

Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1979–2007

LENA BERGSTRÖM
MARIA JANSSON
FRIDA SUNDQVIST
JAN ANDERSSON

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Magnus Appelberg,
Lena Bergström

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Kustlaboratoriet
Box 109, 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 Ringhals kärnkraftverk 1979–2007

LENA BERGSTRÖM
Fiskeriverkets Kustlaboratorium
Box 109, 742 22 Öregrund
lena.bergstrom@fiskeriverket.se
MARIA JANSSON
maria.jansson@fiskeriverket.se
FRIDA SUNDQVIST
frida.sundqvist@fiskeriverket.se
JAN ANDERSSON
jan.andersson@fiskeriverket.se

ABSTRACT	6
SAMMANFATTNING	7
BAKGRUND	8
Kontrollprogrammet	8
Kärnkraftverkets drift och miljöpåverkan	9
Effekter på fisksamhället	11
Kylvattenintaget	11
Påverkansområdet	12
AKTUELLA UNDERSÖKNINGAR OCH METODIK	13
Förluster vid intaget av kylvatten	13
Provtagning av fiskägg och små fisklarver	13
Provtagning av fiskyngel och större fisklarver	14
Påverkan på omgivande kustområde	14
Skadeberäkningar och statistiska metoder	15
RESULTAT	17
Effekter på fiskägg och små fisklarver	17
Ägg och larver av plattfisk	19
Tejstefisk och rötsimpa	19
Effekter på fiskyngel och större fisklarver	20
Glasål	23
Sill	23
Klarbult, tobis och storspigg	24
Effekter på fisksamhället i omgivande kustområde	25
Antal arter	25
Fisksamhällets sammansättning	27
Utvecklingen hos arter av särskilt intresse	29
DISKUSSION	33
Dödligheten i kylvattensystemet	33
Förluster i relation till utvecklingen hos kommersiella arter	33
Negativ utveckling hos kustbunda kallvattenarter	35
Fisksamhällets utveckling	35
REFERENSER	36

Abstract

Ringhals nuclear power plant is the largest producer of electricity in Sweden. The four reactors were commissioned between 1975 and 1983. The purpose of the fish surveillance program is to monitor the effects on fish due to the use of sea water for cooling. Fish is mainly affected by increased mortality of young pelagic life stages as these are passively taken into the cooling water system at its inlet, and by effects of local heating in the coastal area at the cooling water outlet. The cooling water temperature is elevated by 10.3 degrees passing through the power plant and is mixed into a relatively open coastal area. In the current report, results from the surveillance program are summarized for the years 1981–2007 concerning monitoring of the cooling water inlet, and for the years 1976–2006 concerning monitoring of surrounding coastal areas.

Fish eggs, larvae, and juvenile fish are considered to suffer from a high level of mortality in the cooling water system, one exception being the glass eel (*Anguilla anguilla*) with a relatively high tolerance. In all, 64 species of fish have been identified in the monitoring at the cooling water inlet. Trends in abundance are described for glass eel, cod (*Gadus morhua*), herring (*Clupea harengus*), flatfishes (mainly *Pleuronectes platessa*, *Platichthys flesus* and *Limanda limanda*), and additionally *Pholis gunellus*, *Myoxocephalus scorpius*, *Aphia minuta*, *Ammodytes sp.* and *Gasterosteus aculeatus*. Mortality of early life stages are considered to have a relatively small effect on population level for commercial species, although effects

can not be completely ruled out. Larvae mortality of the relatively stationary winter spawner *Myoxocephalus scorpius* may have contributed to the negative trends observed for the local population of this species.

Effects of increased water temperature on the fish communities in the surrounding coastal area are monitored by fishing with fyke nets in April and August. A change in species composition is observed in the recipient area, as some species show increased abundances in the warmer water, mainly shore crab (*Carcinus maenas*), yellow eel (*Anguilla anguilla*), and *Symphodus melops*. A decrease of species abundance in the affected area are observed for cod, eel pout (*Zoarces viviparus*), *Myoxocephalus scorpius* and *Ctenolabrus rupestris*.

Sea water temperature in the affected area has increased over time, as the productivity of the nuclear power plant, including its use of cooling water, has increased. During the studied time period water temperatures have also increased in the reference area, although to a lesser extent. General effects due to climate change are indicated in the composition of the local fish community. The only species showing an increase in abundance during the period 1976–2006 are yellow eel and shore crab. A larger number of species have decreased in abundance, among them the cold water adapted species eel pout and *Taurulus bubalis*, which has decreased in all areas during both the spring and summer study.

Sammanfattning

Ringhals kärnkraftverk är den största elproducenten i Sverige. Kraftverket har fyra reaktorer som togs i drift mellan år 1975 och 1983. När kraftverket drivs används havsvatten för att kyla ner ånga i kondensatorerna. Kontrollprogrammet för fisk syftar till att övervaka vilken påverkan den omfattande användningen av kylvatten har på omgivande fiskbestånd. Påverkan noteras dels som en ökad dödlighet hos de ägg, larver och juvenil fisk som förs med in i kylvattensystemet, dels som förändringar i fisksamhällets sammansättning i det område som påverkas av övertemperaturer från det utgående kylvattnet. Föreliggande studie är en sammanställning av resultat från kontrollprogrammet för fisk under perioden 1981–2007 när det gäller ingående kylvatten, och 1976–2006 när det gäller studier av fisksamhället i närområdet.

De ägg, larver och juvenila fiskar som följer med in i kraftverket anses ha en hundraprocentig dödlighet, med undantag för glasål som anses ha en relativt hög tolerans. Totalt under åren har 64 arter identifierats vid provtagningen i kylvattenintaget. Utvecklingen över tid redovisas för unga livsstadier av glasål, torsk, sill, plattfiskar, tejstefisk, rötsimpa, klarbult, tobis och storspigg. Utvecklingen över tid hos torsk och sill återspeglar beståndens generella utveckling i området och förekomsten av framför allt torsk är tydligt låg under 2000-talet. Effekten av utslagningen på berörda bestånd av dessa arter bedöms vara liten, om än inte försumbar. En minskning under 2000-talet noteras även hos många plattfiskar samt hos kallvatten-

arterna tejstefisk och rötsimpa. En effekt på de lokala bestånden av dessa arter kan inte uteslutas och utslagningen kan ha bidragit till den observerade nedgången för lokala bestånd av rötsimpa.

Effekter av en ökad vattentemperatur i omgivande kustområde övervakas genom ryssjefisken under april respektive augusti månad. I påverkansområdet för varmvatten noteras en förändrad artsammansättning, eftersom vissa arter gynnas av den varmare vattenmassan medan andra arter undviker den. Artrikedom och biologisk mångfald är generellt sett lägre i påverkansområdet än i ett referensområde vid Vendelsö. Detta återspeglas i en dominans av strandkrabba och en högre förekomst av gulål och skärsnultra i påverkansområdet, samt en lägre förekomst av torsk, tånglake, rötsimpa och stensnultra.

Graden av påverkan har ökat över tid, eftersom kärnkraftverkets totala produktion och kylvattenanvändning har ökat. Under den studerade tidsperioden har dock vattentemperaturen ökat även i referensområdet, om än i mindre omfattning. Detta har sannolikt påverkat utvecklingen för fisksamhällena där, vilket indikerar effekter på kustekosystemet av generella förändringar i klimatet. De enda arter som visar en uppgång under den studerade tidsperioden är gulål och strandkrabba, vilka har ökat svagt vid Vendelsö i augusti, medan ett större antal arter har minskat. Av dessa märks framför allt kallvattenarterna tånglake och oxsimpa, vilka har minskat under både vår och höst i alla studerade områden.

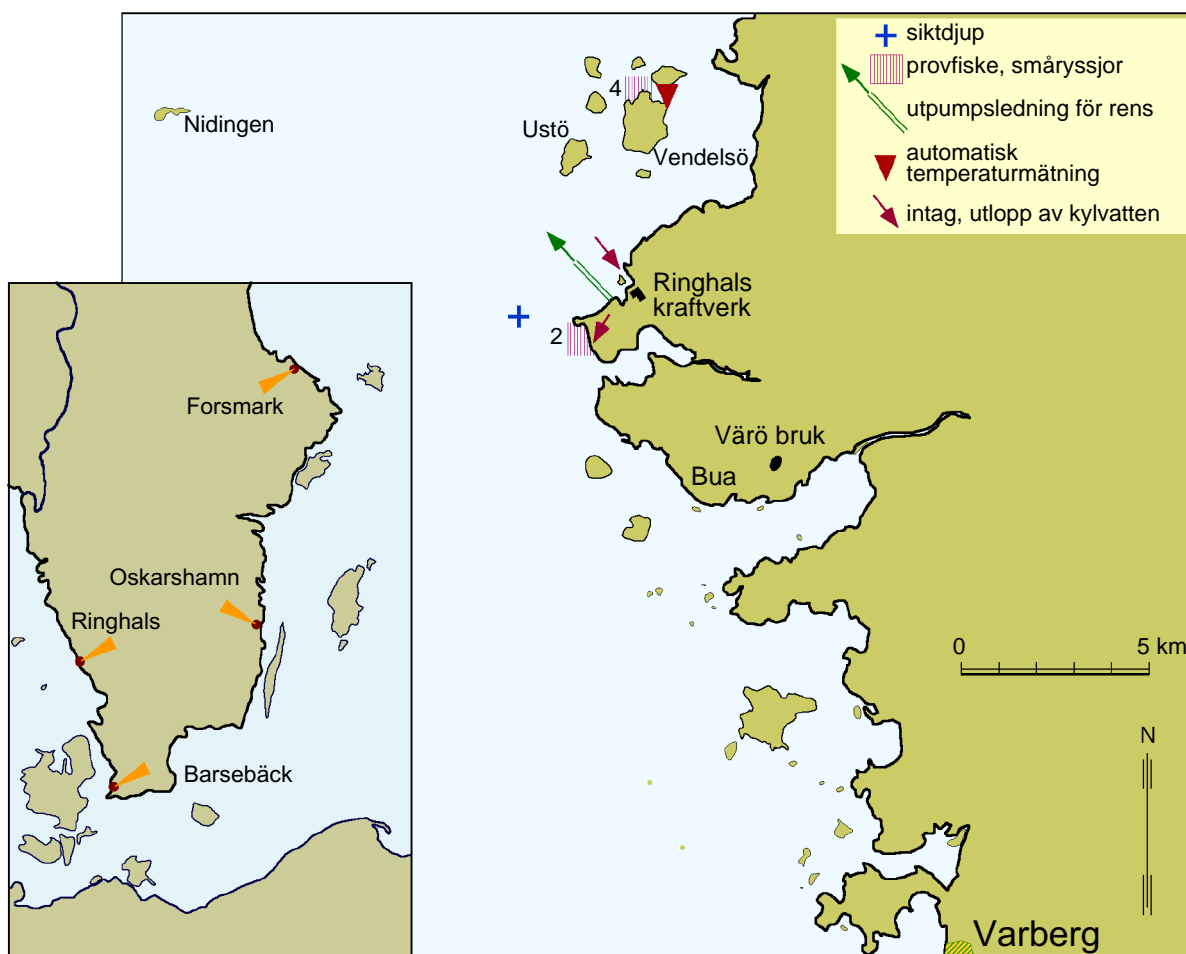
Bakgrund

Kontrollprogrammet

Ringhals kärnkraftverk, som ligger på Väröhalvön vid Kattegatt, mellan Kungsbäcka och Varberg, togs i drift 1975 och var fullt utbyggt 1983. Kraftverket består av fyra reaktorer som tillsammans producerar cirka 26 TWh per år, vilket motsvarar ungefär 20% av Sveriges totala elproduktion (Ringhals 2006).

När kraftverket drivs används havsvat-

ten för att kyla ner vattenånga i verkets kondensorer. Den miljöpåverkan som kärnkraftverkets kylvattenanvändning kan leda till övervakas genom ett kontrollprogram som ursprungligen fastställdes av Västerbygdens vattendomstol 1969. Kontrollprogrammets målsättning är att långsiktigt övervaka fiskbeståndens överlevnad och sammansättning i kraftverkets närområde. Undersökningarna utförs sedan år 1991 av Fiskeriverkets



Figur 1. Undersökningsområdet.

kustlaboratorium och utfördes dessförinnan av dåvarande kustvattenenheten vid Naturvårdsverket.

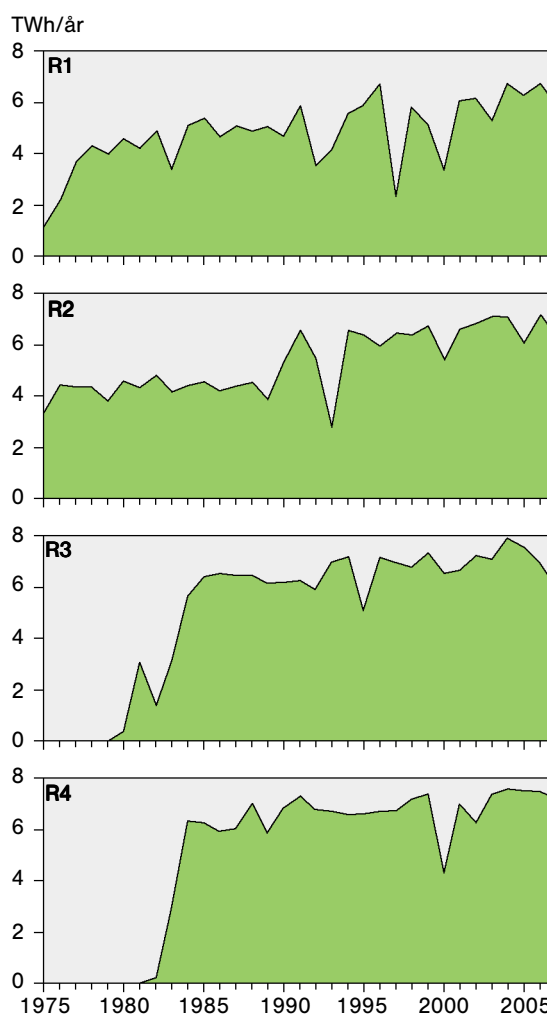
Kylvattnet påverkar fisksamhället främst i två led, dels genom att organismer som följer med kylvattnet in genom anläggningen skadas och dels genom att omgivande kustområde påverkas av värme från det utgående vattnet. Effekter på fisk kan därför följas dels som förluster av ägg och yngel i kylvattensystemet, dels som effekter på fiskbeståndens utveckling i närområdet. Kustområdet vid Ringhals kärnkraftverk har en god vattenomsättning, vilket medför att det utgående kylvattnet snabbt blandas med omgivande, kallare havsvatten. Den snabba blandningen av vattnet, tillsammans med skiftande strömmar, bidrar till att det till ytan sett är relativt små områden som kontinuerligt har förhöjda vattentemperaturer (Liungman m fl 2002). Den goda vattenomsättningen gör däremot också att förhållandevis många organismer transporteras in i området, där de riskerar att påverkas, framför allt genom att sugas in i intaget till kylvattensystemet.

Det fortlöpande kontrollprogrammet redovisas i årliga rapporter. Ungefär vart femte år görs dessutom en större utvärdering. I föreliggande rapport sammanfattas resultaten från kontrollprogrammet i ett längre tidsperspektiv. Tidigare utgivna femårsutvärderingar har redovisats av Thörnqvist m fl (1998), samt av Fagerholm och Andersson (2005). En sammanställning av Grimås m fl (1988) omfattar perioden från dess att kraftverket togs i drift till och med 1986.

I det redovisade kontrollprogrammet ingår endast effekter av kylvattenanvändningen. Den del som rör utsläpp av radioaktiva ämnen rapporteras årligen av Ringhals AB till Strålsäkerhetsmyndigheten.

Kärnkraftverkets drift och miljöpåverkan

Kärnkraftverket har fyra reaktorer vilka togs i bruk år 1975, 1976, 1981 och 1983. Den totala produktiviteten har därtill varit ökande även under den tid som alla reaktorer har varit i drift (figur 2). Ökningen beror på att antalet stopp i driften, till följd av revisioner och störningar, har minskat. Produktionen år 2006 var den näst högsta i



Figur 2. Den årliga bruttoproduktionen i TWh uppdelat per reaktor under åren 1975–2007.

Ringhals historia med en produktion av 27 TWh (Ringhals 2006). Kärnkraftverket påverkar omgivande havsområde framför allt genom att havsvatten används för att kyla kärnkraftverkets kondensorer.

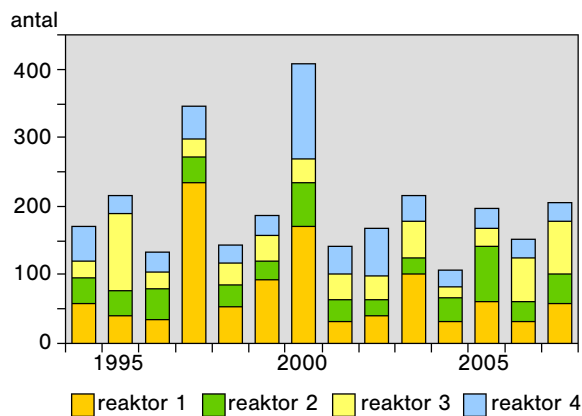
I Ringhalsverket pumpas kontinuerligt cirka 170 m³/s kylvatten från havet genom anläggningen om alla reaktorerna är i full drift (Ringhals 2006). Det genomsnittliga flödet per reaktor är 44 m³/s i reaktor 1, 35 m³/s i reaktor 2, samt 45 m³/s vardera i reaktor 3 respektive 4. Under passagen genom kraftverket höjs vattnets temperaturer med i genomsnitt 10,3 °C (Ringhals 2003). Efter sin användning leds det uppvärmda kylvattnet tillbaka ut i havet. Kylvattenflödets omfattning kan jämföras med flödet i det närliggande vattendraget Viskan, vars medelflöde är 34 m³/s (SMHI 1994).

Antalet dagar som olika reaktorer är avställda påverkar det totala flödet av kylvatten (figur 3). Uppvärmningen av det genomströmmande vattnet är dock konstant. En planerad avställning av reaktorerna sker under särskilda perioder varje år när en översyn, revision, av anläggningen genomförs. Under revisionen är reaktorerna avstängda ungefär 20–30 dagar, som regel genomförs den för en reaktor i taget under sommarmånaderna. Därtill sker vid behov större reparationer. Ett längre uppehåll skedde till exempel i reaktor 3 på hösten 2006, då en brand utbröt i en lokaltransformator och reaktorn stängdes ner i 26 dygn (Ringhals 2006).

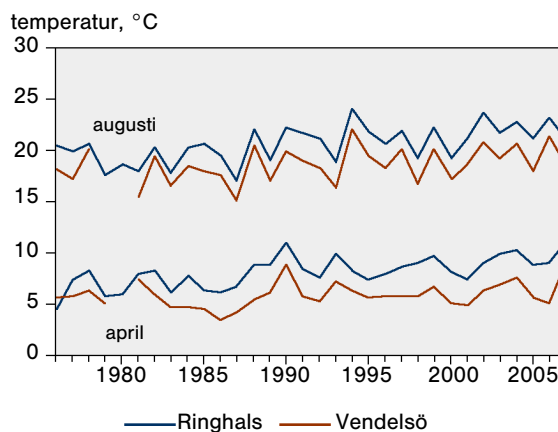
Vattentemperaturen i det omkringliggande havsområdet påverkas av mängden kylvatten som släpps ut. Temperaturen i kustvattnets ytvatten noteras i samband med provfisken i april och augusti, dels i utsläppsområdet och dels i ett referensområde vid Vendelsö.

Sedan mätningarna påbörjades år 1976 har temperaturen ökat signifikant vid både Ringhals och Vendelsö under augusti månad, och vid Ringhals även under april månad¹ (figur 4). Att temperaturen har ökat även i referensområdet vid Vendelsö överensstämmer med att man har observerat en generell uppvärmning av havsvattnet under denna tidsperiod (Fiskeriverket 2008). Temperaturökningen har

¹ Ringhals: linjär regression 1976–2007, $p < 0,001$ i april respektive augusti, Vendelsö: linjär regression 1976–2007, $p = 0,166$ i april och $p = 0,041$ i augusti.



Figur 3. Antalet avställningsdagar per reaktor vid Ringhals 1994–2007.



Figur 4. Ytvattnets medeltemperaturer har ökat vid Ringhals under den tid som kärnkraftverket har varit i drift. En ökning har även observerats i referensområdet vid Vendelsö, särskilt under augusti månad, men i mindre omfattning. Data är insamlade i samband med provfisken i april och augusti 1976–2007.

dock varit större i kärnkraftverkets påverkansområde.

Temperaturökningen i kustvattnet omkring Ringhals har tilltagit över tid, även under de år som samtliga reaktorer har varit i drift. Under perioden 1983–2007 har skillnaden i vattentemperatur mellan påverkansområdet vid Ringhals och referensområdet vid Vendelsö ökat signifikant under både augusti och april månad². Detta överensstämmer med att produktionen vid kraftverket har ökat, jfr figur 2.

² Linjär regression 1983–2007, $R^2 = 0,15$, $p = 0,05$ för april, $R^2 = 0,17$, $p = 0,04$ för augusti.

Det inkommande kylvattnet leds in till kraftverket via två kanaler, en för reaktor 1 och 2 och en annan för reaktor 3 och 4. Därefter passerar vattnet ett renshus där djur och växter silas bort. Mycket av det bortrensade materialet återförs till havet genom en avloppstub. Större delen av det renade kylvattnet används för att kyla ånga i kondensatorerna, medan en mindre del, det så kallade hjälpkylvattnet, används för att kyla ner viktiga säkerhets-system och andra interna kylsystem. Därefter förs vattnet vidare ut till havet via två 1,8 km långa bergtunnlar. Tidigare har Ringhalsverket använt stora mängder natriumhypoklorit under sommaren för att motverka påväxt på tunnelväggarna. Sedan 1990 i reaktor 1 och 2 och 2002 i reaktor 3 och 4 har man minskat kloreringen genom att enbart klorera hjälpkylvattnet (Ringhals 2006).

De två kanalerna med utgående kylvatten leder till ett grundområde. Kanalerna är riktade åt söder och går nästan parallellt med strandkanten. De börjar på 13 respektive 16 m djup, men i större delen av området kring kanalerna är vattendjupet 2–4 meter. Vid mynningen är kanalernas bredd omkring 20 meter. Vattnets utsläppshastighet är ca 1,4 m/s vid maximal användning (Liungman m fl 2002). Utblandningen av kylvattnet drivs främst av vattnets egen rörelseenergi upp till omkring 500–1000 meter från utsläppspunkten, och därefter av den naturliga vattenströmningen i området. Det varma vattnet sprider sig ofta som ett ytskikt men kan tidvis nå ner till cirka 10 meter. Ibland kan strömmar med opåverkat vatten strömma in under kylvattenplymen, särskilt i påverkansområdets sydliga delar (Grimås m fl 1988).

Området som påverkas av kylvattenutsläppen har i tidigare sammanhang indelats i tre zoner. Enligt denna indelning är själva utsläppsområdet ett relativt litet område med en tydlig temperaturförhöjning på mer än 5°C. Detta följs av blandningszonen, ett större område där temperaturen snabbt sjunker och varierar kraftigt, samt slutligen fjärrzonen med knappt mätbar temperatureffekt. Dessa begrepp har dock senare frångåtts och ersatts av begreppet ”påverkansområde”

vilket omfattar här både utsläppsområdet och blandningszonen. Påverkansområdet definieras idag som det område som vid normal drift har en övertemperatur på minst 1 °C (Grimås m fl 1988).

Effekter på fisk-samhället

Kylsystemet påverkar fiskesamhället genom två huvudsakliga mekanismer. Dels påverkas ägg, larver och vuxen fisk genom att de förs in i kylvattensystemet och där utsätts för en hög dödlighet. Fisk och andra organismer i omgivande havsvatten runt utsläppet påverkas därtill av en ökad lokal vattentemperatur, på grund av det uppvärmda kylvatten som släpps ut i kustområdet.

Kylvattenintaget

Vid intaget för kylvatten finns en silstation, som sorterar ut större organismer och andra föremål. Silningen sker i flera steg. Först silas vattnet genom grova galler och i ett sista steg genom en så kallad bandsil med 5 mm maskstorlek. I de grövre gallren fastnar till exempel större fisk och maneter. Detta material deponerades tidigare på land. Den totala mängden förlorad fisk under åren 1975–1979 skattades till 22 ton. Sedan 1986 pumpas det material som fastnar i gallren åter till havet för att minimera dödligheten i första hand bland de ekonomiskt viktiga arterna ål och äkta tunga, vilka till viss del förmodas tåla denna behandling (Grimås m fl 1988). Med det kylvatten som passerar genom bandsilarna in i kraftverket följer växt- och djurplankton, inklusive fiskägg och fisklarver. Dessa riskerar att skadas av de snabba temperatur- och tryckförändringarna samt av mekanisk påverkan.

Hur starkt olika arter påverkas varierar med artens känslighet och beståndets storlek. Om antalet individer som skadas i kylvattenintaget är stort i förhållande till den totala årliga produktionen av en art,

påverkas arten mer negativt. Risken för negativa effekter är även högre hos lokala, kustbundna arter än hos arter som har ett större utbredningsområde. Flertalet marina fiskar leker till havs, och deras ägg och larver transporteras in till uppväxtområden vid kusten med havsströmmarna. Under våren sker larvutveckling av många kommersiellt viktiga arter såsom torsk, och även av många kustnära arter, vilket ger ett särskilt behov av att övervaka denna period (Thörnqvist m fl 1998).

Man har i tidigare sammanhang bedömt risken för dödlighet i kylvattenintaget för de ägg, larver och små fiskyngel som passerar genom kraftverket (Grimås m fl 1988). Försöken visade att pelagiska ållarver (glasål) ofta överlevde passagen, medan dödligheten hos övriga arter var mycket hög. Under perioder då kylvattnet klorerades ökar dödligheten hos de passerande organismerna. Därtill kan en avsevärd mängd filtrerande djur etableras i kylvattentunnlarna, där de lever av att sila organiska partiklar samt levande organismer från kylvattenströmmen. Detta ökar dödligheten ytterligare bland de ägg och larver som passerar genom systemet. Dessa observationer har medfört att dödligheten hos unga livsstadier av fisk, förutom glasålen, bedöms vara total.

Påverkansområdet

Det utgående kylvattnet påverkar fiskbeståndens sammansättning främst genom den förhöjda temperaturen. En annan trolig möjlighet är att den ökade mängden partiklar och närsalter påverkar tillgången på föda lokalt.

Fiskar kan reagera på temperaturförhöjningen genom att antingen ansamlas till eller undvika det påverkade området. Detta beror på att fiskar är växelvarma och tenderar att söka sig till sådana vattenmassor som har en temperatur där deras tillväxt och reproduktionsförmåga är optimal. Beroende av vilka temperaturer de föredrar kan fiskarter grovt delas in i varmvattenarter respektive kallvattenarter (Neuman 1983). Varmvattenarter är framför allt aktiva vid högre vattentemperaturer, exempel på sådana arter är ål och skärsnultra samt även strandkrabba. Exempel på typiska kallvattenarter som förekommer i området är tånglake, rötsimpa, torsk och femtömmad skärlånga. Skillnaden i preferens hos olika arter påverkar det förväntade utfallet av provfisken under olika årstider. Generellt sett kan de flesta arter anlockas till området med kylvattenutsläpp under vinter och tidig vår, medan kallvattenarterna vanligen skyr de uppvärmda områdena under sommaren (Neuman 1988, Thörnqvist m fl 1998). Även bottenfauna och fastsittande vegetation kan påverkas av det utgående kylvattnet, vilket i sin tur kan leda till en förändrad tillgång på föda och skydd för fisken.

Aktuella undersökningar och metodik

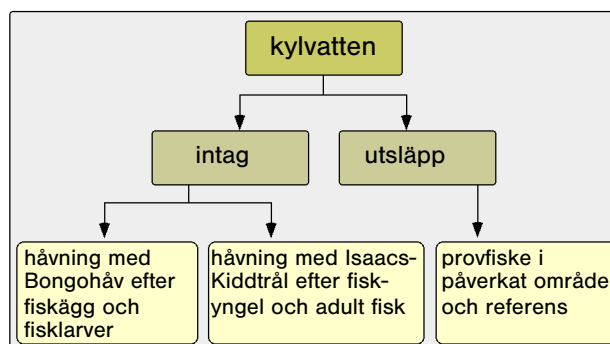
Effekter av kärnkraftverkets drift på det omgivande fisksamhället analyseras dels genom att kvantifiera förlusterna av fiskägg, larver och yngel i kylvattenintaget, dels genom att studera fisksamhället i omgivande kustvatten genom provfiske.

Direkta förluster i kylvattensystemet studeras genom provtagning i intagskanalerna för kylvatten. Undersökningarna utförs med Bongohäv för att skatta mängden ägg och larver samt med Isaacs-Kidd träl för att skatta mängden yngel.

Förekomsten av fisk i påverkansområdet för kylvattenutsläppet övervakas genom provfiske med smärssjor. Resultaten jämförs med motsvarande fisken i ett referensområde vid Vendelsö norr om kraftverket (figur 1). Vendelsöfjorden är inte direkt påverkat av kraftverkets värmeutsläpp eller annan lokal miljöpåverkan.

Förluster vid intaget av kylvatten

Årliga kontroller av indriften av ägg, larver och fisk utförs sedan 1979 vid kylvattenintaget till Ringhals reaktor 1 och 2. Under de första åren av kraftverkets drift utfördes mer omfattande undersökningar av förlusterna i kylvattenintaget under samtliga årstider. Senare har kontrollen fokuserats på perioden från januari till april, vilket sammanfaller med den tid när de huvudsakliga förlusterna av såväl ekologiskt som ekonomiskt viktiga arter noteras (Grimås m fl 1988). Provtagning enligt den nuvarande utformningen har pågått sedan 1981 (Andersson 1985) och är främst ägnad att övervaka förekomsten av pelagiska ållarver (glasål), ägg och unga



Figur 5. Översikt över hur kylvattenhanteringen vid kärnkraftverket påverkar omgivande fisksamhällen, samt de undersökningar som utförs för att övervaka påverkan.

larver av torsk och plattfisk samt större larver och yngel av sill. De stationära kustlevande arterna rötsimpa och tejstefisk återfinns också regelbundet i provtagningen, medan sommarlekande arter inte övervakas. En naturlig följd av att begränsa undersökningsperioden till en del av året är att de redovisade resultaten underskattar de totala årsförlusterna, framför allt av de arter som förekommer under andra delar av året.

Provtagning av fiskägg och små fisklarver

Provtagning av mängden mindre larver och fiskägg i kylvattnet utförs genom hävning i den kanal som leder kylvattnet till reaktor 1 och 2. Provtagningen sker strax efter det att vattnet har passerat en fyra meter djup skumbalk, som blandar om vattnet i stort sett totalt ner till cirka tio meter. Häven som används är en Bongohäv med en maskvidd på 500 µm. I häven fästes en varvräknare, varvid man kan räkna ut vattenflödet under tiden för hävningen.

Provtagningen utförs dagtid två gånger per vecka under januari till och med april. Vid varje tillfälle är häven ute 10–15 minuter (Andersson 1985). Ägg och larver artbestäms i möjligaste mån. Som regel kan larver artbestämmas medan artbestämningen av ägg är mer osäker. I viss mån kan äggen artbestämmas på basen av sin storlek och vissa andra karaktärer, men när detta inte är möjligt mäts äggen och storleksklassificeras. Vid analysen beräknas tätheten av ägg och larver baserat på information från flödesmätaren, för att motsvara antal individer per 100 m³ vatten.

Provtagning av fiskyngel och större fisklarver

Provtagning av större larver och yngel utförs med en modifierad Isaacs-Kidd träl som har en maskvidd på 1,5 mm. Trålen sätts på samma plats som vid provtagning av små larver och fiskägg, men provtagningen sker nattetid och under perioden februari till och med april. Vid varje provtagningstillfälle är trålen ute 10–15 timmar, i regel under två nätter varje vecka. Provtagningen har ursprungligen utformats för kontroll av glasål och larver av höstlekande sill, men ett stort antal arter förekommer i fångsterna (Andersson 1980). Alla fångade fiskar artbestäms, mäts och vägs. För perioder med nedsatt drift räknas fångsten upp direkt proportionellt för att motsvara beräknad fångst vid full drift, eftersom variationer i kraftverkets drift påverkar flödet och därmed fångsten i intagskanalen.

Påverkan på omgivande kustområde

Beståndsutvecklingen hos fisk i omgivande kustområde studeras genom provfiske med småryssjor enligt standardiserad metodik. Fisket sker på sex stationer i påverkansområdet i Ringhals och på sex stationer vid referensområdet Vendelsö. Provfiske med ryssjor i området utanför kraftverket påbörjades 1974 och i referensområdet vid Vendelsö 1976. Fisket utfördes till en början under hela året. Sedan år 1983 har fisket begränsats till en period i april, för att i första hand övervaka utvecklingen hos kallvattenarter, och en period i augusti, för att i första hand övervaka varmvattenarter (Neuman 1988).

På varje station och vid varje fiske-tillfälle sätts två ryssjor kopplade strut till arm. Ryssjorna sätts vinkelrät ut ifrån land, med ledarmen närmast land och med andra ryssjans fiskhus ytterst. Vid medelvattenstånd är det fiskade djupet i genomsnitt 2 m vid den inre armen och 5 m vid den yttersta delen. Vid varje fiske noteras fångstens antal och vikt per art, och sedan år 1988 noteras längden på all fisk. Längden har noterats med 2,5 cm intervall under perioden 1988–2001 och med 1 cm intervall från år 2002 och framåt. Därtill noteras vattnets temperatur, siktdjup, salthalt och förekomst av yttre sjukdomstecken hos fångsten. En mer utförlig beskrivning av metodiken finns i Thoresson (1992).

lokaler	<ul style="list-style-type: none"> • Ringhals – påverkansområde • Vendelsö – referensområde
fiskeperioder	<ul style="list-style-type: none"> • april – riktat mot kallvattenarter • augusti – riktat mot varmvattenarter
utförande	<ul style="list-style-type: none"> • sex stationer på varje lokal • två ryssjor på varje station, kopplade strut till arm • nio vittjningar om 1 natts fiske per station
fångst	<ul style="list-style-type: none"> • alla fiskar och större kräftdjur artbestäms och mäts • varje art vägs

Figur 6. Översikt över fisket med ryssjor.

Fram till 1997 fiskades varje station under en period om tolv dygn. Den totala fiskeinsatsen var då 144 ryssjedygn per område och provfiskeperiod. Från och med 1998 reducerades fiskeansträngningen till nio dygn per provfiskeperiod, det vill säga 108 ryssjedygn per område och provfiskeperiod. Utvecklingen av de olika arterna över tid följs genom att beräkna antal per ryssja och natt i medeltal för varje art för respektive provtagningsperiod och område.

Skadeberäkningar och statistiska metoder

Provtagning av fiskägg och larver med Bongohäv

För att beräkna den totala förlusten av fiskägg och larver under en provtagningsperiod har först ett totalt medelvärde för tätheten vid samtliga tillfällen inom perioden beräknats, angivet som antal per 100 m³ vatten. Detta värde räknades sedan upp till total förekomst i det totala flödet i båda intagskanalerna under samma period, det vill säga från januari till april för samtliga fyra reaktorer. Provtagning under dagtid förutsattes vara representativ för förekomsten under hela dygnet.

Provtagning av yngel och större larver med Isaacs-Kiddtrål

Beräkningarna av den totala förlusten av yngel och större larver under en provtagningsperiod baserar sig på ett antagande att Isaacs-Kiddträlen effektivt provtar 5% av det ingående vattnet till reaktor 1 och 2. Det observerade värdet har räknats upp till en total indrift under varje enskild natt och ett medelvärde har sedan bildats för hela provtagningsperioden. Detta medelvärde har sedan multiplicerats med antalet nätter under hela provtagningsperioden. Det erhållna värdet har sedan multiplicerats med 2, för att även täcka in den skada som uppkommer i intaget till Ringhals 3 och 4. Observera att denna skadeberäkning endast avser den skada som uppkommer nattetid.

Provtagning i omgivande vatten med ryssjefiske

Resultatet från provfisken med ryssjor har kvantifierats som antal per art per ryssja och natt respektive vikt per art per ryssja och natt. Resultaten har analyserats genom beräkningar av

- 1) förändringar i artantal av fisk
- 2) förändringar i biologisk mångfald
- 3) förändringar i fångstens sammansättning som helhet
- 4) utvecklingen hos sådana arter som är av särskilt ekonomiskt eller ekologiskt intresse.

Artantal har kvantifierats som ett medelvärde för antal arter av fisk per ryssjestation och år. Beräkningen inkluderar samtliga fiskarter som förekommit i provtagningen, så att även mer sparsamt förekommande arter ingår.

Biologisk mångfald har beskrivits genom Shannon-Wieners diversitetsindex, som återspeglar dels antalet arter i fångsten, dels hur vanliga de olika arterna är i förhållande till varandra. Ett högre värde på Shannon-Wieners diversitetsindex anger ett högt antal arter och en jämn fördelning mellan olika arter. Ett lägre index indikerar i stället att arterna förekommer ojämnt, så att en art är påtagligt mer dominerande än övriga arter, eller att antalet arter överlag är lågt. Beräkningar av Shannon-Wieners diversitetsindex har gjorts på fångstens artsammansättning per område och år för de vanligaste arterna av både fisk och kräftdjur. Arter som förekommit i mindre än 5% av det totala materialet per område och år, och arter som inte varit primära målarter för redskapet har inte ingått. De arter som har inkluderats är art nr 1–15, 17–27, och 51–52 i tabell 3.

Förändringar i fisksamhällets artsammansättning som helhet har studerats genom MDS-analys (*non metric multidimensional scaling*, PRIMER 6.0, Clarke och Warwick 2001). Denna typ av analys gör det möjligt att beakta utvecklingen hos flera arter samtidigt. I analysen relateras olika provtagningspunkter till varandra genom ett likhetsindex. Här användes Bray-Curtis index, som beaktar dels vilka arter som förekommer i fångsten, dels hur vanliga de är. Likheten mellan

provtagningpunkter åskådliggörs sedan i en graf, så att provtagningpunkter som är mest lika varandra att ligga nära varandra medan punkter som är mer olika varandra ligger på ett större avstånd från varandra. Representationen av likheter är flerdimensionell, men projiceras på två axlar. För att illustrera hur bra visualiseringen fungerar anges ett 2D stress värde. Generellt anger stressvärden under 0,15 att sambandet mellan punkter kan åskådliggöras tillfredsställande i två dimensioner. Analysen har baserats på information om antal av varje art per ryssja och natt i medeltal per område och år, angivet som log-transformerade värden. Arter som förekommit i mindre än 5% av det totala materialet per område och år, och arter som inte varit primära målarter för redskapet har inte ingått. De arter som har inkluderats är art nr 1–15, 17–27, och 51–52 enligt tabell 3. Analysen har i ett första steg utförts dels på hela materialet för att illustrera storskaliga skillnader mellan områden och fisketillfällen. För att närmare studera utvecklingen över tid har därefter separata analyser utförts för varje område och fisketillfälle. En kompletterande BIOENV-analys inom PRIMER 6.0 har använts för att identifiera vilka arter som främst bidrar till de observerade skillnaderna.

Vid analysen av utvecklingen för de vanligast förekommande arterna har även fisken från ett område vid Bua söder om Ringhals inkluderats, för att få en bättre bild av eventuella generella förändringar.

Eventuella förändringar i förekomsten över tid har studerats för perioden 1985–2006, för att representera perioden efter det att kärnkraftverket tagits i drift i sin nuvarande etablering. Förändringar av vikt respektive antal har studerats för arterna skrubbskädda, gulål, torsk, tånglake, femtömmad skärlånga, rötsimpa, skärsnultra, oxsimpa och stensnultra, samt strandkrabba.

Programvara och transformeringar

De statistiska analyserna är utförda i MS Excel (Korrelationer, Linjära regressioner och T-Test), SPSS (Linjära regressioner och Ancova), samt i PRIMER (MDS och BIOENV analys).

Resultat som anges är baserade på otransformerade värden, om ingenting annat anges. Beräkningar har utförts parallellt på basen av log-transformerade värden i de fall när det funnits tecken på stora skillnader i variansen kring medelvärdet mellan de dataserier som jämförts. Om transformeringen inte påverkat utfallet av analysen redovisas resultaten för otransformerade värden.

Normaliserade dataserier har använts när målsättningen har varit att jämföra förändringar över tid i dataserier som representeras med olika enhet. Normaliseringen har utförts genom att centrera seriens medelvärde kring noll, så att varje datapunkt reduceras med seriens totala medelvärde, och därefter dividera datapunktens värde med seriens standardavvikelse (Quinn & Keough 2002).

Resultat

Effekter på fiskägg och små fisklarver

De arter som särskilt redovisas här är sådana arter som förekommer i större antal och/eller är av större ekologisk och ekonomisk betydelse. De viktigaste målarterna är torsk och plattfiskar, vilka är både ekonomiskt och ekologiskt viktiga i området. Tejstefisk och rötsimpa är av särskilt intresse eftersom de representerar kustbundna och lokalt förekommande arter.

Ett antal övriga arter förekommer regelbundet i provtagningen, men inte lika rikligt som de ovan nämnda arterna. Förekomsten av dessa arter presenteras översiktligt i tabell 1, men beskrivs inte mer ingående i detta sammanhang. Exempel på arter som fångas relativt ofta är tobis, sill och oxsimpa. Det finns även några arter som genom åren förekommit regelbundet i provtagningen, men som är förhållandevis okända för den stora allmänheten. Exempel på sådana arter är tångsnärta, spetsstjärtat längebarn och ringbukar.

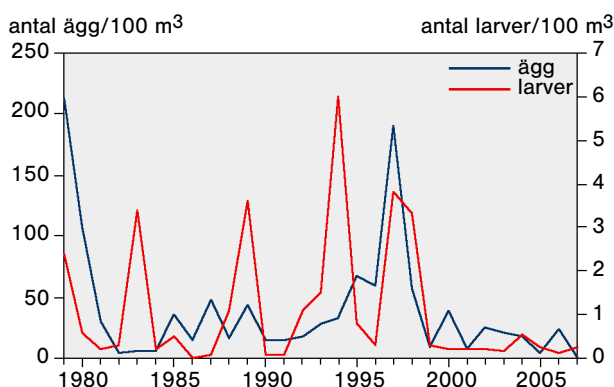
Ägg och larver av torsk

Förekomsten av torskägg och torsk-larver i kylvattenintaget visar en stor variation mellan olika år (figur 7). Överlag finns ingen signifikant förändring över hela den studerade tidsperioden. En påtaglig utveckling är dock att starkare årsklasser helt saknas i materialet för de senaste åtta åren, och att förekomsten av både larver och ägg under denna tid har varit konstant låg.

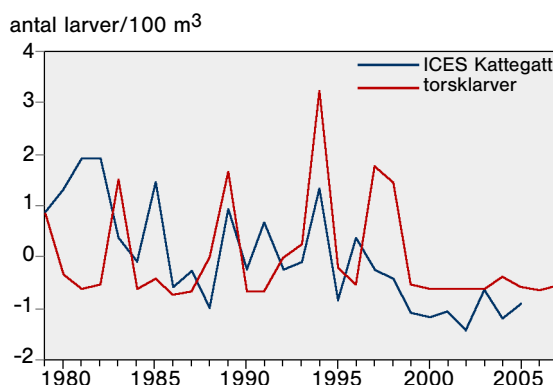
För att se hur förekomsten av torsk-larver i kylvattenintaget har utvecklats i relation till situationen i omgivande vatten kan data jämföras med statistik från Internationella havsforskningsrådet (ICES). Data som har använts är förekomsten av ettårig torsk enligt tråldrag i Kattegatt (ICES 2007, figur 8). De två dataserierna har en låg likhet under början av den jämförda tidsperioden (från år

1979–1991). Dataserierna korrelerar starkt med varandra under senare år och har en hög signifikans från år 1992³.

Den totala förlusten av torskägg och torsk-larver under provtagningsperioden januari till och med april antas motsvara den totala årsförlusten, eftersom tidpunkten



Figur 7. Förekomsten av torskägg och torsk-larver i kylvattenintaget till reaktor 1 och 2 enligt provtagningen med Bongohåv under åren 1979–2007. Värden är angivna som medelantal per 100 m³.



Figur 8. Jämförelse mellan utvecklingen för torsk-larver i kylvattenintaget enligt figur 5 och utvecklingen för av ettårig torsk i Kattegatt under 1979–2005, enligt data från Internationella Havsforskningsrådet (ICES). Data från ICES anges med ett års förskjutning bakåt för att underlätta en jämförelse av årsklassindex. Redovisade värden är normaliserade för att möjliggöra en jämförelse på samma skala.

³ Pearsons korrelationskoefficient år 1979–1991: $r=0,07$, $p=0,82$, år 1992–2005: $r=0,75$, $p=0,002$. Data för ettårig torsk har applicerats med ett års förskjutning bakåt för att representera födelseår.

Tabell 1. Arter fångade vid provtagning av fisklarver med Bongohäv under åren 1981 till och med 2007. För varje art anges det totala antalet individer under respektive femårsperiod. Provtagning har ägt rum under januari till och med april varje år. Arterna är sorterade enligt hur vanligt förekommande de varit i provtagningen.

art	latinskt namn	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2007
röisimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	875	830	1349	1091	1304	420
skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	152	840	1191	374	227	76
tejestefisk	<i>Pholis gunnellus</i>	722	337	366	761	221	15
obestämd plattfisk	<i>Pleuronectes</i> sp.		389	758	752	9	
tobis*	<i>Ammodytes</i> sp.	98	245	843	267	301	11
torsk	<i>Gadus morhua</i>	101	249	556	493	85	30
sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	10	171	222	253	293	49
rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	54	38	37	358	36	72
sill	<i>Clupea harengus</i>	11	56	72	61	185	119
ringbuk*	<i>Liparis</i> sp.	43	118	207	26	38	15
obestämd fiskart	<i>Osteichthyes</i> sp.		362	1	7	11	
oxsimpa	<i>Taurulus bubalis</i>	8	171	39	65	13	10
skäggsimpa	<i>Agonus cataphractus</i>	12	49	65	77	36	11
havstobis	<i>Ammodytes marinus</i>					114	65
tångsnärta	<i>Chirolophis ascanii</i>	33	15	16	60	16	5
skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	17	39			2	53
spetsstjärtat långebarn	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	25	17	18	24	21	5
lerskädda	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	6	2	61		2	7
klarbul	<i>Aphia minuta</i>					2	11
fyrötömmad skärlånga	<i>Rhinonemus cimbricus</i>	1		3	1		
femtömmad skärlånga	<i>Ciliata mustela</i>			4			
mindre havsnål	<i>Nerophis ophidion</i>			2		2	1
gräsej	<i>Pollachius virens</i>					2	
havskatt	<i>Anarhichas lupus</i>		2				
sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>				1	1	
gulål	<i>Anguilla anguilla</i>					1	
mindre kantnål	<i>Syngnathus rostellatus</i>						1
skärlånga*	<i>Gaidropsarini</i>			1			
större kantnål	<i>Syngnathus acus</i> L.					1	
viting	<i>Merlangius merlangus</i>					1	
totalt antal		2168	3930	5811	4664	2918	987
antal arter		16	18	20	16	24	20

*samlingsnamn

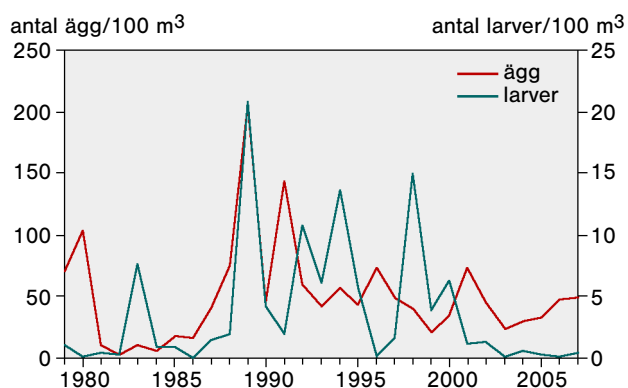
för provtagning överensstämmer med lekperioden för torsk. Under åren 2002–2007 beräknas förlusten i kylvattnet till 2,3–9,4 miljoner torsklarver per år och till 10–442 miljoner torskäggs per år. Baserat på antagandet att en lekmogen hona producerar 0,5 miljoner ägg per kilo hona skulle förlusten av ägg motsvara mängden ägg från 21–884 kg lekande honor (Thörnqvist m fl 1996).

Ägg och larver av plattfisk

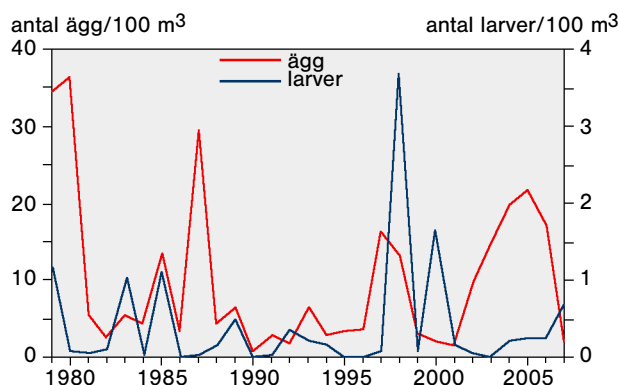
Mängden plattfisklarver i kylvattenintaget var konstant låg under 2000-talet, till skillnad från 1990-talet, då det regelbundet förekom år med relativt mycket larver (figur 9). Nivån under 2000-talet avviker dock inte signifikant från nivån på 1980-talet⁴. För ägg kan inte någon signifikant skillnad mellan årtionden urskiljas.

Resultaten redovisas sammanslagna för alla plattfiskarter, förutom rödspätta, eftersom äggen ofta är svåra att bestämma till art. Det här gäller framför allt skrubbskädda och sandskädda, vilka har små ägg med storleksintervall som överlappar. Rödspättan kan artbestämmas mera säkert redan på äggstadiet, eftersom rödspättans ägg är betydligt större än äggen hos de övriga plattfiskarterna.

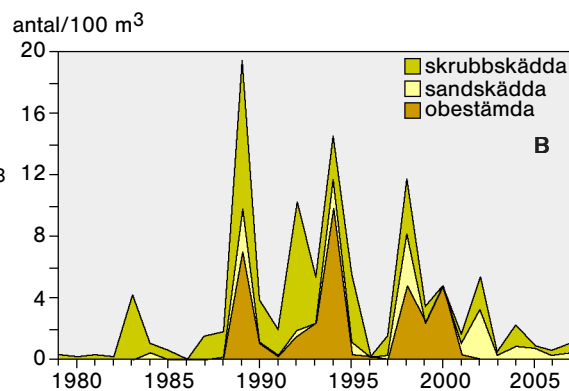
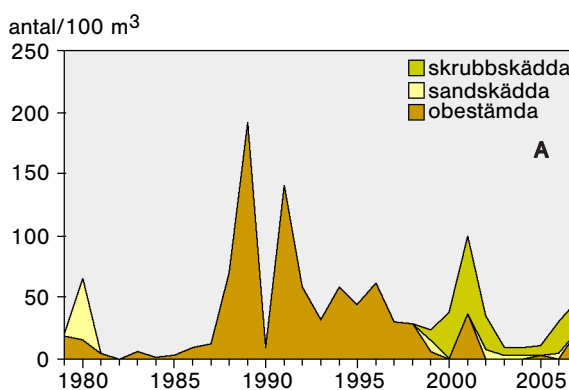
Förekomsten av ägg av rödspätta visar under 2000-talet en kraftig uppgång med en topp år 2005. Sedan dess har dock antalet minskat kraftigt. Antalet larver har under 2000-talet legat på en relativt



Figur 9. Förekomsten av plattfisks ägg och larver i kylvattenintaget, enligt provtagning med Bongohäv.



Figur 10. Förekomsten av ägg och larver av rödspätta i kylvattenintaget till reaktor 1 och 2 enligt provtagningen med Bongohäv under åren 1979–2007. Värden är angivna som medelantal per 100 m³. Observera att det är olika skalor på y-axeln.



Figur 11. Artsammansättning hos a) ägg och b) larver av skrubbskädda, sandskädda och obestämda plattfiskarter i kylvattenintaget under åren 1979–2007 enligt provtagning med Bongohäv. Värden är angivna som medelantal per 100 m³. Observera att det är olika skalor på y-axeln i de båda figurerna

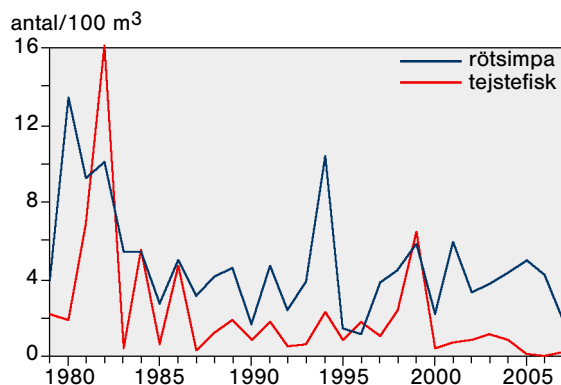
⁴ Dubbelsidigt heteroscedastiskt T-test för perioden 2000–2007 jämfört med 1990–1997: $p=0,12$, jämfört med perioden 1980–1987: $p=0,25$.

konstant låg nivå med en liten uppgång från 2003 till 2007. En längre period med genomgående låga tätheter inföll under åren 1986–1997 (figur 10).

Hos gruppen övriga plattfiskar har sammansättningen av arter varierat mycket mellan olika år (figur 11). Under åren 2002–2007 representerades äggen av 69% skrubbskädda och 13% sandskädda, medan andelen obestämda plattfiskägg var 17% (dessa bestod sannolikt framför allt av obestämda skrubbskädda och sandskädda). Larverna representerades under samma tidsperiod av 44% skrubbskädda, 55% sandskädda och 0,1% obestämda plattfisklarver.

Tejstefisk och rötsimpa

Antalet av både tejstefisk och rötsimpa har minskat under den studerade tidsperioden⁵. Den främsta minskningen ägde rum under de år kärnkraftverket byggdes ut till sin nuvarande omfattning. Efter 1984 har antal rötsimpor legat på en konstant lägre nivå. Hos tejstefisk har en fortsatt minskning ägt rum. Arten visade en tillfällig uppgång 1999, men de tre senaste åren i den studerade tidsperioden har de lägsta nivåerna sedan provtagningsens början (figur 12).

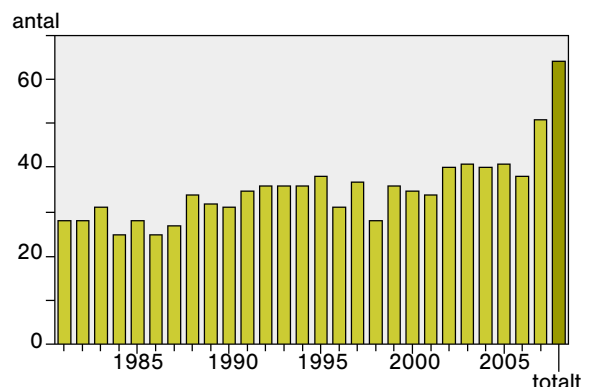


Figur 12. Förekomsten av larver av tejstefisk och rötsimpa i kylvattenintaget till reaktor 1 och 2 under åren 1979–2007 enligt provtagningen med Bongohäv. Värden angivna som medelantal per 100 m³.

Effekter på fiskyngel och större fisklarver

Trålning med Isaacs-Kidd trål i intagskanalen ger en fångst av flera olika arter (tabell 2). Den fisk som fångas varierar i utvecklingsgrad så att både fiskyngel, större fisklarver och en del vuxna fiskar är representerade. Sedan provtagningen i sitt nuvarande utförande påbörjades år 1981 har sammanlagt 64 olika arter identifierats fram till och med 2007. Antalet arter som identifierats per år har ökat kontinuerligt och under 2007 års provtagning identifierades 51 olika arter, vilket är det högsta antalet hittills (figur 13).

Den art som förekommit i högst antal vid provtagningarna är sill, och därefter följer klarbult och larver av ål (glasål). Vanligt förekommande arter är även storspigg, tobis, sandstubb och rödspätta. Exempel på arter som har observerats enbart vid enstaka tillfällen är prästfisk, rödtunga och spetsstjärtat långebarn. Utvecklingen hos glasål, sill, tobis, klarbult och storspigg presenteras här i närmare detalj, då de representerar de fem vanligaste förekommande arterna i provtagningen genom åren.



Figur 13. Antalet identifierade arter per år vid provtagning med Isaacs-Kidd yngeltrål i intaget för kylvatten under perioden 1981–2007. Den högra stapeln anger det totala antalet arter under hela tidsperioden.

⁵ Linjär regression $R^2=0,32$, $p=0,001$ för tejstefisk, $R^2=0,12$, $p=0,06$ för rötsimpa under perioden 1979–2007; $R^2=0,27$, $p=0,008$ för tejstefisk, $R^2\leq 0,00$, $p=0,90$ för rötsimpa under perioden 1984–2007 (analyser gjorda på log-transformerade värden).

Tabell 2. Lista över arter som identifierats vid provtagning av yngel med Isaacs-Kidd yngeltrål i det inkommande kylvattnet. Antalet individer per art anges som det totala antalet individer som påträffats inom varje tidsintervall.

art	latinskt namn	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2007
sill	<i>Clupea harengus</i>	58481	226175	484918	548347	373797	58484
klarbult	<i>Aphia minuta</i>	4022	52317	342046	106661	72246	69179
glasål*	<i>Anguilla anguilla</i>	51676	8654	30080	14825	8753	2905
storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	36230	19363	5886	2211	2269	1078
tobis**	Ammodytidae	3907	7582	20977	9335	9364	2068
sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	4318	4085	15048	7497	9945	2592
rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	15	31	63	73	3846	9586
rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	29	98	151	360	12090	355
mindre kantnål	<i>Syngnathus rostellatus</i>	219	454	883	739	1246	1090
skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	1532	1460	520	110	198	286
tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	1069	535	717	473	516	147
skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	244	113	445	816	1011	407
gulål*	<i>Anguilla anguilla</i>	1677	809	89	80	272	42
havskatt	<i>Anarchichas lupus</i>	158	289	142	369	154	104
tejstefisk	<i>Pholis gunellus</i>	42	46	105	728	121	59
torsk	<i>Gadus morhua</i>	11	6	23	115	849	59
småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	381	139	96	79	25	192
sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>	81	308	141	203	104	27
sjustrålig smörbult	<i>Gobiusculus flavescens</i>	53	213	194	64	296	36
laxsill	<i>Maurolicus mülleri</i>	348	27	86	58	152	17
skäggsimpa	<i>Agonus cataphractus</i>	30	22	24	16	91	289
femtömmad skärlånga	<i>Ciliata mustela</i>	18	26	172	110	53	10
svart smörbult	<i>Gobius niger</i>	10	36	71	52	118	54
större kantnål	<i>Syngnathus acus</i> L.	2	30	70	118	61	15
tångspigg	<i>Spinachia spinachia</i>	52	104	54	25	46	12
tångsnälla	<i>Syngnathus typhle</i>	4	4	3	11	162	95
stensnultra	<i>Ctenolabris rupestris</i>	5	9	46	32	101	35
sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	28	70	79	23	19	8
havsnål**	Syngnathidae***		2	4		29	119
skärnsultra	<i>Crenilabrus melops</i>	1	11	32	23	57	11
vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	2	84	16	5	11	
nors	<i>Osmerus eperlanus</i>	47	7	23	4	5	18

Tabell 2. Forts.

art	latinskt namn	1981–1985	1986–1990	1991–1995	1996–2000	2001–2005	2006–2007
äkta tunga	<i>Solea vulgaris</i>	5	26	43	9	11	9
berg tunga	<i>Microstomus kitt</i>		6	53	15	10	
havsnjonöga	<i>Petromyzon marinus</i>	7	4	18	5	1	
flodnejonöga	<i>Lampetra fluviatilis</i>					14	15
tobiskung	<i>Ayperoplus lanceolatus</i>					24	
tångringbuk	<i>Liparis montagui</i>	4		5	2	3	3
lerskådada	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	5	2	1	6		
sjöcock	Callionymidae		2	7	2	22	2
bergs tubb	<i>Pomatoschistus pictus</i>					8	2
lax/öring	<i>Salmo sp.</i>			2	4	3	3
oxsimpa	<i>Taurulus bubalis</i>	2	1	2	2	1	1
bläckfisk**	Teuthida			3		2	
slätvar	<i>Scophthalmus rhombus</i>	1			2	1	1
tjockläppad mulle	<i>Chelon labrosus</i>						4
ringbuk	<i>Liparis liparis</i>				1		3
kummel	<i>Merluccius merluccius</i>	1			3		
havsabborre	<i>Dicentrarchus labrax</i>					2	
silverfisk	<i>Argentina sphyraena</i>						2
paddförs	<i>Raniceps raninus</i>		1	1			
gräsej	<i>Pollachius virens</i>			2			
fjärsing	<i>Trachinus draco</i>					1	
knot	<i>Eutrigla gurnardus</i>						1
prästfisk	<i>Atherina presbyter</i>						1
småvar	<i>Phrynorhombus norvegicus</i>					1	
spetsstjärtat långebarn	<i>Lumpenus lampretæformis</i>						1
tungevar	<i>Arnoglossus laterna</i>					1	
rödtunga	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>			1			
piggvar	<i>Psetta maxima</i>					1	
totalt antal		164713	323151	903342	693614	498112	149427
antal arter		37	39	44	43	48	45

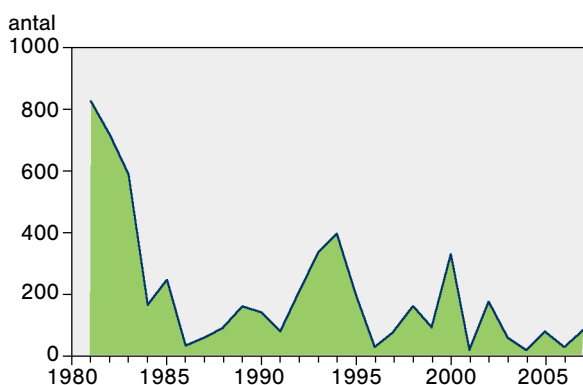
* äl uppdelat i två kategorier, guläl och glasäl.

** samlingsnamn

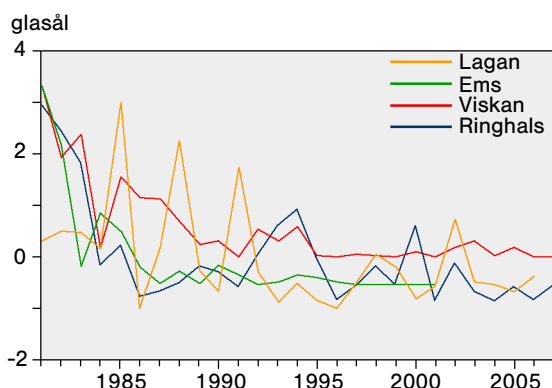
***arterna *Entelurus aeguoereus*, *Nerophis ophidion*, *Nerophis lumbriciformis*

Glasål

Provtagningen med Isaacs-Kidd yngeltrål är särskilt utformad för övervakning av bland annat glasål. Förekomsten av glasål i kylvattnet visar en signifikant nedåtgående trend sedan provtagningens början, dock inte under perioden efter 1984⁶. Under den studerade tidsperioden förekommer ett högt antal glasål framförallt under tre olika perioder (figur 14). Det högsta antalet glasålar noterades då provtagningen inleddes år 1981 och sedan dess har två mindre toppar förekommit år 1993–1994 och 2000. Efter år 2001 har antalet glasålar legat på en låg nivå.



Figur 14. Förekomsten av glasål enligt provtagning med yngeltrål i intagskanalen till Ringhals reaktor 1 och 2. Medelvärde per natt under våren för provtagningsperioden 1981–2007.



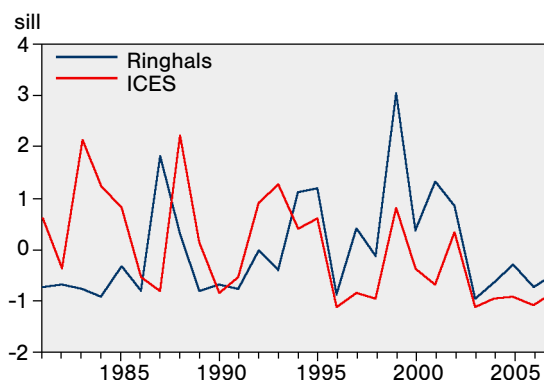
Figur 15. Förekomst av glasål i kylvattnet vid Ringhals i relation till förekomsten av glasål och unga gulålar i närliggande vattendrag (ICES 2008c). Data har insamlats med olika metodik i de olika områdena. Figuren visar normaliserade värden för att möjliggöra en jämförelse av trender, y-axeln är därför enhetslös.

Det totala flödet av glasål genom hela kraftverket har beräknats till mellan 110 000 och 620 000 individer per år för perioden 2002–2007.

För att relatera förekomsten av ål i kylvattenintaget till situationen i närliggande områden kan en jämförelse göras med data från andra insamlingar av ålyngel i närliggande områden (ICES 2008c). Det finns en tydlig korrelation mellan förekomsten av ålyngel i kylvattenintaget vid Ringhals och förekomsten vid Viskan och Ems, men inte vid Lagan (figur 15)⁷. Tillbakagången sedan 1980-talets början var dock mindre för serien från Ringhals än för övriga områden, som alla, till skillnad från Ringhals, representerar uppvandring i vattendrag.

Sill

Sillen är den talrikaste arten i provtagningen av yngel med Isaacs-Kidd yngeltrål (tabell 2). Arten representeras till övervägande del av larver av höstlekande sill, sannolikt med ursprung i lekomyråden i Nordsjön. Förekomsten av sill har varierat mycket mellan olika år, utan någon signifikant trend över den studerade tidsperioden som helhet (figur 16). Förekomsten av sillarver vid Ringhals var relativt liten

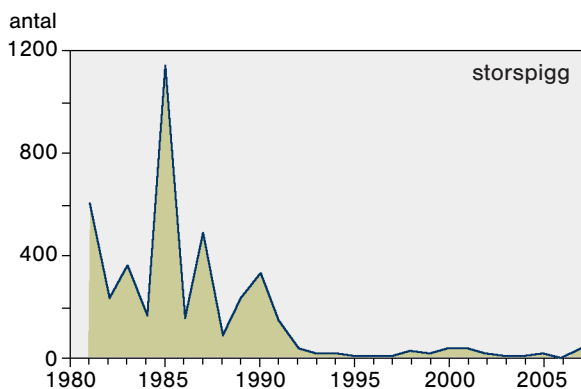
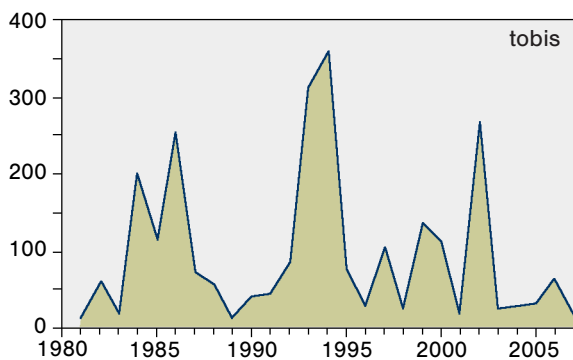
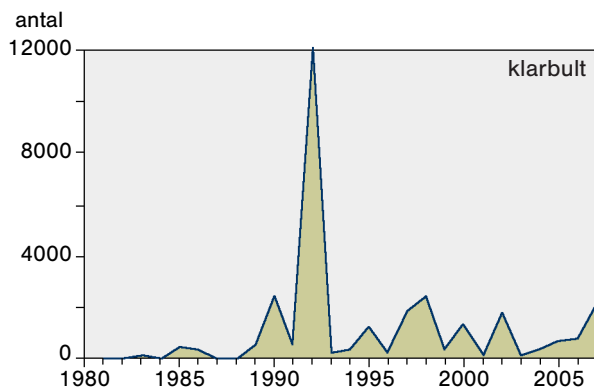


Figur 16. Förekomst av sillarver enligt provtagning med yngeltrål i intagskanalen till Ringhals reaktor 1 och 2. Medelvärde per natt under våren för provtagningsperioden 1981–2007. I grafen anges även utvecklingen hos nollårig höstlekande sill i Kattegatt/Skagerackområdet baserat på information från ICES (2008). Dessa data visas med ett års förskjutning framåt för att representera sillens fångstår. Figuren visar normaliserade värden för att möjliggöra en jämförelse av trender, y-axeln är därför enhetslös.

⁶ Linjär regression $R^2=0,27$, $p=0,006$ under perioden 1981–2007, $R^2=0,09$, $p=0,15$ under perioden 1984–2007, analys utförd på log-transformerade värden.

⁷ Pearsons korrelationskoefficient_{1981–2007} för Viskan $r=0,80$, $p<0,001$, för Lagan $r=0,18$, $p=0,37$ och för Ems $r=0,76$, $p<0,001$ (korrelation med Ems beräknad för perioden 1981–2002 eftersom data saknas från och med 2002).

under provtagningsens första år. Den första toppen inträffade år 1986 och därefter minskade förekomsten igen fram till 1990-talet. Med ett par undantag har förekomsten av sill legat på en hög nivå under 1990-talet. Sedan 2003 har förekomsten dock varit låg.



Figur 17. Förekomsten av a) klarbult, b) tobis och c) storspigg under våren enligt provtagning med Isaacs-Kidd yngeltrål i kylvattenkanalen till reaktor 1 och 2. Värden är angivna som medelantal/natt. Observera att skalan på y-axeln är olika för olika arter.

Vid provtagningen med Isaacs-Kiddtrål i Ringhals fångas larver av såväl höstlekande som vårlekande sill. I båda fallen är det fjolårets sill som fångas, medan vårlekande sill från samma år är så liten att den går igenom maskorna i trålen. Yngel från hösten och sill från våren kan särskiljas på basen av sin storlek. Den höstlekande sillen är mindre vid tidpunkten för provtagning och förekommer i en avsevärt större mängd i kylvattenkanalen än den vårlekande sillen.

Utvecklingen i intagskanalen har jämförts med förekomsten av larver av höstlekande nordsjösill i hela Skagerrak och Kattegatt enligt ICES (2008a). I början av provtagningsperioden förekommer det inget samband mellan de två dataserierna. Successivt ökar likheten så att det för åren 1997–2007 finns en tydligt signifikant korrelation⁸.

För perioden 2002–2007 har den årliga förlusten av höstlekande sillarver beräknats till som lägst 80 tusen per år, vilket är mycket lågt i jämförelse med tidigare år. Värdet för år 2003 var det lägsta som noterats sedan provtagningarna inleddes år 1981. Som högst beräknades den årliga förlusten under samma period till 20 miljoner individer.

Klarbult, tobis och storspigg

Tre andra allmänt förekommande arter i provtagningen var klarbult, tobis och storspigg (figur 17). Förekomsten av klarbult har legat på en relativt konstant nivå sedan provtagningsens början. En särskilt hög förekomst noterades år 1992. Förekomsten av tobis har uppvisat stora mellanårsvariationer och visar ingen signifikant trend. Det har förekommit några år med högre toppar och den högsta förekomsten noterades 1994. Den senaste höga förekomsten av tobis registrerades år 2002 och sedan dess har antalet legat på en relativt låg nivå. Storspigg var rikligt förekommande under provtagningsens första år, men har sedan visat en signifikant minskning⁹. Sedan 1992 har antalet legat på mycket låga nivåer.

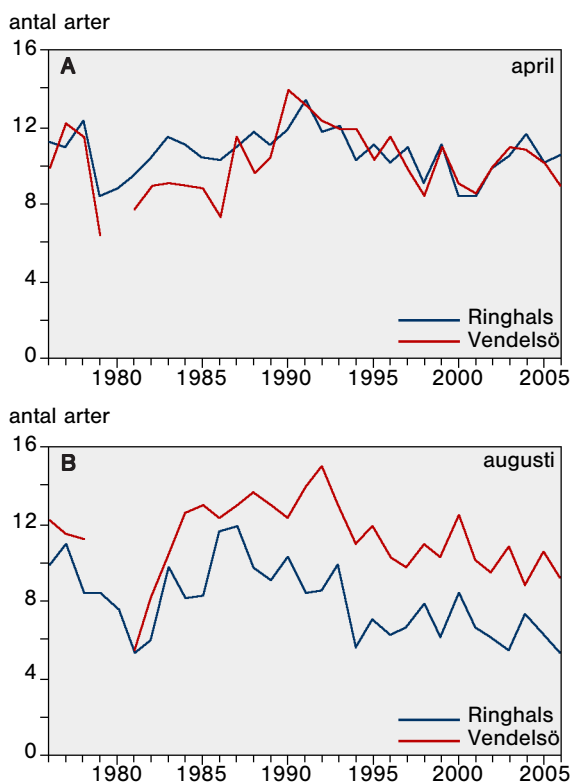
⁸ Korrelation under 1997–2006 mellan data från Ringhals och ICES provtrålningar: $r=0,87$, $p<0,001$.

⁹ Linjär regression 1981–2007 $R^2=0,34$, $p=0,002$.

Effekter på fisksamhället i omgivande kustområde

Antal arter

Vid fisket under augusti månad har antalet arter varit lägre i påverkansområdet än i referensområdet Vendelsö över hela den studerade tidsperioden¹⁰. Skillnaden är särskilt tydlig från och med början av 1980-talet, vilket sammanfaller med tidpunkten



Figur 18. Antal arter av fisk per station och fisketillfälle vid Ringhals och Vendelsö under a) april och b) augusti månads fisken med ryssjor.

för utökad kylvattenanvändning (figur 18). I april månad är antalet fiskarter i påverkansområdet likartat det i referensområdet¹¹.

Vid fisket under april månad var antalet arter som högst i början av 1990-talet. Artantalet har sedan sjunkit, men har varit oförändrat eller något ökande sedan år 2000. Sett över perioden 1981–2006, för vilken det finns enhetliga data för båda områdena, har det inte förekommit några signifikanta förändringar i artantal över tid i något av områdena¹².

Vid fisket under augusti månad har antalet arter per fisketillfälle varit på samma nivå sedan år 1994, men denna nivå är lägre än åren dessförinnan. Sett över perioden 1981–2006 har det skett en signifikant minskning i antalet arter som observerats vid Ringhals.

Biologisk mångfald enligt diversitetsindex

För april månad har diversiteten vid Ringhals minskat signifikant under den undersökta tidsperioden, medan diversiteten i referensområdet vid Vendelsö har varit oförändrad¹³. Minskningen beror framför allt på att dominansen av vissa arter ökat.

Under augusti månad har diversiteten varit lägre vid Ringhals än vid Vendelsö under hela den undersökta tidsperioden. Det finns en tendens till minskande diversitet över tid i båda områden. Minskningen återspeglar att antalet arter som observeras per år har minskat (figur 19).

I tabell 3 anges samtliga arter som noterats vid ryssjefisken vid Ringhals och/eller Vendelsö under hela tidsperioden 1975–2006, samt deras relativa andel av fångsten under femårsperioden 2002–2006. Bland kräftdjuren är framför allt strandkrabba vanlig. Det bör noteras att andelen kräftdjur är förhöjd vid Ringhals jämfört med i omgivande områden, sett till både andel per vikt och andel per antal (figur 20).

¹⁰ Variansanalys Ancova för perioden 1976–2006, med "år" som kovariat, skillnader mellan områdena i augusti; $F_{1,59}=42,57$, $p<0,01$.

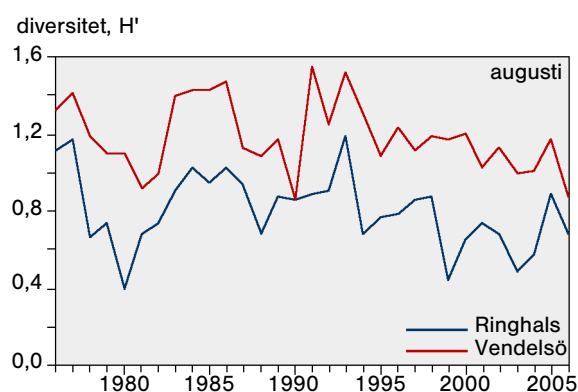
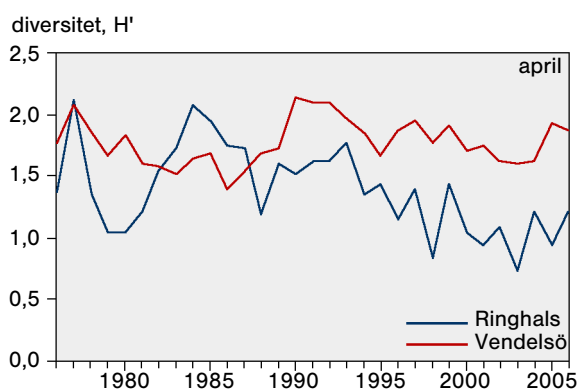
¹¹ Variansanalys Ancova för perioden 1976–2006, med "år" som kovariat, skillnader mellan områdena i april; $F_{1,59}=2,03$, $p=0,159$.

¹² Linjär regression_{1981–2006}, $R^2=0,06$, $p=0,22$ vid Ringhals i april, $R^2=0,02$, $p=0,47$ vid Vendelsö i april, $R^2=0,22$, $p=0,015$ vid Ringhals i augusti, $R^2=0,02$, $p=0,47$ vid Vendelsö i augusti.

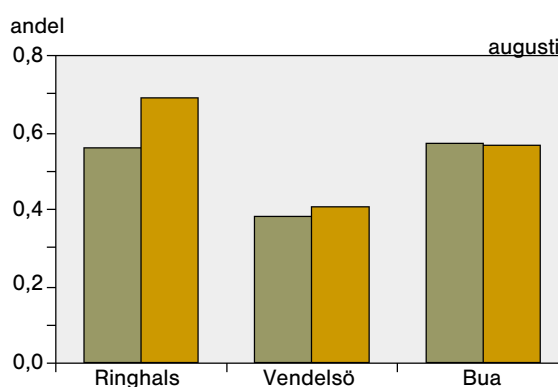
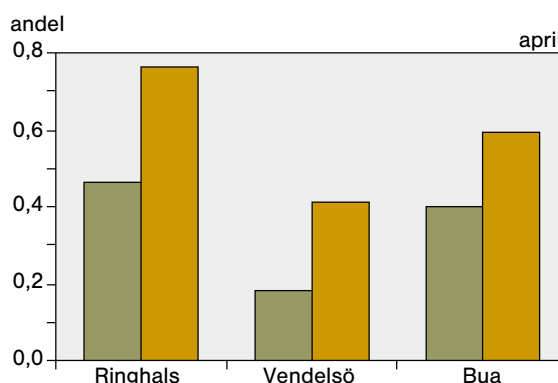
¹³ Linjär regression_{1979–2006}, $R^2=0,25$, $p<0,01$ vid Ringhals, $R^2=0,01$, $p=0,57$ vid Vendelsö.

Tabell 3. Arter som har noterats under ryssjefisket vid Ringhals och/eller vid Vendelsö. Värderna i kolumnerna anger hur vanlig arten varit i fångsten under åren 2002–2006, beräknat som procent av den totala biomassan. Beräkningen har gjorts separat för fiskar och kräftdjur inom respektive område och fiskeperiod. Om värde för andel av fångsten saknas betyder det att arten påträffats i fisket men inte i det aktuella området/säsongen under åren 2002–2006.

	april		augusti	
	Ringhals	Vendelsö	Ringhals	Vendelsö
skrubbskädda	25,2	28,9	3,3	3,1
gulål	20,1	5,0	40,7	26,1
torsk	13,0	8,6	0,3	2,3
tånglake	8,1	15,2		1,2
femtömmad				
skärlånga	7,0	1,7	0,0	0,0
rötsimpa	6,6	29,2	0,0	0,7
skärsnultra	5,8	0,6	50,4	59,9
oxsimpa	5,8	1,5	0,0	0,2
stensnultra	3,2	2,5	2,7	2,4
svart smörbult	2,4	2,8	0,8	0,3
äka tunga	1,3	1,2	0,8	2,6
berggylta	0,4	0,1		0,2
rödspotta	0,2	0,2	0,0	0,2
havsabborre	0,2		0,8	
öring	0,2			0,5
större kantnål	0,2	0,1		0,0
tejustefisk	0,2	0,1		0,0
sjurygg		1,8		
blankål			0,3	0,0
slätvar		0,2	0,0	0,0
vitling				0,0
piggvar				0,2
sandskädda				
skäggsimpa		0,0		
paddtorsk				
gråsej				
lax				
tångspigg	0,2	0,1		0,0
sill	0,0			
randig sjökock	0,0			
tångsnälla			0,0	0,0
horngädda				0,0
grässnultra				
havsnålar/kantnålar		0,0		0,0
tungevar		0,0		
abborre				
bergvar				
fjärsing				
havsbraxen				
lerskädda				
lyrtorsk				
makrill				
montagus ringbuk				
mört				
nors				
sjustrålig smörbult				
tretömmad skärlånga				
skarpsill				
tjockläppad multe				
tobis				
(kusttobis/havstobis)				
kräftdjur				
strandkrabba	100,0	100,0	100,0	99,5
hummer				
vanlig tångräka		0,0	0,0	0,5
eremitkräfta		0,0		
sandräka			0,0	0,0
krabbtaska				
maskeringskrabba				



Figur 19. Utvecklingen i fisksamhällets artsammansättning över tid under april och augusti enligt Shannon-Wieners diversitetsindex. I april har diversiteten vid Ringhals minskat signifikant medan diversiteten i referensområdet i Vendelsö har varit oförändrad. I augusti har diversiteten varit lägre vid Ringhals än vid Vendelsö under hela den undersökta tidsperioden, med en tendens till minskande diversitet över tid i båda områdena.



andel kräftdjur enligt vikt
andel kräftdjur enligt antal

Figur 20. Andelen kräftdjur är generellt sett högre vid Ringhals än vid referensområdet Vendelsö och vid Bua. I kolumnerna anges andelen kräftdjur av fångsten i medeltal under åren 2002–2006. Resultatet är likadant angivet både som andel enligt vikt och andel enligt antal. Kräftdjuren representeras nästan uteslutande av strandkrabba, se tabell 3.

Fisksamhällets sammansättning

Skillnader mellan områden

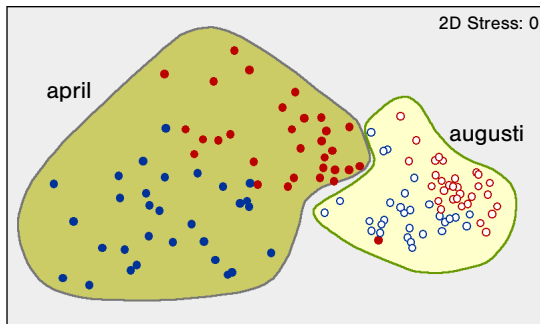
Det finns en tydlig skillnad i artsammansättning mellan fisket i april och i augusti. Detta syns i figur 21 så att de fisken som ägt rum under våren grupperar sig tydligt till vänster medan fisken under sommaren grupperar sig till höger. Skillnaden mellan olika år är större under fisket i april än under fisket i augusti, vilket framgår av att punkter som representerar fisken under våren är mer utspridda än i de fisken som representerar augusti. Inom varje säsong ser man även en tydlig skillnad mellan områden, så att punkter som representerar fisken vid Ringhals ligger längre till höger

¹⁴ Enligt BIOENV analys utförd i PRIMER för augusti och april månad samtidigt.

och lite ovanför punkter som representerar fisken vid Vendelsö.

De arter som främst bidrar till det observerade mönstret är skärsnultra, stensnultra och strandkrabba, vilka förekommer främst under augustifisken, samt rötsimpa och tånglake, vilka förekommer främst under aprilfisken. Dessa arter kan tillsammans förklara 98% av mönstret i figur 21¹⁴.

Även andra arter har ett inflytande över utfallet, men bidrar framför allt till grafens utseende på en mindre skala. Under augusti månad orsakas skillnader mellan områden



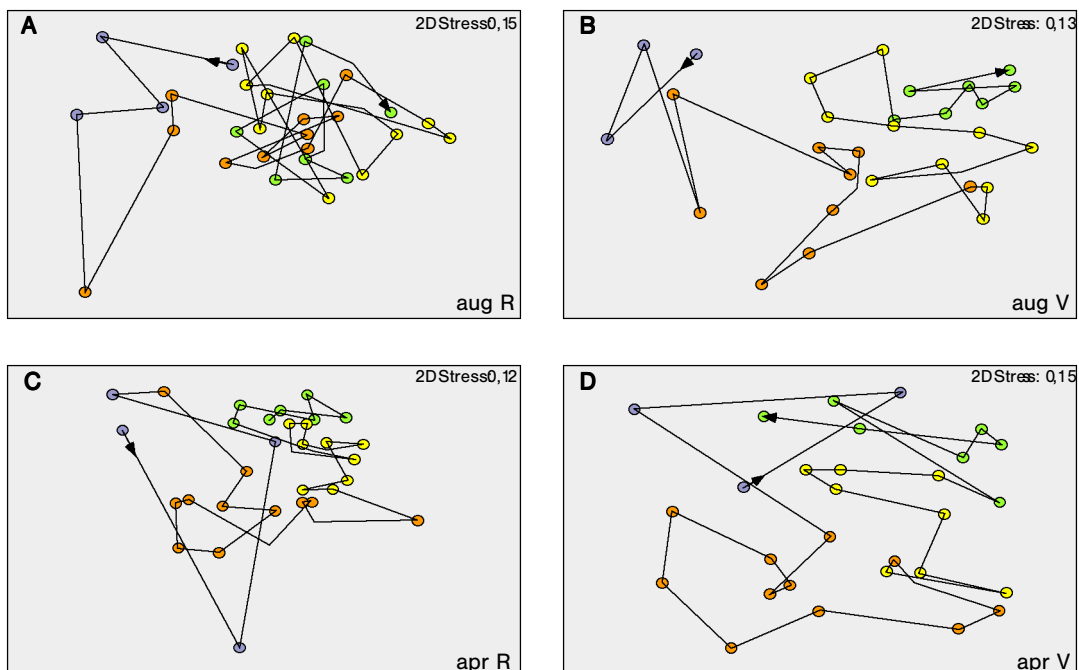
Figur 21. Artsammansättningen i ryssjöfisket representerad med en punkt per år för varje provtagningsstillfälle och område. Punkter som är mer lika varandra ligger närmare varandra i grafen. Fisken under våren (fyllda symboler) grupperar sig till vänster och fisken under sommaren (tomma symboler) till höger. Inom varje säsong ser man en skillnad mellan lokaler genom att punkter som representerar fisken vid Ringhals (blå symboler) respektive Vendelsö (röda symboler) ligger relativt starkt samlade i egna grupper.

framför allt av strandkrabba och gulål, vilka är vanligare vid Ringhals. Arterna stensnultra, torsk och tånglake, är däremot vanligare vid referensområdet. Dessa arter kan tillsammans förklara omkring 94% av den totala variationen under fisket i augusti¹⁵.

Under april månad kan den främsta skillnaden mellan områden förklaras av att strandkrabba och skärsnultra är vanligare vid Ringhals, men även gulål och oxsimpa. Kallvattenarterna tånglake och rötsimpa är vanligare i referensområdet. Dessa arter kan tillsammans förklara omkring 95% av variationen under fisket i april.

Skillnader i utvecklingen över tid

Fisksamhällets sammansättning under augusti månad var tydligt annorlunda i början av den studerade tidsperioden, under slutet av 1970-talet, jämfört med efterföljande år. Mönstret är likadant i referensområdet och påverkansområdet. Från och med mitten av 1980-talet syns dock en skillnad mellan de två områdena. Fisksamhällets sammansättning har visat en påfallande låg variation i påverkansområdet, medan det haft en mer kontinuerlig förändring över tid i referensområdet (figur 22a, b). En BIOENV-analys visar att förändringen vid Vendelsö styrs framför allt av att mängden skärsnultra och gulål har varit



Figur 22. Resultat av MDS-analys utförd separat för varje område och fisketillfälle för att illustrera förändringar över tid, a) Ringhals, augusti, b) Vendelsö, augusti, c) Ringhals, april, d) Vendelsö, april. Varje punkt representerar ett år. De olika åren är förbundna med varandra i ordningsföljd med en pil som börjar år 1976 och slutar år 2006 i respektive figur. Punkterna är kodade med färg så att blå = 1970-talet, orange = 1980-talet, gul = 1990-talet och grön = 2000-talet.

¹⁵ Enligt BIOENV analys utförd separat för varje månad.

högre under 1990- och 2000-talet än under tidigare år, samt av att förekomsten av tånglake har minskat.

I april månad följer utvecklingen vid Ringhals ett likadant mönster som under augusti månad, så att variationen i artsammansättning är låg under senare år. Övergången till denna fas verkar dock ha föregåtts av en period med stor mellanårsvariation under framför allt 1980-talet (figur 22c). Fisksamhällets sammansättning i referensområdet under april har varit varierande och den senaste femårsperioden uppvisar en liknande artsammansättning som under slutet av 1970-talet. Detta framgår av att punkter som motsvarar 1970-talet respektive 2000-talet ligger nära varandra i figur 22d.

Utvecklingen hos arter av särskilt intresse

De arter som har studerats närmare är skrubbskädda, gulål, torsk, tånglake, femtömmad skärlänga, rötsimpa, skär-snultra, oxsimpa och stensnultra, samt strandkrabba. Av dessa arter är skär-snultra, stensnultra och strandkrabba vanligare under augustifisket, medan rötsimpa, oxsimpa och tånglake är vanligare under aprilfisket. De övriga arterna varierar inte i lika hög grad i antal mellan provtagningssäsonger, eller visar olika mönster i olika områden.

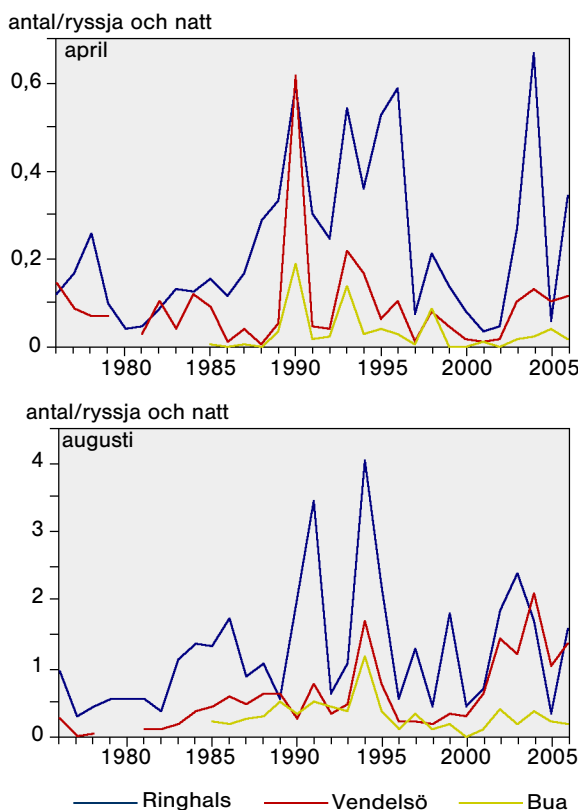
Förekomsten av arterna visas i figurer så långt bakåt i tiden som data är tillgängligt. Trender över tid och skillnader mellan områden har analyserats närmare för perioden 1985–2006, för att representera perioden efter det att kärnkraftverket i sin nuvarande etablering tagits i drift. Figuren visar utvecklingen som antal individer per art och natt. Om inte annat framgår av texten har dock utvecklingen angiven som vikt per art och natt ett likartat mönster.

De enda arter som visar en uppgång under den studerade tidsperioden är gulål och strandkrabba, vilka har ökat svagt vid Vendelsö i augusti¹⁶. Totalt sett har före-

komsten i antal av dessa två arter varit högre vid Ringhals än i de andra två områdena under både april och augusti (figur 23, 24).

Ett större antal arter har minskat signifikant. Av dessa märks framför allt tånglake och oxsimpa, vilka har minskat under både vår och höst och i alla områden¹⁷. Tånglaken har varit betydligt mera ovanlig vid Ringhals än i övriga områden (figur 25). Oxsimpa har däremot varit vanligare vid Ringhals än i övriga områden i april. Oxsimpan var tidigare relativt vanlig vid Ringhals även i augusti, men under de senaste tio åren har dess förekomst i samtliga områden minskat påtagligt (figur 26).

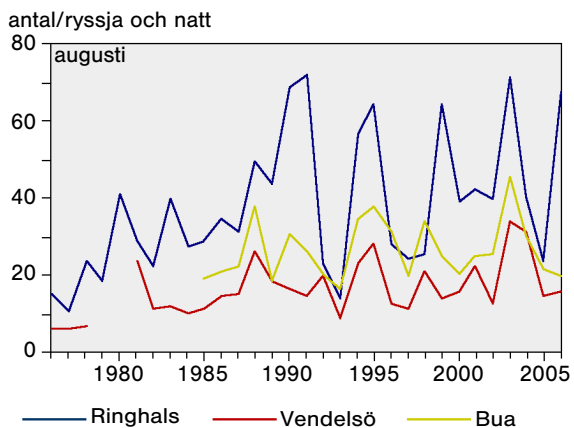
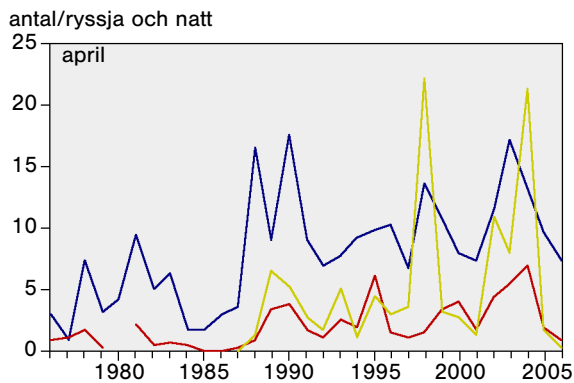
Även rötsimpan visar en minskande trend under både april och augusti månad. Minskningen är signifikant sett till antal



Figur 23. Förekomsten av gulål vid Ringhals och i två referensområden vid Vendelsö och Bua enligt ryssjefisken i april och augusti. Antalet gulål har ökat vid Vendelsö i augusti. Övriga områden och fisken under april månad uppvisar ingen trend över tid. Gulål förekommer oftare vid Ringhals än i övriga områden.

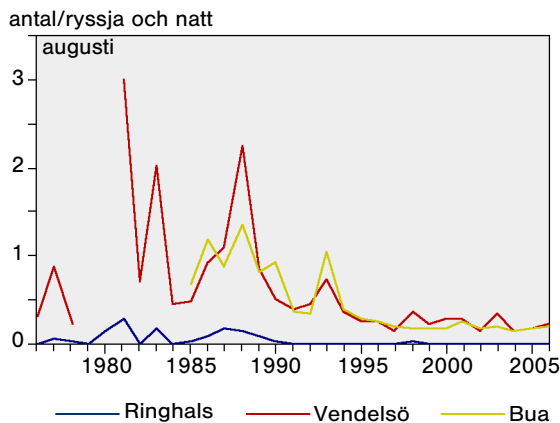
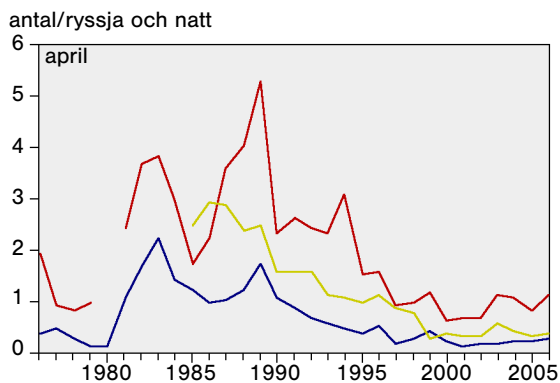
¹⁶ Linjär regression av antal per ansträngning perioden 1985–2006, $R^2=0,22$, $p=0,026$ för gulål, $R^2=0,22$, $p=0,029$ för strandkrabba.

¹⁷ Linjär regression av antal per ansträngning, alla $p<0,01$ för oxsimpa, alla $p<0,001$ för tånglake.



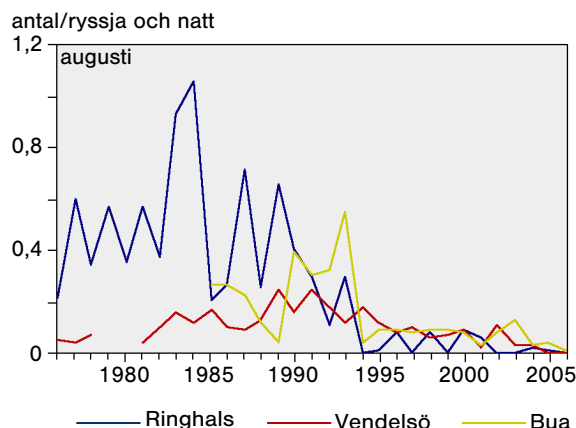
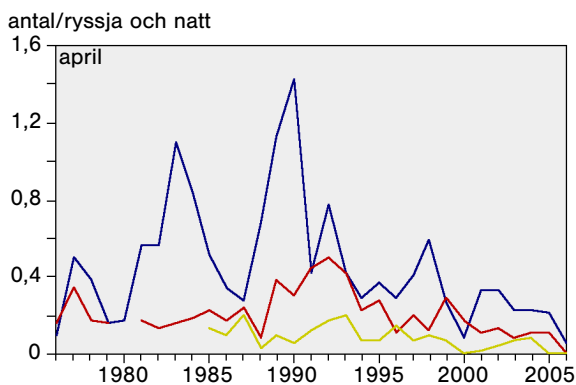
— Ringhals — Vendelsö — Bua

Figur 24. Förekomsten av strandkrabba vid Ringhals och i två referensområden vid Vendelsö och Bua enligt ryssjefisken i april och augusti. Trenden är ökande, men har en hög mellanårsvariation.



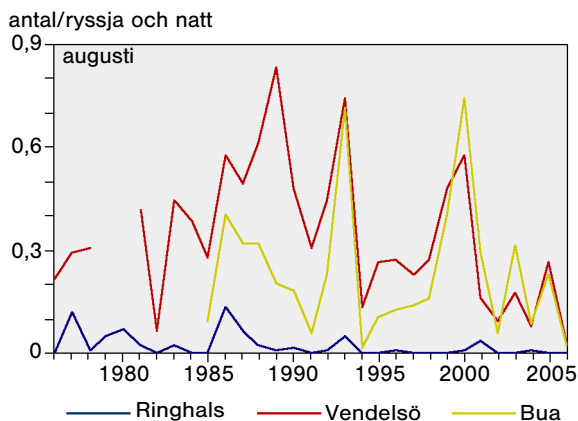
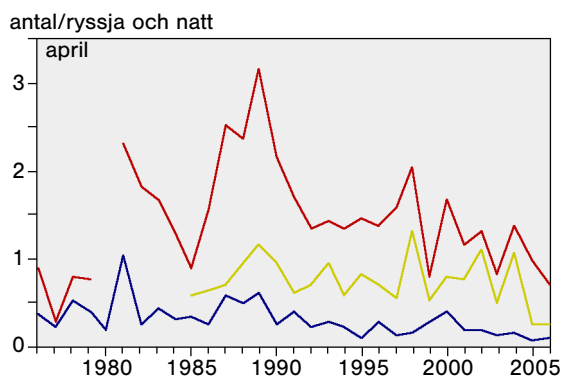
— Ringhals — Vendelsö — Bua

Figur 25. Förekomsten av tånglake har minskat signifikant i alla studerade områden.



— Ringhals — Vendelsö — Bua

Figur 26. Förekomsten av oxsimpa har minskat signifikant i alla studerade områden.



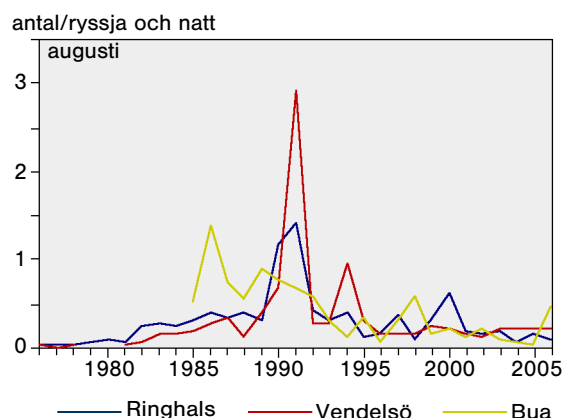
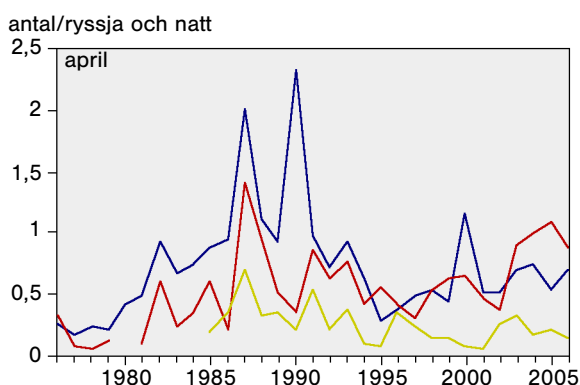
— Ringhals — Vendelsö — Bua

Figur 27. Förekomsten av rötsimpa i ryssjefisken.

vid Ringhals och Vendelsö (figur 27) och i alla områden sett till vikt¹⁸. Allmänt taget har förekomsten av rötsimpa varit lägre vid Ringhals än i de två andra områdena under hela den studerade tidsperioden.

Fångsten av skrubbskädda har minskat signifikant vid Ringhals och Bua oberoende av årstid för fiske, men visar ingen förändring vid Vendelsö under perioden 1985–2006 (figur 28).

Under den studerade tidsperioden har även fångsten av stensnultra minskat. Minskningen är signifikant under augusti månad vid Ringhals och Vendelsö sett till antal och i alla områden sett till vikt¹⁹. Den totala förekomsten av stensnultra har varit lägre vid Ringhals än i övriga områden (figur 29). Allmänt taget har förekomsten varit låg även under april månad, med undantag för en kraftig tillfälligt ökad

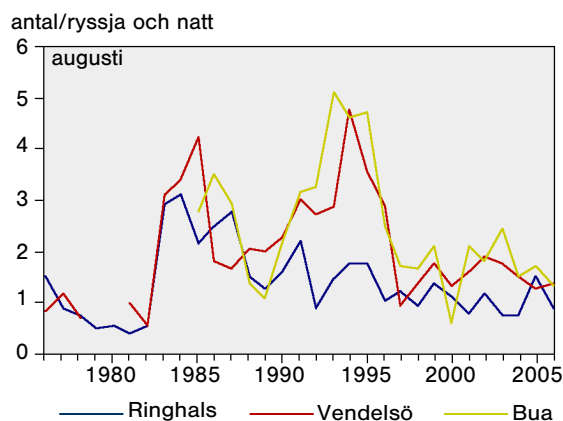


Figur 28. Förekomsten av skrubbskädda i ryssjefisken.

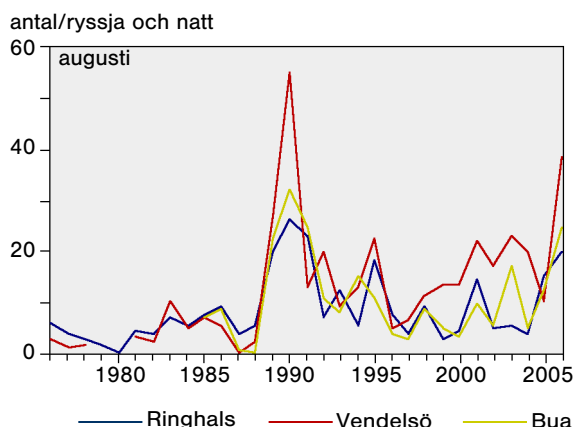
förekomst av stensnultra omkring år 1990–1992 vid Ringhals.

Förekomsten av skärsnultra har inte förändrats signifikant över den studerade tidsperioden. Arten har varit ungefär lika vanlig i alla studerade områden (figur 30).

Både torsk och femtömmad skärlänga förekommer i lågt antal jämfört de övriga arter som omnämns i detta stycke. Under den senaste femårsperioden har det i medeltal funnits en torsk i var femte ryssja, och femtömmad skärlänga i medeltal i var tjugonde ryssja. För ingen av arterna syns några generella trender över tid vid något område eller tillfälle.



Figur 29. Förekomsten av stensnultra i ryssjefisken i augusti.

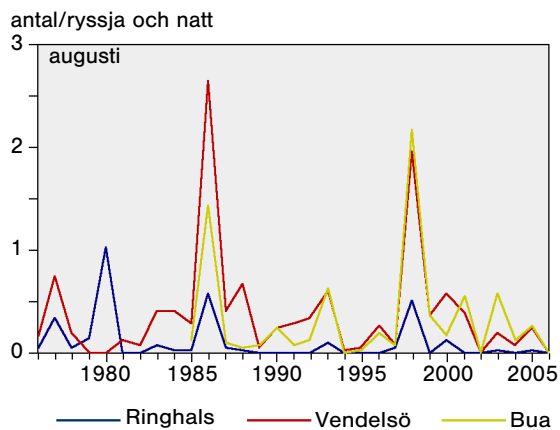
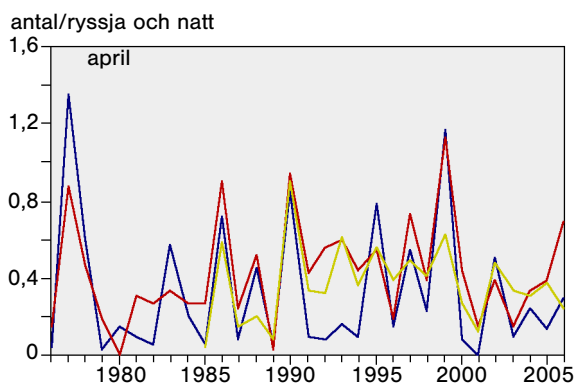


Figur 30. Förekomsten av skärsnultra i ryssjefisken i augusti.

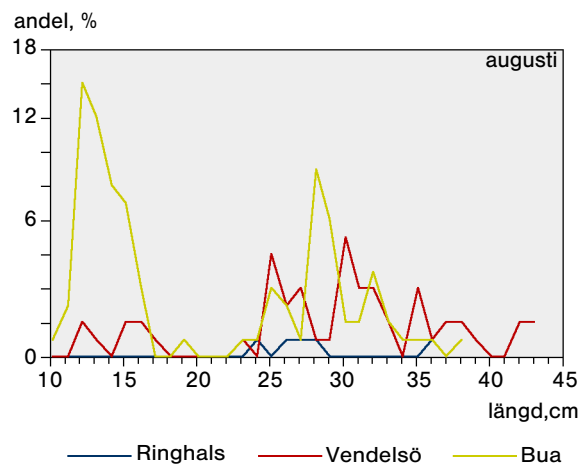
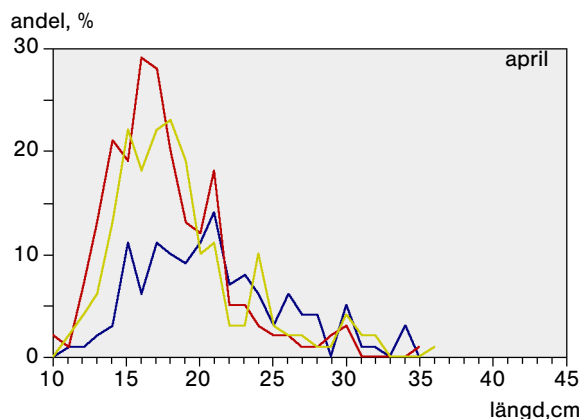
¹⁸ Linjär regression av antal per ansträngning över perioden 1985–2006, vid Ringhals och Vendelsö, $p < 0,01$ i april, $p < 0,05$ i augusti, $p > 0,33$ vid Bua. Linjär regression av vikt per ansträngning, i alla områden $p < 0,01$ i april och $p < 0,05$ i augusti.

¹⁹ Linjär regression av antal per ansträngning över perioden 1985–2006, $p < 0,01$ vid Ringhals, $p < 0,05$ vid Vendelsö, $p = 0,08$ vid Bua. Linjär regression av vikt per ansträngning, $p < 0,01$ vid Ringhals och Vendelsö, $p < 0,05$ vid Bua.

Torsk har varit särskilt sällsynt i området omkring Ringhals i augusti (figur 31). Under perioden 2002–2006 påträffades endast fem individer av torsk vid Ringhals i augusti, jämfört med 55 individer vid Vendelsö och 103 individer vid Bua. I april under samma period påträffades totalt 128 individer av torsk vid Ringhals, i jämförelse med 208 individer vid Vendelsö och 184 individer vid Bua. I samtliga områden påträffas framför allt uppväxande torsk under minimimättet 38 cm (figur 32).



Figur 31. Förekomsten av torsk i ryssjefisken i april och augusti.



Figur 32. Längfördelningen hos torsk i april och augusti i de tre undersökta områdena under perioden 2002–2006. I samtliga områden förekommer framför allt juvenil torsk.

Diskussion

Ringhals kärnkraftverk påverkar omgivande vatten och organismer genom användningen av kylvatten. En successiv utbyggnad i kombination med en allt högre produktion av elektricitet har medfört en ökning av mängden kylvatten som tas in till kärnkraftverket samt mängden uppvärmt kylvatten som släpps ut i omgivningen. Detta medför att graden av påverkan på omgivningen har ökat över tid.

Fisksamhället påverkas dels genom en direkt dödlighet hos de arter som dras in i kylvattensystemet, dels genom att det uppvärmda kylvattnet förändrar livsbetingelserna i påverkansområdet.

Dödligheten i kylvattensystemet

Den direkta påverkan är högst vid kylvattenintaget, som slår ut en stor mängd ägg och larver av olika arter. Dödligheten hos arter som hamnar i kylvattnet har skattats vara 100% hos ägg och larver. Hos glasål anses dock dödligheten vara lägre. Glasål som passerar kylvattenkanalen har vid försök observerats ha en hög överlevnad, upp till 94% (Grimås m fl 1988). En lägre överlevnad kan dock inte uteslutas, eftersom studien är utförd vid ett begränsat antal tillfällen (fyra) med en relativt låg grad av återfångst, c:a 2%.

Utslagning av unga livsstadier hos fisk övervakas under vinter och vår när flera kommersiellt betydelsefulla arter leker, såsom torsk, rödspotta, sandskädda, skrubbskädda, sill och ål. Dessa arter har som regel stora utbredningsområden och kan härstamma från lekomyråden på relativt stora avstånd från kärnkraftverket, så att effekterna av kylvattenintaget

sannolikt påverkar ett större område än den omedelbara närmiljön.

Ett grovt sätt att sätta in den uppkomna dödligheten i ett sammanhang är att beräkna hur stor biomassa som behövs för att producera de utslagna yngelstadierna. En sådan beräkning utgående från den totala mängden utslagna torskägg visar att dödligheten under perioden 2002–2007 motsvarar produktionen hos som mest 880 kg torsk honor årligen. Den här beräkningen måste dock anses som relativt osäker eftersom man inte tar hänsyn till felkällor så som att proverna bara är tagna dagtid och därför kanske inte är representativa för hela dygnet eller att alla ägg förutsätts vara nylagda. Det bör även noteras att förlusten av senare stadier inte ingår i beräkningen. De båda senare felkällorna innebär att skadorna underskattas med nuvarande beräkningsmodell. En felkälla som kan leda till en överskattning är nyare uppgifter som visar på att måttet på fekunditet ($5 \cdot 10^5$ ägg/kg hona) är lågt (Lambert m fl 2005).

Förluster i relation till utvecklingen hos kommersiella arter

Den beräknade biomassan på 880 kg torsk honor kan ställas i relation till biomassan av all lekande torsk i Kattegatt. Denna uppgick till 3000–6000 ton under de aktuella åren och fisket landade årligen mellan 600 och 2500 ton (ICES 2008b). Skadan på berörda bestånd på grund av förlusten av torsk i kylvattenintaget är därmed att betrakta som relativt begränsad. I relation till beståndets utveckling som

helhet i Kattegatt (Svedäng m fl 2002) har förlusten en underordnad betydelse i jämförelse med inverkan från fisket. Förekomsten av torsklarver i kylvattenintaget och dess förändringar över tid visar ett tydligt samband med förekomsten av ung torsk enligt provtråningar (ICES 2007). Sambandet visar även att övervakningen av larver i Ringhals kan ha ett approximativt prognosvärde för beståndets utveckling.

För plattfiskarterna har ingen beräkning gjorts för att bedöma förlust av ägg och larver i relation till bestånd. Enligt ryssjefisket har antalet skrubbskådade dock minskat signifikant vid påverkansområdet under senare år, vilket kan signalera en lokal påverkan på dessa bestånd. En minskning noterades även i området vid Bua söder om kraftverket, men inte i referensområdet vid Vendelsö. Rödspätta och sandskådade förekommer endast i begränsad omfattning inom kontrollprogrammets ryssjefisken, men har överlag uppvisat en positiv utveckling i närområdet under senare år (Sundqvist 2008).

Dödligheten av höstlekande sill under februari–april beräknas som mest ha uppgått till närmare 20 miljoner larver per år, för åren 2002–2007. Förutsatt att alla dessa skulle ha överlevt till en storlek av 200 g, vilket är en grov överskattning, skulle de ha uppnått en total biomassa av 4000 ton. Detta kan jämföras med fiskets uttag av 15 000–30 000 ton årligen av höstlekande nordsjösill enbart i Skagerrak och Kattegatt och till en total lekbiomassa för hela beståndet av 1–1,8 milj ton under samma period (ICES 2008a). Den beräknade larvdödligheten i Ringhals motsvarar alltså med detta mycket konservativa beräkningssätt i ett värsta och mindre sannolikt scenario 13–26% av fiskets uttag i Skagerrak och Kattegatt. Det bör beaktas att skadeberäkningen endast avser perioden med provtagning under vinter och vår och endast för den utslagning som förekommer nattetid. Okänd dödlighet under andra tider innebär naturligtvis att den totala skadan kan vara större. Beståndet av höstlekande sill bedöms av Internationella havsforskningsrådet ligga under en sådan nivå att försiktighets-

principen bör tillämpas (ICES 2008a). Rekryteringen har varit svag efter år 2001, vilket även avspeglas i förekomsten av larver vid Ringhals.

Ålen bedöms vara hotad till sin existens på grund av att transporten av yngel från lekområdet i Sargassohavet till alla Europas kuster har minskat dramatiskt, främst under perioden från 1980 och framåt (ICES 2008c). Tillbakagången har ett flertal möjliga förklaringar, så som förstörd livsmiljö, parasiter, giftbelastning, förändrade havsströmmar och ett för hårt fiske. Tillbakagången av glasål vid Ringhals är något mindre än vad som observerats i de centrala delarna av utbredningsområdet i Centraleuropa. Den uppmätta tätheten under tre svaga år 2005–2007 var i storleksordningen 10% av nivån under de tre åren med högst tätheter 1981–1983.

Passagen av glasålar genom Ringhals kärnkraftverk under 2002–2007 beräknades som mest till cirka 600 000 individer under ett enskilt år. Förutsatt att alla dessa ålyngel skulle växa till en genomsnittlig storlek av 200 g, approximativt motsvarande medelvikten i yrkesfiskets fångster av gulål på västkusten, och förutsatt att ingen dödlighet inträffar på vägen, så skulle de tillföra 120 ton gulål till det fiskade beståndet. Att frånvaro av naturlig dödlighet hos unga stadier är orealistisk innebär dock att den förväntade produktionen i realiteten är avsevärt lägre. Yrkesfiskets fångster vid västkusten har under en längre tid uppgått till i storleksordningen 200 ton per år (ICES 2008c). Det bör vidare understrykas att det har visats att en betydande del av de glasålar som passerar kraftverket överlever passagen (Grimås m fl 1988). Den fiskeskada som uppkommer till följd av utslagning av glasål bedöms mot denna bakgrund vara relativt begränsad, men inte obefintlig. Fiskeriverket genomför en fördjupad utvärdering av denna problematik enligt beslut av miljödomstolen. Den stabila utvecklingen av fångsten i provfisket med ryssjor indikerar att bestånden av gulål i närområdet har påverkats negativt av en utslagning av glasål i kylvattenvägarna vid Ringhals.

Negativ utveckling hos kustbunda kallvattenarter

Utslagning i kylvattenvägarna har en potentiellt negativ effekt på de kustbunda, lokala arter som leker och förekommer i kraftverkets närområde. Rötsimpa och tejstefisk är de vanligaste representanterna för denna grupp vid provtagningen av larver i kylvattensystemet. Båda arterna visar en minskande utveckling över tid, och en negativ lokal effekt av kärnkraftverket kan inte uteslutas. Rötsimpan visar även en generell nedåtgående trend inom ryssjefisket och det kan inte uteslutas att utslagningen av larver har bidragit till den utvecklingen. Tejstefisk förekommer i mer begränsad omfattning inom ryssjefisket och har inte analyserats närmare där. Även oxsimpa, som är relativt vanlig i ryssjefisket, har gått starkt tillbaka. Oxsimpa har tidigare varit relativt vanlig vid området kring Ringhals, men har minskat påtagligt, särskilt sedan början på 1990-talet.

Den förhöjda vattentemperaturen i påverkansområdet gör att vissa fiskarter lockas till området medan andra fiskarter undviker området. Man kan även tänka sig att förekomsten av närsalter är högre i påverkansområdet på grund av det ökade flödet och att det ger upphov till en förbättrad tillgång på föda för vissa arter. Kylvattenanvändningen har ökat kontinuerligt över tid genom att elproduktionen vid kraftverket har ökat. Samtidigt har det även skett en generell temperaturökning i både referensområdet vid Vendelsö och påverkansområdet vid Ringhals, vilket återspeglar en generell temperaturökning i havet under de senaste decennierna.

Fisksamhällets utveckling

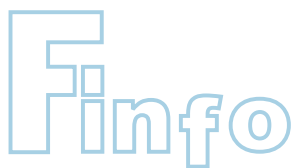
Provfisket med ryssjor visar att fiskesamhällets sammansättning är tydligt olika i påverkansområdet och i referensområdet. En skillnad i sammansättning kan även urskiljas mellan provtagningsperioderna, april och augusti. Generellt sett observeras ett högre antal arter i april än i augusti. Variationen mellan år är större i april. Inom varje årstid påträffas dock ett lägre antal arter i påverkansområdet för kylvattenutsläpp än vid referensområdet.

Även den biologiska mångfalden är lägre och minskande i påverkansområdet. Det här beror framför allt på att några varmvattenarter, såsom gulål, skärsnultra och strandkrabba, har en tydlig dominans över andra arter. Samtidigt är andra arter, såsom torsk, tånglake, rötsimpa och stensnultra mer ovanliga i påverkansområdet än i referensområdet. Den multivariata analysen visar att fiskesamhället har haft en mer föränderlig utveckling över tid i referensområdet, medan påverkansområdet har haft en mer likartad sammansättning. Sammansättningen har varit likartad sedan 1980-talet, då kraftverket var utbyggt till sin nuvarande omfattning. Mönstret återspeglar en minskande biologisk mångfald och mer begränsad artsammansättning i området påverkat av förhöjd vattentemperatur.

Två av de arter som omnämns som gynnade i påverkansområdet, gulål och strandkrabba, har dock ökat signifikant även i referensområdet över tid. Det kan noteras att artrikedomen under augusti månad har minskat både i påverkansområdet och i referensområdet. Förändringen återspeglar framför allt en tydlig tillbakagång hos arter som anses gynnade av ett kallare klimat, såsom rötsimpa, tånglake och eventuellt även oxsimpa. Denna utveckling kan ses som en indikation på ett generellt varmare klimat och förändringar i ekosystemet som helhet i Kattegatt under de två senaste decennierna.

Referenser

- Andersson, J. 1980. Fiskägg och fiskyngel i kylvattenintaget vid Ringhalsverket 1979–1980. Naturvårdsverket Meddelande 1346, 1–37.
- Andersson, J. 1985. Fiskägg och fisklarver i kylvattenintaget för Ringhalsverket. Naturvårdsverket Rapport 3071.
- Clarke, K.R. och R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, England.
- Fagerholm, B. och J. Andersson. 2002. Biologisk recipientkontroll vid Barsebäcks kärnkraftverk. Årsrapport för 2002. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, arbetsrapport, s 1–12.
- Fiskeriverket. 2008. Resurs och miljööversikt 2008. 177s.
- Grimås, U., Jacobsson A. och E. Neuman. 1988. Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1968–1987. Naturvårdsverket rapport 3463, 1–26.
- ICES. 2007. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Advisory Committee on Fishery Management. ICES CM 2007/ACFM:15.
- ICES. 2008a. Report of the herring assessment working group south of 62 N (HAWG). ICES Advisory Committee. ICES CM 2008/ACOM:02.
- ICES. 2008b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Advisory Committee. ICES CM 2008/ACOM:06
- ICES. 2008c. Report of the Joint EIFAC/ ICES Working Group on Eels (WGEEL). ICES Advisory Committee. ICES CM 2008/ACOM:15
- Liungman, O., Karlsson A. och S. Lindahl. 2002. Simuleringar av kylvattenplymer från Ringhals kärnkraftverk. SMHI rapport 43.
- Neuman, E. 1988. Effekter av Ringhalsverkets kylvattenutsläpp på det strandnära fiskesamhället. Naturvårdsverket Rapport 3462, 1–25.
- Quinn, G.P. och M.J. Keough. 2002. Experimental Design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge. 538 s.
- Ringhals AB. 2003. Miljökonsekvensbeskrivning för Ringhals kärnkraftverk.
- Ringhals AB. 2006. Ringhals årsredovisning 2006
- SMHI. 1994. SMHI Hydrologi rapport 43.
- Sundqvist, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Värö bruk. Årsrapport för 2007.
- Svedäng, H., Öresland V., Cardinale M., Hallbäck H. och P. Jakobsson. 2002. Det kustnära fiskbeståndens utveckling och nuvarande status vid svenska västkusten. Fiskeriverket rapport 2002: 6
- Thoresson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar, recipientkontroll. Kustrapport 1992:4, 1–87.
- Thoresson, G. 1996. Metoder för övervakning av kustfiskebestånd. Kustrapport 1996:3.
- Thörnqvist, S., E. Neuman, A. Jacobsson och O. Sandström. 1998. Biologiska undersökningar vid Ringhals kraftverk 1988–1996. Fiskeriverket rapport 1998:1, 57–76.
- Västerbygdens vattendomstol. 1969. Dom A 10/1969.



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

Ävägen 17
840 64 Kälarne

Fiskeriverkets forskningsfartyg

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

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

Fiskeriverkets utredningskontor

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

Fiskeriverkets kustlaboratorium

Skolgatan 6
Box 109, 742 22 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp



FISKERIVERKET