

Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk, år 2000–2007



Foto: Göran Hansson

PETER KARÅS
ANDERS ADILL
MARIA BOSTRÖM
KERSTIN MO
ALF SEVASTIK

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Magnus Appelberg,
Peter Karås

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Kustlaboratoriet
Skolgatan 6, 742 22 Öregrund
Telefon: 031-743 03 00
fiskeriverket@fiskeriverket.se

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

ISSN 1404-8590

Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk, år 2000–2007

PETER KARÅS (fisk)
peter.karas@fiskeriverket.se
ANDERS ADILL (fisk)
MARIA BOSTRÖM (fisk)
KERSTIN MO (bottenfauna)
Fiskeriverkets Kustlaboratorium
Box 109, 742 22 Öregrund

ALF SEVASTIK (fågel)
KUSTBILD
Ulriksgatan 43
742 34 Östhammar

SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	6
BAKGRUND	7
BIOTESTSJÖN	8
Dokumentationsprogram	10
Intensivprogram	10
KRAFTVERKETS MILJÖPÅVERKAN	11
Abiotiska förhållanden	11
Effekter på organismsamhällena	12
METODIK	14
Silstationer	14
Bottenfauna	14
Fisk – provfisken med nät och ryssjor	15
Fortplantning	16
Genetik	16
Ekointegrering	17
Yngel och småväxta arter	17
Ålder och tillväxt	18
RESULTAT OCH DISKUSSION	18
Fisk i silstationerna	18
Yngel och småfisk	19
De vuxna fiskbestånden	21
Pelagisk fisk	23
Bottenfauna	26
Ål	30
Fiskätande fåglars påverkan på fiskbestånd	32
Sjukdomar och parasiter	33
Fortplantning	35
Genetik	38
REFERENSER	39

Sammanfattning

Kontrollen av kylvatteneffekter vid Forsmarks kärnkraftverk har pågått sedan 1980 då den första reaktorn togs i drift. Under normal drift höjs kylvattentemperaturen efter passage av kraftverket med c:a 10 °C. I undersökningarna har främst populationsutvecklingen hos fisk och bottenlevande djur studerats med provtagningar i Biotestsjön och Forsmarks innerskärgård samt i referensområdet vid Finbofjärden, nordvästra Åland. Vart femte år sammanfattas resultat från det biologiska kontrollprogrammet. I denna rapport presenteras de undersökningar som gjorts under perioden 2003–2007 med vissa jämförelser med äldre material.

Provtagningen i silstationen visar att till de arter vars förluster ökat mest under senaste decennierna hör spiggar, gös och skarpsill. Ålen har också ökat kraftigt i antal men även i medelvikt. Detta beror sannolikt till stor del på utvandring från Biotestsjön efter de utsättningar av c:a 500 000 glasålar som gjordes under åttiotalet. Märkningarna av ål i anläggningen visade att beståndet 2003 uppgick till c:a 20000 ålar och att det minskat till c:a 12000 individer 2006 efter borttagandet av Biotestsjöns fiskspärr.

Vid utloppet av den kylvattenpåverkade Biotestsjön togs i maj 2004 de galler bort som hindrat fiskvandring. Provfiskerna i Biotestsjön visade på ökade fångster av framförallt abborre och mört efter gallerborttagandet. Detta sätts i samband med ökad invandring. Farhågor om invandring av strömming i samband med lek har inte besannats. I anläggningen har sedan 2005 det totala antalet bottendjur minskat

dramatisk. Den starka nedgången kan bero på betning från den ökade invandringen av fisk men även av dykänder.

Provfisken visar att årsklasstyrkan hos abborre i referensområdet och Forsmark samvarierar men att andelen äldre individer är väsentligt lägre i det senare området. Orsaken är oklar men utvandring, högre betning av och störning från säl och skarv kan ha bidragit.

De senaste fem åren har fångsterna av abborrens årsyngel legat på en oroande låg nivå.

Ekointegrering med fokus på strömming har genomförts under åren 2003–2006. Den korta tidsserien har inte kunnat påvisa några genomgående skillnader mellan områden med olika kylvattenpåverkan.

Genetiska studier av abborre har visat att bestånden längs östersjökusten överlag är differentierade och genetiskt skilda från varandra. Den sk genetiska distansen mellan abborrarna i Biotestsjön och området strax utanför var tydlig men liten. Man fann emellertid inget unikt som skilde dem från andra bestånd.

En beräkning av skarvens och storskrakens totala potentiella konsumtion av fisk i Biotestsjön under åren 2000 till 2006 visade att variationerna mellan år av arternas konsumtion inte kunde förklara motsvarande variation i fiskfångsterna. Fångsterna visade dock en nedåtgående trend fram till galleröppnandet 2004 varefter en ökning kunde iakttas. En kontinuerligt hög predation från fiskätande fågel kan ha påverkat den negativa fångsttenden. En ökning sedan öppnandet av gallren skulle kunna förklaras av invandrande fisk.

Summary

Monitoring of cooling-water impacts in the marine environment at the Forsmark nuclear power plant (SW Bothnian Bay) started in 1980 when the first reactor began operating. Since then results of monitoring and research have been summarised in reports every 5th year. The investigations have concentrated on the development of populations of fish and bottom fauna with studies within a research basin receiving cooling-water (the Biotest Basin) and the surrounding archipelago at Forsmark with reference to an area in NW Åland (figure 1). This paper presents investigations made in 2003–2007, including some comparisons with earlier data. Up to May 2004 the Biotest Basin had a fish-fence at the outlet where after it was removed. During normal operation the temperature of the cooling water is elevated about 10 °C above ambient.

Analyses of fish impinged on the intake screens shows that species like sticklebacks, zander and sprat have increased in numbers during the last decades. Eel have also increased substantially in both numbers and mean weight during the same period. This is probably partly due to migrations out of the Biotest Basin as an effect of stockings of about 500000 glass-eels made during the 1980-ies. Mark-recapture studies have during later years shown that the stock in 2003 was about 20000 specimens and in 2006, after the remove of the fish fence, about 12000.

Test fishing within the Biotest Basin showed that after the removal of the fish fence, catches of mainly perch and roach increased substantially. It was related to inwards migration to the basin. A concern about such migration of herring during spawning was not verified. Within the Biotest Basin the total abundance of bottom fauna have decreased dramatically since 2005. The decrease could have been influenced by predation from the increased number of fish.

Monitoring of the perch stocks shows that variation in year-class strength covariate between Forsmark and the reference area. The catches of old fish is, however, lower in the latter area. The cause for this is unclear.

Genetic studies of perch could not demonstrate any unique features of perch from the Biotest Basin although the population have been isolated and affected by cooling-water for almost three decades.

Variations between years of the potential consumption of fish by cormorants and mergansers could not explain variations between years in fish catches in the test-fishing. A decreasing trend in catches up to 2004 could, however, be explained by a continuous high predation.

Bakgrund

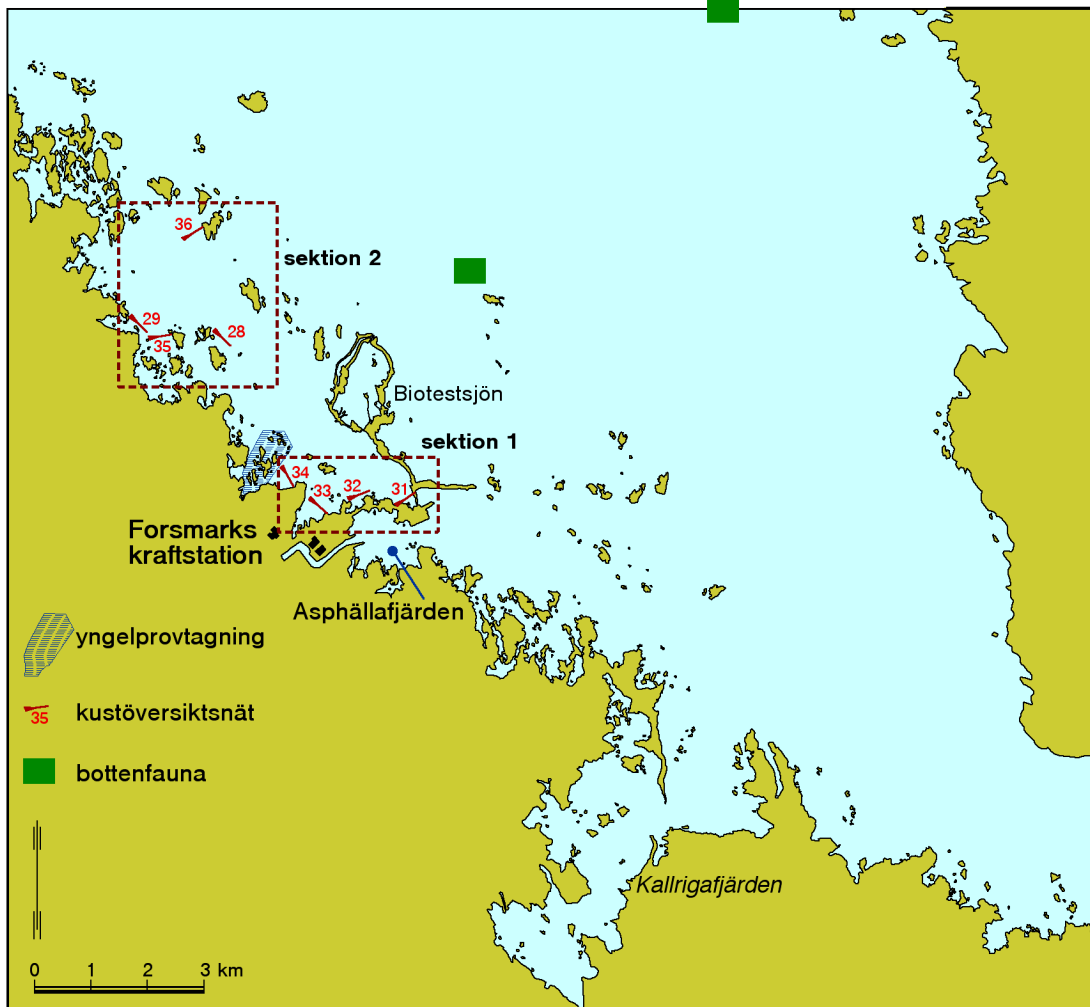
Forsmarks kärnkraftverk är beläget i den SV delen av Bottenhavet (figur 1). Området är en skogsborgsskärgård med inner-, mellan- och ytterskärgård. De definieras utifrån förekomsten av skog och växtlighet, vilken avtar ju längre ut från fasta land man kommer. I området har inner- och mellanskärgård de största ytorna medan endast några enstaka holmar har karaktär av ytterskärgård. Undersökningarna av kylvatteneffekter på växter och djur inleddes 1980 i Forsmarksområdet, då det första aggregatet togs i drift. Innan dess hade omfattande förundersökningar genomförts, både i det område som under byggtiden invallades till en forskningsanläggning, Biotestsjön (figur 2), och i de omgivande vatten. Förutom referens i tiden genomfördes parallella fisk- och bottenfaunastudier i Finbofjärden belägen vid nordvästra Åland (figur 1), ett område med låg miljö-

påverkan. Utbyggnaden av kraftstationen fortsatte och ett andra aggregat togs i drift 1982. Ett tredje aggregat var klart för elproduktion 1985. Stora mängder havsvatten pumpas genom kärnkraftverket för att kyla kondensatorerna. Totalt är det c:a 90 m³/sek gemensamt för aggregat ett och två samt 45 m³/sek för det tredje aggregatet.

Undersökningsverksamheten har sedan början koncentrerats på att kontrollera fisk och andra organismer som dör i silstationer och kylvattenvägar liksom att studera kylvattnets påverkan på botten djur och fisk i både Biotestsjön och recipienten utanför. Förutom det biologiska kontrollprogrammet, som här redovisas, görs radiologiska undersökningar under ledning av Statens Strålskyddsmyndighet (SSM). Fiskeriverket sköter insamlingen av prov för radioaktivitetsanalyser. Kontrollens resultat presenteras i årsrapporter (se t ex Adill *et al.* 2007) och vart femte år görs en djupare genomgång i femårsrapporter. De första årens drift rapporterades 1985 (Sandström 1985). Nästa rapportering gjordes 1990 (Sandström 1990) och den påföljande 1996 (Mo *et al.* 1996). Den senaste kom 2002 och avsåg perioden 1995–2000 (Sandström *et al.* 2002). Föreliggande rapportering avser framför allt åren 2000–2007.



Figur 1. Undersökningsområdenas lägen.



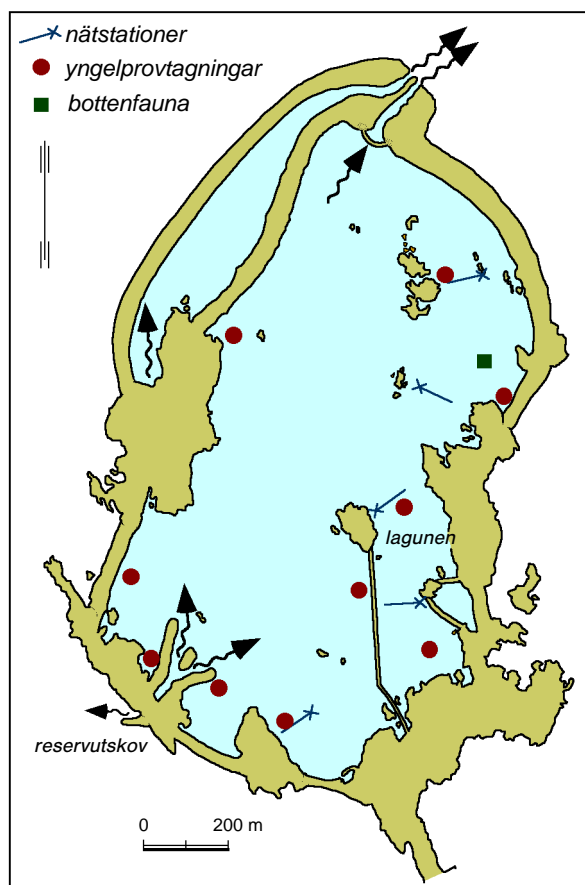
Figur 2. Område för yngelprovtagning i Forsmark och stationer för kustöversiktsnät och bottenfauna.

Biotestsjön

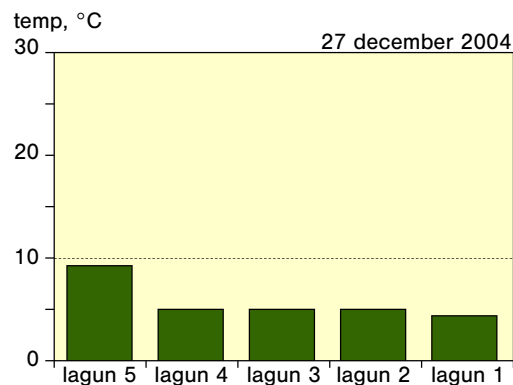
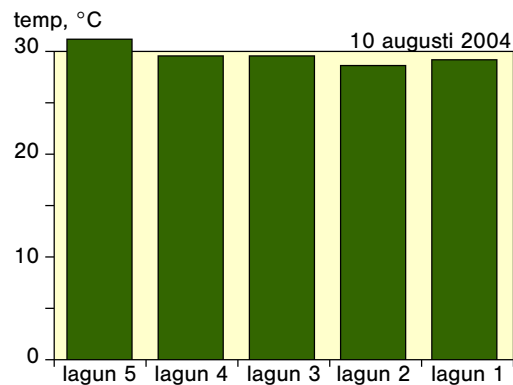
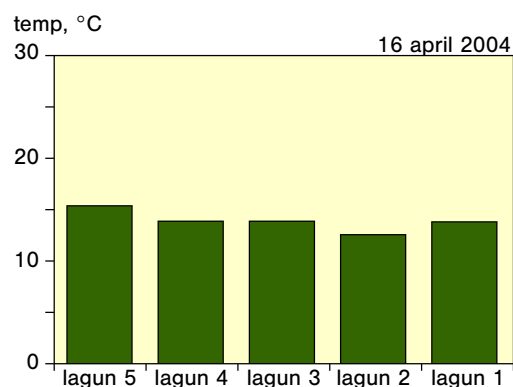
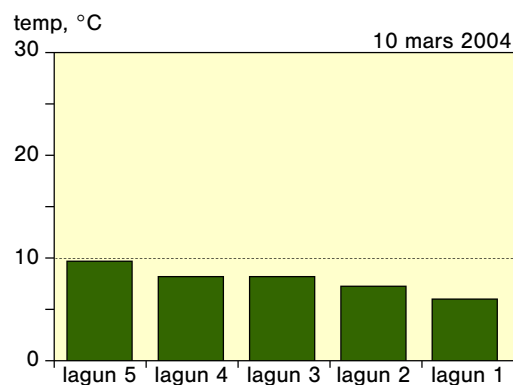
Kylvattnet från aggregat ett och två transporterats i långa utsprängda tunnlar under havet och släpps först ut i den sk Biotestsjön, som består av ett 90 ha stort invallat område (figur 2 och 3). Anläggningen tillkom som en för alla svenska kärnkraftverk gemensam forskningsresurs med studier kring kylvatteneffekter på miljön. Vid dess utsläppspunkt har fram till maj 2004 ett

gallersistem funnits för att hindra större fiskar (>c:a 10 cm) från att vandra in och ut. Eftersom strömmen vid utloppet är stark (c:a 2 m/s) har invandring av yngel sannolikt endast skett i mindre omfattning. Biotestsjöns invallning stod färdig 1977. Medeldjupet är 2,5 m med ett största djup av 5 m. Det förhållandevis ringa djupet innebär att skiktningar i temperatur inte

förekommer och att temperaturen är likartad över större delen av anläggningen. Undantaget är den s k Lagunen (figur 3), där temperaturen under kalla vinterperioder kan sjunka några grader under den i övriga delar av Biotestsjön (figur 4). Den stora vattentransporten genom sjön ger ett vattenutbyte som är snabbare än tio timmar i dess centrala delar. Anläggningen är försedd med ett reservutskov, genom vilket kylvattnet kan avledas i främst forskningssyfte. Kylvattnet från det tredje aggregatet förs via en öppen kanal vid sidan av Biotestsjön ut till en med övriga aggregat gemensam utsläppspunkt (figur 3).



Figur 3. Provtagningsstationer i Biotestsjön.



Figur 4. Vattentemperaturen i en gradient från inre delen av den s k lagunen (1) till den yttre (5) vid olika årstider.

Dokumentationsprogram

Med anledning av en begäran från Forsmarks Kraftgrupp AB om att ta bort fiskgallren vid Biotestsjöns utlopp utredde Fiskeriverket möjligheterna att genomföra åtgärden ur forskningens perspektiv. Detta ansågs möjligt om en dokumentation av förhållandena innan öppnandet kom till stånd. Det program som till slut fastställdes berörde framförallt fisksamhällets status men även effekter på bottenfaunan. Inom dokumentationen skulle de förändringar studeras som kunde ha uppstått under de 23 år då olika organismer varit relativt isolerade från omgivningen. Data skulle även kunna utnyttjas för att göra jämförelser till förhållandena med en öppen anläggning i ett senare skede. Frågor som avsågs besvaras var

- spatiell variation hos bottenfaunasamhället.
- säsongvis variation i yngelproduktionen – även som underlag för design av övervakningssystem.
- sjukdomar och parasiter hos fisk – fördjupad studie utöver den normala som endast är okulär.
- genetiska förändringar hos abborre relativt omgivningen – effekter av hög temperatur.
- effekter på fiskbestånden genom predation från skarv och skrak.
- status hos beståndet av ål – en uppföljning av tidigare utsättningar.

Ett insamlingsprogram genomfördes med denna inriktning under 2003. I föreliggande femårsrapport rapporteras dessa resultat även med jämförelser till tiden med borttagna galler.

Intensivprogram

Efter borttagande av gallren vid utloppet i maj 2004 togs ett reviderat kontrollprogram fram. Detta s k intensivprogram utgör en uppgradering av föregående femårsperiods basprogram. Förändringarna berörde framförallt provfiskena som anpassades till att kunna avslöja om anlockning av fisk sker in i anläggningen och när på året denna sker. Programmet skulle kunna besvara frågor som

- omfattning av invandring av fisk till anläggningen.
- förändrad yngelproduktionen som effekt av invandring för lek.
- effekter på romproduktion hos abborre och mört på grund av uppblandning med invandrande fisk.
- förändringar i sjukdomar och parasiter hos fisk.
- status hos beståndet av ål – en uppföljning av tidigare utsättningar.
- påverkan på bottenfaunasamhället som en effekt av betning av invandrande fisk.

Kraftverkets miljöpåverkan

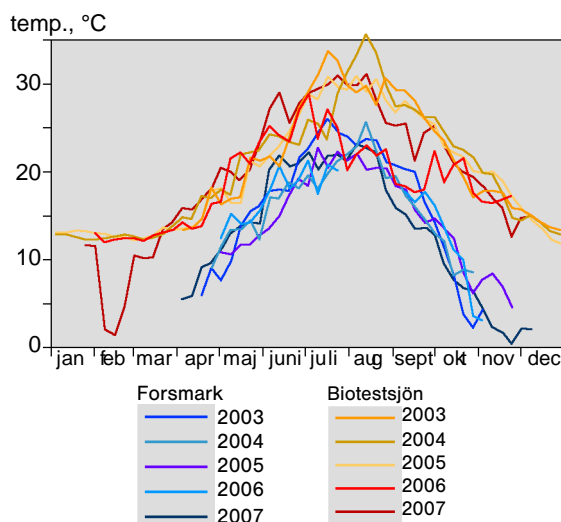
Abiotiska förhållanden

Genom att vid full drift utnyttja upp emot 140 m³ per sekund havsvatten för kylning av de tre aggregaten påverkas ström-situationen starkt på intags- och utsläppssidan liksom temperaturförhållandena i dessa områden. Vid full effekt höjs temperaturen 10–11 °C efter passage av kondensatorerna (figur 5). Vid revisioner av reaktorerna under vår och sommar reduceras dock temperaturhöjningen. Detta medför att temperaturen i Biotestsjön framförallt ligger högre än omgivningen under vår, höst och vinter. Det förekommer dock även ofrivilliga neddragningar eller avställningar vid problem med aggregatens drift. En sådan situation inträffade i februari 2007 då både aggregat ett och två avställdes och inget värmeöverskott tillfördes utsläppsområdet (figur 5). Detta innebär att Biotestsjön blev belagd med is för första gången sedan kraftverkets start 1980.

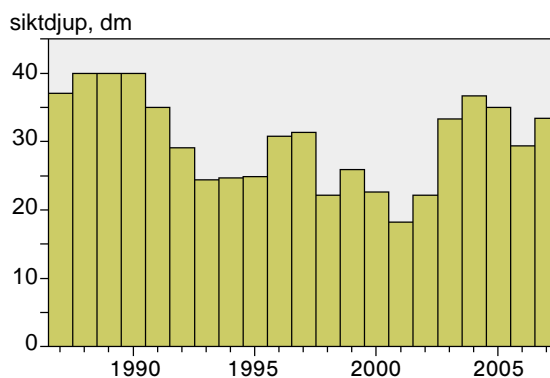
Utänför den gemensamma utsläppspunkten för de tre aggregaten blandas det uppvärmda vattnet med omgivande kallare vatten och det område som någon gång påverkas av en övertemperatur av en grad beräknas vara c:a 28 km². Motsvarande yta vid botten är c:a 8 km² (SMHI, 2005).

På grund av den stora näringstransport som kylvattnet åstadkommer, i kombination med värmeförsel, sker viss eutrofiering av recipienten. Detta märks framförallt i Biotestsjön genom förlängd tillväxtsång och ökad påväxt av kiselalger under vårvinter och senare under året av grönalger (se t ex Snoijs 1988). Även produktionen av högre växtlighet har ökat på ett liknande sätt (se t ex Widahl 1985). Provtagning i samband med provfisken väster om Biotestsjön har sedan 1987 visat på allt sämre siktdjup med en reduktion från c:a fyra meter till mindre än två meter 2001 (figur 6). Från och med 2003 har dock siktdjupet ökat till strax under 3,5 m. Orsaken här till kan vara en allmänt förbättrad eutrofieringssituation i Botten-

havet. Utsläppen av kylvatten genom det sk reservutskovet har upphört i och med galleröppnandet i Biotestsjön, vilket också kan ha haft en viss påverkan. Siktdjups-mätningar vid Åland har inte kunnat påvisa samma tendenser på senare år utan siktdjupet har fortsatt att minska (Anon. 2007).



Figur 5. Temperaturer (veckomedel) vid referensområdet och Biotestsjön.



Figur 6. Siktdjup vid Forsmark, 1987–2007.

Effekter på organism-samhällena

Detta avsnitt är i huvudsak en sammanfattning av tidigare femårsrapporter (Sandström 1985, Sandström 1990, Mo *et al.* 1996, Sandström *et al.* 2002) och specifika referenser ges generellt sett därför inte.

Intagsområdet

Området för intag av kylvatten ligger i den relativt grunda Asphällafjärden (figur 2). Den stora transporten av kylvatten genom området har inneburit att fjärden blivit kallare än motsvarande miljöer t ex väster om Biotestsjön (Svedäng & Karås 1993). Effekterna av detta förhållande på organismsamhällena har dock inte studerats.

Kylvattenintaget

Från Asphällafjärden tas kylvattnet in i en gemensam kanal för de tre aggregaten och till de två silstationerna; ett gemensamt för aggregat ett och två och ett för aggregat tre. I dessa frånfiltreras material i bandsilar med en maskvidd av 2 mm. Förlusterna av fisk är där stora av framförallt småväxta arter och yngel. Därför följs dessa förluster årligen inom kontrollprogrammet. Bland vuxna fiskar av kommersiellt viktiga arter har särskilt förlusterna av ål uppmärksammas. De har ökat starkt sedan början av nittio-talet (se särskilt avsnitt om ål i denna rapport).

Kylvattentunnlar

Efter passage av kraftverket transporteras kylvattnet vidare i långa tunnlar utsprängda under havsbotten till punkterna för utsläpp i Biotestsjön och det från det tredje aggregatet. På tunnlarnas väggar finner filtrerare en nära optimal livsmiljö. Dess effekter på djurplankton har tidigare studerats varvid man då fann att mängden djur reduceras avsevärt vid passage, medan effekter av

temperaturhöjningen på överlevnad var liten (Karås 1992).

Recipienten

Biotestsjön och treans kanal

I Biotestsjön har provtagning pågått årligen inom kontrollen och i riktade forskningsinsatser. Framförallt har fisken studerats på samhälls-, populations- och individnivå. Kallvattenarter som sik och simpor försvann tidigt på grund av den höga temperaturen. Yngelstudierna visade att tillväxt och täthet hos abborres yngel ökade avsevärt efter start av kylvattenutsläppen. Detta trots att rom- och larvproduktionen minskade kraftigt, som en effekt av att överlevnaden minskade hos vuxen fisk och att störningar uppträdde på gonader. Även kläckningsfrekvensen hos rommen var reducerad jämfört med naturliga förhållanden. Liknande störningar hos mört ansågs förklara att yngelproduktionen minskade kraftigt efter utsläppens start. Att mörtbeståndet ändå under långa perioder låg på en hög nivå tolkades som att en nyrekrytering inträffat via utloppsgallren i anläggningen. Den största anledningen till störd romproduktion och minskad överlevnad var hög vintertemperatur och snabbt konditionsfall under denna period.

Eftersom ålen är en utpräglad varmvattenart med preferenstemperatur omkring 22–23 °C borde den gynnas av att uppehålla sig i kylvattenutsläppen. För att få en uppfattning om uppvärmda områdets potential för extensivodling och för att kompensera för förluster av ål i kärnkraftverkets silstationer har utsättningar av ål genomförts i Biotestsjön. En mindre utsättning av glasål (12 000 stycken) genomfördes år 1984. Resultaten var så lovande att en utsättning av en halv miljon glasålar gjordes år 1989. Höga tätheter har indikerats i anläggningen vid provfisken och i märkningsförsök under senare år (se särskilt avsnitt nedan). En kraftig ökning av stora ålar i silstationerna har satts i samband med utvandring av ål från Biotestsjön.

Dödlighet på grund av temperaturer som ligger kring de letala för fisk (> c:a 30 °C) har inte kunnat konstateras genom åren i

Biotestsjön. Däremot har det en gång inträffat i den öppna kanalen från treans aggregat efter en revision då temperaturen höjdes snabbt. Det var framförallt vuxna individer och stora fiskar som drabbades.

Recipienten utanför den gemensamma utsläppspunkten

Under vårvinter och vår förekom under åttiotalet en stark anlockning av strömming före och under lek till kylvattenplymens kanter (Sandström & Krogh, 1984). Andra kallvattenarter som i större omfattning noterats i plymen under den kalla delen av året är öring och torsk. Sommartid sker anlockning av varmvattenarter. Före 2004 hindrades fiskarna dock att komma in i Biotestsjön av gallren vid utsläppspunkten där de tidvis ansamlades i stora mängder. Detta beteende har beskrivits ingående genom studier vid Oskarshamns kärnkraftverk (Neuman 1979). Utanför området i recipienten som någon gång påverkas av en övertemperatur av en grad, som beräknats uppgå till ca 28 km², har inte några säkra kylvatteneffekter på organismsamhällena kunnat påvisas.

Biomassan av bottendjur har i Öregrundsgrepen liksom vid Åland ökat fram till år 2000. Förändringen har inte med säkerhet kunnat knytas till utsläppen av kylvatten i Forsmark. En sentida invandrare, havsborstmasken *Marenzelleria viridis*, noterades första gången inom kontrollprogrammet 1997 och ökade fram till år 2000. I vilken mån detta påverkats av uppvärmt kylvatten kan inte bedömas.

Yrkesfiskarena vid norra Upplandskusten har under senare år fått allt sämre fångster av värlekande strömming och stor strömming. Fångststatistik och provfisken bekräftar denna utveckling (Bergström *et al.* 2008). Fiskarena har angivit flera orsaker till detta, bl a har effekter av kylvattenutsläppen tagits upp som en möjlig orsak. På senare tid har även påverkan från säl och skarv angivits, men framförallt ett intensivt trålfiske i utsjön. För att utreda förhållandena har Fiskeriverket och Forsmarks kraftgrupp därför gemensamt finansierat en genomgång av tillgängliga data (Bergström *et al.* 2008) och nya ekointegreringar i Öregrundsgrepen riktade mot strömming. Någon entydig lokal effekt av kylvattenutsläppen på dessa förhållanden har inte kunnat konstateras. Huruvida en hel kustregion påverkats har inte tillfredsställande kunnat analyseras p g a brist på relevanta studier.

Metodik

En utförligare beskrivning än nedan av metodiken vid provtagning av fisk, fisk-samhälle och bottenfauna ges i Thoresson (1992), Thoresson (1996) och Naturvårdsverket (2005). Kontrollprogrammets utseende genom åren, liksom avvikelser från fastställt program, beskrivs även i årsrapporter (t ex Adill *et al.* 2006).

Silstationer

På intagssidan passerar kylvattnet i den sk silstationen med stora bandsilar med en minsta maskvidd av 2 mm där större organismer frånfiltreras. Förlusterna av fisk varierar starkt mellan årstider. Under 1988 och 1989 genomfördes helårsstudier och baserat på dessa resultat reviderades programmet till att omfatta de perioder som hade de högsta fångsterna (Mo *et al.* 1996). Fiskförlusterna i silstationerna har därefter undersökts vår och höst sedan 1992 i kylvattenintaget till aggregat ett och två. För den kvantitativa kontrollen tas stickprov ur rensmassorna under åtta veckor på våren och tolv veckor på hösten. Före år 2005 artbestämdes och räknades all fisk under två dygn och den totala vikten uppskattades. Innan 2005 års provtagning startades genomfördes en statistisk utvärdering av programmet. Denna visade att det var acceptabelt att minska provtagningen till en gång per vecka enligt samma metodik, vilket också genomfördes år 2005. Utgående från provtagningsresultaten beräknas förlusterna för hela perioderna, inkluderat en uppskattning för aggregat tre baserat på flödets storlek. Det är viktigt att påpeka att resultaten endast uppskattar förlusterna för de angivna perioderna.

Bottenfauna

I Forsmark sker kvantitativ provtagning årligen inom basprogrammet i maj med van Veen-huggare på två lokaler. Den ena är belägen i Öregrundsgrepens djupränna och den andra på en lokal som tidvis berörs av kylvattenplymen. Referensprovtagning sker i maj i Finbofjärden på fyra stationer varav en utgör reserv. Syftet med programmet är att täcka området med största påverkan i Forsmark (kylvattenplymen) samt påverkan på Öregrundsgrepen som region och att använda Finbo som referens.

I Biotestsjön har under åren 1978–1986 fem prover tagits med Ekmanhämtare från fem stationer vår och höst (endast vår 1978 och 1980, endast höst 1979, tio hugg per station 1978 och 1979 och endast fyra stationer 1982–1986). Åren 1987–2003 togs fem prover från en station (stn 5) varannan månad. Proverna från stationen analyserades omedelbart efter insamlandet och var tänkt att fungera som en larmstation för Biotestsjön. I de fall antal eller biomassa av vissa arter understeg ett tidigare beräknat "normalvärde" skulle provtagningen utökas för att se om "larmsituationen" gällde hela Biotestsjön. Efter analys av resultaten skulle man bedöma om andra delar av ekosystemet borde undersökas närmare. Från och med 1995 analyserades i första hand endast ett hugg. I de fall det var lite djur i detta analyserades två eller fyra ytterligare prover. Eftersom det var synnerligen lite djur på larmstationen (stn 5) under 1990–1991 och man ville vet om utarmningen av fauna endast var en lokal företeelse eller berörde hela Biotestsjön, kompletterades provtagningen dessa år med ytterligare fyra stationer som analyserats under tidigare provtagningsperiod. Sedan galleröppnandet i Biotestsjön åren 2004–2007 har fem prover tagits för analys från station 5 under vår och sensommar. I detta

intensivprogram togs även prov från ytterligare 25 provpunkter slumpmässigt fördelade över hela Biotestsjön vararna 2005–2007 och sensomrarna 2003–2007.

Fisk – provfisken med nät och ryssjor

Direkta effekter av kylvattenutsläppen på de lokala fiskbestånden avser framförallt anlockning – skyende reaktioner gentemot kylvattenutsläppen samt samhälls- och beståndsförändringar på grund av effekter på rekryteringsförhållandena. Även indirekta effekter kan förekomma som inverkan av störningar och predation t ex från säl och rovfiskar. Fiskars generella reaktioner med avseende på anlockning – skyende har studerats inom forskningsprojekt och kontrollprogrammen vid de svenska kärnkraftverken (se t ex Neuman 1979, Sandström & Krogh 1984, Mo *et al.* 1996). Denna del anses väl täckt genom dessa tidigare insatser. I Forsmark har dock anlockning till Biotestsjön specifikt studerats genom provfisken året om från 2003 på grund av den förändrade situationen i samband med galleröppnandet. Påverkan på de lokala bestånden och deras rekryteringsutfall i hela Forsmarksområdet studeras genom yngelprovtagning och nätprovfisken, vari även ingår åldersprovtagning. På individnivå följs tillväxt, ålder, sjukdomsstatus och könsprodukternas utveckling.

Prov fisket i recipienten utanför Biotestsjön var efter kraftverkets start 1980 initialt riktat mot både varm- och kallvattenarter och täckte hela årscykler. Programmet innehöll även motsvarande provfisken i ett referensområde vid Finbo på Åland. Jämförelser förekom alltså såväl i tiden som med ett av kylvatten helt opåverkat område. Programmet kom allt eftersom att reduceras mot viktiga perioder och habitat med anledning av resultaten. Provfiskena efter varmvattenarter genomfördes i augusti då de stabilaste förhållandena råder både väder- och fångstmässigt.

Kallvattenprovfiskena gjordes då huvudsakligen i oktober efter det att termoklinen brutits upp och temperaturen sjunkit under ca tio grader. De senare fiskena lades ner år 2002 eftersom störningar av fisket i form av hårt väder och sål reducerade dataåterkomst och kvalitet så mycket att data inte längre ansågs representativa.

Fram t o m 2004 har beståndsutvecklingen hos varmvattenarter i Forsmark följts genom provfisken med Kustöversiktsnät ovan termoklinen på fyra fasta stationer inom två sektioner vid sex tillfällen i augusti (figur 2). Efter en statistisk utvärdering visade det sig möjligt att från och med år 2005 dra ner detta till tre tillfällen och ett provfiske med s k Nordiska Kustöversiktsnät tillfördes kontrollprogrammet (Naturvårdsverket 2005). Det senare fisket genomförs även det i augusti och har drivits inom ett utvecklingsprogram sedan 2002. Avsikten med att införa Nordic-systemet är att få ett övervakningsprogram som är jämförbart med övriga inom hela Östersjön. Provtagningsystemet skiljer sig från tidigare dels genom att det baseras på en djupstratifierad, randomiserad provtagning, dels genom att de nät som används är sammansatta av maskstorlekar som minskar risken för selektivitetsberoende resultat. De Nordiska Kustöversiktsnäten fiskas under fyra nätter i augusti på 45 stationer enligt standardförfarandet (Naturvårdsverket 2005). I referensområdet vid Finbo genomförs fisket med samma upplägg som Forsmark med enda skillnad att Kustöversiktsnäten fiskas i en sektion med åtta stationer.

I intensivprogrammet har nätprov fisket i Biotestsjön liksom tidigare bedrivits med Kustöversiktsnät på ordinarie fem stationer (figur 3). Från och med 2003 och fram till juni 2006 fiskades dessa varannan vecka hela året. Vid den tidpunkten hade problemen med ål blivit så stort att programmet reviderades. Ålen plockade bort fisk från näten och snärjde ihop näten till s k bulor genom att tugga på fastsittande fisk. Det var framförallt mörten som påverkades på det sättet. Nätprovfiskena reducerades på grund av dessa problem fr o m juni 2006 till att genomföras varannan vecka under mars-maj och januari-

februari och övrig tid en gång per månad. Resurser satsades i stället på en tidsmässigt utökad yngelprovtagning (se nedan).

Fångsterna i nät- och ryssjeprovfisken artbestäms och registreras i längdklasser. Resultaten redovisas som fångster per ansträngning, d v s antal per station under en natt. I samband med provfisken i Biotestsjön och Forsmark besiktas all fisk okulärt med avseende på yttre tecken på sjukdomar och parasiter.

Genom att fokus de senaste åren varit så stort på ål presenteras i denna rapport ett särskilt avsnitt om arten. De höga tätheterna av ål i Biotestsjön, som skapats genom en utsättning av 500 000 ålyngel 1989, har föranlett provtagning med ålryssjor. Således provfiskades med ryssjor i Biotestsjön 1991 samt 1994–1996, varifrån fångster och längd- och åldersfördelningar kunde analyseras. En utökad insats med ryssjeprovfisken gjordes även utanför anläggningen i Forsmarks inner-skärgård åren 1993–1995 samt 2003. Under 2003 insamlades då även ål för åldersanalys. Inför det planerade borttagandet av gallren vid Biotestsjöns mynning i maj 2004 utökades insatserna för att kontrollera ålbeståndet i Biotestsjön. Ryssjeprovfisken genomfördes 2004–2007. Fiskena gjordes under fyra veckor i april, två veckor i juli och sex veckor i augusti–september. För att få uppgifter på ålbeståndets storlek före och efter galleröppnandet har även märkning av ål i samband med ryssjeprovfisket gjorts i dokumentationsprogrammet. Programmet genomfördes med sk fångst–återfångst metodik (Ricker 1975, Seber 1982) under 2003 och 2004 där 1 200 individer märktes med ett blått färgämne på buken (se sid. 31). Beståndet har beräknats från fångstdata under två perioder i ryssjefisket (2003–07–28 till 2004–05–15 och 2004–07–08 till 2004–09–21). Under 2006 upprepades märkningsförsöket för fortsatt kontroll av ålbeståndet i anläggningen. Totalt märktes 397 individer i april månad med ett märknings sätt som kunde särskiljas från 2003–2004 års märkning.

Med anledning av öppnandet av gallren vid utloppet av Biotestsjön i maj 2004 gjordes år 2003 och 2004 utökade hälsoundersökningar på fisk av Statens

Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) i samband med provfisket i anläggningen (Alfjorden *et al.* 2006). En uppföljande studie genomfördes på abborre 2006 (Alfjorden *et al.* 2008)). Patologanatomiska, parasitologiska, bakteriologiska, virologiska och histologiska undersökningar utfördes enligt de standardmetoder som används vid SVA:s fiskavdelning.

Fortplantning

Okulärbesiktning av könsprodukternas (gonadernas) status hos abborre har genomförts under hösten sedan 2002 i samband med åldersprovtagning. Maximalt 100 individer har analyserats.

Genetik

Fiskbeståndet i Biotestsjön har varit utsatt för förhöjd temperatur sedan kylvattenutsläppens start 1980 och utbyte med omgivningen har minimerats genom instängningen och gallren vid utloppet. Om en genetiskt anpassning av abborre har skett till dessa förhållanden har analyserats inom dokumentationsprogrammet under 2003 genom genetiska analyser av abborre. En del material har frusits in för eventuellt framtida analyser.

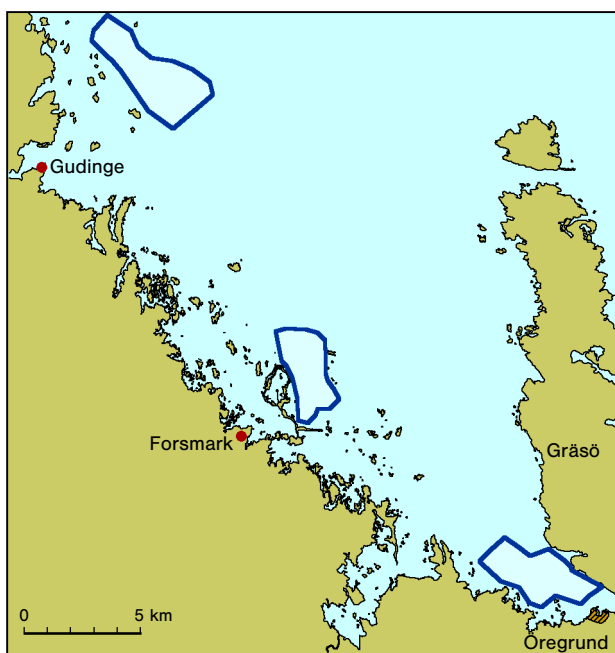
Populationsgenetisk analys har genomförts på 60 vuxna individer från Biotestsjön och från 50 fiskar i Forsmarksområdet utanför anläggningen. I ett annat projekt insamlades abborrprover från 19 andra platser längs Sveriges ostkust från Lappviken i Norrbottens län i norr till Bokö i Kalmar län i söder. Vid den genetiska analysen användes mikrosatelliter, vilket numera är den vanligaste genetiska metoden för beståndsanalyser. Åtta olika sådana studerades. Mikrosatelliter är korta sekvenser av DNA, som inte kodar för något protein. Fördelen är att förändringar i dessa delar av arvs massan finns kvar hos

avkommorna utan att förändra något i individens fysiologi eller utseende. Därmed blir mikrosatelliterna variabla och det går lätt att hitta även små genetiska skillnader mellan populationer.

För att ta reda på om det skett ett urval av fiskar med funktionella gener som ändrat fiskarnas fysiologi i Biotestsjön, utförde Uppsala universitet (Snoeijs & Cortelius 2006) en studie gällande genuttryck av proteiner hos abborre och gädda. Prover togs av muskel, lever och hjärnvävnad från en fisk av vardera arten från Biotestsjön och ett referensområde utanför.

Ekointegrering

För att studera effekter av kylvattenutsläppen på framförallt strömmingsbestånden vid Forsmark har området som är påverkat av kylvattenplymen undersöks med ekolodteknik och jämförts med två referensområden. Av de senare var ett beläget strax norr om Öregrund och ett andra vid Gudinge norr om Forsmark (figur 7). Under sensommarhöst har studierna gjorts fyra år i rad sedan 2003. De genomfördes med en 70 kHz



Figur 7. Områden där ekolodning och trålning bedrivits.

split beam transducer Simrad ES 70–11 och ett Simrad EY500 portabelt ekolod. Ekolodet var monterat på en 10 m lång båt som framfördes i fyra till fem knop. Akustiska data analyserades med Sonar5-pro mjukvara. Beräkningarna resulterade i täthet och biomassa för olika längder av fisk. Kartor med fördelningar av fisk beräknades med ArcGIS (ESRI) mjukvara. Strax efter ekointegreringen gjordes ett tråldrag i varje område för att få en uppfattning om storleks- och artsammansättning och för att justera ekodata till artnivå. Trälens ände hade en maskstorlek av 3 mm för att kunna fånga årsyngel av strömming. Närmare beskrivning av metodik och resultat finns i årsrapporterna för kontrollprogrammet vid Forsmark och i Axenrot & Hansson (2005) liksom Bergström *et al.* (2008).

Yngel och småväxta arter

Bestånden av småfisk och yngel av framförallt varmvattenarter följs i Forsmark vid Ön (figur 2) för att utnyttjas som förklarande variabel till förändrade fångster i provfiskena. Samtidigt fås information om småfisksamhällets struktur och utveckling. Mellanårsvariationer i yngeltäthet och tillväxt har följts sedan 1979 på tio fasta stationer vid Ön. Provtagning av yngel- och småfisk har i Biotestsjön pågått i olika omfattning sedan 1974. I nuvarande program görs det på tio fasta stationer vid tre skilda tillfällen under sensommarhöst. Under åren 2006 och 2007 har månatliga yngelstudier med större yttäckning genomförts på 20 stationer under juni–september. Provtagning sker med sprängteknik varvid c:a tio gram sprängämne detoneras mitt i vattenmassan. All uppflytande fisk insamlas och antal årsyngel och småväxta arter noteras. Längdmätningar görs på abborre, mört, gädda och strömming. Vid behov har även andra arter längdmätts.

Ålder och tillväxt

Provtagning av gällock och otoliter för analys av ålder och tillväxt har gjorts på abborre. Målet var att ta prover från maximalt 300 honor i Forsmark respektive Biotestsjön och lika många i Finbo. I första hand analyseras gällocken. Uppstår svårigheter med att läsa vissa individer kontrolleras även otoliten, annars inte. Det är dock sällsynt att otoliten måste läsas i de två områdena men är vanligare på material från Biotestsjön. Aldern mäts som antalet årsringar, medan avståndet mellan ringarna

på gällock ger ett mått på den årliga tillväxten under fiskens hela liv. Resultaten används för bestämning av åldersstrukturen i bestånden, vilken bl a visar hur starka årsklasserna har varit. Tillväxten beräknas vanligen som årlig längdökning för olika åldersklasser under olika kalenderår. På detta sätt kan man t ex jämföra tillväxten för treåriga fiskar under perioderna före och efter kraftverkets start. De serier som finns sträcker sig som längst tillbaka till mitten av sjuttioalet och långtidstrender kan således analyseras. För närmare metodbeskrivning se Fiskeriverkets hemsida under forskning/aldersanalys (<http://www.fiskeriverket.se>).

Resultat och diskussion

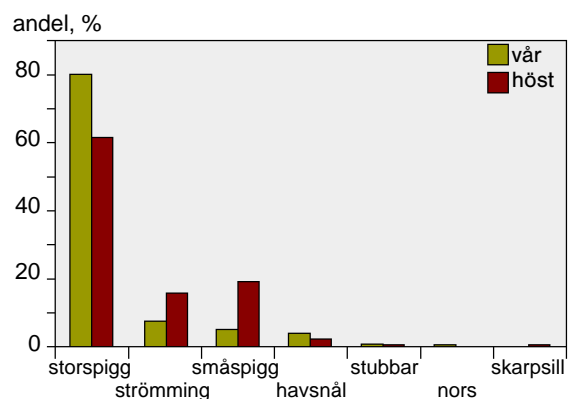
Fisk i silstationerna

Provtagningen i silstationerna omfattar alla förekommande arter och storlekar av fisk. Småväxta arter som spiggar, stubbar (gobider) och havsnål dominerar liksom yngel av t ex strömming (figur 8). Spiggar är helt dominerande och ökar även signifikant med tiden (figur 9)¹. Gös och ål är viktiga för fisket i Roslagen. Gösen har vid den aktuella kusten sitt kärnområde kring Östhammarsfjärdarna, där också de huvudsakliga lek- och uppväxtområdena finns (Sandström & Karås 2002). Framförallt icke köns mogna fiskar sprider sig därifrån till omkringliggande kustavsnitt och är t ex vanliga i kontrollprogrammets provfiske. Sedan mitten på 90-talet har det skett en kraftig ökning av gösförekomsten i silstationerna under vårarna t o m 2004 (figur 10)². Denna utveckling har dock stannat av och fångsterna har varit låga sedan 2005. Någon förklaring härtill finns inte för närvarande.

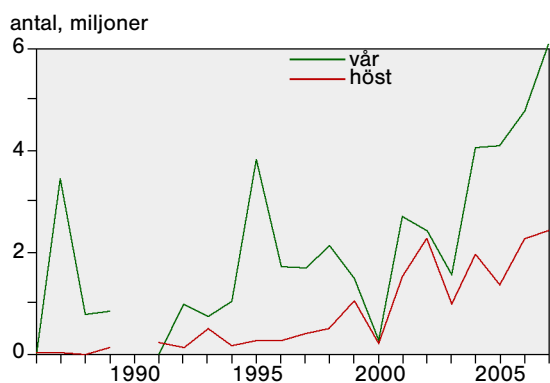
¹ linjär regression 1987–2007 $r^2 = 0,81$ $P < 0,0001$.

² linjär regression 1992–2004 $r^2 = 0,48$ $P < 0,01$.

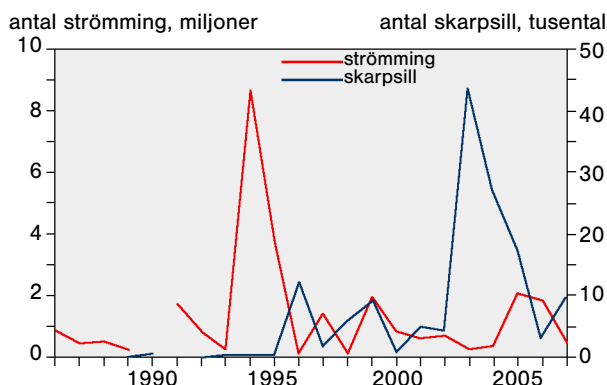
Årsyngel av strömming förekommer i silstationerna framförallt på hösten med ett särskilt högt värde 1994 (figur 11). Strömmingsfångsterna under vårleken i provfiskena var också mycket höga från kylvattenutsläppens start 1980 och fram till mitten av nittioalet (Sandström & Krogh 1984). Anlockning för lek till



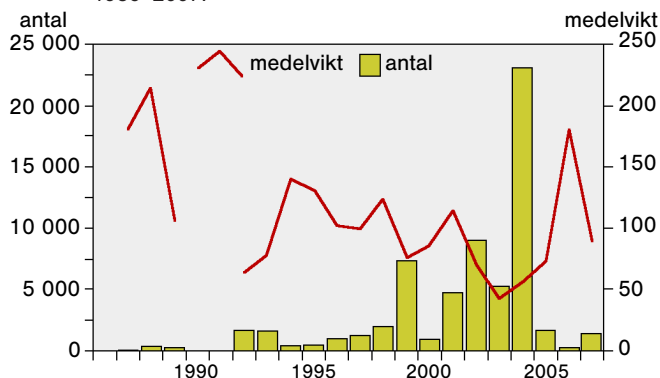
Figur 8. Andel av olika arter i silstationen år 2007.



Figur 9. Förluster av spigg i silstationen under åren 1986–2007.



Figur 11. Förluster av strömming och skarpsill i silstationen, 1986–2007 höstvärden.



Figur 10. Förluster av gös i silstationen, 1986–2007.

kylvattenpåverkat område var då tydlig. Höga fångster av strömmingsyngel i silstationerna har under senare år blivit mindre vanliga medan unga skarpsillar ökat kraftigt framförallt fram till 2005 (figur 11)³. För mer omfattande redovisning av olika arters utveckling hänvisas till årsrapporten för kontrollprogrammet (Adill *et al.* 2007). Förutom strömming dominerar numera ålen viktmissigt bland de kommersiellt viktiga arterna (figur 35). Under 2007 noterades en mycket hög fångst av blankål på hösten. Under ett dygn fångades c:a 100 ålar med en medelvikt nära ett kg. I övrigt förekom endast enstaka ålar per dygn.

³ linjär regression 1989–2005 $r^2=0,44$ $P<0,01$.

⁴ linjär regression 1987–2007, $r^2=0,32$, $p<0,01$.

⁵ linjär regression 1987–2007, $r^2=0,81$ för höst, $r^2=0,27$, $p<0,05$ för vår.

⁶ Pearsons Korrelationskoefficient, $r=0,53$, $p=0,05$.

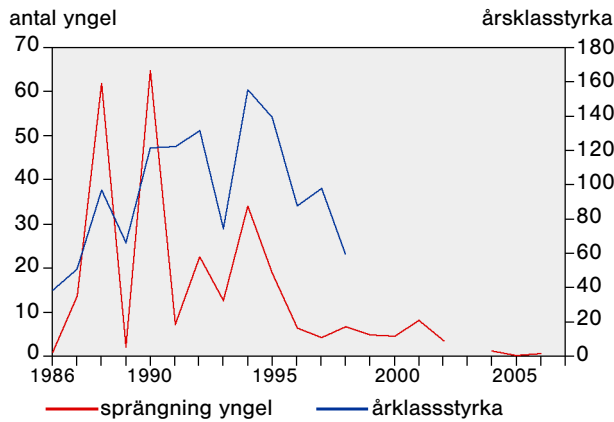
⁷ ANCOVA 1979–2007 $F_{1,56}=46,92$, $p<0,001$.

Yngel och småfisk

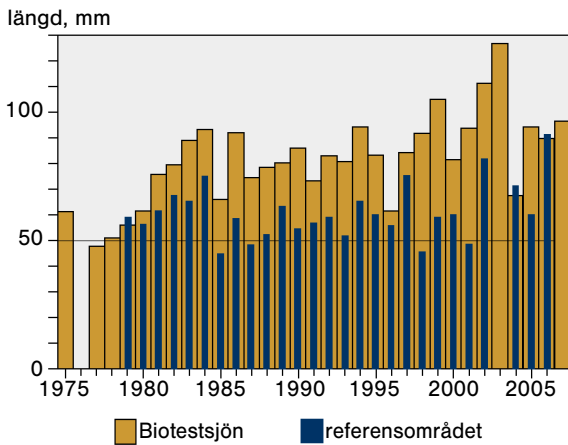
Tidsserien från referensområdet vid Ön visar på en förhållandevis hög förekomst av årsyngel av abborre under nittioalet (figur 12a). Trenden har varit negativ sedan dess och de senaste fem åren är värdena mycket låga⁴. Den negativa utvecklingen har pågått samtidigt som spiggen ökat i silstationerna (jfr figur 9 och 12a)⁵. Situationen liknar den som noterats i Egentliga Östersjöns kustområden och specifikt Kalmarsund där rekryteringen av abborre och gädda har varit kraftigt reducerad sedan andra hälften av nittioalet (Ljunggren *et al.* 2005). Årsklassvariationer baserade på åldersfördelningar visar på viss samvariation med yngel-förekomsten sett över hela tidsserien (figur 12a)⁶.

Första årets tillväxt hos abborre har ökat starkt i Biotestsjön⁷ sedan kylvattenutsläppens start 1980 och ligger numera kring 100 mm (figur 12b). Skillnaden mot referensområdet vid Ön är avsevärd förutom några år vid mitten på 2000-talet. Det senare förhållandet skulle kunna förklaras av att större yngel har utvandrat från Biotestsjön och påverkat resultatet framförallt sedan öppnandet av gallren år 2004. Än så länge är dock tidsserien sedan dess för kort och materialen för små för att kunna dra några definitiva slutsatser.

I Biotestsjön har yngel av abborre och mört dominerat provtagningen (figur 13). Mörtens årsyngel var vanliga innan kraftverkets start och några år direkt därefter. Sedan dess har de endast förekommit några år och då i låga tätheter.



Figur 12a. Antal årsyngel per skott av abborre (sprängning) i Forsmark i relation till mått på årsklasstyrka från åldersfördelningar (2–7 år).

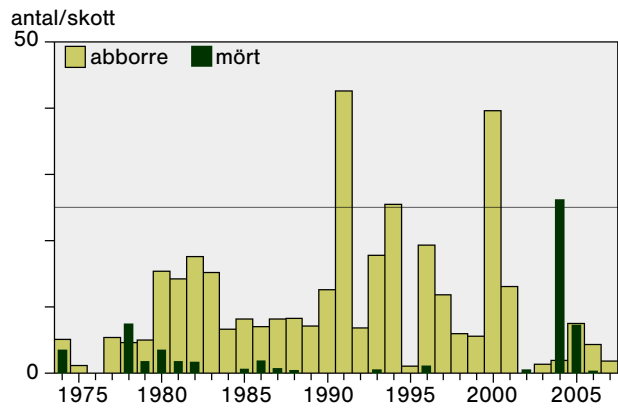


Figur 12b. Förstaårstillväxt hos abborre i Biotestsjön och Forsmark.

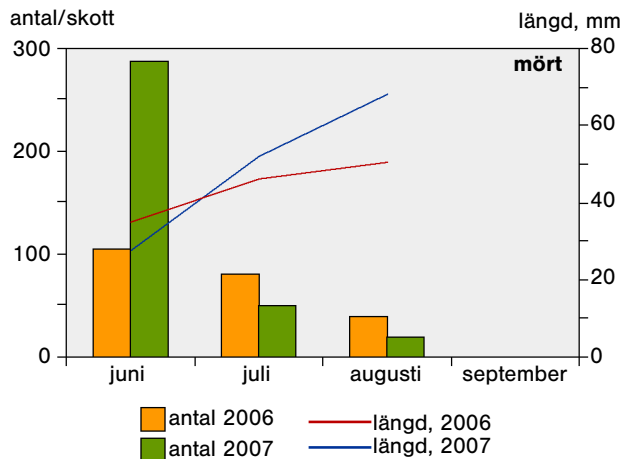
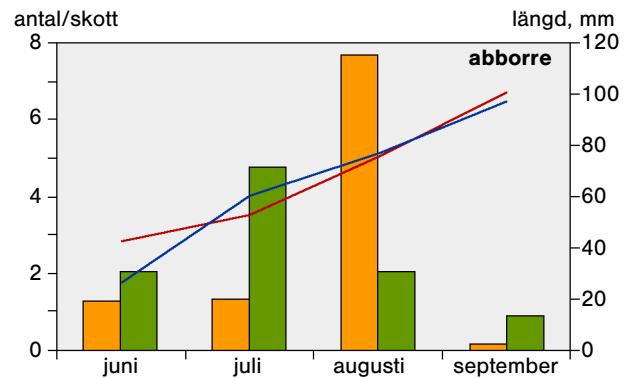
Efter öppnandet av gallren har de dock uppträtt i höga tätheter några år. Abborrens yngel ökade direkt efter kylvattenutsläppens start (figur 13)⁸ och låg under ett antal år på en hög och jämn förekomstnivå. Senare har dock värdena varierat kraftigt.

Under åren 2006 och 2007 har månatliga yngelstudier genomförts i Biotestsjön under juni–september (figur 14). Vanligaste arter i provtagningen var abborre, mört och löja. År 2007 var även gers vanlig. Normalt sker provtagning i basprogrammet i september månad. Ser man till inomårsvariationen i intensivprogrammet är fångsterna av abborre relativt låga denna månad och av mört fångades enbart enstaka årsyngel. Den senare omständigheten kan förklara varför mört varit så ovanliga i basprogrammet. Inomårsvariationen av dessa

⁸ linjär regression 1974–1983, $r^2 = 0,75$ $P < 0,01$.



Figur 13. Fångst av yngel av abborre och mört i Biotestsjön.



Figur 14. Antal och längd för abborre och mört vid utökade sprängningar 2006 och 2007.

båda arters fångster tyder på att augusti månad skulle vara bäst för täthetsuppskattning. Då har säkert den huvudsakliga dödlighet som skapar variationer i årsklasstyrka och förstaårstillväxt ägt rum. Även för andra arter utom gers skulle detta vara lämpligt.

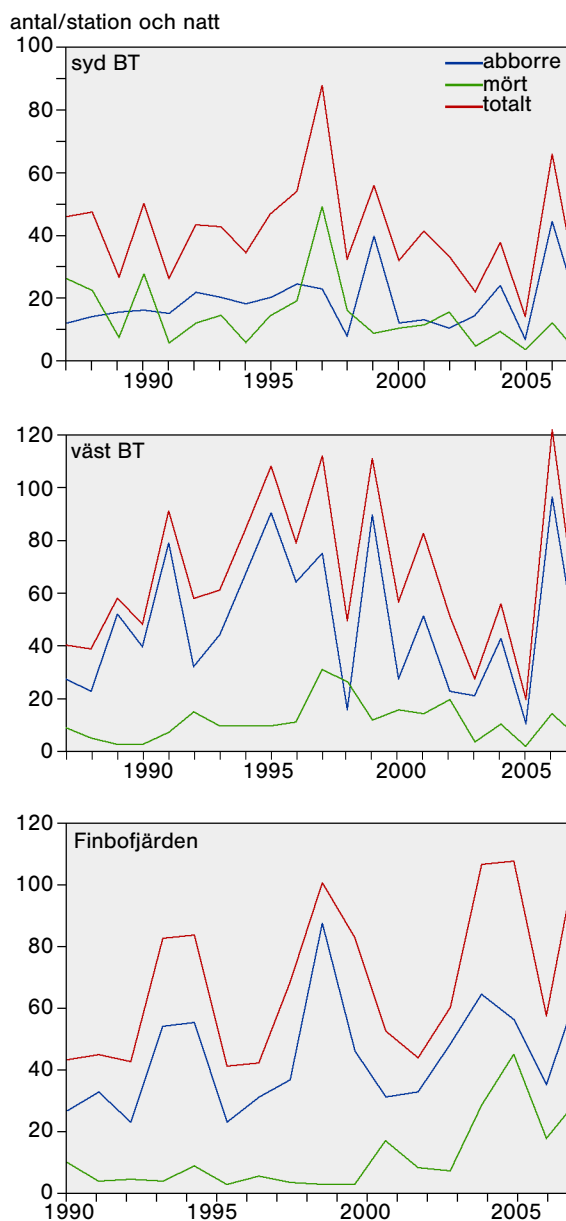
De vuxna fiskbestånden

Fisksamhället i det aktuella kustområdet kan väl beskrivas om man kombinerar silstationsdata med nätprovfisken. Det framgår då att hela 44 fiskarter och en art krabba finns i området och att fisksamhället består av en blandning av arter med sötvattens- och marint ursprung (tabell 1).

Tabell 1. Artsammansättning i provfisken med Nordiska nät och kustöversiktsnät samt silstationerna.

abborre	lax	småspigg
bergsimpa	lerstubb	svart smörbult
björkna	löja	storspigg
braxen	mört	strömring
elritsa	nors	sandstubb
flodnejonöga	piggvar	tobis
färna	regnbågslax	torsk
gers	ruda	tånglake
gädda	sandskädda	tångsnälla
gös	sarv	tångspigg
havsnål	sikar	ullhandskrabba
horngädda	siklöja	vanlig ringbuk
hornsimp	sjurygg	vimma
id	skarpsill	ål
lake	skrubbskädda	öring

Fångsterna i kustöversiktsnäten domineras av abborre och mört både i Forsmark och i referensområdet vid Finbo (figur 15). Abborrfångsterna är mycket variabla och uppvisar inga trender. Förekomsten av mört i Forsmark uppvisar dock en negativ utveckling sedan slutet av nittioalet⁹ medan den är positiv i Finbo¹⁰. Totalfångsterna följer varandra någorlunda väl mellan de två sektionerna i Forsmark med en positiv utveckling från mitten av åttiotalet och fram till mitten av nittioalet¹¹. Därefter vidtar en negativ trend med undantag för 2006¹². Detta år var temperaturförhållandena mycket variabla under provfisket, vilket sannolikt aktiverat fisken. Referensområdet vid Finbo avviker från Forsmark genom att den positiva trenden från åren före mitten av nittioalet i området fortsätter därefter¹³.



Figur 15. Fångst per ansträngning de tre första dagarna år 1987–2007 i Forsmarks två sektioner och i referensområdet i Finbo.

Analysen av mellanårsvariationer i årsklasstyrka hos abborre för Forsmark och Finbo visar på förhållandevis god samvariation mellan år och nivåerna på fångsterna är likartade när man ser till två- till fyraåringar (figur 16a)¹⁴. Av äldre fiskar däremot

⁹ linjär regression 1997–2007 $r^2 = 0,42$ och $p < 0,05$ för sektion 1, $r^2 = 0,58$ och $p < 0,01$ för sektion 2.

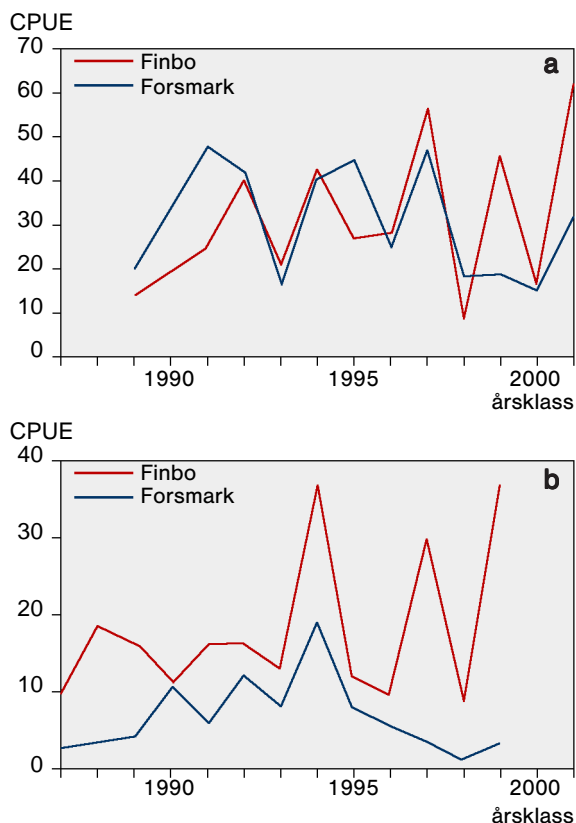
¹⁰ linjär regression 1998–2007, $r^2 = 0,57$ och $p < 0,05$.

¹¹ linjär regression log värden 1987–1989, $r^2 = 0,46$ och $p < 0,05$ för sektion 2, $r = 0,22$ och $p = 0,14$ för sektion 1.

¹² linjär regression 1999–2005, $r^2 = 0,72$ och $p < 0,15$ för sektion 2, 1997–2005 $r^2 = 0,54$ och $p < 0,05$.

¹³ linjär regression 1987–2007, $r^2 = 0,26$ och $p < 0,05$.

¹⁴ Pearson's Korrelationskoefficient, logaritmerade värden 1989–2004, $r = 0,51$ $P < 0,05$.



Figur 16. Antal/station av olika årsklasser, a) i åldrarna 2–4 år b) i åldrarna 5–7 år.

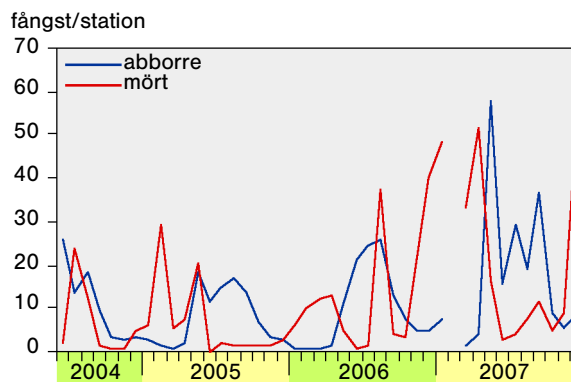
(5 till 7 år) är fångsterna mycket lägre i Forsmarksområdet än i Finbo (figur 16b)¹⁵. En förklaring kan vara att dödligheten av någon orsak är högre hos äldre fisk i Forsmark. En annan är att dessa fiskar vandrar ut ur det provfiskade området.

I Biotestsjön skulle en negativ effekt av borttagandet av gallren vid utloppet kunna vara att det sker en anlockning av fisk till kylvattenutsläppen och att t ex en massiv invandring av strömming till Biotestsjön inträffar. Detta kan tänkas försämra artens rekrytering lokalt genom hög dödlighet hos rom och larver vid alltför koncentrerad lek och hög temperatur. Även vuxen fisk skulle kunna påverkas negativt vid för höga tätheter. Invandring av strömming har dock inte kunnat konstateras i nätprovfisken under perioden med intensivprovtagning. Av andra sk kallvattenarter har endast enstaka individer uppträtt i Biotestsjön. Det gäller sik (både yngel och vuxna), öring, regnbåge

och lake. Dessa arter har inte förekommit under perioden närmast före gallerborttagandet och visar att anlockning trots allt skett av kallvattenarter, om än i mycket liten omfattning.

Hos abborre, som är en varmvattenart, har under perioden med fiskspärren intakt kunnat konstateras att rörelseaktiviteten och därmed nätfångsterna var klart påverkade av temperaturförhållandena. Således ökade fångsterna med stigande temperatur och ett tydligt säsongsmässigt mönster uppstod (Neuman *et al.* 1996). I samband med lek på våren förekom dock en topp i fångsterna som inte var relaterad till temperatur. Bortser man från dessa temperaturrelaterade fångstsvängningar kan man efter borttagandet av gallren notera tydliga toppar i fångsterna av de dominerande arterna abborre och mört (figur 17)¹⁶, vilka inte kan förklaras på annat sätt än att de är relaterade till invandring. Det förefaller som om detta fenomen ökat med tiden efter borttagandet av gallren och är accentuerat under vintrarna 2006–2007 och 2007–2008.

Under senare år har det varit stora problem med störningar av ål i Biotestsjöns nätprovfiske. Ålarna tuggar sönder och tar bort fisk från näten, vilket innebär att fångsterna inte är helt rättvisande. Studierna har dock kunnat påvisa invandring, vilket varit dess främsta syfte under intensivperioden. Invandringen tycks ha ökat med tiden, vilket skulle kunna förklaras av att det tar ett antal år innan ett nytt vandringmönster uppstår.



Figur 17. Fångst per station och månad av abborre och mört i Biotestsjön, 2004–2007.

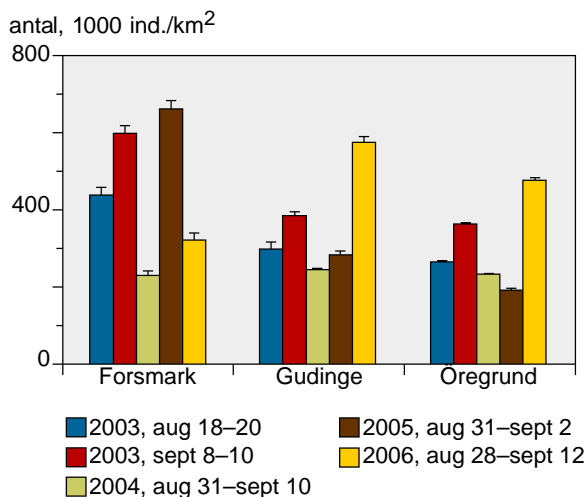
¹⁵ Pearsons Korrelationskoefficient, logaritmerade värden $r = 0,26$ $p = 0,34$.

¹⁶ linjär regression 2005–2007 $r^2 = 0,28$ $p < 0,05$ för mört och $r^2 = 0,10$ $p < 0,15$ för abborre, logaritmerade värden för abborre 2005–2007, $r^2 = 0,15$, $p < 0,05$.

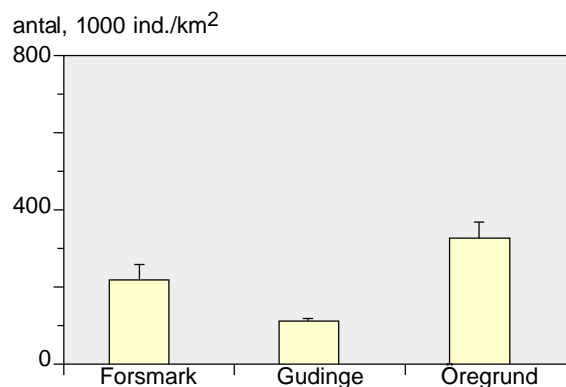
Pelagisk fisk

Årsyngel av strömming dominerade trålfångsterna åren 2003–2006 i alla områden med några få undantag då även gobider och spiggar utgjorde en stor del av fångsten. Vid något tillfälle var även skarpsill vanlig. Längdfördelningar av strömmingsyngel uppvisade en antydning till tvåtoppighet som antyder att det förekommer både vår- och höstlekare i Öregrundsgrepen (figur 18). För att kunna avgöra om den utspridda leken är en effekt av kylvattenutsläppen skulle man behöva jämföra med motsvarande material utanför det aktuella kustområdet, vilket inte varit tillgängligt i denna studie. Längdfördelningen baserat på eko-integreringen innehåller inte de minsta strömmingslarverna eftersom de inte har någon simblåsa som kan reflektera den utsända signalen från ekolodet, vilket förklarar skillnaderna i figur 18.

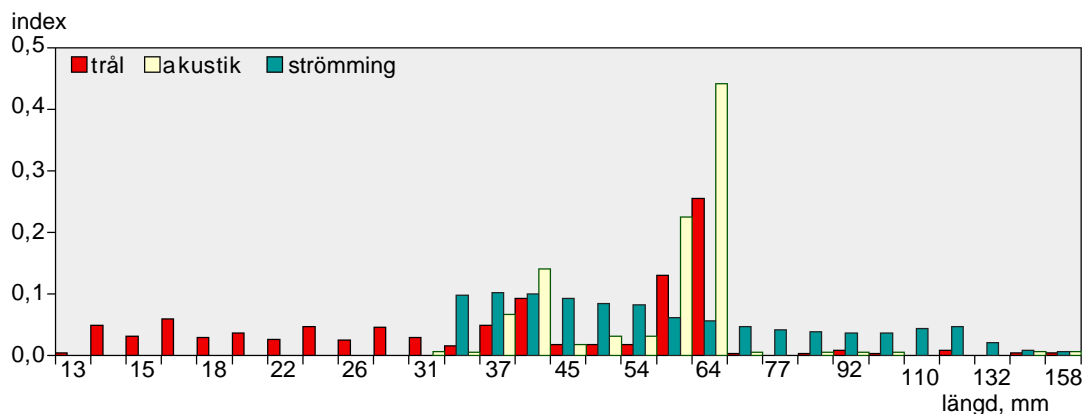
Totala tätheter av fisk i antal och biomassa redovisas i figurerna 19 och 20. Dessa visar att i augusti–september 2003 och 2005 var båda mätten (antal och biomassa) högst i Forsmark jämfört med Gudinge och Öregrund. Under 2006 var värdena högst i Gudinge. Några genomgående skillnader mellan områden de aktuella åren kan dock inte ses. Detta gäller även tätheter av olika storlekar (figur 21 och 22). Den högsta biomassan under hela perioden förekom på lokalen vid Öregrund i maj 2004 och den var då c:a tio gånger högre än i de andra områdena. Detta indikerar en lekansamling av strömming



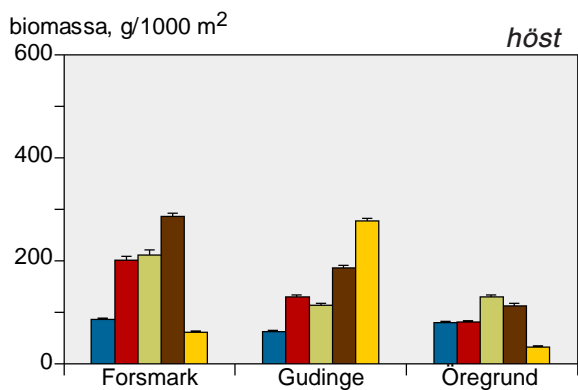
Figur 19a. Täthet av all fisk i de tre områdena tidig höst, 2003–2006.



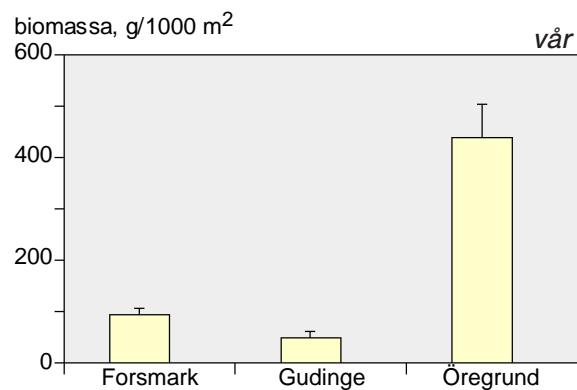
Figur 19b. Täthet av all fisk i de tre områdena, 3–5 maj 2004.



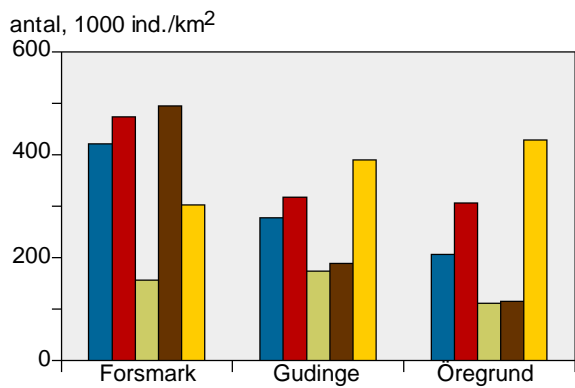
Figur 18. Längdfördelning beräknad från hydroakustiska data. Alla arter i ett tråldrag (trål), eko-integrering (akustik) och strömming i trål (strömming). Exempel från Gudinge 9 september 2003.



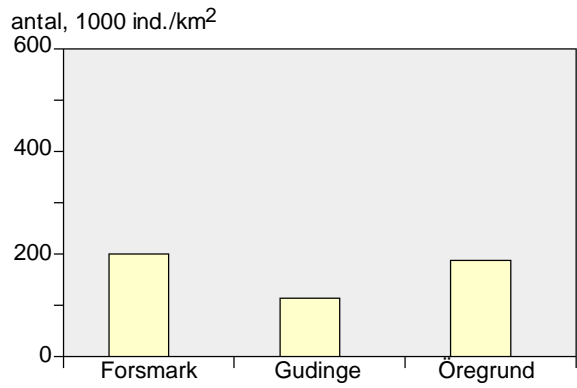
Figur 20a. Biomassa av all fisk i de tre områdena tidig höst, 2003–2006.



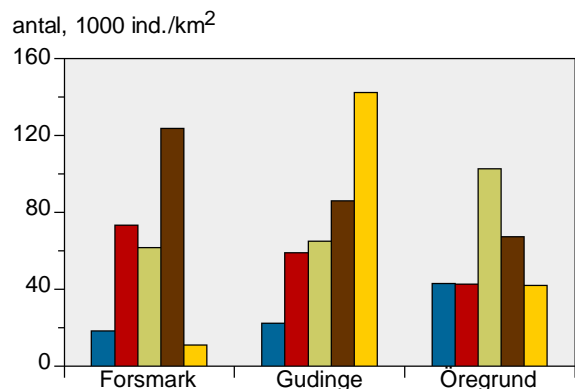
Figur 20b. Biomassa av all fisk i de tre områdena, 3–5 maj 2004.



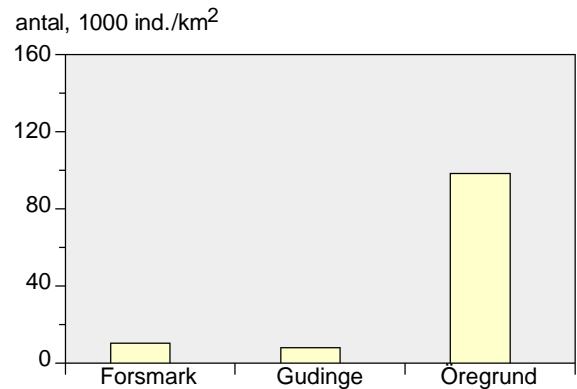
Figur 21a. Täthet av små fiskar (3,4–8,4 cm) tidig höst, 2003–2006.



Figur 21b. Täthet av små fiskar (3,4–8,4 cm), 3–5 maj 2004.

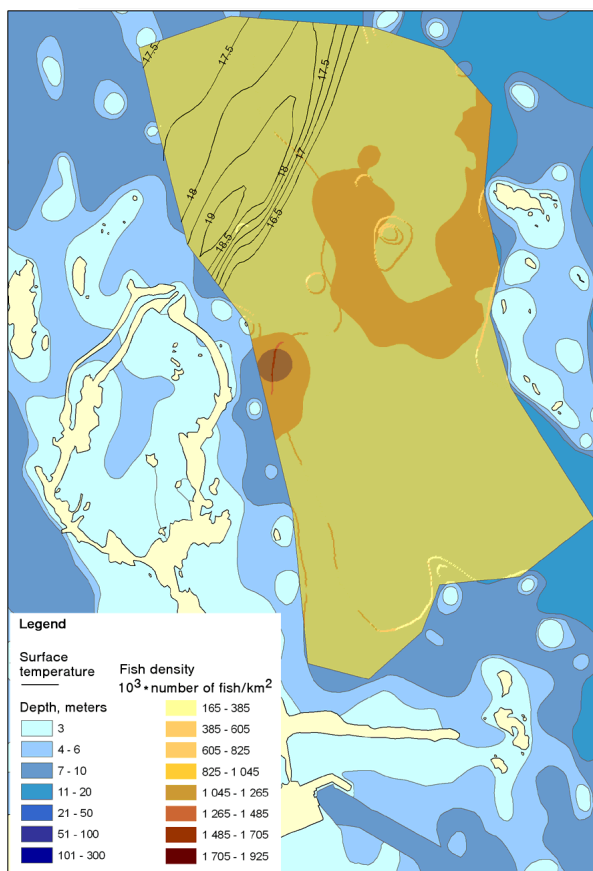


Figur 22a. Täthet av stora fiskar (10–24 cm) tidig höst, 2003–2006.

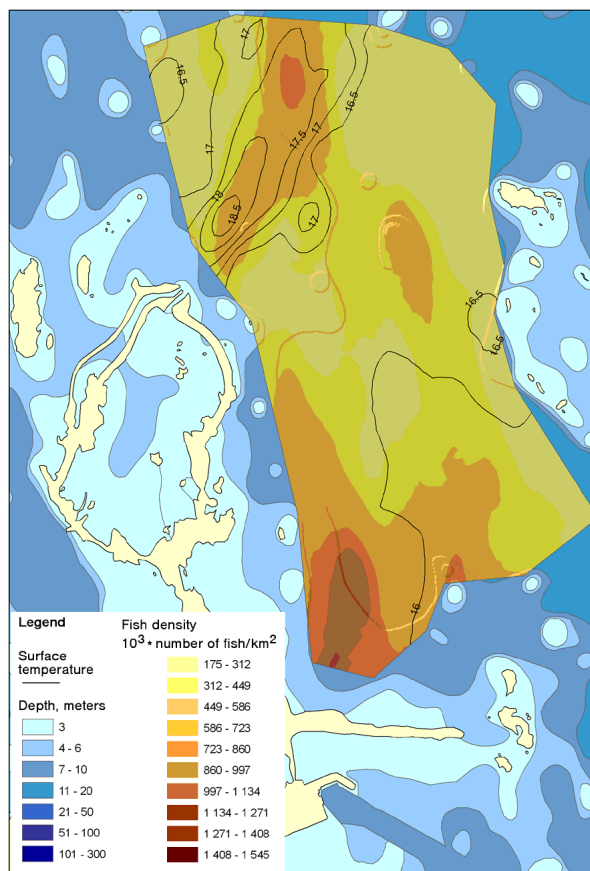


Figur 22b. Täthet av stora fiskar (10–24 cm), 3–5 maj 2004.

■ 2003, aug 18–20 ■ 2005, aug 31–sept 2
■ 2003, sept 8–10 ■ 2006, aug 28–sept 12
■ 2004, aug 31–sept 10



Figur 23. Exempel på täthet av fisk (tusental per km²) och ytvattentemperatur vid Forsmark 8 september 2003.



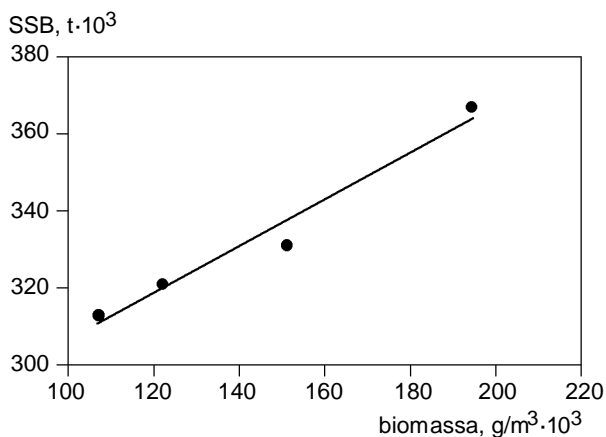
Figur 24. Exempel på fisktäthet (tusental per km²) och ytvattentemperatur vid Forsmark 31 augusti 2005.

vid detta tillfälle, vilket också storleks-sammansättningen baserat på ekolodsdata visade. Nivån på de aktuella värdena skiljer sig inte från den studie som genomfördes 1992 (Astrauskas *et al.* 1994).

Ser man specifikt på resultaten inom Forsmarksområdet, som inkluderar kylvattenplymen, kunde inte någon generell anlockning eller skyende av fisk ses i förhållande till plymområdet (figur 23 och 24). Möjligen kan en tendens till anlockning ses 2005. För att kunna analysera detta bättre skulle ur statistisk synpunkt resultat från ett antal år till behövas.

Ett intressant förhållande som framkommit i denna utvärdering är en stark positiv korrelation mellan mått på lekbiomassa hos strömming beräknat av ICES för subdivision 30 i Bottenhavet och biomassan strömming från ekointegreringen (figur 25)¹⁷. Detta indikerar att resultaten i Öregrundsgrepen speglar situationen för strömming i hela Bottniska viken.

¹⁷ $r=0,95, p<0,02$



Figur 25. Biomassan av strömming i förhållande till lekbiomassa ($r^2= 0,95, p<0,02$).

Bottenfauna

På en fast station har långtidsförändringar hos bottenlevande djur följts sedan 1978. Efter kraftverkets start 1980 förändrades sammansättningen hos faunan och en rad opportunistiska arter gynnades, medan värmekänsliga arter minskade i antal eller försvann ur proverna (Mo 1984).

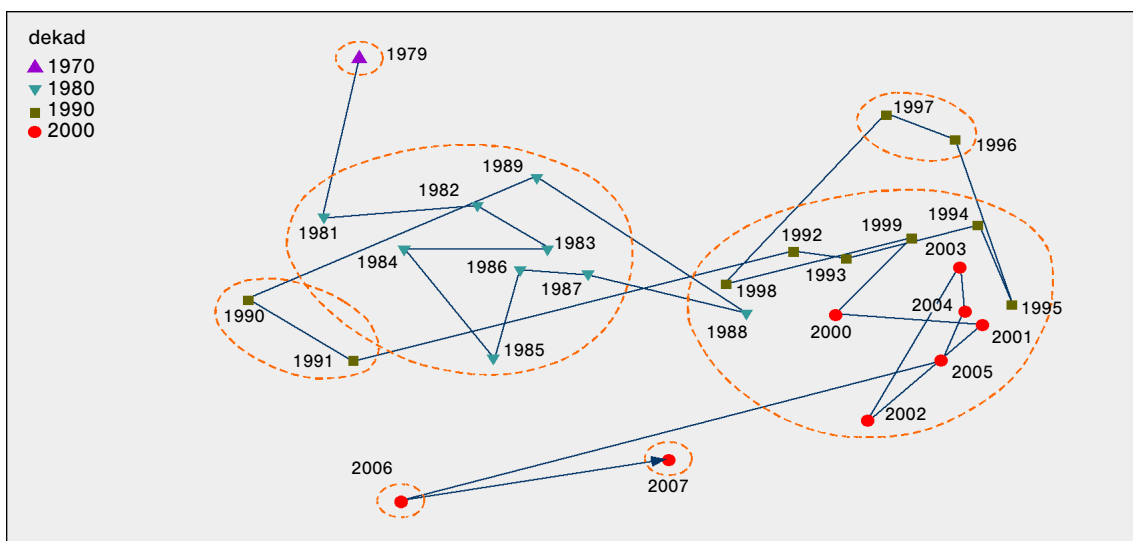
Ser man på hur hela bottenfaunasamhället förändrats efter kraftverkets start visade en likhetsanalys av faunan på några större grupperingar av tidsperioder. Således utgjorde 1980-talet direkt efter kraftverkets start en grupp skild från de övriga (figur 26), liksom åren 1990–1991 då samtliga bottenlevande arter minskade i förekomst. Denna utarmning av faunan berodde med största sannolikhet på att 500 000 ålyngel sattes ut i Biotestsjön 1989, vilka under sina första levnadsår livnärde sig på bottenlevande djur (Mo *et al.* 1996). Faunan återhämtade sig i början på 1990-talet, men vissa tidigare dominanta arter försvann ur proverna och samhället denna period skilde sig från tidigare. Åren 1996–1997 avvek bottenfaunasamhället från övriga under höstarna, vilket sannolikt var en effekt av att kylvattnet inte släpptes genom Biotestsjön under större delen av 1996 och sommaren 1997. Efter galler-



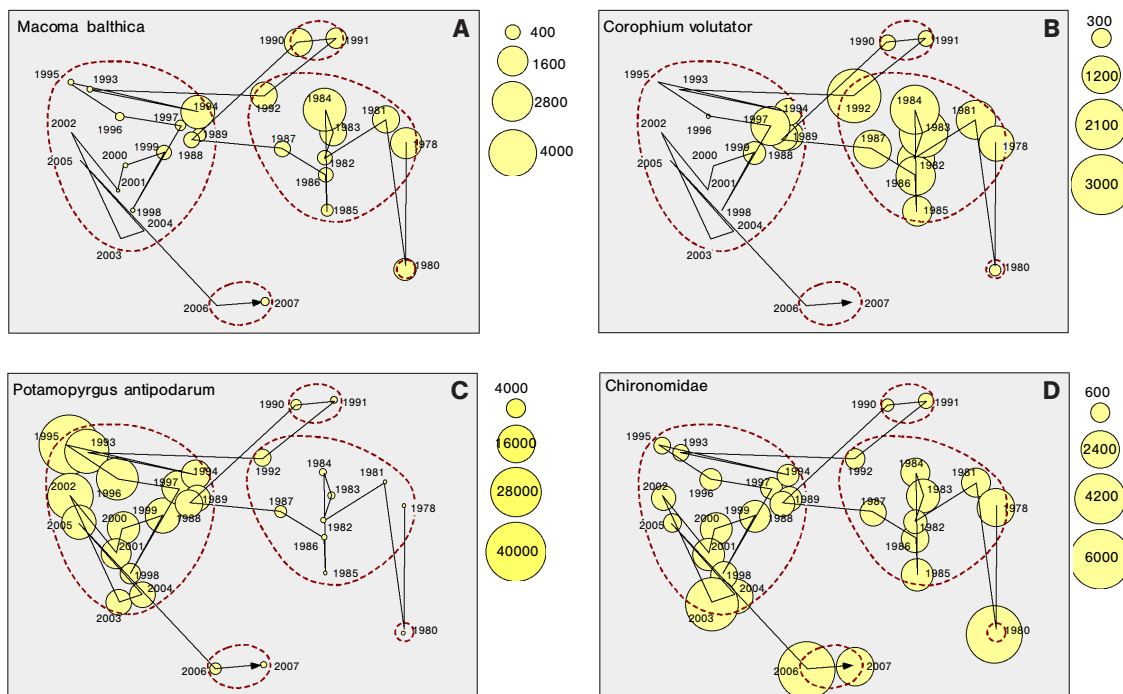
Tusensnäckor, *Potamopyrgus antipodarum*.

öppnandet 2004 har faunan blivit tydligt förändrad under 2006 och 2007. Några dominerande arter kan förklara vissa av förändringarna som skett.

Som en direkt effekt av de högre vintertemperaturerna försvann stora Östersjömuslur (*Macoma balthica*) ur proverna ganska snart efter kraftverkets start, eftersom muslorna inte tillväxer i för höga temperaturer, medan juvenila muslur var jämförelsevis talrika fram till början på 1990-talet (figur 27a). Slammärlor (*Corophium volutator*) var den art som till en början gynnades mest av värmen och var under



Figur 26. Bray-Curtis likhetsindex för bottenlevande djur i Biotestsjön (BT 5), baserat på antal djur av de ingående arterna i augusti-september. Ju närmare punkterna för de olika åren ligger varandra desto mera lika är de. De inringade åren har en faunasammansättning som är lika till 60%.



Figur 27. Bray-Curtis likhetsindex för bottenlevande djur från vårprovtagning i Biotestsjön baserat på antal djur av de ingående arterna. Ju närmare punkterna för de olika åren ligger varandra desto mer lika är de. De inringade åren har en faunasammansättning som är lika till 60%. Storleken på de gula cirklarna anger tätheter av olika dominerande arter och artgrupper.

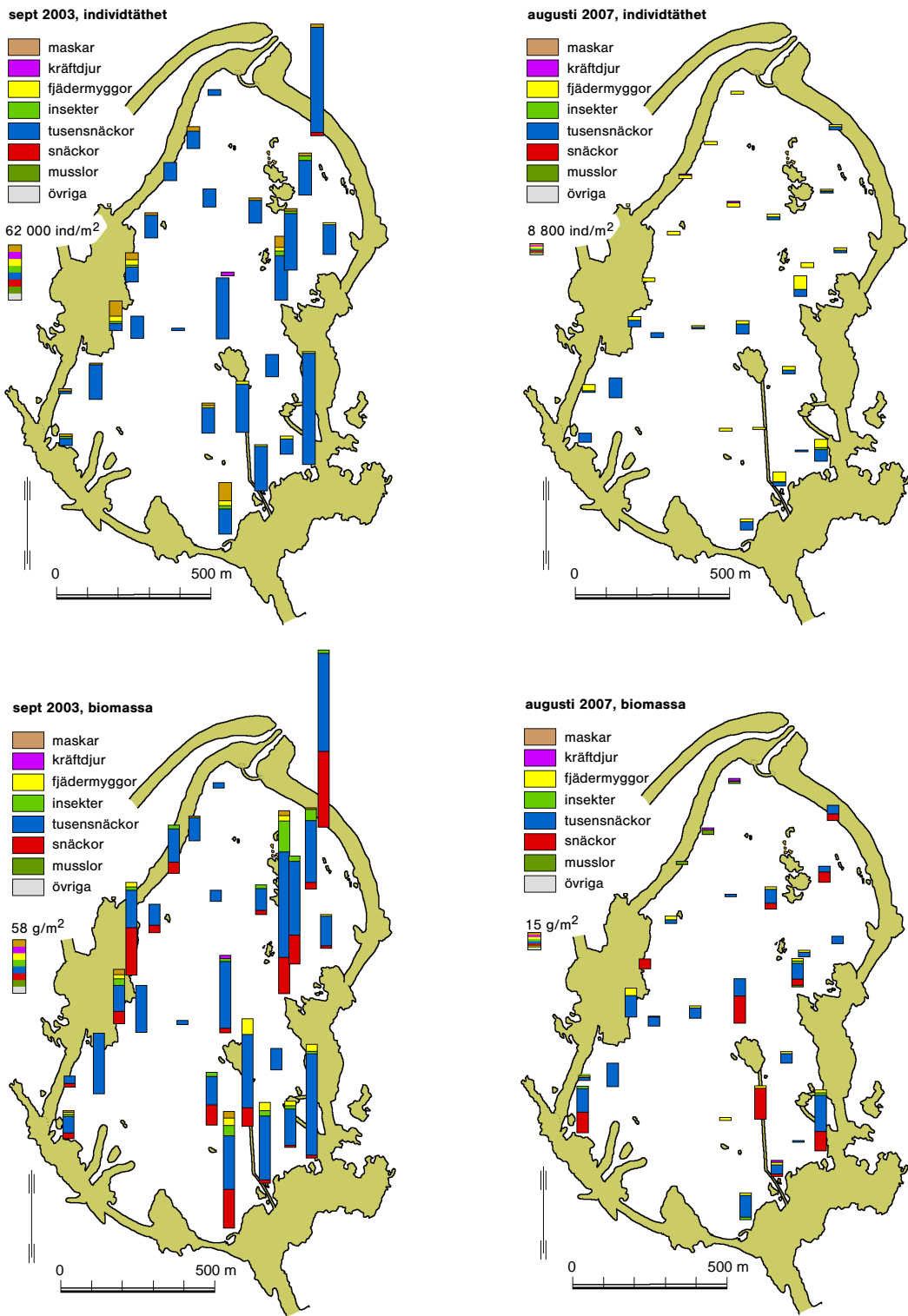
1980-talet oftast den talrikaste arten i Biotestsjön. Dessa kräftdjur både tillväxer och blir snabbare köns mogna i varmare vatten. De varma vårarna medförde dessutom att man kunde hitta äggbärande honor c:a 2 månader tidigare på året än i omgivande vatten, vilket troligen medförde att flera kullar per säsong kunde produceras inne i Biotestsjön. Av oklar anledning sviktade bestånden för att under 1990-talets senare del helt försvinna ur proverna (figur 27b).

Nyzeeländsk tusensnäcka (*Potamopyrgus antipodarum*) föder levande ungar och kan reproducera sig året om när utrymme finns. Den blev vanligare än före kraftverkets start redan på 1980-talet, men var till en början talrik endast under perioder på året då andra djur förekom i lägre tätheter. Under större delen av 1990- och 2000-talet, då övriga arter blev mindre vanliga i proverna, var nyzeeländsk tusensnäcka den talrikaste året om, men har 2006–2007 minskat dramatiskt i antal (figur 27c).

Fjädermygglarver (*Chironomidae*) kläcker tidigare på våren i den varmare

Biotestsjön än utanför, vilket inte nämnvärt verkar ha påverkat beståndens storlek. De har varit jämförelsevis talrika i Biotestsjön ända sedan före kraftverkets start och har under den senaste 10-årsperioden jämte nyzeeländsk tusensnäcka, varit den talrikaste gruppen (figur 27d).

Inför galleröppnandet 2004 togs prover från ytterligare 25 provpunkter i Biotestsjön eftersom man ville veta om det producerades lika mycket bottenlevande djur i hela anläggningen samt hur representativ den långtidsövervakade stationen var för Biotestsjön. Resultaten från 2003–2007 visade att faunan i de centrala och nordvästra delarna av Biotestsjön oftast var individfattig och med låga biomassor (figur 28). Strömmen är där som starkast och har spolat bort det mesta av de näringsrikare sedimenten. Värdena var även låga i den sk lagunen i SO. Detta beror med säkerhet på att det varma och där stillastående vattnet orsakat att bottarna drabbats av syrebrist. Mest produktiva var områden som inte var direkt



Figur 28. Individdtätheter och biomassor av bottenfauna i Biotestsjön 2003 och 2007.

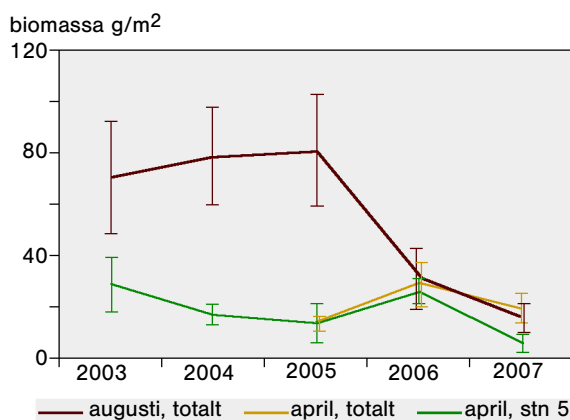
utsatta för starka strömmar, men där vattnet rört sig tillräckligt för att bottenfauna ska syresättas. Nyzeeländsk tusensnäcka var den art som dominerade faunan på samtliga stationer. Mer storväxta arter av snäckor, som stor snytesnäcka (*Bithynia tentaculata*) och båtsnäcka (*Theodoxus fluviatilis*), utgjorde också en betydande del av biomassan. Talrika djurgrupper var fjädermygglarver (*Chironomidae*) och glattmaskar (*Oligochaeta*). Artantalen var i allmänhet högst på stationer nära stranden, där framförallt olika arter av insektslarver var mer frekvent förekommande. Trots att variationerna av faunans förekomst i både antal och biomassa var stora i olika delar av anläggningen var den rumsliga fördelningen av arter likartad mellan år, men tätheter och biomassa var betydligt lägre 2006 och 2007 än tidigare.

Erfarenheterna från den långtidsövervakade stationen, som 1987–2003 följdes varannan månad, visade att de flesta arterna i Biotestsjön förekom i låga antal och biomassa på våren, men glattmaskar och fjädermygglarver blev vanligare i juni, snäckor och övriga insektslarver i oktober. Den mer yttäckande undersökningen, som utfördes efter galleröppnandet, visade att detta gällde även i resterande delar av Biotestsjön (figur 29). De senaste två åren har däremot ingen sådan ökning i individantal och biomassa skett under sommaren utan faunan var även synnerligen individfattig på sensommaren. Förändringen var särskilt stor beträffande tusensnäcken (figur 30).

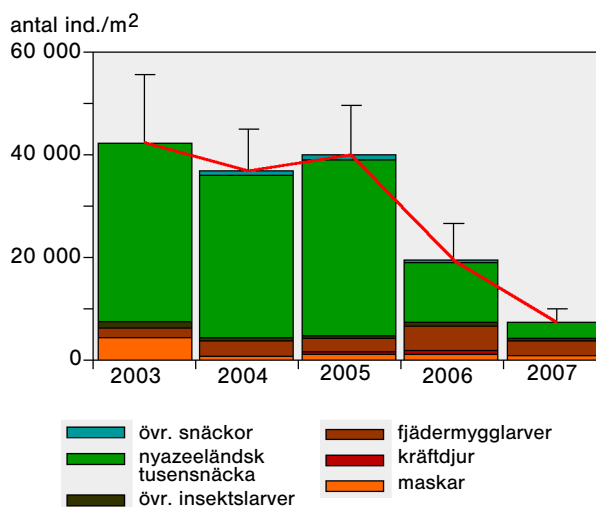
Orsaken till att alla arter av bottenfauna drastiskt minskat i antal de senaste två åren är med största sannolikhet att de varit utsatta för ökad predation från invandrande fisk sedan fiskgallren togs bort 2004. Allt tyder på att denna invandring ökat under 2006 och 2007 (se figur 17), vilka också är de år som faunan drabbats hårdast. Snäckor utgör bland annat föda för mört (Karås 1984), vars invandring varit markant de två senaste åren och kan förklara den kraftiga minskningen av tusensnäcken, vilka varit den enda riktigt framgångsrika arten i Biotestsjön under den senaste tioårsperioden. Tusensnäcken utgör även föda för vigg, vars förekomst i Biotestsjön verkar ha minskat under

senare år (Sevastik pers. komm.), men det krävs analys av fler år för att kunna påvisa sambandet samt bättre analyser av fågelns födoval.

Av ovanstående framgår att faunan förändrats under tiden för kraftverkets drift beträffande artsammansättning, antal och biomassa i Biotestsjön. Vissa arter har försvunnit beroende på höga temperaturer och andra har gynnats av längre tillväxtsäsonger. Det strömmande vattnet har spolat bort näringsrikare sediment i Biotestsjöns centrala delar, vilket medfört att de bottenlevande djuren mestadels funnits



Figur 29. Totala biomassan av bottenfauna i Biotestsjön våren och sensommaren 2003–2007. Medelvärde av 26 provpunkter ± konfidensintervall.



Figur 30. Fördelning hos antal bottenfauna i Biotestsjön under augusti 2003–2007. Medelvärde från 26 provpunkter ± konfidensintervall.

nära stränderna. En kraftig minskning i förekomsten av bottenlevande djur kan ses efter galleröppnandet, vilket kan sättas i samband med att framförallt mörkt anlockats till det varmare vattnet i anläggningen. Den anlockade fiskens nedbetning av bottenfaunan kan i sin tur leda till födobrist och försämrad kondition hos vuxen fisk samt sämre överlevnad av fiskyngel. Den kan även påverka förekomsten av vissa bottenfaunaätande sjöfåglar

Ål

Ålen (*Anguilla anguilla*) är av speciellt intresse eftersom den är en ekonomiskt viktig art som fiskas både under uppväxten (gulål) och vid utvandring ur Östersjön (blankål). De senaste decenniernas dramatiska nedgång av invandrad glasål till svenska vatten har ytterligare satt ålen i fokus (Anon 2009). Den minskade glasålsdriften till västkusten anses idag vara det största hotet mot det svenska ålfisket. Till följd av rekryteringsproblemen infördes i maj 2007 ett förbud för ålfisket och sedan dess krävs dispens för att bedriva fiske. Åtgärder som genomförts för att bibehålla en livskraftig ålpopulation och kompensera för den sjunkande ålrekryteringen är utsättningar av glasål och nypigmenterade ålyngel i svenska vatten. Gulål som fångats in på västkusten (sättål) transporteras till ostkusten för utsättning.

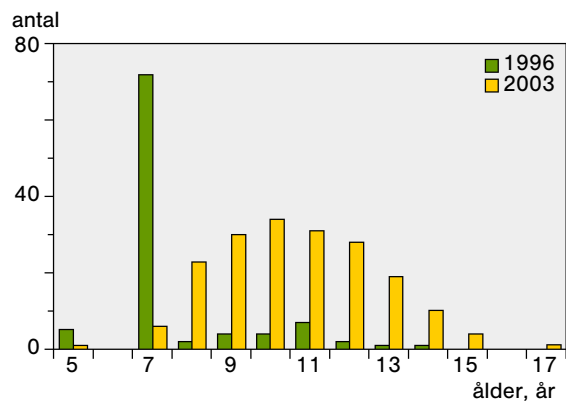


¹⁸ ANCOVA $F_{1,810} = 50,02, p = 0,001$.

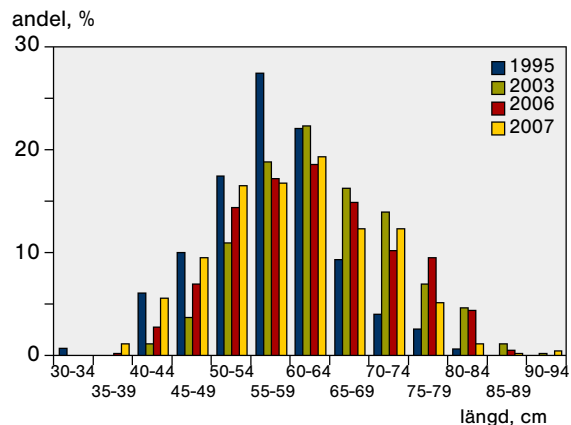
Utsättningar

Resultaten av åldersanalyserna i Biotestsjön 1996 visade på en stor dominans av sjuåriga individer (73%), vilket tyder på att de härstammar från utsättningen 1989 (figur 31). Även förskjutningen mot större ålar i längdfördelningen i ryssjeprovfiskena från 1995 till 2000-talet visar på att utsätta ålar till stor del stannat kvar i anläggningen (figur 32)¹⁸.

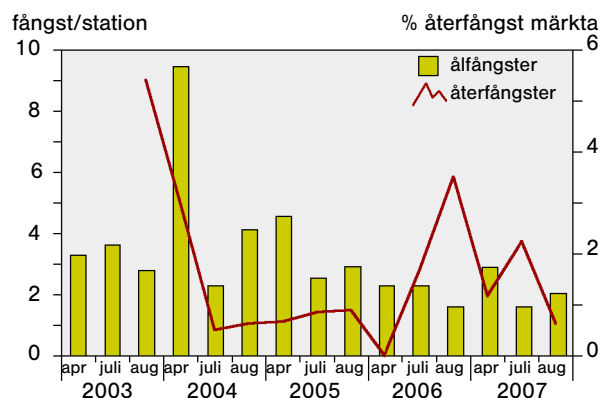
Beräkningarna av ålbeståndets storlek i Biotestsjön visade att beståndet uppgick till c:a 20 000 individer år 2003. Efter galleröppnandet beräknades att beståndet 2006 minskat till c:a 12 000 individer. Det var inte möjligt att få en rättvis uppskattning av åltätheterna direkt efter galleröppnandet 2004 då återfångsterna från tidigare märkningar var allt för få (figur 33). Att åltätheterna minskat sett över hela den



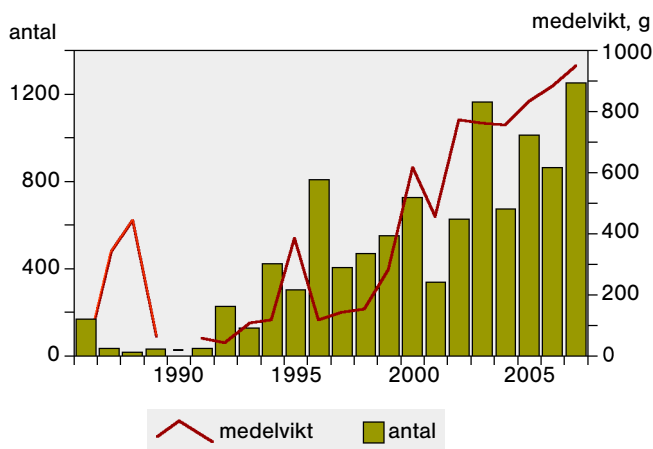
Figur 31. Åldersfördelningar av gulål fångade 1996 och 2003.



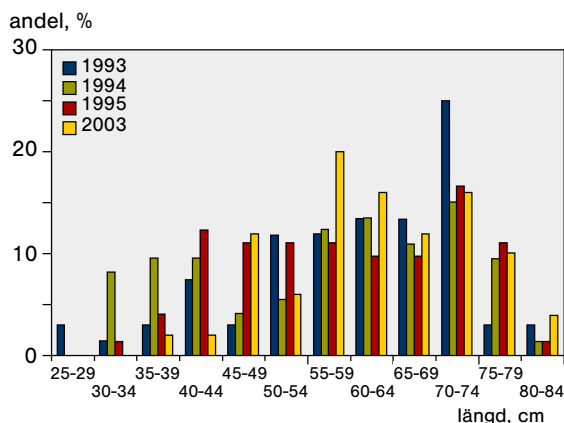
Figur 32. Längdfördelning av ål från provfiskerna med småryssjor i Biotestsjön, år 1995, 2003, 2006 och 2007.



Figur 33. Återfångster av märkt ål vid ryssjefisken i Biotestsjön mellan 2003–2007.



Figur 35. Antal och medelvikt hos ål som gått in i silstationen under höstar från 1986 till och med 2007.



Figur 34. Längdfördelningar av ål fångad i Forsmarks innerskärgård åren 1993–1995 samt 2003.

studerade perioden sedan borttagandet av fiskspårren syns även som minskade fångster i ryssjeprovfisket (figur 33).

År 2003 var de utsatta ålarna 14 år gamla. Åldersanalyserna från 2003 visar att utsättningsålarna från 1989 till stor del lämnat anläggning eller dött och uppgår till endast 5% av fångsterna (figur 31). Åldersfördelningen år 2003 var normalfördelad och 9–11-åringar dominerade. Detta tyder på att en nyrekrytering skett till anläggningen, vilket är förvånansvärt med tanke på ålens kritiska situation i allmänhet. Vid jämförelser av längdfördelningen mellan åren 1995 och 2003 kan man se en viss förskjutning från mindre individer på 90-talet till mer storväxta 2003 (figur 34)¹⁹. Ålarnas tillväxt under denna period får anses vara mycket svag. Mellan 2003 och 2007 visar längdfördelningen att en

förskjutning skett mot allt fler småväxta individer (figur 32)²⁰. Åldersanalyserna tyder alltså på att utsättningsålarna huvudsakligen lämnat anläggningen. En stark positiv fångstutveckling i kraftverkets silstationer sedan början av nittio-talet, liksom att de samtidigt där blivit allt större antyder även detta (figur 35). De har således 2007 en snittvikt på 948 gram. Så stora ålar (>85 cm) är sällsynta i Biotestsjön (figur 32).

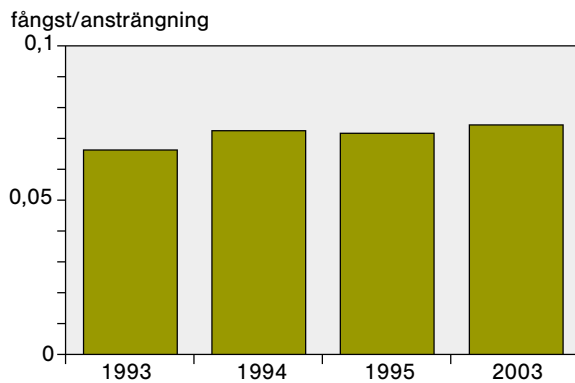
Resultatet av ryssjeprovfisket 1993–1995 och 2003 i området utanför Biotestsjön visar inte på några större förändringar i det lokala ålbeståndet. Vid jämförelser mellan åren är ålfångsterna relativt låga (fångst per ansträngning $\approx 0,07$) och längdfördelningarna till stor del oförändrade (se figur 34 och 36A)²¹. Fångsterna låg då i Biotestsjön på samma nivå (se Mo *et al.* 1996). Under 2000-talet var däremot fångsterna inne i anläggningen betydligt högre (jfr figur 36A och B). Att de som vandrar ut ur anläggningen inte påverkar det lokala stationära beståndet utanför kan bero på att de är köns mogna blankålar som lekvandrar bort från området.

Det förhållande att nyrekrytering av ål till Biotestsjön skulle vara hög tyder på att anläggningen har en stor dragningskraft på ål som satts ut inom det aktuella kustavsnittet. Från 1983 fram till 1992 sattes således årligen 1200–2000 kg gulål ut längs Upplandskusten (bl a vid Öregrund, Ångskär, Gudinge, Fågelsundet, Fagerviken och Gårdskär). Utplantering av ål i Stockholms län har varit mer omfattande och

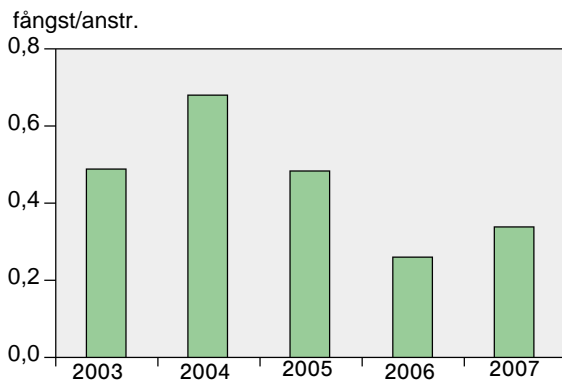
¹⁹ ANOVA $p < 0,001$, $F_{1,808} = 50,02$.

²⁰ ANOVA $p < 0,001$ $F_{1,1090} = 46,9$.

²¹ ANOVA $p = 0,19$ $F_{3,261} = 1,59$.



Figur 36A. Fångst av ål i Forsmarks innerkargård åren 1993–1995 samt 2003.



Figur 36B. Fångst av ål i Biotestsjön 2003–2007.

även dessa utsättningar skulle kunna påverka den aktuella situationen. Utsättningarna har pågått årligen sedan 1979 och har bl a innefattat drygt 37000 kg gulål mellan 1990 och 2001 och mer än 1,2 miljoner ålyngel mellan 1996–2007. Utsättning norr om Stockholms län förbjöds dock 1992 efter förekomsten av simblåsemask (*Anguillicola spp.*) och därefter har endast en utsättning av 52 400 ålyngel gjorts i området.

Fiskätande fåglars påverkan på fiskbestånd

Eftersom fiskätande fåglar kan äta stora mängder fisk diskuterades i förra femårsrapporten om skarven kan ha någon effekt på fiskbestånden i Biotestsjön (Sandström *et al.* 2002). Man beräknade att om skarvarna enbart sökte föda i anläggningen så skulle de konsumera mer abborre än produktionen av arten i anläggningen. Man kunde inte se effekter på fiskbestånden vid analys av provfisken och fiskande skarv observerades även utanför Biotestsjön. Detta ledde till slutsatsen att de till stor del även måste söka föda utanför anläggningen.

Skarven är generalist och opportunist, d v s de äter den fisk som finns tillgänglig för tillfället. Födan återspeglar således sammansättningen av fiskbeståndet i det område som studeras. I en studie av skarvens födoval i Lövsstabukten, norr om Forsmark, stod strömming för 32% av skarvens föda, abborre 27% och tånglake 20% (Boström 2006). I en annan studie gjord vid flera skarvkolonier utmed kusten, från Kvädöfjärden till Valjeviken, bestod födan till största delen av mört och abborre (refererat i Saulamo *et al.* 2001). Man kan förmoda att abborre och mört även utgör en stor del av skarvens föda i Biotestsjön eftersom dessa arter dominerar fiskesamhället där. De tillgängliga fiskstorlekarna överensstämmer även med skarvens preferens, d v s 15–30 cm (Saulamo *et al.* 2001).

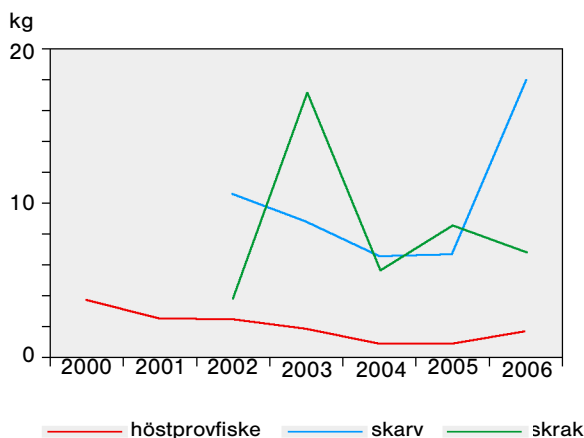
Försök för att avgöra vad skarven i Biotestsjön äter gjordes den 23 augusti 2007. Analysen gjordes utifrån insamlade spybollar från skarv inom anläggningen där arten vanligtvis uppehåller sig. En liten kalksten (otolit), som ingår i fiskens balans- och hörselorgan, som hittades i spybollarna användes för att artbestämma den konsumerade fisken. Man antar att en sådan boll innehåller ett dygns konsumtion. Antalet upphittade studieobjekt uppgick dock till endast åtta. Det låga antalet kan bero på att skarv som uppehåller sig inom Biotestsjön spyr någon annanstans. Detta innebär

att vi endast fått en indikation av skarvens födoval i området.

Totalt återfanns 43 fiskindivider i de åtta spybollarna varav gers utgjorde 30 st, abborre 6 st, oidentifierade karpfiskar 4 st, ål 1 st och tånglake 1 st. En otolit var så nedbruten av skarvens magsyror att den inte kunde identifieras till art. Samtliga arter, utom möjligen tånglake, finns tillgängliga inom Biotestsjön men det kan inte uteslutas att skarven födosökt utanför. Det är intressant att notera att strömming, som inte finns i anläggningen, inte förekom.

I Biotestsjön har det årligen genomförts standardiserat nätprovfiske under september t o m november varför resultaten är jämförbara mellan år. De fåglar som kan tänkas påverka detta fiskes resultat kan förutsättas huvudsakligen vara de som befinner sig i anläggningen under augusti till och med november. Mot denna bakgrund, födoval och antalet skarv och skrak i anläggningen (augusti–november) har det potentiella födointaget per dag för skrak och skarv beräknats och jämförts med provfiskeresultat (figur 37).

Den sammanlagda predationen från skarv och skrak tycks inte påverka motsvarande variation mellan år i fiskfångsterna. Predationen är således ganska stabil kring 10 kg per dygn medan fiskfångsterna visar en nedåtgående trend och mer än halverats fram till 2004. Därefter bryts trenden och fångsterna har tom ökat sedan dess. Detta kan förklaras av att



Figur 37. Provfiske medelvikt per ansträngning och skarvens och skrakens potentiella uttag från Biotestsjön beräknat på 400 gram fisk per dygn per fågel i augusti till och med november.

fiskspärren då varit öppen och en anlockning av fisk skett. Sandström *et al.* (2002) beräknade att produktionen av fisk i Biotestsjön ligger på 2,5 ton per år. Den totala biomassan av fisk beräknades vara 8 ton. Predationen av både skarv och skrak under åren 2002 till 2006 överstiger markant denna siffra enligt beräkningar (tabell 2). Med detta som bakgrund är det rimligt att anta att den totala biomassan av tillgänglig fisk i Biotestsjön inte är tillräcklig för att föda varken antalet skarvar eller antalet skrakar som uppehåller sig i området. Även om fåglarna också måste födosöka utanför anläggningen skulle skarv och skrak potentiellt kunna påverka fiskbestånden negativt över längre tidsperioder. Skarven etablerades i området i mitten på nittiotalet och förekomsten, och därmed det potentiella fiskuttaget, har sedan dess varit förhållandevis stabilt (Mo *et al.* 1996). Under denna period fram till öppnandet av gallren har fiskfångsterna i Biotestsjön minskat dramatiskt (figur 37). Det kan alltså inte uteslutas att skarven haft en långsiktig negativ effekt på fiskbestånden i anläggningen.

Tabell 2. Mängden fisk (ton) som skarv och skrak i Biotestsjön potentiellt kan inta per år, beräknat på 400 gram fisk per fågel per dygn och observerad fågelförekomst.

	skarv	skrak	total
2002	11,985	23,890	35,875
2003	29,036	14,775	43,810
2004	16,656	21,100	37,755
2005	16,836	32,023	48,860
2006	15,442	31,371	46,814

Sjukdomar och parasiter

I samband med provfiskena i Biotestsjön och Forsmark så noteras yttre tecken på sjukdomar och parasiter hos fisk. Det är dock få fiskar som har haft sådana tecken. Från 1994 till 2007 har endast 80 fiskar i Biotestsjön och 23 fiskar i Forsmark noterats ha någon form av sjukdom eller parasit som kunnat upptäckas genom okulär

besiktning. Vanligast är den s k svarta fläcksjukan som orsakas av parasiter (trematoder) inom gruppen *Digenea*. Dessa förekommer bland karpfiskar och framför allt hos mört. Andra sporadiskt förekommande sjukdomar är fenröta, ryggradskrökning och andra skelettdefekter, mopsskalle (missbildat huvud med intryckt nos), tumörer, sår och *Lymfocystis* (virus som infekterar fisk via hudsår eller mun och yttrar sig i värtliknande strukturer).

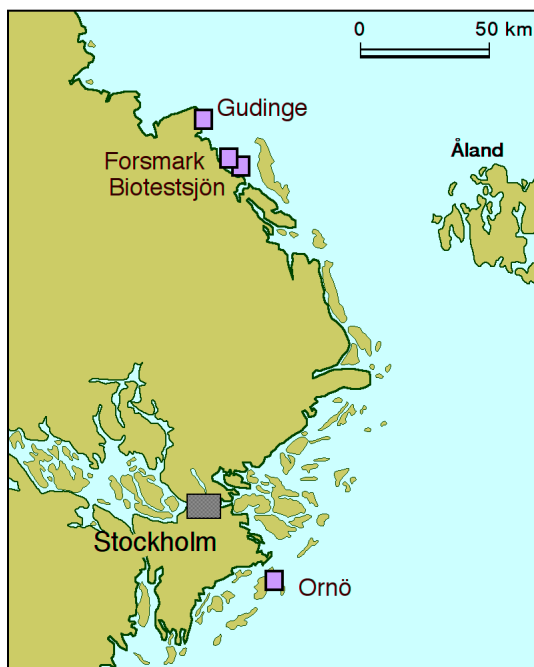
Med anledning av öppnandet av gallren vid utloppet av Biotestsjön i maj 2004 gjordes år 2003 och 2004 utökade hälsoundersökningar på fisk av Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) i samband med provfisket i anläggningen. Patologanatomiska, parasitologiska, bakteriologiska, virologiska och histologiska undersökningar utfördes enligt de standardmetoder som används vid SVA:s fiskavdelning. Här redovisas ett sammandrag av studien som i sin helhet finns rapporterad i Alfjorden *et al.* (2008).

I studierna var det inget som tydde på en påverkan på det allmänna hälsotillståndet hos gädda, mört, sarv, björkna och ål. Dock fanns låga frekvenser av både externa och interna parasiter hos ett flertal individer, men dessa betraktas som obetydliga hälsoproblem för sina värdar. Däremot uppmärksammades sjukliga förändringar i njuren och hjärtmuskulatur hos 36% av de undersökta abborrarna. Förändringarna var mest framträdande vid provtagning under våren, då njurarna var ansvallda. Histologiskt konstaterades tecken på inflammatoriska förändringar i njuren. Hos enstaka fiskar observerades även inflammatoriska förändringar i hjärtat. Omfattande bakteriologisk och virologisk undersökning av njuren visade att bakterier eller virus inte var den primära orsaken till de sjukliga förändringarna. Man fann dock bakterier av *Hafnia alvei*, tre arter av släktet *Clostridium* och en art av släktet *Pseudomonas*. Ingen av dessa anses primärt vara den sjukdomsframkallande orsaken hos fisk. Vid den mikroskopiska undersökningen observerades emellertid förstadier till sporer och även enstaka färdigutvecklade sporer som indikerade att skadorna orsakats av parasiter inom gruppen spordjur (*Myxozoa*). Man konstaterade att parasitinfektionen inte var begränsad till

abborrarna i Biotestsjön eftersom man också hittade infekterade fiskar i närområdet. Dessa spordjur har tidigare inte beskrivits hos abborre i svenska vatten.

Det finns ett stort antal släkter inom gruppen *Myxozoa*, som omfattar ett antal olika arter. Många av dessa är inriktade mot att infektera en eller ett fåtal värdar. Infektionsvägarna sker via hud, gälar eller vid födointag genom väggarna i mage/tarm hos fisken och parasiterna sprids bland annat via maskar i sediment. Varje myxosporidieart kan ha ett flertal olika utvecklingsstadier, s k trophozoiter innan parasiten sporulerar och bildar ett motståndskraftigt skydd för att överleva utanför sitt värdjur. Det är i detta stadie som parasiten kan artbestämmas. Kunskapen om de olika arterna inom gruppen *Myxozoa*, deras diagnostik samt om deras olika utvecklingsstadier/livscykel är idag bristfällig men under utveckling.

Med anledning av 2003 och 2004 års resultat gjordes en ny studie 2006 där utbredningen av de observerade njurförändringarna och parasitförekomsten undersöktes efter upplandskusten och i Stockholms södra skärgård. Avsikten var att avgöra om infektionen kunde stå i samband med kylvattenutsläpp eller om den var allmänt förekommande. Abborrar samlades från Biotestsjön och från ett område utanför i samband med kontrollprogrammets provfisket. Därutöver studerades ytterligare två områden, Gudinge i Upplands norra skärgård och Ornö-Björköfjärden i Stockholms södra skärgård (figur 38). I de senare områdena genomfördes insamlandet av lokala yrkesfiskare. Provtagningarna gjordes under abborrarnas lekperiod, d v s maj och början av juni månad, och vid en vattentemperatur mellan 7 och 19 °C. Cirka 30 abborrar undersöktes ifrån samtliga områden. Morfologiska och biologiska data noterades från de undersökta fiskarna som också undersöktes patologanatomiskt med avseende på yttre och inre förändringar som kan indikerade sjukdom. Förekomsten av makroskopiska parasiter registrerades samtidigt. Njurens tjocklek mättes och patologanatomiska, parasitologiska, bakteriologiska, virologiska och histologiska undersökningar utfördes igen enligt SVA:s standardmetoder.



Figur 38. De fyra provtagningslokalernas läge (från Alfjorden *et al.* 2007)

Undersökningarna visade på förekomst av abborrar med ansvälld njure i Biotestsjön men även i de andra provtagningsområdena. Njurförändringarna sågs framför allt hos hanar. Vid den mikroskopiska undersökningen kunde konstateras att trophozoiter (utvecklingsstadier av myxosporidier innan parasiten utvecklats till sporer) förekom i varierande omfattning hos nästan alla fiskar med ansvälld njure men även hos sådana utan ansvälld njure. Hos fiskarna med tjockaste njurarna var parasitförekomsten hög och hos fiskar med inga eller lindriga njurförändringar var förekomsten generellt lägre eller saknades helt. Ansvällningen tycks således stå i samband med förekomst av myxosporidier (tabell 3). Ingen bakteriologisk eller virologisk infektion konstaterades hos de undersökta fiskarna.

I resultaten från histologiska undersökningar konstaterades att njurförändringarna dominerades av degenererade tubuliceller. Detta kan leda till försämringar i njurens utsöndrande funktion. Abborrar med måttliga till kraftiga förändringar observerades hos ett mindre antal fiskar från Forsmark samt i fisk från Gudinge och Ornö. I Biotestsjön iaktogs liknande förändringar men av en

Tabell 3. Resultat av undersökningar av abborrar tagna vid fyra lokaler efter den uppländska kusten under maj-juni 2006 med totalt antal bedömda individer inom parantes.

	Abborrar med förekomst av njurförändringar		Abborrar med förekomst av trophozoiter tillhörande gruppen Myxozoa	
	honor	hanar	honor	hanar
Biotestsjön	0 (7)	0 (18)	1 (7)	7 (18)
Forsmark	8 (25)	2 (4)	1 (11)	3 (5)
Gudinge	4 (17)	1 (15)	3 (18)	7 (17)
Ornö	7 (43)	3 (18)	1 (17)	6 (7)

mindre allvarlig karaktär. I flera fall observerades parasitära celler i anslutning till de påvisade förändringarna av tubuliceller. Det går inte att utesluta att dessa parasiter i ett tidigare skede bidragit till dessa förändringar och sedan migrerat vidare. Vid provtagningen påvisades också enstaka fiskar helt utan tecken på njurförändring och/eller infektion av parasiter.

Tydligt är att en ansvällning av njuren orsakad av myxosporidier hos abborrhanar under vår och försommar är vanligt förekommande utefter kusten och inte enbart lokaliserad till Biotestsjön eller i anslutning därtill. De varierande patologiska fynden kan indikera att infektionen kan orsakas av flera olika arter av *Myxozoa* men också av olika utvecklingsstadier inom samma art.

Fortplantning

Fiskarnas fortplantning styrs av flera omvärldsfaktorer, inte minst av temperaturen (Van der Kraak & Pankhurst 1996). Temperaturen påverkar fiskens könsmognad och hur rom och mjölke utvecklas fram till leken samt tidpunkten för lek. För en väl fungerande fortplantning krävs att temperatur och dagslängd samvarierar på ett naturligt sätt. Effekterna av avvikande temperaturklimat kan studeras i kylvattenpåverkade områden så som i Biotestsjön.

Risken för negativa effekter på könsorganen hos fiskar som lockas till uppvärmda områden blev alltmer uppenbar efter

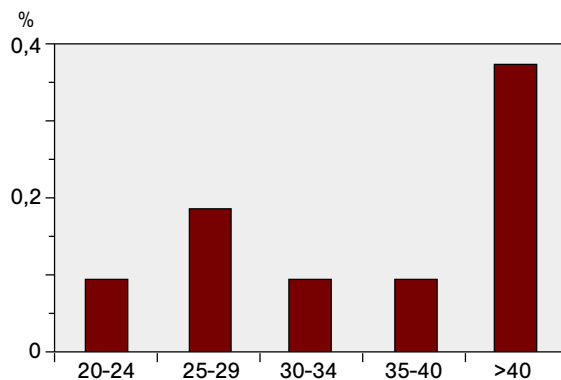
undersökningar som gjordes under 1980-talet i litauiska kylvattenrecipienter. Ett samarbete inleddes därför som resulterade i ett forskningsprojekt där kylvattenpåverkade fiskbestånd i Biotestsjön, Hamnefjärden vid Oskarshamns kärnkraftverk och Ignalinaverkets kylsjö Drūksiai i nordöstra Litauen kunde jämföras (Lukšienė *et al.* 1994). Projektet omfattade en histologisk undersökning, dvs med mikroskoperingsteknik, av romsäckar från abborre, mört, gädda, björkna och gers som insamlades från de olika områdena. De tre förstnämnda arterna är värlekanade, medan björkna och gers representerar sommarlekande fiskar med större delen av äggutvecklingen under den varma årstiden.

Studierna visade att det hos värlekanade arter ofta förekom allvarliga störningar hos värmeexponerade fiskar i såväl de svenska kustrecipienterna som i den litauiska insjön (Lukšienė *et al.* 2000). Redan under hösten var det vanligt att honorna bar rom som börjat dö och återbildas. Längre fram på våren förekom många fiskar med rester av döda romkorn. En nybildning av mer eller mindre utvecklade förstadier till fullbildade ägg hade startat hos dessa fiskar – ett tillstånd som inte är normalt för årstiden. Särskilt hos äldre individer var det vanligt att könsorganet var så skadat att det ansågs osannolikt att de kunde fortplanta sig normalt. Det fanns också andra observationer som indikerade abnorma förhållanden, t ex tvåkönade fiskar och ägg med flera cellkärnor.

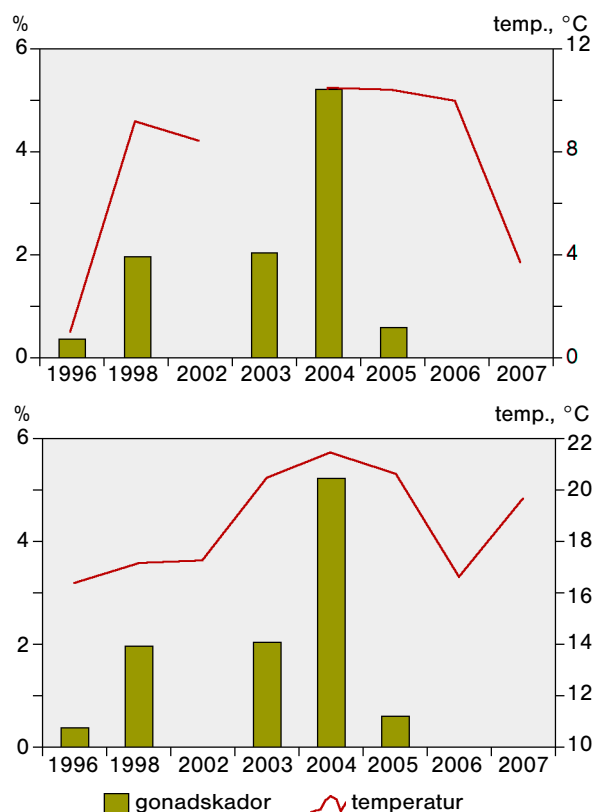
Abborre som exponeras för alltför hög temperatur före och under leken kan drabbas av andra typer av fortplantningsskador. När man tidigare gjort försök att kläcka abborrom insamlad från Biotestsjön, de öppna kanalerna i Forsmark och Hamnefjärden visade det sig att en mycket hög andel av äggen dog före kläckningen. Abborre som utsetts för höga temperaturer under äggutvecklingens senare del kan vidare få svårt att bilda fungerande romsträngar (Sandström *et al.* 1997). Det gelatinösa materialet som håller samman romkornen får inte rätt struktur, vilket medför att romsträngarna faller sönder. När detta sker kan de lätt angripas av mikroorganismer med en trolig hög dödlighet som följd. När strängarna faller sönder kan kvarvarande bitar falla ner i syrefattigare miljö med hög romdödlighet som följd.

Mikroskopiska undersökningar är förhållandevis tidsödande, men det visade sig att flertalet störningar kan diagnosticeras vid kontroller av fisk gjorda med blotta ögat. På prov som insamlas under hösten kan man se skaden, vilket är rester av döda ägg som är under nedbrytning. Även andra störningar, t ex tecken på att celldöd har börjat, kan man se om man skär upp romsäckerna och studerar dess färg och struktur. Ett program fastställdes, där abborre och mört, som årligen insamlas för ålders- och tillväxtanalys från båda områdena, även undersöks med avseende på, för ögat synliga, fortplantningsskador. Insamling av detta material har skett under höstmånaderna, augusti till och med november, och pågått under 1996, 1998 och 2002 till 2007. Resultaten visar på en låg andel honor med gonadskador. De flesta skadorna återfanns hos större individer, längre än 40 cm (figur 39). Att gonadskador blir mer frekventa med ökad storlek på fisk i kylvattenpåverkat område överensstämmer med en liknande undersökning som gjordes vid kärnkraftverket vid Oskarshamn 1993 till 2001 (Andersson *et al.* 2005). Där såg man tydligt en ökad andel gonadskador med ökad individstorlek. Att trenden inte var så uppenbar i denna studie kan bero på att det var en så pass liten andel individer med skador.

Flest skador uppträdde år 2004 med fem skadade fiskar av 96 studerade (figur 40). Därefter har skadorna varit färre och under 2006 och 2007 har det inte observerats några individer med skador. Vid undersökningen vid Oskarshamn visades att



Figur 39. Frekvens av gonadskador hos abborrhonor av olika storlekar i Biotestsjön, under höstmånaderna augusti till och med november, åren 1996, 1998 och 2002–2007.



Figur 40. Frekvens gonadskador hos abborre honor i Biotestsjön åren 1996, 1998 och 2002 till 2007, i relation till medeltemperatur. Övre figur februari till och med mars, för respektive år, undre figur augusti till och med november.

gonadernas utveckling påverkas negativt under varma vintrar, d v s temperaturer under februari och mars. I föreliggande undersökning var sambandet mellan gonadskador och dessa temperaturer inte så tydligt (figur 39), däremot noterades ett starkare samband mellan gonadskador och temperatur under perioden augusti till och med november. Medeltemperaturen för dessa månader var som högst 2004 jämfört med de andra åren. Detta år öppnades också gallret som möjliggjorde en in- och utvandring av fisk i Biotestsjön. Minskningen av gonadskador 2005 och avsaknaden 2006 och 2007 skulle kunna bero på lägre temperatur i Biotestsjön, men också på ett utbyte av fisk med invandring av fisk utan skador och utvandring av fisk med skador.

Inför öppnandet av gallren år 2004 bestämdes att den mer genomgående undersökningen av gonader som gjordes under 1990-talet (Lukšienė *et al.* 2000) skulle upprepas under 2003. Gonader från

43 abborrhonor insamlades från Biotestsjön för mikroskopiska undersökningar. Resultaten visade att 44,4% hade normal gonadutveckling. Dessa bestod av fiskar i stadie II, den fas i äggutvecklingen när cellen får ett tydligt innehåll av cytoplasma, och stadie III, den fas i äggutvecklingen när guleämne överförs till cellen och äggcellen tillväxer som bäst (tabell 4). Det fanns också några juveniler mindre än 20 cm som precis börjat gonadtillväxt och stadie II. Bland fiskar över 20 cm fanns det 2 individer med stenrom. Det vill säga att äggcellerna är döda, proteinerna har förstörts och äggcellerna är i process att brytas ned. Cellinnehållet får då ett grötaktigt utseende då strukturerna upplöses. Fortplantningen har hos dessa fiskar fördärvat för årets lek. Hos fyra av fiskarna, alla över 20 cm, observerades delar med stenrom i gonaden. Huruvida äggceller bland dessa som inte påbörjat nedbrytning kan överleva eller inte kan ej avgöras. Elva fiskar mellan 15–25 cm hade vilande gonader; det vill säga individer som hoppat över sin reproduktionscykel för ett eller flera år. Gonaderna stannar då i stadie II.

Sammanfattningsvis skiljer sig inte 2003 års studie från den tidigare vad beträffar vilande gonader och total eller delvis degeneration av oocyter. Total degeneration förekom endast hos fiskar större än 20 cm, vilket även var förhållandet tidigare. Patologiska förändringar under morfogenesen var vanligare 2003.

Tabell 4. Resultat från mikroskopiska undersökningar av gonader hos abborrhonor från Biotestsjön, september och oktober 2003. Stadie II innebär att äggutvecklingen är i den fas då cellen får ett tydligt innehåll av cytoplasma. Stadie III är den fas i äggutvecklingen då guleämne överförs till cellen.

längd	stadie	total antal	delar med			vilande gonader
			normal	stenrom	stenrom	
10–15	II	7	6	–	–	–
15–20	II	14	–	–	–	8
20–25	II	3	–	–	–	3
	III	9	6	–	3	–
>25	III	10	7	2	1	–
total	III	43	19	2	4	11

Genetik

Populationsgenetik

Fram till 2004 har gallret vid utloppet av Biotestsjön hindrat fiskar större än c:a 10 cm att vandra in eller ut ur Biotestsjön. Eftersom strömmarna vid utloppet är starka torde eventuell invandring av yngel endast ha skett i liten omfattning. Eftersom gallren öppnades våren 2004 har beståndet av abborre således under 23 år varit relativt isolerat från andra bestånd av arten och har årligen kunnat reproducera sig i den uppvärmda Biotestsjön. Det ansågs därför angeläget att undersöka om de abborrar som levde i anläggningen avvek genetiskt från andra abborrar.

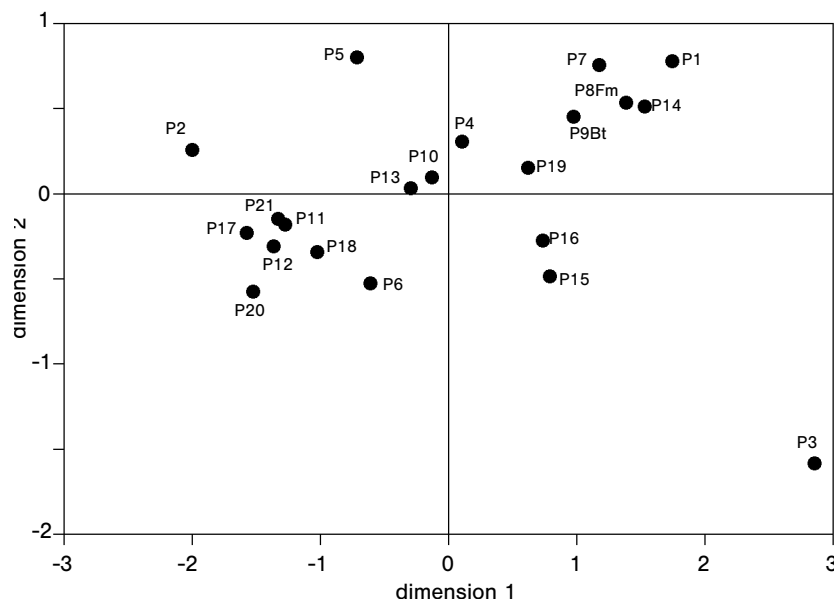
Analyser av abborrarna från samtliga 21 områden visade att de överlag var starkt genetiskt differentierade. Den genetiska variationen som finns mellan populationer beskrivs med ett s k FST-värde och kan anta värden mellan 0, då samtliga populationer är identiska, och 1 då samtliga populationer är fullständigt olika. Värden över 0,1 anses höga för fiskar och då särskilt i marina miljöer. För de analyserade abborrarna var FST-värdet 0,17 (95% konfidensintervall 0,07–0,30). Parvisa FST-test visade vidare

att abborrarna från samtliga analyserade områden var statistiskt säkert skilda från varandra. Mellan abborrbestånden i Biotestsjön och Forsmarksområdet var FST-värdet 0,04, vilket motsvarar ett utbyte på i snitt sex reproducerande individer per generation.

Det fanns inga tecken på att det genetiska avståndet ökade med det geografiska, vilket skulle ha varit fallet om fiskarna ofta lekt i omkringliggande områden (figur 41). Den genetiska distansen mellan abborrarna från Biotesten (P9BT) och Forsmarksområdet (P8FM) var liten, och inte mycket större än till t ex provtagningsområdena P1 och P14, som geografiskt är belägna 580 respektive 350 km från Biotestsjön. Mest olika var P2 och P3 som ligger 360 km från varandra.

Om ett isolerat bestånd blivit så litet att samtliga fiskar härstammar från endast ett fåtal reproducerande individer, minskar den genetiska variationen och medför sämre chans för beståndet att få avkommor som kan överleva om omgivningen förändras.

Abborrarna i Biotestsjön visade dock inga tecken på att ha genomgått en dylik s k genetisk flaskhals. Den genetiska variationen kan uttryckas som andelen heterozygoter i ett bestånd, vilket är de individer som fått olika varianter av en gen, s k alleler, från sina föräldrar. I Biotestsjön var detta mått



Figur 41. Neis genetiska distans för abborre presenterad i en multidimensionell figur. Ju närmare populationerna ligger varandra, desto mer genetiskt lika är de. Populationerna är numrerade från norr till söder (1–21). BT= Biotestsjön och FM= området utanför. Dimension 1 förklarar 88% av den totala variationen och dimension 2 ytterligare 4%.

ungefär som i övriga undersökta områden (Biotestsjön= 0,40, övriga= 0,45±0,08). Det totala antalet varianter av samma gen var t o m över genomsnittet i både Biotestsjön och Forsmarksområdet (9,4 alleler jämfört med 8,4±0,8).

Liksom för samtliga undersökta abborrbestånd visade undersökningen med mikrosatelliter således att abborrarna i Biotestsjön var skilda från övriga och att den genetiska variationen hos dessa var lika hög som hos andra. Man fann dock ingen unik allel eller annat som särskilde dem ytterligare från andra abborrbestånd. Eftersom mikrosatelliter är en del av arvsmassan som inte har någon egentlig funktion hos individerna visar resultaten hur isolerade de varit från andra medan andra delar av arvsmassan mycket väl kan ha varit utsatta för ett urval och skapat ett bestånd av fiskar, som är anpassade till att leva i det varmare vattnet i Biotestsjön.

Funktionell genetik

Man ville också undersöka om den långa isoleringen från andra abborrar medfört att beståndet förlorat genetisk variation och var ett urval av sådana som var speciellt anpassade till att klara varmare förhållanden. För att ta reda på om detta utförde Uppsala Universitet (Snoeijs & Cortelius 2006) en studie gällande genuttryck av proteiner hos abborre och gädda. Prover togs av muskel, lever och hjärnvävnad från fiskar i Biotestsjön och ett referensområde utanför. I denna studie fann man dock ingen skillnad i mönstret av funna proteiner hos de undersökta fiskarna, som kunde tyda på att abborre och gädda i Biotestsjön genom genetiskt urval förändrats fysiologiskt efter 23 år i högre temperatur. Man vet emellertid inte vilken funktion de proteiner man fann i studien hade och metoden gav heller inga svar på om det förekom skillnader mellan områden i mängden av de funna proteinerna.

Referenser

- Adill, A., P. Karås, F. Ljunghager, K. Mo, T. Didrikas & A. Sevastik. 2007. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2006. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport, 24 s.
- Alfjorden, A., J. Härdig & A. Hellström. 2006. Hälsoundersökning av fisk från Biotestsjön år 2003 – 2004. Delrapport 1. SVA, Fiskavdelningen. Dnr 2003/262. 26s.
- Alfjorden, A., A. Hellström, E. Kjellberg & E. Jansson. 2008. Studier av parasitär infektion med spordjur hos abborre, *Perca fluviatilis*, år 2006. Statens Veterinärmedicinska Anstalt, opublicerad rapport.
- Andersson, J., F. Franzén, A. Lingman & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8.
- Anon. 2007. Vattenmiljön kring Åland – miljötilståndrapport 2007. www.lis.aland
- Anon. 2009. Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs och miljööversikt 2009. Fiskeriverket rapport. 205 s.
- Astrauskas, A., R. Jovaisa & O. Sandström. 1994. Distribution and abundance of young pelagic fish, monitored by hydroacoustics in two coastal areas in the SW Bothnian Sea. Kustrapport 1994:2.
- Axenrot, T. & S. Hansson. 2005. Forsmark site investigation – Studies of fish abundance, densities and species composition at Forsmark. May and August/september 2004. SKB P-05-117. 19 s.
- Bergström, L., P. Karås & J. Modin. 2008. Biologiska förändringar hos strömming i Öregrundsgrepen, SV Bottenhavet. Fiskeriverket, opublicerad rapport.

- Boström, M. 2006. Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) diet assessment and impact on migrating trout (*Salmo trutta*) and salmon (*Salmo salar*) from Dalälven, Sweden. Examensarbete. Lunds universitet. 22 s.
- Karås, P. 1984. Födovallet hos fisk i Biotest-sjön, Forsmark, under åren 1978–83. Naturvårdsverket Meddelande, SNV pm 1913. 33 s.
- Karås, P. 1992. Zooplankton entrainment at Swedish nuclear power plants. Mar. Poll. Bull. 24:27–32.
- Kraak van der, G & N.W. Pankhurst. 1996. Temperature effects on the reproductive performance of fish. I: Global warming-implications for freshwater and marine fish. Pp 159–176. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Ljunggren, L., A. Sandström, G. Johansson, G. Sundblad & P. Karås. 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. Fiskeriverket informerar, FINFO 2005:5. 55 s.
- Lukšienė D. & O. Sandström. 1994. Reproductive disturbance in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. J. Fish Biol. 45: 613–625.
- Lukšienė, D., O. Sandström, J. Andersson & L. Lounasheimo. 2000. The effects of thermal effluent exposure on the gametogenesis of female fish. J. Fish. Biol. 56(1): 37–50.
- Mo, K. 1984. Mjukbottenfaunan i Biotest-sjön, Forsmark. Åren 1978–1983. Statens Naturvårdsverk, PM 1914. 30 s.
- Mo, K, P. Karås, E. Neuman, O. Sandström & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980– 1995. Kustrapport 1996:6, 47 s.
- Naturvårdsverket. 2005. Handbok för miljöövervakning. Provfiske i Östersjöns kustområden – djupstratifierat provfiske med Nordiska översiktsnät. www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmodell3/kusthav/provfisk.osjon.pdf. Version 1:0
- Neuman, E. 1979. Activity of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Leuciscus rutilus* L.) in a Baltic Bay, with special reference to temperature. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, Report 58:107–125.
- Neuman, E., G. Thoresson & O. Sandström. 1996. Swimming activity of perch, *Perca fluviatilis*, in relation to temperature, daylength and consumption. Ann. Zool. Fennici 33: 669–678.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd Can. 11: 559–623.
- Sandström, O. & E. Krogh. 1984. Effekter av kylvattenutsläpp på strömmingen vid Forsmarksverket. Naturvårdsverket, opublicerad rapport. 18s.
- Sandström, A. & P. Karås. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. Environmental Biology of Fishes 63: 89–101.
- Sandström, O. 1985. Recipient monitoring at Forsmark nuclear power station. Report summary 1984. SNV Report 1915, 26 pp.
- Sandström, O. 1990. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstation. Naturvårdsverket Rapport 3867. 42 s.
- Sandström, O., I. Abrahamsson, J. Andersson & M. Vetemaa. 1997. Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. J. Fish. Biol. 51: 1015– 1024.
- Sandström, O., K. Mo, P. Karås, K. Saulamo & A. Sevastik. 2002. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1995– 2000. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2002:3.
- Saulamo, K., J. Andersson & G. Thoresson. 2001. Skarv och fisk vid svenska Östersjö-kusten. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2001:7.
- Seber, G.A.F. 1982. The Estimation of Animal Abundance. Second Edn. Griffin, London.
- SMHI. 2005. Simulering kylvattenplymer från Forsmarks kraftverk. SMHI Rapport nr 2005-26.
- Snoeijs, P. 1988. Ecological studies of epilithic algae and fauna in the Baltic hydrolittoral. FD avhandling, Uppsala Universitet. Acta Universitatis Upsaliensis 176.

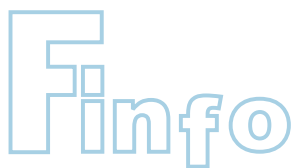
Snoeijs, P. & R. Cortelius. 2006. Scientific report for the project "Functional gene analysis" within the documentationprogram for the Forsmark Biotestbasin. Uppsala Universitet, opublicerad rapport, 36 s

Svedäng, H. & P. Karås. 1993. Utsläpp av kylvatten – en möjlighet att förbättra fiskrekrytering? Kustrapport 1993:5. 40 s.

Thoresson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar. Recipientkontroll. Kustrapport 1992:4.

Thoresson, G. 1996. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. Kustrapport 1996:3.

Widahl, L-E. 1985. Inventering av bottenvegetationen i Biotestsjön, Forsmark, 1983. Statens naturvårdsverk, opublicerad rapport.



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

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

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

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

**Fiskeriverkets
försöksstationer**

Brobacken
814 94 Älvkarleby

**Fiskeriverkets
sötvattenslaboratorium**

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

**Fiskeriverkets
forskningsfartyg**

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

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

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

**Fiskeriverkets
havsiskelaboratorium**

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
371 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets
utredningskontor**

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

**Fiskeriverkets
kustlaboratorium**

Skolgatan 6
742 42 Öregrund

Skällåkra 71
432 65 Väröbacka, Ringhals

Simpevarp 100
572 95 Figeholm, Simpevarp



FISKERIVERKET