

# Fiskundersökningar vid Barsebäcksverket i Öresund, 1971–2007

JAN ANDERSSON

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad  
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Magnus Appelberg,  
Jan Andersson

För beställning kontakta:  
Fiskeriverket, Kustlaboratoriet  
Box 109, 742 22 Öregrund  
Telefon: 031-743 03 00  
[fiskeriverket@fiskeriverket.se](mailto:fiskeriverket@fiskeriverket.se)

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.  
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:  
[www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)

ISSN 1404-8590

# Fiskundersökningar vid Barsebäcksverket i Öresund, 1971–2007

JAN ANDERSSON  
Fiskeriverkets Kustlaboratorium  
Ävrö 16, 572 95 Figeholm  
[jan.andersson@fiskeriverket.se](mailto:jan.andersson@fiskeriverket.se)

ABSTRACT . . . . .	6
SAMMANFATTNING . . . . .	6
INLEDNING . . . . .	10
Driftshistorik . . . . .	7
Miljöpåverkan . . . . .	7
Tidigare utvärderingar och deras främsta slutsatser . . . . .	8
METODER . . . . .	9
Provfiske med ålbottengarn . . . . .	9
Provfiske med småryssjor . . . . .	10
RESULTAT . . . . .	11
Kylvattenpåverkan . . . . .	11
Provfiske med ål-bottengarn . . . . .	11
Provfiske med småryssjor . . . . .	11
Ål . . . . .	12
Torsk . . . . .	13
Skrubbskädda . . . . .	14
Tånglake . . . . .	15
DISKUSSION . . . . .	16
REFERENSER . . . . .	18



# Abstract

Surveys with pound-nets and fyke-nets in the vicinity of the Barsebäck nuclear power plant in the Öresund area demonstrate large and long-time variations in stock indices of various species, among them cod and eel. A general decrease in the early 1970's was followed by a slow but lasting recovery of biomass during the summer season. The closure of the power plant in the late 1990's had a positive effect on the

catch of the cold water species cod and eel-pout, but no effect was observed on other species common in the catches. Changes in fishing patterns and climate are suggested as possible drivers behind large scale variability of catches of cod and eel. A strong recovery of the eel-pout stock in the early 2000's differ from a negative trend in more marine areas of the Swedish west coast.

# Sammanfattning

Provfisken med ålbottengarn och ålryssjor vid Barsebäcksverket påvisar storskaliga bestandsvariationer under en period av nästan 40 år. Biomassan i fångsten ökade i ryssjefångster på sommaren och förblev oförändrade under våren. En jämförelse av perioder med och utan direkt påverkan av uppvärmt kylvatten visar att förekomsten av torsk och tånglake har påverkats negativt det kylvattenpåverkade området. Båda arterna föredrar normalt kallare vatten. Trots att tidigare undersökningar har

påvisat en anlockning av ål till utsläppsområdet, sågs ingen effekt av att kylvattenpåverkan reducerades efter 1999. Ett förändrat fiskemönster och i viss mån ett varmare klimat framförs som orsaker till storskaliga variationer för fångster av ål och torsk i provfiskena. Beståndet av tånglake återhämtade sig starkt i Barsebäcksområdet under 2000-talet, vilket skiljer sig klart från en negativ utveckling längre norrut vid västkusten.

# Inledning

## Driftshistorik

Den första reaktorn vid kärnkraftverket i Barsebäck togs i drift 1975. Under sommaren 1977 tillkom ytterligare en kärnreaktor för produktion av elström. Den sammanlagda generatoreffekten kom att uppgå till cirka 1 200 MW. Den ånga som genereras i reaktorerna och som driver turbinerna, kyls av havsvatten i kraftverkets kondensorer. För detta krävs vid full drift sammanlagt 45 m<sup>3</sup> havsvatten per sekund. Detta vatten återförs till havet i ett punktutsläpp och är då 10–12 °C varmare än då det togs in.

Reaktor 1 vid Barsebäck togs ur drift i december 1999 och driften vid kraftverket upphörde helt efter maj månads utgång 2005 varvid Barsebäck 2 stängdes för gott enligt riksdagsbeslut. Produktionen av uppvärmt kylvatten upphörde samtidigt.

## Miljöpåverkan

Den stora volymen uppvärmt kylvatten innebär en betydande påverkan på vattenmiljön. Kylvattenutsläppets läge vid öppen kust i centrala Öresund leder dock till en relativt snabb uppblandning och en i huvudsak nordgående spridning med den förhärskande strömriktningen i sundet. Ett 0,5 km<sup>2</sup> stort område närmast utsläppet är i stort sett alltid påverkat av en övertemperatur i ytvattnet på 5–8 °C. Området sträcker sig oftast cirka 1 km i NV riktning från utsläppet och ligger till största delen inom tremeterskurvan (Thörnqvist 1999). Utanför detta område påverkas ett cirka 20 km<sup>2</sup> stort område tidvis av en temperaturhöjning av minst 1 grad. Det område som samtidigt påverkas i denna omfattning är dock inte större än cirka 5 km<sup>2</sup>.

Fiskar är växelvarma djur och de olika arterna är i allmänhet bäst anpassade till

att leva inom ett givet temperaturintervall. Detta innebär att den enskilda fisken, om möjligheten finns, väljer den temperatur som är mest fördelaktig för individens fysiologi. Fiskar som är anpassade till högre vattentemperaturer riskerar av denna anledning att anlockas till ett uppvärmt område. En på detta vis uppkommen koncentration av fiskar innebär en risk för ökad dödlighet genom t ex fiske, ökad predation och spridning av sjukdomar. En ökad temperatur kan dock även innebära att produktionen av en art gynnas genom förbättrad tillväxt och överlevnad. För arter anpassade till lägre vattentemperaturer än de som råder i kylvattenplymen kan förväntas att de undviker det varma vattnet och därmed går miste om en del av sitt habitat i utbredningsområdet. En art som undviker varmvatten under den varma årstiden kan dock attraheras till det uppvärmda området under tider med låga bakgrundstemperaturer.

Vid sidan av påverkan på fisk och fiske i recipienten för kylvatten finns även en påverkan på fisk och andra organismer genom dödlighet vid passage genom filter och pumpar på kylvattnets väg genom kraftverket.

Studier av kraftverkets miljöeffekter har till stor del fokuserats på effekter på fisk i det omgivande havsområdet. Provfisken med ålbottengarn inleddes redan 1971, fyra år innan den första reaktorn togs i drift, och pågick fram till och med 1994. I augusti 1977 inleddes en lång serie av provfisken med ryssjor, en serie som ännu inte avslutats vid utgången av 2007. Utredningarna av effekter på fisk har även omfattat provfisken med sillgarn och öringgarn och studier av födoval, påverkan på könsorgan, dödlighet i kylvattenvägarna, påverkan på yrkesfiskets fångster m m.

## Tidigare utvärderingar och deras främsta slutsatser

Den första större utvärderingen av kylvattnets effekter på fisk i recipienten gjordes av Neuman (1981). Redan då konstaterades koncentrationer av varmvattenarterna ål och strandkrabba till det mest påverkade området och en förlängd fångstsäsong, medan en kallvattenart som torsk skyddade det mest uppvärmda området på sommaren. Torsken var även mindre i storlek i recipienten. Fisket med bottengarn visade ingen påtaglig temperaturbetingad skillnad i fisktäthet mellan kraftverkets närhet och en referenslokal. Däremot dokumenterades en markant nedgång av fångsten av flera av de vanligaste fiskarterna under 1970-talet, däribland torsk, gulål och blankål. Några effekter av kylvatten på yrkesfiskets fångster av blankål kunde inte beläggas (Neuman och Thoresson 1981). En betydande och generell tillbakagång för blankålsfisket i Öresund under 1960- och 1970-talen kunde dock bekräftas.

En större frekvens av sjukdomar och parasiter var en av de effekter som befarades vid tillförsel av stora mängder uppvärmt kylvatten till havet. En viss påverkan kunde påvisas på förekomsten av en gälparasit hos skrubbskädda, men detta var den enda effekt som kunde knytas till kylvattenutsläppet vid en jämförelse av situationen innan utsläppet tillkom (Thulin 1980).

De biologiska undersökningarna fram till 1983 sammanfattas av Grimås och Neuman (1983). Utöver tidigare nämnda effekter på fisk lyfts här bland annat fram en relativt omfattande akut dödlighet av

horngädda, som anlockas till det varma vattnet och där dödas genom utfällning av lösta gaser i blodet, s k gasemboli. Under sommaren 1982 observerades även en omfattande förekomst av unga ålar i kylvattenintaget, med en skada på fisket som sannolik följd. Denna skada kom senare att regleras genom utsättningar av ålyngel och någon motsvarande dödlighet har därefter inte observerats (Thörnqvist 1999).

Efter den inledande perioden med omfattande undersökningar under 1970- och början av 1980-talet övergick den biologiska kontrollen till en långsiktig övervakning av situationen i recipienten med provfisken med ryssjor under vår och högsommar. Dessutom kontrollerades förekomsten av ål i det inkommande kylvattnet genom stickprov från de avsilade rensmassorna. Några större förekomster av ål, motsvarande de under 1982, hade inte observerats fram till den tidpunkt då driften upphörde i maj 2005. Eftersom den fiskeskada som uppstått till följd av utslagning av ål i kylvattenvägarna tidigare bedömts vara reglerad genom utsättningar av ålyngel, tas inte denna problematik upp vidare i denna rapport. Den främsta målsättningen är i stället att belysa resultaten av fiskundersökningarna i Öresund över hela tidsperspektivet från 1971, då bottengarnsfiskerna inleddes, fram till 2007 – och att för första gången presentera resultat från en period med återgång från en lång period med kylvattenpåverkan till ett naturligt tillstånd.



# Metoder

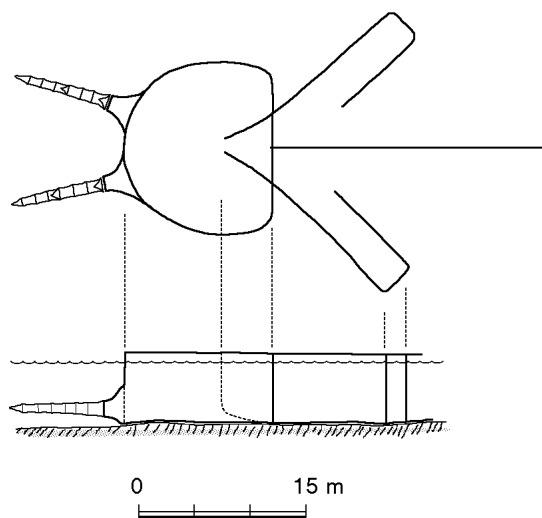
## Provfiske med ålbottengarn

Ett ålbottengarn består av en ledarm av finmaskigt nät som täcker hela vattenpelaren från yta till botten och som leder fisken in i en fängstanordning, huvudet, där fångsten slutligen samlas i nätstrutar (figur 1) (Neuman och Thoresson 1981). Fisket i utsläppsområdet vid Barsebäcksverket inleddes under 1971 och 1974 tillkom en referenslokal vid Vikhög, cirka 4 km söder om kraftverket (figur 2). Fisket bedrevs inledningsvis under isfri tid hela året, men koncentrerades senare till perioden september–oktober. Denna utvärdering behandlar endast resultat från denna

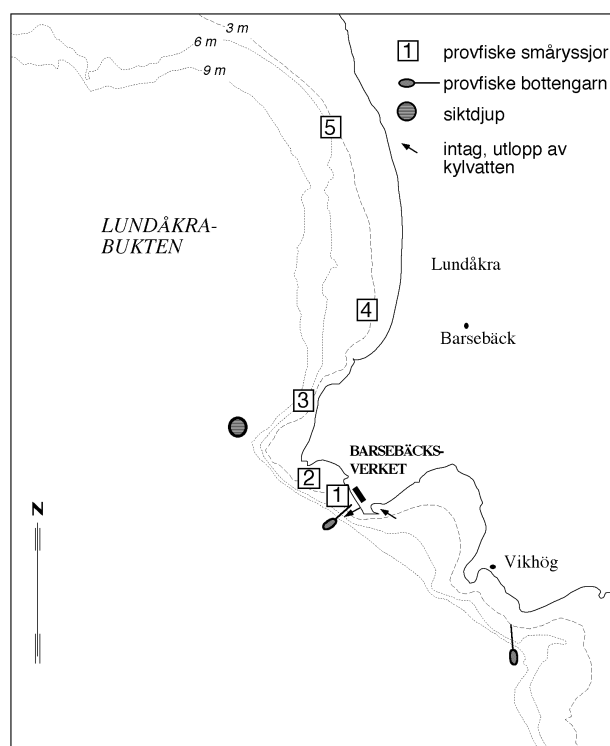
period på hösten, som främst valts genom att den motsvarar tiden för den mest intensiva vandrigen av blankål genom Öresund.

Ålbottengarnen vittjades normalt vid tre tillfällen per vecka, men avsteg från rutinerna gjordes vid ogynnsamt väder. Det totala antalet och vikten av varje art i fångsten noterades vid varje vittjning.

Uppehåll i fisket gjordes på båda lokalerna 1996 och på lokalen vid Vikhög även under 1997. Fisket upphörde vid Barsebäck i och med utgången av 1989, men fortsatte vid Vikhög ytterligare fem år till och med 1994.



Figur 1. Ålbottengarnens utformning vid Barsebäck och Vikhög



Figur 2. Karta över undersökningsområdet med fiskeplatser för bottengarn och ryssjor.

## Provfiske med småryssjor

Provfisken med småryssjor inleddes sommaren 1977 i området närmast utsläppet. Ytterligare fyra lokaler tillkom under vintern 1978. Lokalerna är belägna utmed en gradient norrut längs kusten, med den mest avlägsna och i stort sett av kylvatten opåverkade lokalen belägen i centrala Lundåkrabukten, cirka 7 km från utsläppspunkten vid kraftverket (figur 2). Vattendjupet på lokalerna varierar mellan tre och sex meter. Sten- och grusbotten med algvegetation dominerar på de tre sydliga lokalerna, medan de båda norra lokalerna har mer eller mindre utpräglade sandbottnar. Under de första åren bedrevs fisket under två veckor varje månad. Från och med 1983 koncentrerades fisket till 12 vittjningar varje månad under april och augusti. Redskapen skall ha fiskat under en enda natt före varje vittjning.

Ryssjorna är 60 cm höga och har en halvcirkelformad öppning som leder in till ett fiskhus med maskstorleken 10 mm (mellan knutarna). Ledarmen är 5 m lång och har en maskstorlek av 17 mm mellan knutarna i garnet. Under de första åren användes sex ryssjor på varje lokal. De kopplades samman två och två med armarna riktade mot varandra och varje par fick utgöra en station. Under perioden från 1982 till och med 1995 fiskades med

endast en enkelryssja per station och inte två sammankopplade som tidigare, motsvarande en halvering av fiskeansträngningen. En återgång till den ursprungliga planen gjordes 1996. Då utökades även antalet stationer på referenslokalen i Lundåkrabukten med ytterligare tre stationer om två sammankopplade enkelryssjor.

Data saknas helt från 1981 och från augusti 1982. Från 1984 finns endast data från gulål. Ambitionsnivån har varierat något över åren, från ett fokus på i huvudsak större och kommersiellt intressanta arter till ett bredare perspektiv inriktat mot biodiversitet under senare år. Från och med 2002 var ambitionen att alla fiskarter och kräftdjur ner till en räkans storlek skulle bokföras. De varierande rutinerna innebär svårigheter att analysera i detalj variationer i tiden av fisksamhällets artsammansättning. Analys av trender av abundans och biomassa av alla vanligare fiskarter bedöms dock vara fullt möjlig.

För att möjliggöra en jämförelse av tidsserier från olika redskap har fångsterna normerats. Värden från enskilda år har då dividerats med medelvärdet av alla årsvärden i hela tidsserien. Linjär regression baserad på icke transformerade värden har tillämpats vid analys av trender.

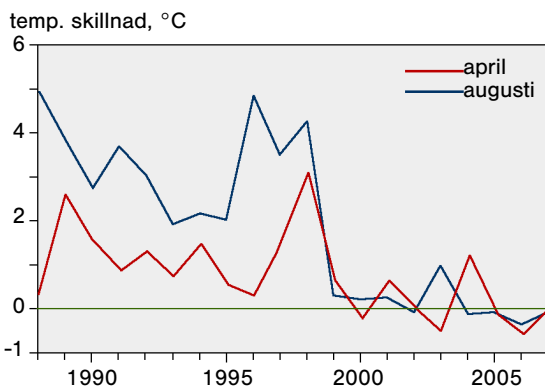
# Resultat

## Kylvattenpåverkan

Vattentemperaturen vid botten i samband med provfiskena var i genomsnitt 3,1 °C varmare på den mest påverkade lokalen än i referensområdet i Lundåkrabukten fram till 1999 (figur 3). Skillnaden mellan de båda lokalerna var mindre i augusti och uppgick under samma tidsperiod till 1,2 °C. Efter det att driften upphörde på en av reaktorerna i december 1999, har skillnaden i stort sett upphört, även om en viss övertemperatur noterades i april 2003 och i augusti 2004.

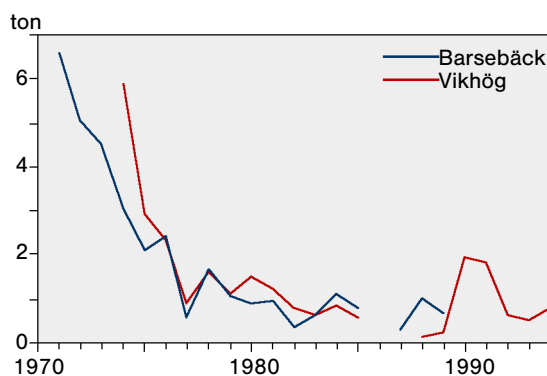
## Provfiske med ålbottengarn

Hela fisket under månaderna september och oktober 1971–1994 fångade totalt 175 000 fiskar (bilaga). Fyra arter, torsk, skrubb-skädda, sill och ål, svarade för mer än 90% av individantalet. Enbart torsken stod för mer än hälften av abundansen och 60–65% av biomassan sett över alla år. Ålen indelas i blankål och gulål, varav den förra svarade

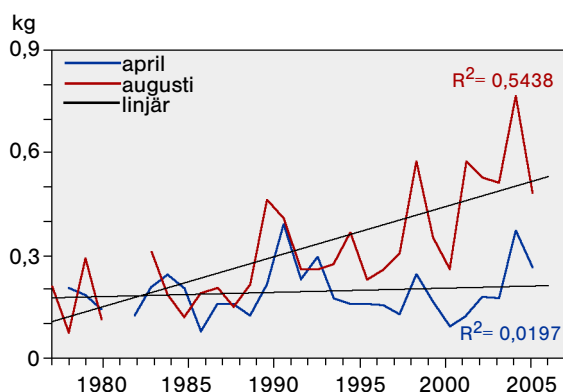


Figur 3. Skillnad i vattentemperatur vid provfiskeredskapen mellan den mest påverkade lokalen vid Barsebäcksvirket (sektion 1) och referensområdet i Lundåkrabukten (sektion 5).

för 13–17% av biomassan på de båda lokalerna. Totalt noterades 39 fiskarter och ett kräftdjur, strandkrabba, under de tjugotre år fisket genomfördes. Marina arter var vanligast med 25 taxa. Abborre, id och mört var vanligast bland de åtta förekommande sötvattenarterna. Arter som under sin livscykel vandrar mellan havet och sötvatten, så kallade diadroma arter, representerades av sex taxa, med stark dominans av ål. Den totala biomassan minskade dramatiskt under 1970-talet, från som mest nästan 7 ton vid Barsebäck 1971 till en genomsnittlig och relativt stabil nivå under ett ton under hela perioden efter 1976 (figur 4). Utvecklingen av de enskilda arterna presenteras och diskuteras nedan.



Figur 4. Totalfångst av alla arter vid fiske med ålbottengarn vid Barsebäck och Vikhög i Öresund under september-oktober 1971–1994.



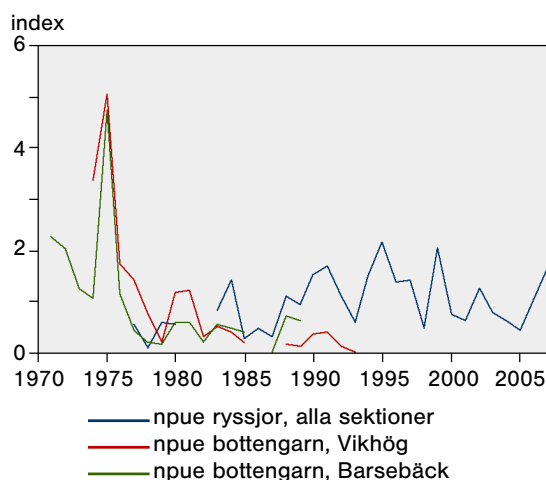
Figur 5. Fångst i kg per ryssja och natt av alla arter vid Barsebäck i Öresund under april och augusti 1977–2007.

## Provfiske med småryssjor

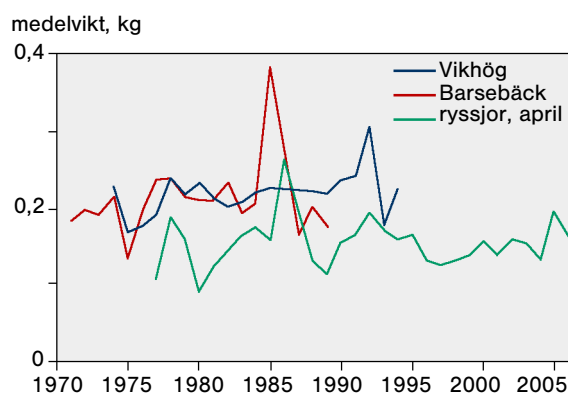
Fångsten per fiskeansträngning ökade signifikant under hela undersökning för fisket i augusti (figur 5). Ingen trend förelåg dock för biomassan i aprilfisket. Totalt över alla åren från 1971 till och med 2007 och för alla årstider registrerades 27000 fiskar och cirka 30000 kräftdjur, varav de flesta var strandkrabbor (bilaga – artlista). Fyra arter – torsk, tånglake, skrubbskädda och ål, svarade för 80% av individerna bland fiskarna. Totalt fångades 45 fiskarter och tre arter av kräftdjur.

## Ål

Ålen indelas vid provfiskena i de två utvecklingsstadierna gulål och blankål. Gulål betecknar den del i livscykeln då ålen tillväxer i sitt uppväxtområde. Den är då förhållandevis stationär och kan således förväntas påverkas mera av förhållanden i recipienten än blankålen. Under stadiet som blankål genomgår ålen successivt en könsmognadsprocess och inleder sin långa vandring tillbaka till Sargassohavet för att leka. De blankålar som på sin vandring passerar genom Öresund kan i princip ha vuxit upp var som helst i Östersjön och dess tillrinnande vattendrag.



Figur 6. Fångst av gulål i provfiske med ålbottengarn (sep–okt) och småryssjor (aug) vid Barsebäck 1971–2007. De sanna årsvärdena för normaliserats genom division med medelvärdet av antalet per fiskeansträngning för respektive tidsserie.

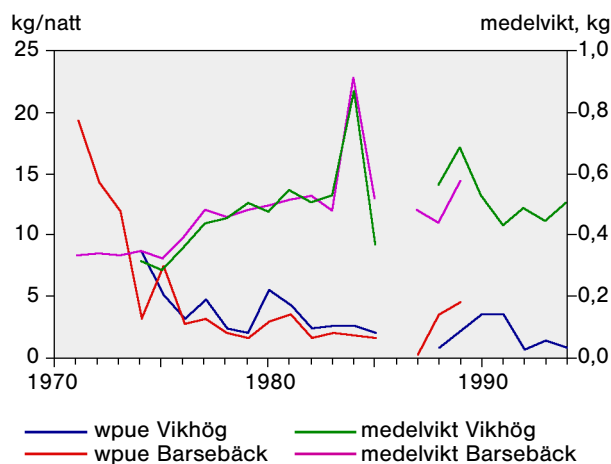


Figur 7. Gulålen medelvikt i provfiske med ålbottengarn vid Barsebäck i september–oktober 1971–1994 och i provfiske med ryssjor i augusti 1977–2007.

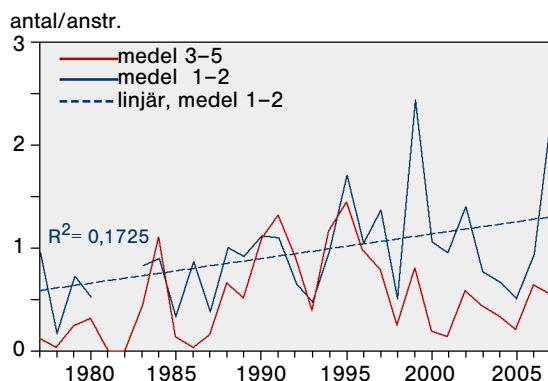
Gulålen bidrog till den omfattande nedgången av fångsterna med ålbottengarn under 1970-talet (figur 6). En jämförelse av de normaliserade kurvorna av fångst av gulål i ålbottengarnen med motsvarande kurva från ryssjefisket visar dock att den negativa utvecklingen snabbt upphörde redan i slutet av 1970-talet och att den följdes av en viss återhämtning i ryssjefisket. Trender saknas i ryssjefiskets fångster.

Gulålen medelvikt förändrades inte över tiden, men var genomgående högre i bottengarnsfångsterna (figur 7).

Även fångsten av blankål minskade kraftigt under 1970-talets första hälft (figur 8). Minskningen är signifikant för både Barsebäck och Vikhög. Blankålarnas



Figur 8. Fångst av blankål i provfiske med ålbottengarn vid Barsebäck i september-oktober 1971-1994 och blankålsens medelvikt.



Figur 9. Fångst av gulål (npue) i provfiske med småryssjor vid Barsebäck i augusti 1977-2007 på de mest påverkade lokalerna (sektion 1 och 2) och på lokalerna med minst kylvattenpåverkan (sektion 3-5).

medelvikt låg på en stabil nivå nära 300 g fram till och med 1975. Den ökade sedan på några få år till en genomsnittlig nivå på nära 500 g fram till dess att fisket upphörde efter 1994. Fångsten av blankål i småryssjorna är så liten att den bedöms inte vara representativ för blankålsvandringen genom Öresund.

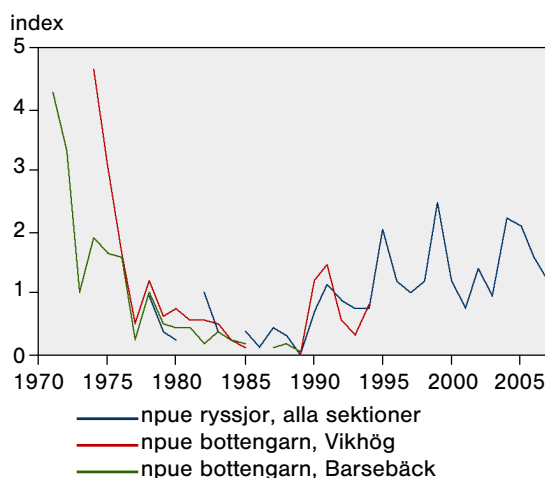
Fångsten av gulål i augusti i det av kylvatten mest påverkade området närmast kraftverket (sektion 1 och 2) var i genomsnitt cirka tre gånger större än fångsten på de tre minst påverkade lokalerna i gradienten norrut från kraftverket (figur 9). Relationen mellan lokalerna närmast kraftverket och de mindre påverkade förändrades obetydligt efter 1999. En signifikant positiv trend finns för fångsten av gulål på sektion 1 och 2 för hela perioden från 1977 (linjär regression,  $p < 0,05$ ).

## Torsk

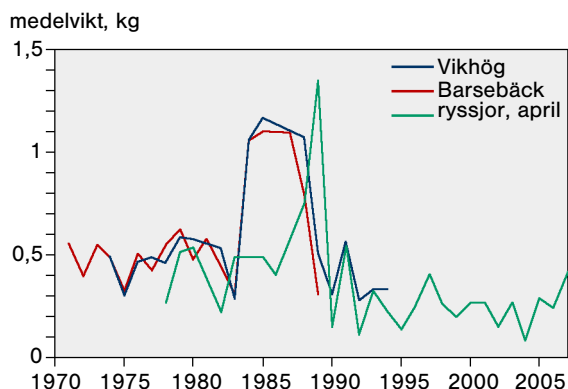
Även torsken uppvisar en mycket kraftig fångstminskning under 1970-talet (figur 10). Som mest fångades i genomsnitt 174 torsk med en sammanlagd vikt av 94 kg varje natt under september-oktober 1971 i bottengarnet vid Barsebäck. Fångsterna var därefter betydligt lägre under hela 1980-talet, för att åter öka något i början av 1990-talet. En jämförelse av normerade värden mellan bottengarnen och ryssjorna visar en relativt betydande återhämtning under 1990- och 2000-talen av medelvärdet för fisket med ryssjor i april. Utvecklingen för den sammanlagda fångsten i ryssjefiskena i april från alla lokaler vid Barsebäck var signifikant positiv (linjär regression,  $p = 0,01$ ).

Torskens medelvikt låg i allmänhet nära 0,5 kg under de första 10-12 åren med bottengarnsfiske (figur 11). De svaga åren i slutet av 1980-talet dominerades av vuxen torsk med medelvikter på 1 kg eller mer. Då fångsten av torsk ökade igen i början av 1990-talet var medelvikten återigen låg och under fyra år av fem låg den nära 300 g. Utvecklingen var likartad i ryssjorna och medelvikten förblev låg under hela perioden efter 1990.

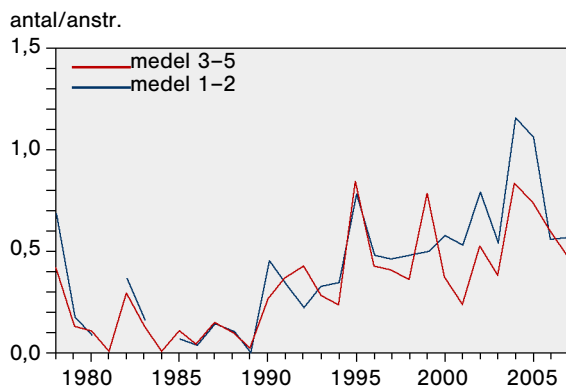
Fångsten av torsk i ryssjefisket ökade signifikant över hela perioden från 1978, både för de två mest påverkade lokalerna



Figur 10. Fångst av torsk i provfiske med ålbottengarn (sep-okt) och småryssjor (april) vid Barsebäck 1971-2007. De sanna årsvärdena för normaliserats genom division med medelvärdet av antalet per fiskeansträngning för respektive tidsserie.



Figur 11. Torskens medelvikt i provfiske med ålbotten-garn vid Barsebäck i september–oktober 1971–1994 och i provfiske med ryssjor i april 1978–2007.



Figur 12. Fångst av torsk (npue) i provfiske med små-ryssjor vid Barsebäck i april 1978–2007 på de mest på-verkade lokalerna (sektion 1 och 2) och på lokalerna med minst kylvattenpåverkan (sektion 3–5).

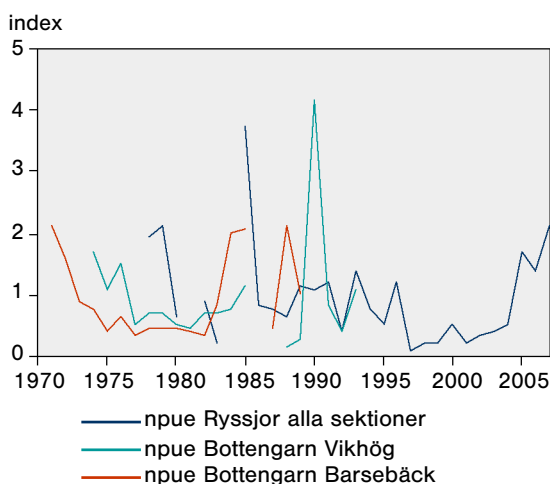
och för de tre med minst påverkan (figur 12) (linjär regression,  $p < 0,001$ ). Fångsten närmast kraftverket i april var 7% större än medelvärdet för de tre nordligaste och av kylvatten minst påverkade lokalerna under perioden 1978–1999. Efter 1999, med halverad eller ingen drift, ökade skillnaden till knappt 50%. Fångsten ökade alltså snabbare i det mest påverkade området än generellt och den till synes momentant ökande skillnaden mellan de mest och de minst påverkade lokalerna efter 1999 kan tolkas som en effekt av minskad kylvattenpåverkan. Skillnaden mellan perioden före år 2000 och de senaste åtta åren för förhållandet mellan medelvärdet för sektion 1 och 2 och medelvärdet för sektionerna 3–5 är signifikant (t-test,  $p < 0,05$ ).

## Skrubbskädda

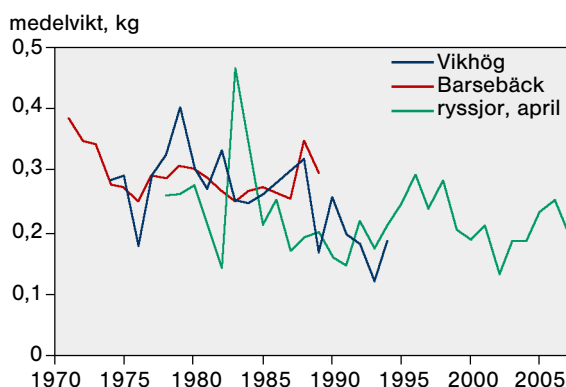
Provfisket med ryssjor i april utgör de mest representativa data för vuxen skrubbskädda. Variationen i fångsterna i augusti har varit starkt påverkad av variationer i styrkan av rekryterande årsklasser. En jämförelse av utvecklingen för ryssjorna i april med den från botten-garnen vid Barsebäck och Vikhög visar att långsiktiga trender saknas, men också att mellanårs-variationerna kan vara stora (figur 13). Den nedgång av både ål och torsk som noterades under 1970-talet finns även för skrubban, om än något mindre uttalad. Skrubbskäddan uppvisar inte heller de mycket låga nivåerna under 1980-talet, som observerades för både gulål och torsk. De lägsta nivåerna förekom istället under senare delen av 1990-talet och de första åren efter millennieskiftet.

Skrubbskäddans medelvikt varierade mellan drygt 100 g och knappt 500 g, men låg oftast inom intervallet 200–300 g (figur 14). Medelvikten vid Vikhög avtog signifikant över tiden (linjär regression,  $p < 0,01$ ). I övriga serier finns ingen signifikant förändring.

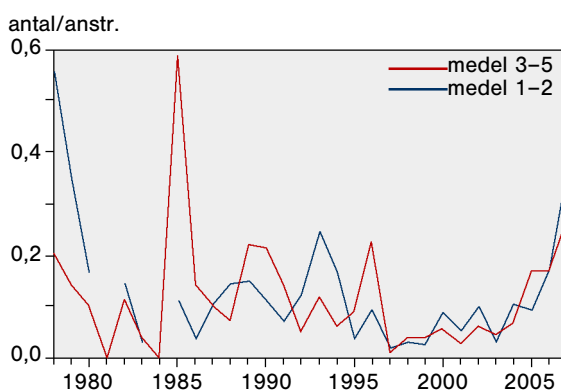
Fångsterna av skrubbskädda var i genomsnitt cirka 30% större i det mest påverkade området än medelvärdet för de tre minst kylvattenpåverkade lokalerna (figur 15). Förhållandet förändrades inte i och med att kylvattenpåverkan avtog under 2000-talet.



Figur 13. Fångst av skrubbskädda i provfiske med ålbottengarn (sep-okt) och småryssjor (april) vid Barsebäck 1971–2007. De sanna årsvärdena för normaliserats genom division med medelvärdet av antalet per fiskeansträngning för respektive tidsserie.



Figur 14. Skrubbskäddans medelvikt i provfiske med ålbottengarn vid Barsebäck i september–oktober 1971–1994 och i provfiske med ryssjor i april 1978–2007.

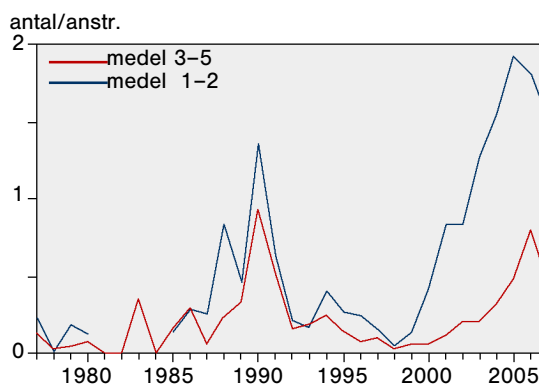


Figur 15. Fångst av skrubbskädda (npue) i provfiske med småryssjor vid Barsebäck i april 1978–2007 på de mest påverkade lokalerna (sektion 1 och 2) och på lokalerna med minst kylvattenpåverkan (sektion 3–5).

## Tånglake

Tånglake fångades i ungefär samma omfattning i både april och augusti och trenderna var likartade för båda säsongerna. Utvecklingen visar ett tydligt mönster, med högst abundanser under åren runt 1990 och en ännu mera uttalad uppgång av fångsterna efter år 2000 (figur 16). Före båda abundanstopparna var fångsterna små under en lång följd av år.

Fångsterna var störst på lokalerna närmast kraftverket och minst på referenslokalen i Lundåkrabukten. De små fångsterna i referensområdet förklaras med stor sannolikhet av att rena sandbottnar är mera dominerande där, ett habitat som passar tånglaken dåligt. Under hela perioden fram t o m 1999 fångades i genomsnitt dubbelt så många tånglakar inom sektionerna 1 och 2 än på de minst påverkade lokalerna inom sektionerna 3–5. Skillnaden ökade till fem gånger efter det att kylvattenproduktionen halverades i december 1999. Förändringen av relationen mellan perioderna före och efter halveringen av driften var signifikant (t-test,  $p < 0,001$ ). Ökningen under 2000-talet var dock inte unik för de mest påverkade lokalerna utan noterades även för lokalerna med svagare kylvattenpåverkan. Ökningen var dock inte lika uttalad där.



Figur 16. Fångst av tånglake (npue) i provfiske med småryssjor vid Barsebäck i augusti 1977–2007 på de mest påverkade lokalerna (sektion 1 och 2) och på lokalerna med minst kylvattenpåverkan (sektion 3–5).

# Diskussion

Mätbar direkt påverkan av kylvatten upphörde så gott som helt efter 1999 på samtliga lokaler som provfiskas med ryssjor vid Barsebäcksverket. Den halverade kylvattenvolymen efter stoppet av Barsebäck 1 räckte således inte till för att påverka vattentemperaturen på några få meters djup mindre än 1 km från utsläppspunkten. Man kan dock förutsätta att temperaturen nära ytan var påverkad av kylvattnet. Detta till trots indikeras en tydlig effekt av den utjämnade temperaturskillnaden på förekomsten av kallvattenarterna torsk och tånglake i det tidigare mest påverkade området. Båda dessa arter förekom relativt rikligt på lokalerna närmast kraftverket även under perioden fram till 1999, men resultatet visar att det trots detta funnits en icke obetydlig grad av skyende för det uppvärmda vattnet.

Att fångsten av ål i utsläppsområdet till synes inte förändrades i förhållande till fångsten i mindre påverkade delar av undersökningsområdet är motsägelsefullt vid beaktande av att uppväxande gulålar trivs bäst vid temperaturer över 20 °C (Seymour 1984). En möjlig förklaring är att den tidigare förhöjda temperaturen inte generellt har givit upphov till en anlockning av den storleksordning som konstaterades inledningsvis (Neuman 1981). Skillnaden mellan lokalerna hade också utjämnats betydligt under perioden 1985–1997 (Thörnqvist 1999).

Den markanta nedgången av gulål, blankål, torsk och skrubbskädda på 1970-talet inträffade till stor del innan kraftverket togs i drift och kan således inte vara en effekt av uppvärmt kylvatten (Neuman 1981). Även om nedgången även omfattade arter med mindre kommersiellt intresse, som abborre, horngädda och id, ligger det nära till hands att koppla de stora förändringarna till storskaliga förändringar av fisket i omgivande havsområden. Uppvandringen av ålyngel minskade kraftigt i

svenska vattendrag under 1950- och 1960-talet (Anon 2005). Svenska ålfångster i Östersjön ökade starkt mellan 1930 och 1960 (Anon 2005), sannolikt som en följd av att allt effektivare fiske med ålbottengarn. Därefter följer en långsiktig minskning av landningarna från det svenska östersjöfisket från i storleksordningen 1500 ton till ca 300 ton under senare år. Denna utveckling återspeglas i utvecklingen av blankålsfisket i Öresund, där de allt lägre fångsterna under 1970-talet åtföljdes av en i det närmaste halvering av fiskeansträngningen (Neuman och Thoresson 1981).

Den vikande rekryteringen till svenska vattendrag under 1950- och 1960-talen saknar motsvarighet i de centrala delarna av den europeiska ålens utbredningsområde. Redan Svärdson (1976) anförde att ett täthetsberoende vandringsbeteende påverkar ålens spridning från de primära målområdena för den rekryterande glasålen. Fångsterna på den svenska västkusten steg mer eller mindre kontinuerligt under 1950- och 1960-talet, från en låg nivå under krigsåren på 1940-talet. Det ökade fisketrycket sammanfaller i tiden med den vikande rekryteringen till både Göta älv och Motala ström (Anon 2005). Skillnaden mellan Västerhavet och Östersjön är dock att ålfisket i det förre området bibehålls på en förhållandevis oförändrad nivå ända in på 2000-talet.

Rekryteringen av ålyngel till Kattegatt övervakas genom årlig provtagning i kylvattenintaget till kärnkraftverket i Ringhals. En vikande rekrytering har observerats även där från början av 1980-talet. Trots detta observeras en viss återhämtning av gulål efter 1980-talet. I provfisket med ryssjor vid Barsebäck mellan 1978 och 2007 saknas tender i ålfångsternas utveckling. Utvecklingen för rekryteringen återspeglas alltså inte alls i utvecklingen av beståndet av gulål vid



Barsebäck. Förutsatt att fångsbarheten är konstant kan detta förhållande endast förklaras av en ökad överlevnad under gulåsstadiet. Två förklaringar är tänkbara och de kan samverka. Förändringen mot ett allt varmare klimat gynnar ålen genom att artens optimaltemperatur ligger över 20 °C. Stigande vattentemperaturer har observerats både i Västerhavet och i Östersjön (Appelberg *et al.* 2007). En alternativ eller kompletterande förklaring är att fiskeridödligheten har minskat. En sådan utveckling är dock svårare att dokumentera.

Även torskens tillbakagång under 1970-talet kan sannolikt förklaras med ett ökande fisketryck. Svenska fiskares tillträde till fisket i Nordsjön reducerades under 1970-talet, vilket innebar ett ökat fisketryck i Skagerrak och Kattegatt och kanske även i södra Östersjön och direkt i närområdet i Öresund. Fångsterna i provfisket var mycket små under en stor del av 1980-talet. Provtagning i kylvattenintaget till kärnkraftverket i Ringhals avslöjade att förekomsten av torskäggs var mycket låg under samma period, vilket indikerar att torskens lek i Kattegatt gav ett svagt resultat under perioden (Thörnqvist *et al.* 1998). Fiskeristatistiken avslöjar också att en lång period med vikande fångster i Kattegatt inleddes under 1980-talet (Anon 2008). Ett hårt fiske befaras ha allvarligt skadat eller t o m slagit ut lokala lekbestånd utmed den svenska västkusten (Svedäng *et al.* 2004). Torskbeståndet i Öresund brukar lyftas fram som väl förvaltad genom att storskaliga fångstmetoder som trålning inte är tillåtna. Trots en tydlig återhämtning i provfiskefångsterna med ryssjor vid Barsebäck finns tecken på att det tillstånd som rådde före nedgången på 1970-talet fortfarande är avlägset. De indexerade fångsterna tyder på att abundansen

fortfarande är betydligt lägre och medelvikten i fångsten indikerar att andelen stora fiskar aldrig återgått till situationen vid 1970-talets början. En tolkning av utvecklingen är att fisketrycket kan ha minskat i Öresund, samtidigt som den lokala reproduktionen har utvecklats positivt, men att fiske i omgivande vatten inverkar negativt på återvandringen av vuxen torsk för lek i sundet.

Skrubbskäddan fångas förvisso av yrkesfisket, men eftersom denna art till största delen utgör en mer eller mindre önskvärd bifångst, främst i fisket riktat mot torsk, kan man anta att fisketrycket är betydligt lindrigare än det som riktas mot torsken. Fångsterna av skrubbskädda uppvisar också betydligt mindre storskaliga variationer och det är sannolikt att mellanårsvariationerna till stor del är orsakade av varierande rekryteringsframgång. Uppgången av skrubban under senare år föregicks också av tidvis höga tätheter av ungfisk i ryssjefångsterna under augusti.

Erfarenheter från många års provfisken i Sverige tyder på att tånglaken är en utpräglad kallvattenart, och man kan av denna anledning förvänta sig att den skulle missgynnas av uppvärmt kylvatten och ett varmare klimat. Den generella nedgången under 1990-talet, både vid Barsebäck och längre norrut utefter västkusten, kan därför tolkas som en effekt av att klimatet har blivit varmare. Denna tolkning faller dock delvis med utvecklingen vid Barsebäck under 2000-talet. Resultaten från provfisket vid Barsebäck visar att arten har klarat utvecklingen mot en allt varmare omgivning bättre där än i västkustens mera marina kustmiljöer. Resultat från miljöövervakningen i Egentliga Östersjön tyder på att så kan vara fallet. Fångsterna där har varit förhållandevis stabila (Fiskeriverket 2008).

# Referenser

- Andersson, J. & F. Franzén. 2007. Kustfiskövervakning i de nationella referensområdena Kvädöfjärden och Torhamn – Sakrapport till Naturvårdsverket. Fiskeriverkets Kustlaboratorium.
- Anon. 2005. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels (WGEEL) 22–26 November 2004 Galway, Ireland. ICES CM 2005/I:01, Ref. G, ACFM.
- Anon. 2008. Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs- och miljööversikt 2008. Fiskeriverket 2008.
- Appelberg, M., J. Andersson, F. Ljunghager och K. Söderberg. 2007. Klimatet påverkar fiskbestånden. I Havet 2007. Naturvårdsverket Stockholm.
- Fiskeriverket 2008. [www.fiskeriverket.se/vanstermeny/statistikochdatabaser/.../provfiskevidkusten](http://www.fiskeriverket.se/vanstermeny/statistikochdatabaser/.../provfiskevidkusten)
- Grimås, U. & E. Neuman. 1983. Biologiska undersökningar vid Barsebäcks kärnkraftverk 1969–1983. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1690.
- Neuman, E. 1981. temperaturrens inverkan på fiskfångster vid Barsebäcks kärnkraftverk 1971–1980. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1441.
- Neuman, E. & G. Thoresson. 1981. Fisket efter blankål (*Anguilla anguilla* L.) kring Barsebäcksverket åren 1972–1979. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1428.
- Thörnqvist, S., E. Neuman, A. Jacobsson och O. Sandström. 1998. Biologiska undersökningar vid Ringhals kraftverk 1988–1996. Fiskeriverket rapport, 1998:1, 57–76.
- Thörnqvist, S. 1999. Biologiska kontrollundersökningar vid Barsebäcks kraftverk 1985–1997. Fiskeriverket rapport 1999:4, 5–23.
- Seymour, A. 1984. Devising optimum feeding regimes and temperatures for the warmwater culture of eel, *Anguilla anguilla* L. Aquaculture and Fisheries Management 20: 311–324.
- Svedäng, H., J. Hagberg, P. Börjesson, A. Svensson och F. Vitale. 2004. Bottenfisk i Västerhavet – Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. Finfo 2004:6.
- Svärdson, G. 1976. The decline of the Baltic eel population. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm, 55: 136–143.
- Thulin, J. 1980. Sjukdomar och parasiter hos fisk vid Barsebäcksverket 1980. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1429.