett annat viktigt förhållande, som minskar sannolikheten för att algfloras tillväxt och sammansättning skall påverkas av kylvattenutsläppet är att reservutskovet har hållits stängt under vintern. En uppvärmning skulle då genom tidigt ljusstillträde ha kunnat orsaka t ex kiselalgsblomningar under sen-vintern (Snoeijs 1989, Snoeijs 1990a).

Högre växtlighet

I Hamnefjärden vid Simpevarp har bladvassens utbredning och täthet ökat såsomen effekt av kylvattenutsläppen (Andersson och Karås 1979). Axslinga (*Myriophyllum spicatum*) ökade i täthet och utbredning, medan ålnate (*Potamogeton perfoliatus*), vitstjälksmöja (*Ranunculus baudotii*) och bandtång (*Zostera* sp.) minskade. I Biotestsjön har vegetationen i de djupare delarna försvunnit p g a den minskade ljuspenetrationen, vilket har medfört att den totala biomassan har minskat från ca 70 ton 1980 till ca 27 ton 1982 och 1986 (Renström *et al.* 1990). I de delar av anläggningen som inte starkt påverkats av strömmen har emellertid tätheterna av axslinga, borstnate (*Potamogeton pectinatus*) och kransalger ökat kraftigt; biomassan kan uppgå till flera hundra gram per m². Bladvass, blåsäv

(*Scirpus tabernaemontani*) och havssäv (*Scirpus maritimus*) har expanderat avsevärt som en effekt av invallningen, ökad sedimentation, frånvaron av is och den förlängning av tillväxtsåongen som temperaturförhöjningen har medfört. Liksom i Hamnefjärden har ålnate minskat i Biotestsjön, medan den enda undervattensfanerogam vars utbredning genomgående har ökat är storsärv (*Zannichellia palustris* var. *major*).

Bladvassens tillväxt studerades i det mest påverkade området vid Ön. Dess tillväxt, mätt som antal skott ovan vattenytan på våren, var betydligt högre i påverkansområdet än i referensområdet (tabell 2). Detta måste tolkas som en effekt av den förhöjda temperaturen.

Tabell 2. Tillväxt hos bladvass. Antal växtskott/0,25 m² och medelskottlängd (mm) ovan vattenytan vid påverkansområdet (Ön) och referensområdet (Trollgrund). (Vattendjupet ca 1 m.)

Påverkansområde (Ön)		
<i>Stn</i>	<i>antal skott/0,25 m²</i>	<i>medelskottlängd, mm</i>
1	16	659
2	8	155
3	14	168
4	8	139
5	7	280
Referensområde (Trollgrund)		
<i>Stn</i>	<i>antal skott/0,25 m²</i>	<i>medelskottlängd, mm</i>
1	0	—
2	0	—
3	5	158
4	1	205
5	1	155

Med hänvisning till effekterna på fastsittande alger och högre vegetation i Hamnefjärden och i Biotestsjön torde det vara möjligt att den nuvarande vegetationen ökar i täthet och utbredning och i viss mån ersätts av andra arter, om kylvattenutsläppet via utskovet får fortgå kontinuerligt. En större utbredning av framförallt makroalger och av högre växtlighet kan ur fiskrekryteringssynpunkt vara positivt, då detta bl a erbjuder ynglet ett ökat skydd mot predation. Större produktion av påväxtalger kan dock vara negativt genom påväxt eller påslag på fiskeredskap.

Bottenfauna

Inga effekter av syrebrist kunde konstateras. Således hade ingen förskjutning mot arter med hög tolerans för låga syrgashalter skett. Såväl individantal som biomassa har förblivit på tidigare nivåer (K. Mo pers. kom.).

Fisk

Reproduktion

Studier i de starkt kylvattenpåverkade områdena Hamnefjärden och Biotestsjön visade att abborrleken sker upp till två månader tidigare, dvs i mitten av mars, jämfört med opåverkade abborrpopulationer (J. Andersson pers. kom., Karås 1987).

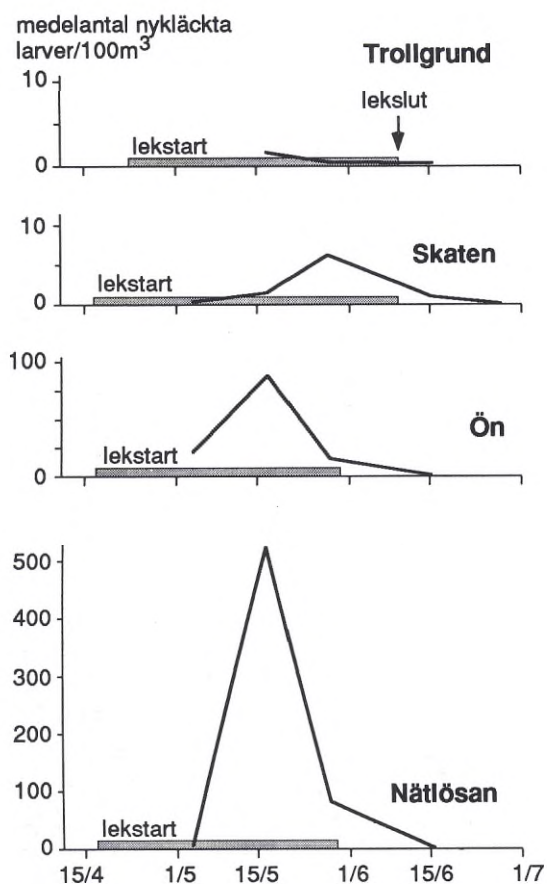


Fig. 14. Lekperiod (förekomst av romsträngar) för abborre och medelantal nykläckta (< 10 mm) larver per 100 m³ under 1990.

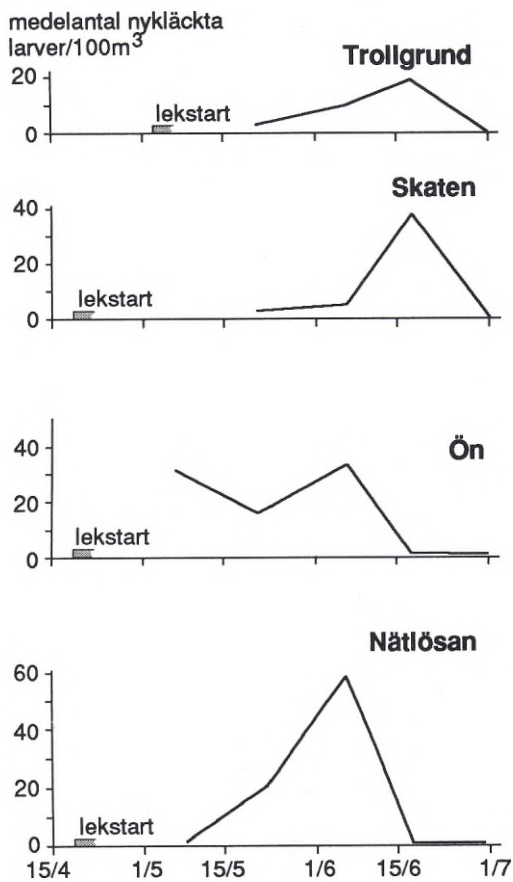


Fig. 15. Lekperiod (förekomst av romsträngar) för abborre och medelantal nykläckta (< 10 mm) larver per 100 m³ under 1991.

De studier som utförts i samband med reservutskovets öppethållande visade att abborrlek började i mitten av april vid i stort sett samma tidpunkt de båda åren inom det mest temperaturpåverkade skärgårdsområdet (Ön och Nätlösan) (fig 14 och 15). Temperaturen vid lekstart var 7–8 °C under 1990 och 4–6 °C under 1991. Leken i referensområdet började en vecka senare under bägge åren. År 1990, då lekperioden kunde följas i sin helhet, noterades att den var mer koncentrerad vid Ön och Nätlösan än vid Skaten och Trollgrund (fig 14).

Förekomsten av små, i huvudsak nykläckta, larver (<10 mm) visar den sammanlagda temperatureffekten på lektidpunkt och embryonalutveckling. Trålningarna efter dessa visade att de högsta tätheterna förekom tidigare i de mest temperaturpåverkade områdena (Ön och Nätlösan) jämfört med Skaten och Trollgrund under 1990 och 1991 (fig 14 och 15). Vid Ön och Nätlösan förekom lektoppar (mätt som frekvensen av nykläckta larver/100 m³) 1990 ca två veckor och 1991 upp till en och en halv månad tidigare än vid Skaten och referensområdet (Trollgrund). Antalet nykläckta larver var dock 1990 så lågt vid referensen att det är svårt att urskilja en bestämd lektopp där detta år. Ett fåtal gösyngel har påträffats inom påverkansområdet vid larvtrålningarna. Detta visar att där finns ett reproducerande, om än svagt, bestånd av gös.

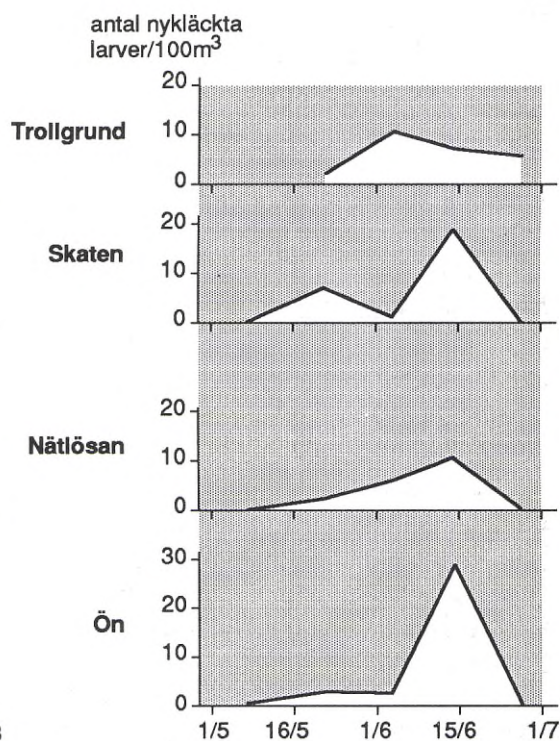
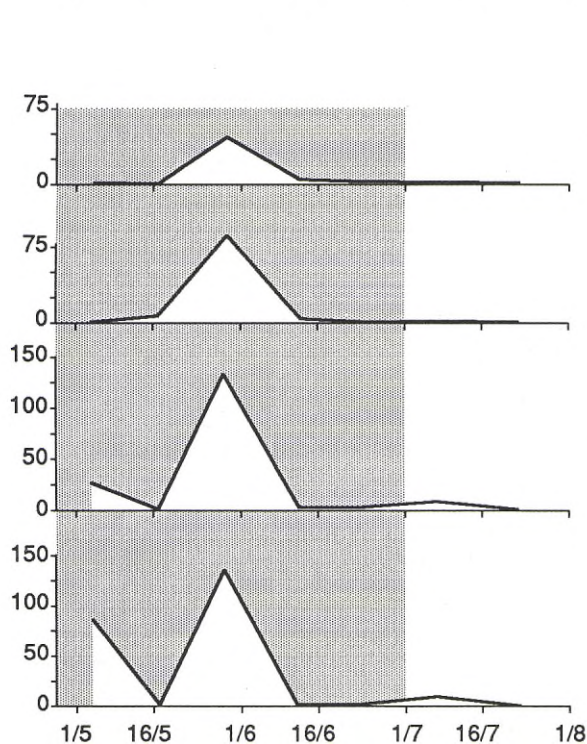
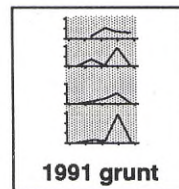
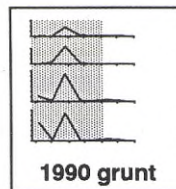
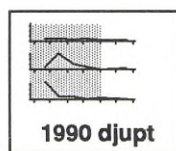
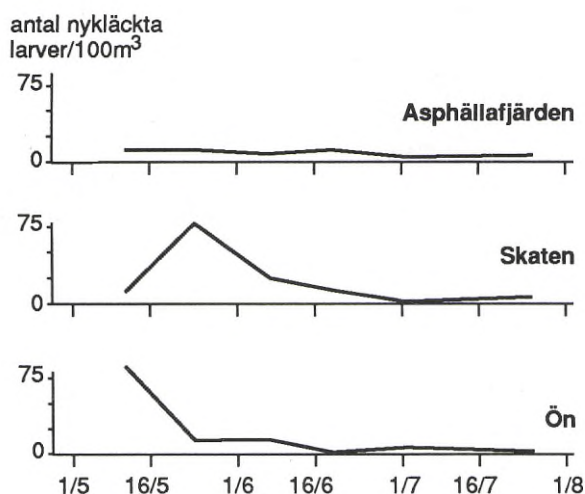


Fig. 16. Medelantal nykläckta (< 10 mm) strömmingslarver per 100 m³ på djupt och grunt vatten under 1990.

Fig. 17. Medelantal nykläckta (< 10 mm) strömmingslarver per 100 m³ på grunt vatten under 1991.

Studier av strömmingslarver visade 1990 en samtidig produktionstopp i hela kustavsnittet i slutet av maj, vilket även indikerar en samtidig lek (fig 16). Vid Ön och i någon mån vid Nätlösan förekom en topp redan i början av maj. Anlockning av strömming till reservutskovet med tidigare lek som resultat kunde beläggas i form av tjocka lager av nylagd rom den 27 april. Det är sannolikt denna lek som är orsaken till den tidigare larvproduktionstoppen. Uttransport av larver med kylvattenströmmen ur strömmingens presumtiva rekryteringsområden i bassängerna norr om utsläppet motverkar dock larvernas möjligheter att utnyttja temperaturhöjningen för sin fortsatta tillväxt (Andersson och Karås 1993). Larver som driver in i de skyddade miljöerna mot fastlandssidan borde däremot kunna utnyttja denna. De högsta tätheterna nykläckta larver erhöles 1991 på samtliga lokaler mot mitten av juni, d v s ca två veckor senare än under 1990 (fig 17).

Någon tidig produktionstopp, som kan härledas till öppnandet av reservutskovet förekom inte. Anlockning med tidigare lek tycks alltså inte ha förekommit denna mycket kalla vår.

Siklarvsinventeringen visade att antalet lokaler med förekomst av larver var betydligt högre inom det forna påverkansområdet i maj 1992 än under motsvarande påverkad tid 1990 (fig 7). Eftersom siken leker under november, då inte något värmepåslag längre förekom, är det inte troligt att kylvattenutsläppen har påverkat lekaktiviteten eller rommens utveckling under vintern. Resultatet kan tolkas som att den temperaturförhöjning som inträdde i och med öppnandet av reservutskovet den 2 april 1990 har stört embryonalutvecklingen, eftersom siklarverna har en förhållandevis snäv temperaturtolerans och ett optimum lägre än 6 °C (Lawler 1965). Effekten av kylvattenutsläppet på sikrekryteringen kan således vara negativ, vilket trots osäkerheten i denna tolkning måste beaktas, då sik är den ekonomiskt intressantaste höstlekande arten i området.

Yngeltillväxt

Tidigare studier vid Simpevarp och Forsmark har visat att den förhöjda temperaturen orsakat en avsevärt högre förstaårstillväxt hos abborre och mört och att konsumtionsbegränsningen var ringa hos abborre (Karås 1987, Karås och Neuman 1981, Karås och Thoresson 1992, Mo 1991). Begränsningen inträdde framförallt vid temperaturer över 20 °C — en temperatur som i dessa kustmiljöer endast överskrids under korta perioder vid normala förhållanden.

Rekryteringsområden för varmvattenarter (här representerade av abborre och mört) inom det skärgårdsområde som påverkades av öppnandet av reservutskovet har haft en avsevärt lägre temperaturpåverkan än de miljöer i vilka tidigare positiva effekter på tillväxt konstaterats. För att kunna fastlägga tillväxtskillnader krävs därför en noggrann analys. En jämförelse mellan experimentperioden och de år som föregick denna vid olika lokaler i Forsmarksområdet visar att tillväxten för abborre var likartad vid Ön—Nätlösan och Skaten under opåverkade förhållanden (fig 18). Detta är inte fallet under 1990 och 1991 för vare sig abborre (fig 19) eller för mört (fig 20). För abborryngel kan statistiskt signifikanta skillnader i medellängd noteras vid alla provtagningstillfällen (tabell 3). Skillnaderna motsvarar den temperaturgradient som genom kylvattenutsläppet har etablerats från Nätlösan och Ön, över Skaten till Trollgrund. Även mört är i genomsnitt större vid påverkansområdet under hösten 1990 och 1991 än i referensområdet (Trollgrund) (tabell 3). Skillnaden är dock inte lika tydlig som för abborre.

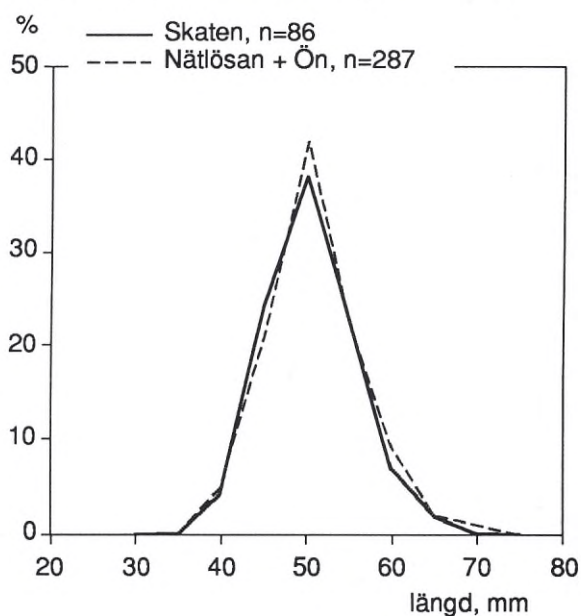


Fig. 18. Abborryngelns (0+) procentuella längdfördelning (längdintervall 5 mm) vid Nätlösan+Ön och Skaten i oktober 1988.

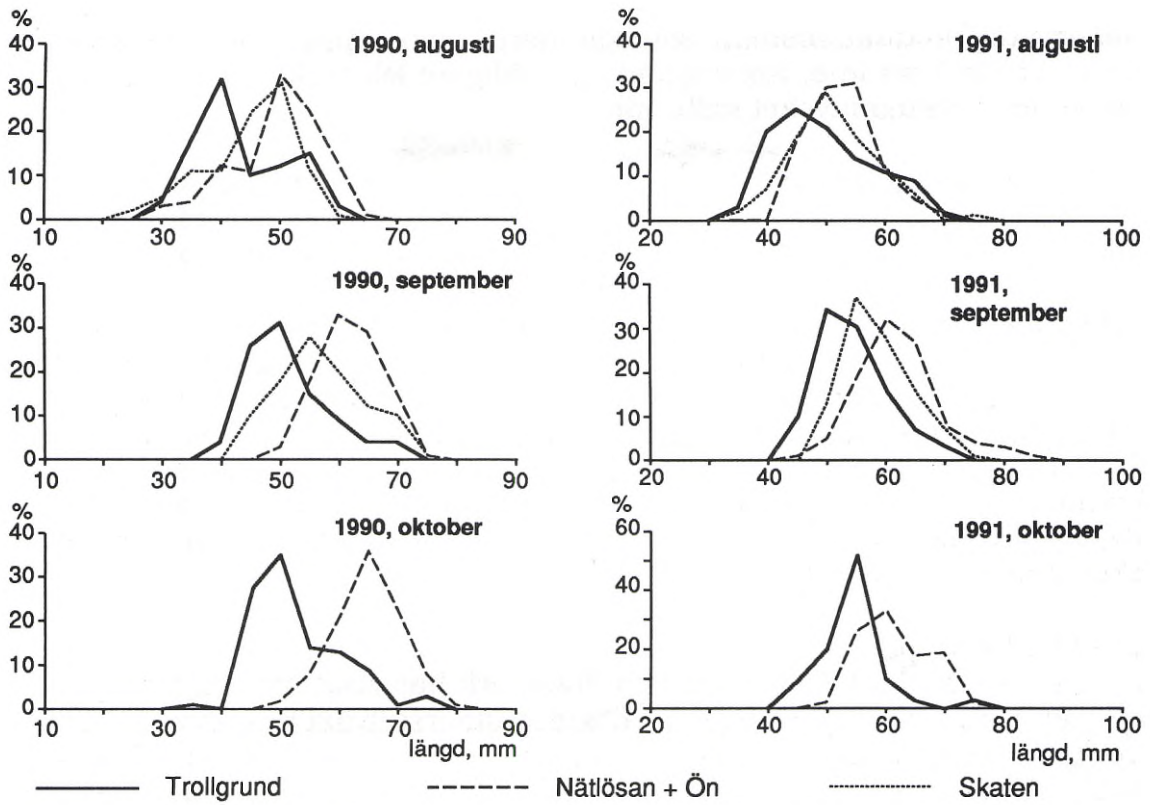


Fig. 19 Abborrynglens (0+) procentuella längdfördelning (längdintervall 5 mm) i Forsmarksområdet under 1990 och 1991.

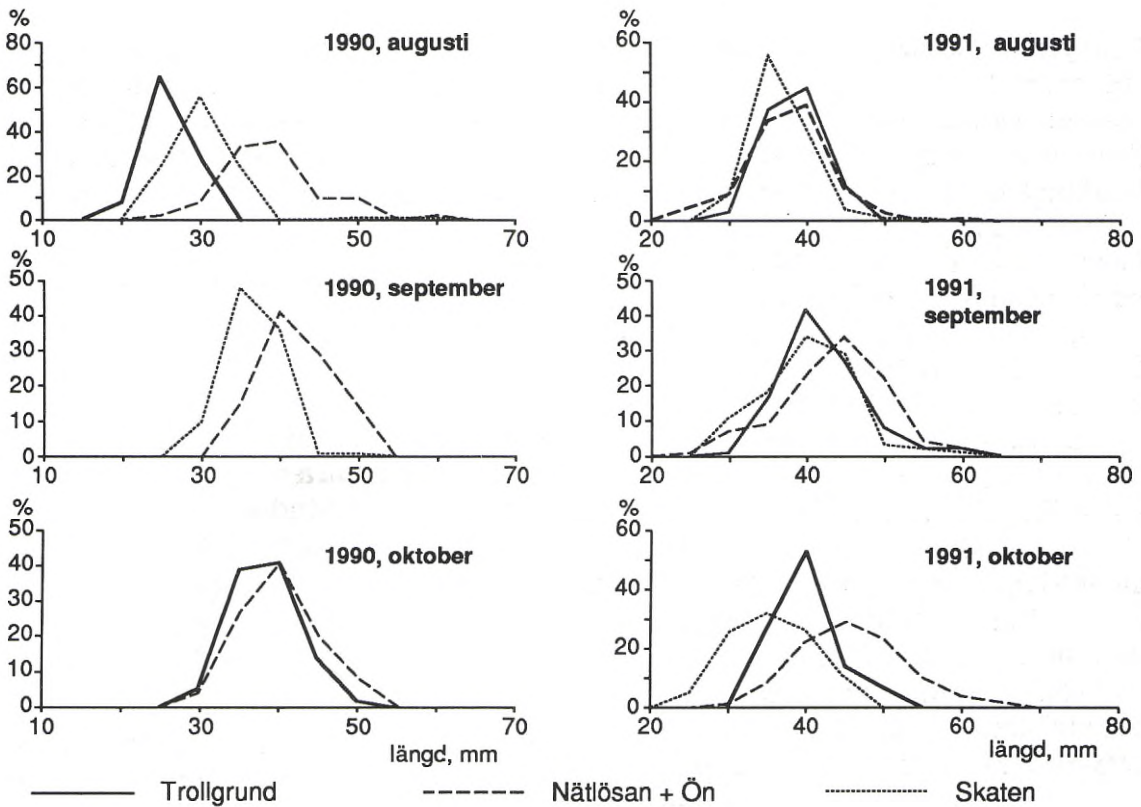


Fig. 20 Mörtynglens (0+) procentuella längdfördelning (längdintervall 5 mm) under 1990 och 1991.

Tabell 3. Medellängd (mm) och statistiskt signifikanta skillnader (> <) visar att $p < 0.05$ hos mört- och abborryngel mellan Nätlösan+Ön (N+Ö), Skaten (S) och referensområdet Trollgrund(T). Antal observationer markeras inom parantes.

	Abborre			
	N+Ö		S	T
1990				
vecka 32	50 (158)	>	45 (284)	> 44 (401)
vecka 35	62 (234)	>	57 (121)	> 52 (203)
vecka 40	65 (1174)	>		> 52 (105)
1991				
vecka 34	53 (234)		52 (93)	50 (398) (N+Ö>T)
vecka 38	63 (320)	>	58 (138)	54 (388)
vecka 44	62 (43)		58 (5)	54 (29) (N+Ö>T)
	Mört			
	N+Ö		S	T
1990				
vecka 32	39 (54)	>	31 (216)	> 26 (28)
vecka 35	42 (27)	>	36 (217)	—
vecka 40	40 (390)	>		> 39 (418)
1991				
vecka 34	38 (387)	>	37 (177)	< 39 (207)
vecka 38	44 (385)	>	40 (352)	< 42 (309)
vecka 43	46	>	36	< 40

Trots att signifikanta skillnader kan fastslås mellan områden överlappar längdfördelningarna både för abborre (fig 19) och mört (fig 20). Den till synes stora variationen i tillväxthastighet, som detta ger intryck av, kan emellertid till stor del förklaras av individuella skillnader i tidpunkten för tillväxtens start. Lekperioden är utsträckt i tiden och kläckningen kommer följaktligen att ske vid olika tidpunkter (fig 14 och 15).

De datasimuleringar som utförts för åren 1990 och 1991 med avseende på abborrens förstaårstillväxt och dess konsumtion, förutsätter att tillväxten endast begränsas av dagslängd och temperatur samt att huvudleken sker inom temperaturintervallet 6–10 °C (Karås 1987, Karås och Thoresson 1992, Karås 1993a). Tillväxten har varit nära nog maximal de båda åren (fig 21). En viss underskattning förekommer dock i simuleringarna, vilket delvis kan bero på en högre dödlighet för de minsta ynglen under tidiga stadier (Karås 1987, 1993a). Framförallt den varma försommaren 1990 resulterade i en snabb tillväxt. Detta innebar att ynglen detta år i mitten av augusti, enligt simuleringarna var ungefär dubbelt så stora som året därefter (1,3 g mot 0,7 g). En del av denna skillnad återhämtades dock 1991 under den varma hösten. Konsumtionen under yngelstadierna, beräknad utgående från de verkliga tillväxtförändringarna, visar att ynglen åter nära det maximalt möjliga i såväl det varmvattenpåverkade området som i referensen (tabell 4).

Jämför man abborrens tillväxtförlopp i det påverkade området med det i referensen framgår att tillväxtskillnaden på hösten uppgår till ca 10 mm (tabell 3) eller nära 1 g. Skillnaden har uppstått från mitten av augusti till tillväxtsångens slut, vilket framgår av 1991 års data (fig 21). Detta år har, p g a högre temperatur i referensområdet under juni och juli, tillväxten där t o m varit snabbare en period, och den eftersläppning som orsakats av en senare lek återhämtas helt.

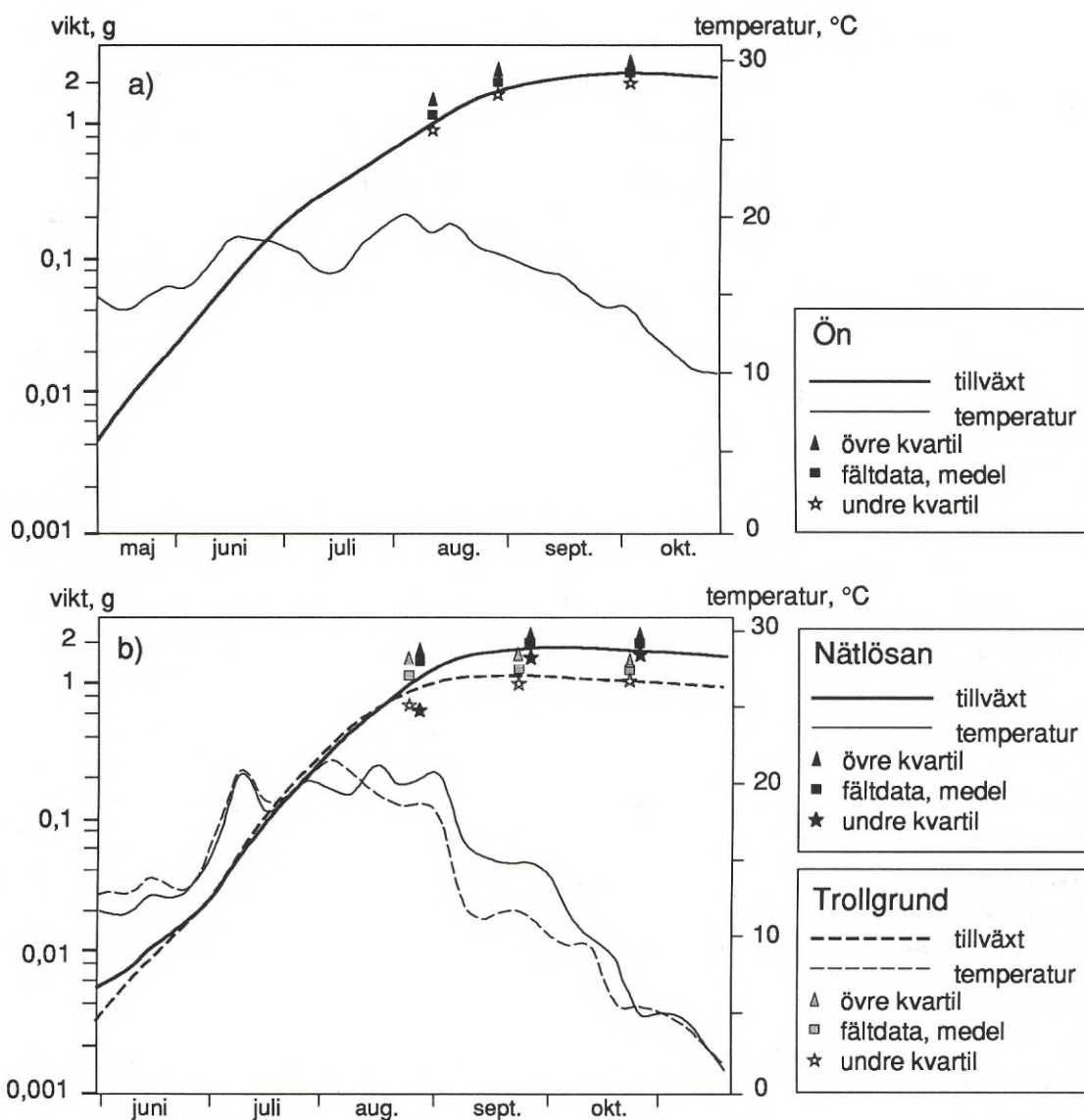


Fig. 21. Simulerad maximal tillväxt hos abborre vid (a) Ön 1990 och vid (b) Nätlösan och Trollgrund 1991.

Tabell 4. Abborrynglets konsumtion uttryckt i procent av det maximalt möjliga.

1990		%
Nätlösan/Ön		
	8/8—31/8	90
	31/8—5/10	86
	8/8—5/10	87
1991		
Nätlösan/Ön		
	26/8—19/9	83
	19/9—24/10	98
	26/8—24/10	85
Trollgrund		
	24/8—17/9	75
	17/9—21/10	100
	24/8—21/10	85

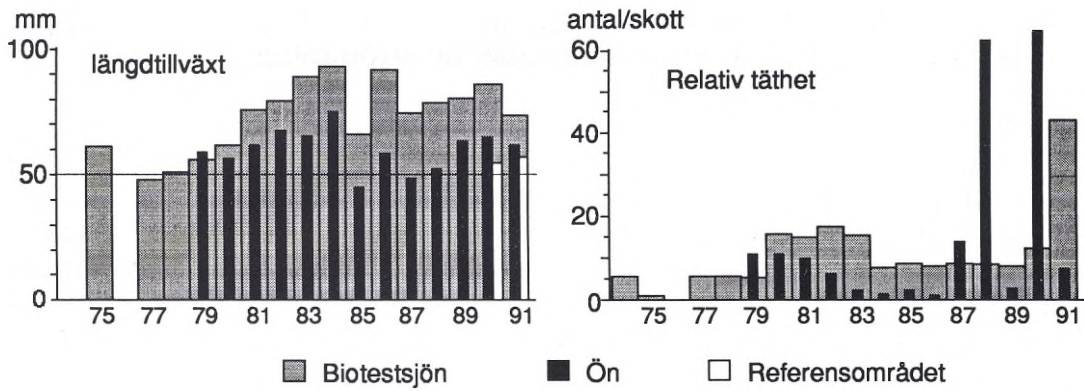


Fig. 22. Tillväxt och täthet hos årsyngel av abborre i Biotestsjön och vid Ön, samt Trollgrund (1990, 1991). Ön har under april—oktober 1990 och 1991 varit påverkat av kylvatten.

Abborrens förstaårstillväxt var låg under 1990 och 1991 i opåverkat område jämfört med tioårsperioden dessförinnan (fig 22). Sannolikt är detta förhållande orsakat av den ovanligt kalla hösten 1990 och den kalla våren 1991. Kylvattenutsläppens inverkan har dock lett till att tillväxten blivit relativt normal inom det uppvärmda området vid Ön (fig 22).

Strömmingens längdfördelningar på grunt och djupare vatten vid referensen (Trollgrund) visar på hösten två helt skilda fördelningar (fig 23). På djupare vatten förekommer endast större pigmenterat yngel, medan de på grunt är mindre och även opigmenterade. Detta är ett allmänt känt beteende hos strömmingsynglet (Karås 1993b) och avspeglar dess olika ekologiska krav i skilda utvecklingsstadier.

En jämförelse mellan endast de djupare delarna av områdena under olika kylvattenpåverkan år 1991 visar liknande storleksskillnader som mellan djupt och grunt, fast de största ynglen förekommer vid referensen (fig 24). Eftersom lektidpunkten inte skiljer sig markant mellan områdena detta år (fig 17), måste tolkningen vara att en utvandring har skett av de större individerna från de skyddade områdena i bassängerna norr om Biotestsjön. Det finns ingen anledning att tro att dödligheten varit större för de tidigast kläckta i detta område eller att ynglet generellt skulle ha vuxit

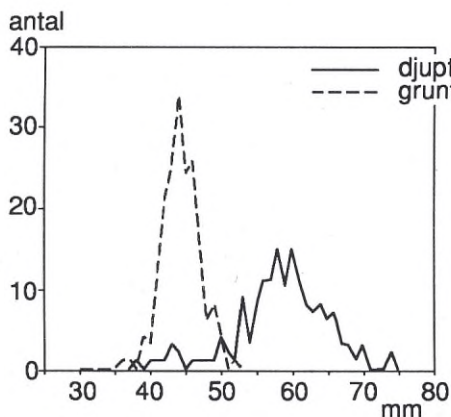


Fig. 23. Strömmingynglens längdfördelning på djupt och grunt vatten vid Trollgrund i oktober 1991.

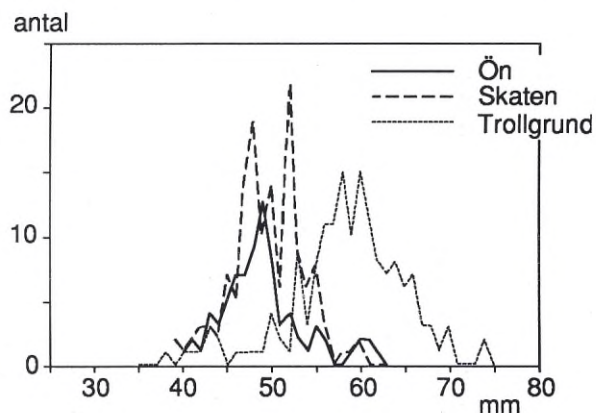


Fig. 24. Strömmingynglens längdfördelning i oktober 1991 vid Ön, Skaten och Trollgrund (referensområde).

sämre där. Det går därför inte att fastställa huruvida kylvattenutsläppet påverkat tillväxt eller täthet hos årsynglet av strömming.

Yngeltäthet

De täthetsförändringar som fisksamhället genomgått i Biotestsjön visar i vilken riktning samhällsstrukturen kan förväntas förändras genom öppnandet av reservutskovet. Denna har förändrats kraftigt efter områdets omvandling till kylvattenrecipient (Sandström 1990). Förutom storväxta kallvattenarter som strömming, tånglake (*Zoarces viviparus*), hornsimpa (*Myoxocephalus quadricornis*), sik och lake (*Lota lota*), har även stubbar, spiggar och elritsa försvunnit. De vuxna bestånden av mört, abborre, gers (*Gymnocephalus cernua*) och björkna (*Blicca bjoerkna*) har däremot ökat kraftigt i antal. Uppgången för abborre har dock skett långsammare än för mört.

Rekryteringen av abborre i Biotestsjön har förbättrats starkt efter kylvattenutsläppens start 1980 (fig 22). En tredubbling av tätheterna förelåg 1980—83, varefter den årliga rekryteringen hamnade på en mellannivå. Nedgången efter 1983 kan troligen förklaras av de stigande tätheterna av vuxna fiskar, framförallt abborre och mört, vilka sannolikt ökat predationen på yngel. En kraftig ökning av vuxna mörtar har skett trots att årsyngel av mört endast förekommer i ringa antal i Biotestsjön, beroende på att reproduktionsorganen hos mört tar skada av den höga vintertemperaturen i sjön (Luksiene och Sandström 1993). Rekryteringen sker istället genom invandring av unga fiskar, som kan passera fiskspärren vid sjöns utlopp (Sandström 1990).

Täthet och artsammansättning hos småväxta arter och årsyngel har vid Forsmark inom kontrollprogrammet följts på en referens sedan 1979. Elritsa, spiggar, stubbar och strömming har här en mycket starkare ställning än i Biotestsjön (tabell 5). Liksom i Biotestsjön dominerar abborre och mört bland varmvattenarternas årsyngel. De faktorer som naturligt påverkar mellanårsvariationerna i rekrytering av mört i Östersjöns kust-

Tabell 5. Medelfångst per skott av årsyngel och småfisk vid Ön mellan åren 1979 och 1991.

år	antal skott	abborre åy	mört åy	gers åy	gädda åy	id åy	björkna åy	löja	elritsa	spiggar	stubbar	strömming åy	sarv åy
79	12	10,4	7,1		0,8	0,1	0	0	4,1	0,1	+	+	
80	27	10,1	6,1		0,7	0,1	0	0	3,8	1,9	+	+	
81	27	9,1	18,7		0,1	0,1	0,1	0	2,5	0,7	+	+	
82	30	5,0	0,8		0,1	0,8	0	2,9	12,1	0,3	+	+	
83	12	2,1	0,1		0,1	1,2	1,1	1,8	1,8	0,1	+	+	
84	30	1,2	0,3	0,2	0,1	0	0	0	3,5	0	0,1	+	
85	30	2,2	3,0	0,1	0	0	0	0,1	2,1	8,0	0,5	0,9	
86	30	0,9	0,6	0	0	0	0	0	2,3	0	2,5	17,9	
87	30	13,5	0,8	0,1	0	0	0	0	3,8	1,6	0,4	298,2	
88	29	62,1	59,3	0,1	0	0,1	0	22,8	76,3	0	0,2	271,7	
89	10	2,2	85,0	0,2	0,1	0	0	10,0	28,0	0	6,0	102,5	0,2
90	30	64,8	18,0	0	0	0	0	26,7	5,2	1,7	0	71,7	0
91	30	7,3	17,4	0,1	0	0	0,3	37,7	0,7	0	0	6,5	0

åy = årsyngel + = stora mängder

vatten är okända. Abborrens årsklasser däremot blir som nämnts stora varma år (Karås 1987, Böhling *et al.* 1991). År 1988 är ett tydligt exempel på detta då en exceptionellt hög täthet av yngel noterades (fig 22). Åren 1990 och 1991 har detta tidigare referensområde till Biotestsjön varit det som påverkats mest av temperaturhöjningen genom öppnandet av reservutskovet. Under denna period har inte småfisksamhällets struktur förändrats på något genomgripande sätt. Rekryteringen av karpfiskar (mört, id (*Leuciscus idus*), björkna och löja (*Alburnus alburnus*) har således inte ökat kraftigt, vilket annars skulle kunna befaras, eftersom de har de högsta temperaturoptima. Gäddan har naturligt haft en svag rekrytering vid Ön under senare år, och utsläppen har inte åstadkommit någon förändring i detta avseende. Abborren har reagerat med en synnerligen stark årsklass 1990 och en relativt normal 1991. En stor skillnad mellan de två åren var att förvänta, eftersom vår och försommars 1990 var mycket varma och 1991 mycket kalla (fig 8).

I vilken utsträckning har yngeltätheterna av abborre påverkats av kylvattenutsläppen? Försommaren 1991 var den kallaste under de senaste 30 åren (fig 8), men trots detta uppstod en normal årsklass vid Ön, vilket skulle kunna tolkas som en positiv effekt. År 1990 var tvärt emot den varmaste, varför det är svårt att säga i vilken utsträckning kylvattenpåverkan bidragit till de höga yngeltätheterna just detta år. Eftersom skilda uppväxtområden kan förväntas ha olika kvalité ur rekryteringssynpunkt, är det svårt att göra jämförelser av tätheter mellan områden, trots att vi sökt minimera denna effekt vid val av undersökningsområden. Om man ändå försöker göra en sådan analys visar detta för abborre att inga stora täthetsskillnader föreligger 1990 mellan de tre studerade områdena under veckorna 32 till 35 (tabell 6). Fram till sista mätningen i oktober har dock en dramatisk täthetsökning skett vid Ön. En koncentrerings av yngel måste alltså skett till provtagningsområdet. Detta kan bero såväl på en årligt

Tabell 6. Medelfångst per skott av årsyngel och småfisk under 1990 (Nätlösan+Ön {N+Ö}).

vecka	abborre	mört	gädda	löja	strö	spigg	antal skott
32.5							
Skaten	13,6	2,9	0,3	0,6	6,5	0,9	10
N+Ö	9,5	4,8	0,1	10,5	38,9	53,5	10
Trollgrund	22,7	0,3	0,3	22,5	0	0,6	10
32.7							
Skaten	14,1	57,9	0,3	32,6	0	4,9	10
N+Ö	7,6	0,9	0,1	123,5	20	20,5	10
Trollgrund	17,3	2,7	0,1	0	0	5,0	10
35							
Skaten	11,8	250	0,3	20,5	200	0,1	10
N+Ö	26,4	2,9	0,1	0,7	25	0	10
Trollgrund	20,5	0,2	0	0	0	0	10
40—43							
Ön	64,8	18	0,03	26,7	71,7	1,7	30
Totalt:							
Skaten	13	104	0,3	17,9	68,9	2	30
N+Ö	14,5	2,9	0,1	44,9	28	24,7	30
Trollgrund	20,2	1,3	0,1	7,5	0	1,9	30

Tabell 7. Medelfångst per skott av årsyngel och småfisk under 1991.

<i>vecka</i>	<i>abbo</i>	<i>mört</i>	<i>löja</i>	<i>björ</i>	<i>gers</i>	<i>gädda</i>	<i>elri</i>	<i>spigg</i>	<i>sandst</i>	<i>strö</i>	<i>antal skott</i>
34—35											
Trollgrund	14	10	0	0	<1	1	4	0	<1	0	10
Skaten	3	180	0	0	1	1	<1	16	0	<1	10
Nätlösan	4	41	3	0	0	<1	0	0	0	0	5
Ön	16	56	27	0	0	0	0	0	0	0	5
38—39											
Trollgrund	21	20	<1	0	0	0	1	0	0	0	10
Skaten	5	54	37	5	0	<1	1	0	<1	<1	10
Nätlösan	25	20	28	0	0	<1	0	0	0	58	5
Ön	21	55	40	0	0	0	1	0	0	0	5
43—44											
Trollgrund	1	17	2	<1	0	<1	2	0	0	4	10
Skaten	<1	89	25	8	<1	<1	2	0	0	<1	10
Nätlösan	1	30	62	12	0	0	1	0	0	21	5
Ön	4	35	25	1	<1	0	<1	0	0	3	5
Ön	7	17	38	<1	<1	0	1	0	0	7	10

återkommande invandring till de grundaste områdena under en period på hösten som på en anlockning från näraliggande områden p g a en kvardröjande övertemperatur. År 1991 var skillnaderna veckorna 34—44 mellan Trollgrund, Nätlösan och Ön inte heller tydliga, medan Skaten hade något lägre tätheter (tabell 7).

Mått på den slutliga årsklasstyrkan kan endast erhållas från provfisken på det vuxna beståndet. I kontrollprogrammets provfisken är abborrar fullt fiskbara vid 4 års ålder (Thoresson 1992b), varför det slutliga utfallet för 1990 och 1991 års årsklasser ännu ej kan fastställas.

Tillväxt hos vuxna fiskar

En jämförelse av abborrens tillväxthastighet (mm/år) i försöksområdet i Forsmark med den i Finbo har utförts mellan tre tidsperioder; tiden före det att Forsmarks kraftverk togs i bruk (—1979), tiden efter kraftverkets start (1980—1989) och under försöksperioden (1990—1991). Den genomsnittliga tillväxten vid en viss ålder i Finbo utgör norm (=100). Jämförelsen visar att mellanårsvariationerna är i stort sett desamma i de båda områdena (fig 25). Åren 1985 och 1986 avviker dock kraftigt genom en mycket låg tillväxt i Forsmark. Detta kan sannolikt förklaras av temperaturskillnader som initierats av skillnader i vindsituationen. Tillväxten under 1990—1991 är något högre i Forsmark jämfört med Finbo, något som kan ha orsakats av kylvattenutsläppet. Liknande skillnader har dock uppträtt under tidigare år.

Täthet av vuxna fiskar

Nätprovfisken i augusti fångar i huvudsak den vuxna delen av fiskbeståndet. Denna provtagning utförs normalt inom det under 1990 och 1991 påverkade området. Anlockning och skyende p g a skilda arters preferens-temperaturer skulle kunna tänkas inträffa, vilket kan leda till att fisksamhällets sammansättning förändras. Provfiskeresultat från 1983 och framåt har analyserats och för de dominerande arterna jämförts med utvecklingen vid Finbo sedan 1987.

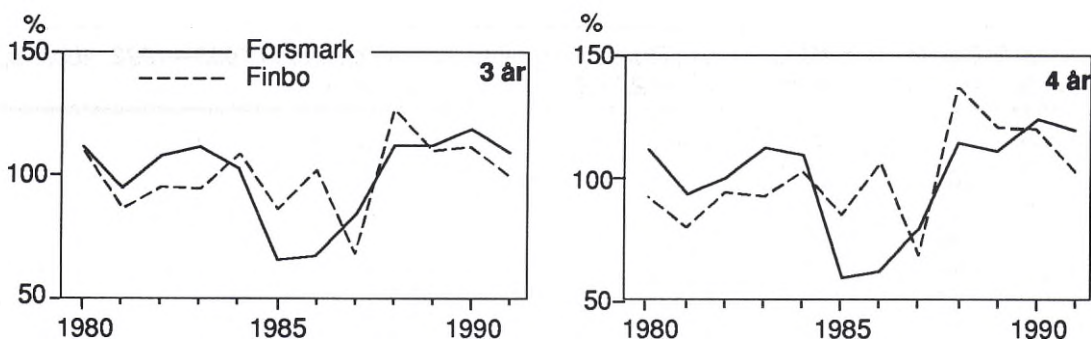


Fig. 25. Jämförelse av tillväxten mellan Forsmarksområdet och Finbo av tre- och fyraåriga abborrar under perioden 1980—1991, där den genomsnittliga tillväxten i Finbo utgör norm (=100).

Varmvattenarterna dominerar fångsterna i Forsmarksområdet (tabell 8), eftersom fiskena utförs under sensommaren. Strömmingen utgör emellertid en stor andel, framförallt under år då vattentemperaturen varit låg (fig 26). Fångstnivåerna är de flesta år likartade i Forsmark och Finbo. År 1990 avviker dock genom avsevärt mycket lägre tätheter i Forsmark, vilket skulle kunna tolkas som en skyendeeffekt p g a den förhöjda temperaturen

Abborre och mört utgör tillsammans ca 80% av fångsten. Mörtens mellanårsvariationer är likartade i de båda områdena (fig 27), och någon effekt av kylvattenutsläppen kan därför inte sägas föreligga. Abborrens motsvarande utveckling är mer svårtolkad (fig 28). Fångsten i Forsmark avviker starkt från den i Finbo 1991, vilket skulle kunna tolkas som en anlockning till området eller en förhöjd rörelseaktivitet i det varma vattnet. En stor del av effekten utgörs dock av den rika årsklassen 1988 (fig 22) vilken är svagare i Finbo (E. Neuman pers. kom.). En snabbare tillväxt hos denna årsklass i Forsmark under 1991 (fig 25) kan ha förstärkt skillnaden mot Finbo. Detta innebär att den uppträder i större omfattning i provfiskena. De andra abborrfiskarna, gös och gers, visar en liknande fångstutveckling från 1989 till 1992 (tabell 9). Det är känt att de flesta arter inom denna grupp samvarierar vad avser årsklasstyrka (Koonce *et al.* 1977, Lehtonen och Lappalainen 1992) och tillväxt, varför gösens och gersens fångstutveckling kan förklaras på samma sätt som abborrens. Hos björkna, braxen och gädda kan inte någon effekt av öppnandet av reservutskovet urskiljas (tabell 9).

Tabell 8. Den totala nätfångsten artfördelning vid nätprovfiske 1983—1992 i Forsmark.

	<i>antal</i>	<i>%</i>
Abborre	21 102	61
Mört	7 119	21
Strömming	3 608	11
Björkna	1 300	4
Gers	656	2
Gös	325	1
Braxen	75	<1
Gädda	61	<1
Övriga	69	<1

Tabell 9. Den totala nätfångsten av björkna, gers, gös, braxen och gädda 1983—1992. Abborre, mört och strömming presenteras i figur 26—28.

	<u>Björkna</u>	<u>Gers</u>	<u>Gös</u>	<u>Braxen</u>	<u>Gädda</u>
1983	72	44	12	4	5
-84	120	30	27	6	2
-85	33	59	60	2	7
-86	69	26	3	6	5
-87	235	58	37	5	7
-88	152	79	20	13	4
-89	99	68	8	8	7
-90	114	126	34	17	10
-91	165	136	113	6	8
-92	241	30	11	8	6

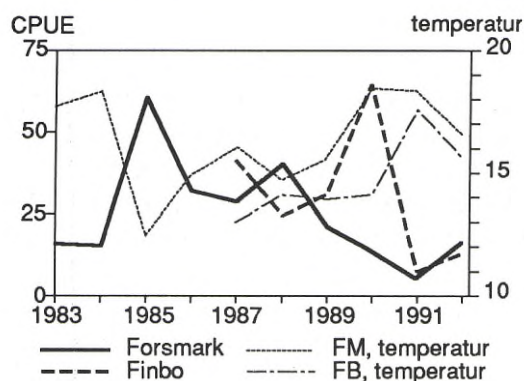


Fig. 26. Den totala strömmingfångstens utveckling i Forsmark och Finbo. Temperaturutvecklingen är inlagd.

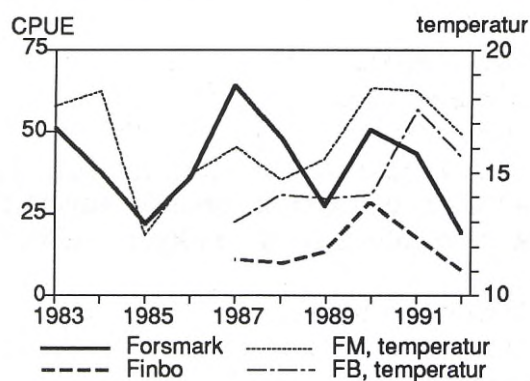


Fig. 27. Den totala mörtfångstens utveckling i Forsmark och Finbo. Temperaturutvecklingen är inlagd.

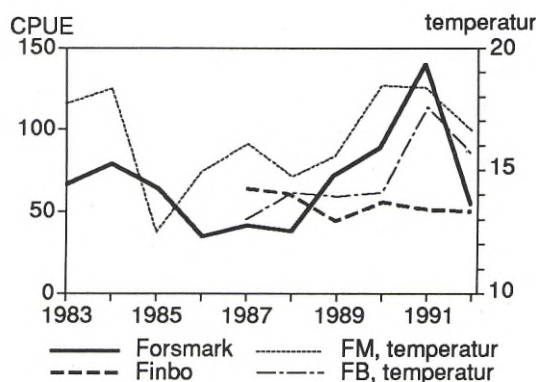


Fig. 28. Den totala abborrfångstens utveckling i Forsmark och Finbo. Temperaturutvecklingen är inlagd.

SLUTSATSER

1. Kylvattnet, som släpps ut genom reservutskovet avkyls snabbt genom stark inblandning av omgivande vatten. Därmed blev inte övertemperaturen så hög i varmvattenarternas rekryteringsområden, eftersom dessa inte ligger nära utsläppet. Temperaturen höjdes dock klart under vår och höst, men däremot ej under sommaren, då den naturliga uppvärmningen överskred den artificiella. Den stora mängden kylvatten åstadkom en relativt stark ström i utsläppsområdets centrala delar. Optimalt bör utsläppen ske direkt till lämpliga rekryteringsområden samt kyl-

vattenmängd och strömhastighet anpassas till de lokala förhållandena. En fördelning av den totala kylvattenmängden på flera små utsläpp torde i regel vara att föredra. Då minskas även utdrift av pelagiska fisklarver (t ex abborre, gös och strömming).

2. Försöket har visat att en förlängd tillväxtsång kan åstadkommas för de vårlekande arterna, framförallt genom tidigare lek och kläckning. Tillväxten har likaså varit avsevärt snabbare för varmvattenarterna under hösten. Den främst under sommaren uteblivna effekten är av mindre betydelse, eftersom temperaturen då oftast ändå är hög. Trots temperaturhöjningen var födotillgången tillräcklig för en i det närmaste maximal konsumtion. Man kan således under liknande förutsättningar förvänta sig en kraftigt ökad förstaårstillväxt hos åtminstone abborre.
3. Kylvattenutsläppen tycks ha medfört att mängden abborryngel har ökat, men däremot inte önskade karpfiskyngel. Experimentets slutliga inverkan på bestånden av varmvattenarter kan dock inte uppskattas förrän om några år, då fiskarna är vuxna. Effekterna på kallvattenarternas tätheter efter första tillväxtsången kunde inte bedömas. Det kan dock inte uteslutas, att en snabb temperaturhöjning under vinter och tidig vår negativt påverkar sikens rekrytering. Det är dock möjligt att undvika detta genom att anpassa utsläppens lokalisering.
4. Inga negativa effekter har konstaterats på floran i form av algblomningar och kraftigt ökad utbredning av påväxtalger. Vid en starkare och långvarig temperaturpåverkan ökar sannolikheten att dylika effekter skall uppträda.
5. Effekterna på de vuxna fiskpopulationerna var marginella och kan inte sägas utgöra något hinder för framtida utnyttjande av kylvattenutsläpp.

REFERENSER

- ALM, G. 1946. Reasons for the occurrence of stunted fish populations, with special regard to the perch. Kungl. Lantbr. Styr. 254. 141 s.
- ANDERSSON, J. 1974. Komplettering av preliminärt yttrande angående de oceanografiska förhållandena i Öregrundsgrepen och inverkan på dessa av en vid Forsmark planerad kärnkraftstation. SMHI, PM 1974—03—07. Mål AD 77/70 och Å 103/1970.
- ANDERSSON, J. och R. HILLGREN. 1987. SMHI:s undersökningar i Öregrundsgrepen 1986. SMHI Oceanografi nr 13. 13 s.
- ANDERSSON, J. och R. HILLGREN. 1990. SMHI:s undersökningar utanför Forsmark 1989. SMHI Oceanografi nr 37. 18 s.
- ANDERSSON, J. och P. KARÅS. 1979. Bentiska alger och fanerogamer i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Naturvårdsverket PM 1168. 10 s.
- ANDERSSON, J. och P. KARÅS. 1993. Effects of cooling water discharges on spring-spawning Baltic herring (*Clupea harengus* L.). Manuskript.
- AGNEDAL, P.O. 1968. Studier av abborre och fiskets avkastning i Erken. Opublicerad rapport från Limnologiska inst., Uppsala universitet 64 s.

- BLAXTER, J.H.S. 1969. Development: eggs and larvae. I: Fish physiology, Vol III. av W.S. Hoar och D.J. Randall. s. 177—252. Academic Press, London.
- BUIJSE, A.D., W.L.T. VAN DENSEN och L.A. SCHAAP. 1992. Year-class strength of Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike-perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in relation to stock size, water temperature and wind in Lake IJssel, The Netherlands, 1966—1989. I: Dynamics and exploitation of unstable percoid population av A.D. Buijse. s. 31—70. Doktorsavhandling, Landbouwniversiteit Wageningen.
- BÖHLING, P., R. HUDD, H. LEHTONEN, P. KARÅS, E. NEUMAN och G. THORESSON. 1991. Variations in year class strength of different (*Perca fluviatilis*) populations in the Baltic Sea with special reference to temperature and pollution. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **48**: 1181—1187.
- CERNY, K. 1974. On the mortality of the eggs of roach *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). Zivocisna vyroba (Praha) **19**: 677—682.
- CRAIG, J.F. 1982. Populations dynamics of Windermere perch. Ann. Rep. Freshwat. Biol. Ass. **50**: 49—59.
- GUMA'A, S.A. 1978. The effects of temperature on the development and mortality of eggs of perch, *Perca fluviatilis*. Freshw. Biol. **8**: 221—227.
- HERZIG, A. och H. WINKLER. 1985. Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. Österreichs Fischerei **38**: 182—196.
- HOKANSSON, K.E.F. 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. J. Fish. Res. Board Can. **34**: 1524—1550.
- HOLLIDAY, F.G.T. och J.H.S. BLAXTER. 1960. The effects of salinity on the developing eggs and larvae of the herring. J. Mar. Biol. Ass. U.K. **39**: 591—603.
- HOROSZEWICZ, L. 1971. Lethal temperatures of roach fry (*Rutilus rutilus* L.) from lakes with normal and artificially elevated temperature. Pol. Arch. Hydrobiol. **18**: 69—79.
- HUDD, R., H. LEHTONEN och I. KURTTILA. 1988. Growth and abundance of fry; factors which influence the year-class strength of whitefish (*Coregonus widegreni*) in the southern Bothnian Bay, (Baltic). Finnish. Fish. Res. **9**: 213—220.
- IVERSEN, S.A. och D.S. DANIELSSEN. 1984. Development and mortality of cod (*Gadus morhua* L.) eggs and larvae in different temperatures. I: The propagation of cod *Gadus morhua* L., av E. Dahl *et al.*, s. 49—66. Arendal, Norge.
- JAFRI, S.I.H. 1989. The effects of photoperiod and temperature manipulation on reproduction in the roach *Rutilus rutilus* (L.) (*Teleostei*). Pakistan J. Zool. **21**: 289—299.
- KARÅS, P. 1987. Food consumption, growth and recruitment in perch (*Perca fluviatilis* L.). Doktorsavhandling. Uppsala universitet. 129 s.
- KARÅS, P. 1993a. Recruitment of perch (*Perca fluviatilis* L.) from Baltic coastal waters. Manuskript. 21 s.

- KARÅS, P. 1993b. Fiskrekrytering i Bottniska viken. Kustrapport 1993:4. 28 s.
- KARÅS, P. och E. NEUMAN. 1981. First-year growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus*(L.)) in a heated Baltic bay. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm **59**: 48—63.
- KARÅS, P. och G. THORESSON. 1992. An application of a bioenergetics model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). J. Fish Biol. **41**: 217—230.
- KEMPE, O. 1962. The growth of roach (*Leuciscus rutilus* L.) in some Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. **44**: 42—104.
- KIPLING, C. 1976. Year-class strengths of perch and pike in Windermere. Rep. Freshw. Biol. Ass. **44**: 68—75.
- KLIMCZYK-JANIKOWSKA, M. 1978. Influence of warmed water on the growth and feeding of the roach (*Rutilus rutilus* L.). Acta Hydrobiol. **20**: 175—185.
- KOONCE, J.F., T.B. BAGENAL, R.F. CARLINE, K.E.F. HOKANSSON och M. NAGIEE. 1977. Factors influencing year-class strength of Percids. A summary and a model of temperature effects. J. Fish. Res. Board Can. **34**: 1900—1909.
- LAWLER, G.H. 1965. Fluctuations in the success of year-classes of whitefish populations with special reference to Lake Erie. J. Fish. Res. Board Can. **22**: 1197—1227.
- LEHTONEN, H. och J. LAPPALAINEN. 1992. The effects of climate and the year-class variations of some freshwater species. Manuskript.
- LESSMARK, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*). Doktorsavhandling, Lunds universitet. 172 s.
- LIND, E. A. och O. KUKKO. 1974. Seasonal variation in gonad weight, condition and activity in the roach, *Rutilus rutilus* (L.), in Lake Kiutajärvi, NE-Finland. Ichthyol. Fenn. Borealis **2**: 67—115.
- LUKSIENE, D. och O. SANDSTRÖM. 1993. Reproductive failure in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. Manuskript. 15 s.
- MO, K. 1991. Recipientkontrollen vid Forsmarks kraftstation 1991. Opublicerad rapport från Fiskeriverkets Kustlaboratorium. 15 s.
- NEUMAN, E. 1976. The growth and year-class strength of perch (*Perca fluviatilis* L.) in some Baltic Archipelagoes, with special reference to temperature. Inst. Freshw. Res., Rapport **55**: 51—70.
- NEUMAN, E. 1982. Species composition and seasonal migrations of the costal fish fauna in the southern Bothnian Sea. I: Coastal research in the Gulf of Bothnia av K. Müller. s. 317—352. Dr W. Junk Publishers. The Hague.
- NEUMAN, E. 1983. Thermal discharge and fish fauna in Sweden. Wat. Sci. Tech. **15**: 67—87.

- NEUMAN, E. 1984. Tillväxt hos abborre och mört vid Oskarshamnsvirket 1972—1982. Opublicerad rapport från Statens naturvårdsverk. 4s.
- NEUMAN, E. och J. ANDERSSON. 1990. Naturvårdsverkets biologiska undersökningar utanför Oskarshamnsvirket under 1980-talet. Statens naturvårdsverk, Rapport **3780**. 38 s.
- NEUMAN, E. och G. THORESSON. 1979. Tillväxthastigheten hos abborre (*Perca fluviatilis* L.), mört (*Leuciscus rutilus* L.), skrubbskädda (*Pleuronectes flesus* L.) och lake (*Lota vulgaris* Jenyns) i några Östersjöskärgårdar. Statens naturvårdsverk, **1155**. 38 s.
- OJAVEER, E. 1981. Influence of temperature, salinity, and reproductive mixing of Baltic herring groups on its embryonal development. Rapp. p.-v. Réun., Cons. int. Explor. Mer **178**: 409—415.
- OJAVEER, E. och M. SIMM. 1975. Effects of zooplankton abundance and temperature on time and place of reproduction of Baltic herring groups. Merentutkimuslaitoksen Julk. Havsforsknings Inst, Skr. **239**: 139—145.
- PAULY, D. 1981. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. Journal du Conseil International pour l'Exploitation de la Mer. **39**: 175—192.
- PONTON, D. och D. GERDEAUX. 1987. La population de gradons (*Rutilus rutilus* (L.)) du Lac Léman en 1983—85. Structure en age, déterminisme du recrutement, analyse de la croissance. Bull. Fr. Peche Piscic. **305**: 43—53.
- RANNAK, L. 1971. On the recruitment to the stock of spring herring in the north-eastern Baltic. Rapp. p.-v. Réun., Cons. int. Explor. Mer **160**: 76—82.
- RENSTRÖM, S., R. SVENSSON och M. WIGREN-SVENSSON. 1990. Vegetationen i biotestsjön, Forsmark 1974—1986. Sammanfattning. Naturvårdsverket Rapport **3767**. 53 s.
- SANDSTRÖM, O. 1990. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstation. Naturvårdsverket Rapport **3867**, Öregrund. 37 s.
- SCHNACK, D. 1974. On the biology of herring larvae in Schlei Fjord, western Baltic. Rapp. p.-v. Réun., Cons. int. Explor. Mer. **166**: 114—123.
- SEGERSTRÅLE, C. 1933. Über scalimetrische Methoden zur bestimmung des linearen Wachstums bei Fischen. Acta Zool. Fenn. **15**. 168 s.
- SHIKHSHABEKOV, M.M. 1974. Features of the sexual cycle of some semi-diadromous fishes in the lower reaches of the Terek. J. Ichthyol. **14**: 79—88.
- SJÖBLOM, V. 1961. Wanderungen des strömlings (*Clupea harengus* L.) in einigen Schären und Hochseegebieten der nördlichen Ostsee. Ann. Zool. Soc. "Vanamo" **23**. 193 s.
- SMITH, P.E. och S. RICHARDSON. 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larval surveys. FAO. Fish. Tech. Pap. **173**. 100 s.

- SNOEIJS, P.J.M. 1988. Ecological studies of epilithic algae and fauna in the Baltic hydrolittoral. Acta Univ. Ups., *Comprehensive Summaries of Dissertations from the Faculty of Science* **176**. 37 s.
- SNOEIJS, P.J.M. 1989. Ecological effects of cooling water discharge on hydrolittoral epilithic diatom communities in the northern Baltic Sea. *Diatom Research* **4**: 373—398.
- SNOEIJS, P.J.M. 1990a. Effects of temperature on spring bloom dynamics of epilithic diatom communities in the Gulf of Bothnia. *J. Veg. Sci.* **11**: 599—608.
- SNOEIJS, P.J.M. 1990b. Final report of algal studies in the Forsmark region 1990. Opublicerad rapport, Växtbiol. Inst. Uppsala universitet. 4 s.
- SNOEIJS, P.J.M. 1992. Ecology and taxonomy of *Enteromorpha* species in the vicinity of the Forsmark nuclear power plant (Bothnian Sea). *Acta Phytogeographica Suecica*. **78**: 11—23.
- SNOEIJS, P.J.M. och I. C. PRENTICE. 1989. Effects of cooling water discharge on the structure and dynamics of epilithic algal communities in the northern Baltic. *Hydrobiologia* **184**: 99—123.
- THORESSON, G. 1992a. Handbok för kustundersökningar. Metodbeskrivningar i fiskeribiologi. Kustrapport 1992: **1**. 35 s.
- THORESSON, G. 1992b. Handbok för kustundersökningar, recipientkontroll. Kustrapport 1992: **4**. 88 s.
- WICKSTRÖM, K. 1990. Oskarshamnsverket — kylvattenutsläpp i havet. SMHI Oceanografi nr **34**. 12 s.
- WICKSTRÖM, K. och R. HILLGREN. 1990. Bedömning av kylvatten utbredning från Forsmarksverket via reservutskovet. SMHI PM 1990—01—18. 6 s.
- WILLEMSSEN, J. 1977. Population dynamics of percids in Ijssel and some smaller lakes in the Netherlands. *J. Fish. Res. Board Can.* **39**: 1710—1719.
- VØLLESTAD, L.A. och J. H. L'ABÉE-LUND. 1987. Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Env. Biol. Fish.* **18**: 219—227.
- YIN, M.C. och J.H.S. BLAXTER. 1987. Temperature, salinity tolerance, and buoyancy during early development and starvation of Clyde and North Sea herring, cod and flounder larvae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **107**: 279—290.
- ZUROMSKA, H. 1967. Mortality estimation of roach (*Rutilus rutilus* L.) eggs and larvae on lacustrine spawning ground. *Rocz. Nauk Rolnic. ser H.* **90**: 539—556.



▲ Referensområden ● Recipientundersökningar