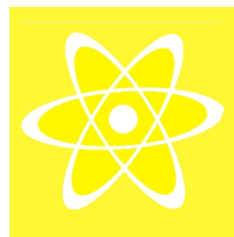
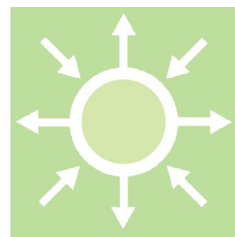




Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp i ett varmare klimat

Elforsk rapport nr 12: 26



Ulf Ehlin
Karin Borenäs
Erik Neuman
Olof Sandström

November 2012

ELFORSK

Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp i ett varmare klimat



Elforsk projekt KK 003

Ehlin Consulting AB – Skärgårdsutveckling SKUTAB AB – SMHI

Redaktion: Ulf Ehlin

Lay-out: Berth Nyman

Figurer: Berth Nyman (merparten)

Omslagsbild: Biotestanläggningen vid Forsmark. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.

Kartor: Underlag för kartor i rapporten har hämtats från Sjöfartsverket enligt ©Sjöfartsverket Tillstånd nr 0009351.

ISBN: 978-91-85649-19-8

EAN: 9789185649198

November 2012

Förord

Elforsk genomförde under 2008/2009 projektet "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken" (Elforsk rapport nr 09:79) för att sammanställa den omfattande och spridda kunskap som finns om effekterna av stora kylvattenflöden i en samlad rapport. Programrådet för Kärnkraft inom Elforsk beslutade därefter att gå vidare med en etapp 2 av projektet, föreliggande rapport, omfattande en analys av kunskapsläget beträffande hur skadorna på fisk vid stora vattenintag kan lindras samt studier av vilka ekologiska konsekvenser de pågående klimatförändringarna kan medföra genom att intagstemperaturen på kylvattnet höjs.

Projektet har på Elforsks uppdrag genomförts av en konsultgrupp där alla medlemmar varit engagerade i tidigare forskningsverksamhet inom området. Projektledare har varit Ulf Ehlin, Ehlin Consulting AB. Projektet har finansierats av Vattenfall, E.ON Kärnkraft Sverige, Fortum Power, Skellefteå Kraft samt Karlstads Energi.

Projektet har följts av en styrgrupp bestående av Karin Borenäs (SMHI), Ulrika Bothin (Ringhals AB), Ulf Ehlin (Ehlin Consulting), Bengt Hanell (Elforsk), Eva Hydén (Vattenfall), Lasse Kyläkorpi (Vattenfall), Reko Rantamäki (Fortum), Olof Sandström (Skutab), Camilla Söderqvist (E.ON Kärnkraft Sverige) samt Lars Wrangén (Elforsk).

Elforsk tackar styrgruppen för värdefulla synpunkter och uppslag.

Lars Wrangén
Elforsk AB
Programområde Kärnkraft

TACK

Projektgruppen framför ett varmt tack till

- Philip Axe, Sture Lindahl och Markus Meier vid SMHI för synpunkter och råd vid rapportens utformning.
- Jonny Svensson Thalassos Computations för beräkningar med modellen för kylvattenplymer.
- Anders Adill, Anna Lingman, Kerstin Mo och Susanne Tärnlund vid SLU:s kustlaboratorium för de litteraturstudier, som utgör underlag för Appendix 6
- Berth Nyman, som framställt större delen av figurmaterialet och gjort det huvudsakliga lay-outarbetet.

Innehåll

Förord	
Tack	
Innehåll	
Sammanfattning	4
Utökad sammanfattning	6
Summary	11
Extended summary	13
1 Inledning	18
1.1 Skador på fisk vid stora vattenintag	18
1.2 Effekter av klimatrelaterade förhöjningar av havsvattnets temperatur	19
2 Havsområdenas hydrografi och kraftstationslägena	21
2.1 Havsområdenas hydrografi	21
2.2 Kraftstationslägen	23
2.2.1 Forsmark	23
2.2.2 Oskarshamnsverket	24
2.2.3 Ringhals	27
2.3 Kärnkraftverkens hittillsvarande kylvattentemperaturer	30
2.3.1 Forsmark	30
2.3.2 Oskarshamnsverket	32
2.3.3 Ringhals	35
2.3.4 Sammanfattade uppgifter	37
3 Tänkbara förändringar på kylvattnets intagstemperatur	38
3.1 Klimatscenario och modell	38
3.2 Modellresultat för historisk tid	39
3.3 Jämförelse mellan modell och uppmätta kylvattentemperaturer för historisk period	41
3.4 Möjlig förändring av havsvattentemperaturen fram till år 2100. Allmän analys av modellresultatet för hela perioden	44
3.5 Analys mer i detalj av skillnaden mellan historisk period 1970-1999 och två framtida perioder; 2040-2069 och 2070-2099 vid kraftstationslägena.	45
3.6 Systematiska fel och osäkerheter	48
4 Modellering av kylvattenplymer	51
5 Ekologiska konsekvenser av kylvattenanvändning i ett varmare klimat	53
5.1 Generellt	53
5.2 Väsentliga effekter vid svenska kärnkraftverk	54
5.2.1 Principer för värdering av effekter	54
5.2.2 Plankton	54
5.2.3 Fastsittande organismer	55
5.2.4 Fisk	55
5.2.5 Fågel	56

5.3	Underlag för bedömning av ekologiska konsekvenser	57
5.3.1	Klimatmodellen	57
5.3.2	Temperaturhöjningen i kraftverken	57
5.3.3	Modellering av kylvattenplymerna	57
5.3.4	Erfarenheter från biologiska fältundersökningar	57
5.3.5	Litteratordata	58
5.4	Framtida förluster av fisk i kylvattenintagen	58
5.5	Framtida effekter i kylvattenvägarna	60
5.5.1	Förluster av plankton	60
5.5.2	Förluster av fiskägg och fisklarver	70
5.5.3	Påväxt i kylvattenvägarna	71
5.6	Framtida effekter i recipienten	74
5.6.1	Produktion av fastsittande växter	74
5.6.2	Produktion av bottenlevande föda för fisk och fågel	77
5.6.3	Anlockning och skyende hos fisk	81
5.6.4	Fysiologiska reaktioner på temperatur hos fisk	93
5.6.5	Sjukdomar och parasiter hos fisk	104
5.6.6	Rekrytering av fisk	105
5.6.7	Anlockning av fågel	109
5.7	Sammanfattande konsekvensanalys	111
5.7.1	Inledning	111
5.7.2	Effekter i kylsystemen	112
5.7.3	Effekter i recipienterna	113
5.7.4	Sammanfattande prognoser för de olika kraftverkslägena	116
6	Utformningen av framtida kraftverk	118
7	Referenser	120
8	Deltagare i projektgruppen	121
	Appendix	123
	Appendix 1 Fiskförluster i vatten- och kärnkraftverk	123
	Appendix 2 Historiska kylvattentemperaturer, kompletterande diagram	140
	Appendix 3 Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099	142
	Appendix 4 Förändring i temperatur från 1970–1999 till 2040–2069	148
	Appendix 5 Frekvensdiagram från körningarna med klimatmodell	149
	Appendix 6 Litteraturstudie avseende akvatiska organismers reaktion på temperatur	151

Sammanfattning

De svenska kärnkraftverken använder stora mängder havsvatten för kylningen av sina kondensorer. I kylsystemen höjs vattnets temperatur med vanligen 10–12 °C innan det släpps ut i havet igen. Rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – erfarenheter från de svenska kärnkraftverken" (Ehlin *et al.*, 2009) visade att effekterna generellt sett varit måttliga, men att kylvattnet redan idag periodvis når temperaturer, som är kritiska för överlevnaden av vissa arter av fisk och andra organismer. I framtiden kan den pågående klimatförändringen medföra en förhöjning av dagens havsvattentemperatur och därmed också på det utgående kylvattnet. Detta innebär att risken för skador på de marina ekosystemen vid kraftverkslägena och i deras omgivning ökar.

Mot den bakgrunden initierade Elforsk detta projekt för att få underlag för att kunna hantera frågan genom teknisk utveckling av dagens reaktorer samt för planering av ny kärnkraft. Problemet är inte specifikt för kärnkraften utan gäller all industriproduktion där havsvatten används för kylning.

Med en klimatmodell har havsvattnets ytemperatur utanför de svenska kärnkraftverken Forsmark, Oskarshamnsverket och Ringhals, beräknats för åren 1961–2099. Resultaten visar att temperaturhöjningen mellan perioderna 1970–1999 och 2040–2069 ligger runt 2 °C för årsmedelvärdet och att antalet dagar per år med havsvattentemperaturer över 20 °C kan komma att öka. De största förändringarna beräknas ske vid Forsmark. Perioden 2040–2069 har valts med tanke på att under denna tidsperiod beräknas eventuella nya kärnkraftreaktorer, ersättande de nuvarande, ha tagits i drift.

De beräknade temperaturförändringarna har utnyttjats för att bedöma de möjliga ekologiska konsekvenserna i kustområdena utanför kärnkraftverken under förutsättningen, att uppvärmningen av kylvattnet vid passagen av kondensorn även i framtiden ligger vid c:a 11 °C.

Bedömningarna visar att överlevnaden hos djurplankton som passerar kraftverket vissa perioder kommer att öka, andra att minska. Nettoeffekten bedöms bli positiv.

Den ytterligare temperaturhöjningen kan leda till stora påfrestningar och även lokal dödlighet för flera arter i kärnkraftverkens närområden. Risken ökar för att fisk, som anlockas till utsläppen, kommer att dö. Högre vattentemperaturer kan också i alla tre kraftverkens närområden slå ut viktiga bottendjur, vilket även drabbar fisk och fågel som livnär sig på dem.

Den höga sommartemperaturen kan ge kraftigt ökad tillväxt hos fisk i omgivande vatten, medan överskridande av temperaturoptima under sommaren kommer att ge minskad tillväxt hos både yngel och vuxen fisk i Biotestsjön vid Forsmark och i Hamnefjärden vid Simpevarp (Oskarshamnsverket). Detta innebär att dessa närområdens idag positiva betydelse för fiskbestånden utanför Forsmark och Oskarshamnsverket reduceras. I närområdet vid Ringhals ökar förekomsten av fiskar med nu sydlig utbredning och höga temperaturoptima och deras tillväxt gynnas av varmvattnet. Områdets betydelse för nu vanliga arter minskar. Beroende på försämrat födounderlag förväntas Biotestsjöns och Hamnefjärdens betydelse som rast- och övervintringslokaler för fågel minska.

I Forsmark och Simpevarp kommer strömmingsleken att tidigareläggas, men effekterna på rekrytering bedöms inte öka jämfört med idag.

Då den högre havsvattentemperaturen är mer gynnsam för varmvattenarter i kustområdena kommer förlusterna vid kylvattenintagen att öka för dessa vid alla tre kraftverken medan de minskar för kallvattenarterna.

Framtida kraftverk kommer sannolikt att få betydligt större reaktorer och därmed ett ökat kylbehov jämfört med nuvarande anläggningar. Om intagstemperaturen samtidigt ökar på grund av ett varmare klimat, kommer ekosystemen i havet utanför kraftverken att påverkas mer än idag. Detta kan dock motverkas genom alternativa tekniska lösningar som till exempel djupvattenintag eller ökat kylvattenflöde i relation till den värmemängd, som ska kylas bort.

Vid planering av nya kärnkraftaggregat bör kylsystemen utformas så, att uppvärmningen av kylvattnet inte överstiger 10–12 °C, och att så kallt havsvatten som möjligt tas in i kraftverket. Därför är djupvattenintag att föredra framför ytvattenintag. Vid ett givet kylbehov är från ekologisk synpunkt dessutom ett ökat vattenflöde att föredra framför en ökad temperaturförhöjning.

Rätt placering och utformning av kylvattenutsläppen kan minska påverkan på ekosystemet. Därför kräver planeringen av nya kylvattensystem lokalt anpassade, detaljerade studier av den tilltänkta lokaliseringens geografi, hydrografi och ekologi.

Utökad sammanfattning

De svenska kärnkraftverken använder stora mängder havsvatten för kylningen av sina kondensorer. I rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – erfarenheter från de svenska kärnkraftverken" (Ehlin m.fl., 2009) analyserades resultaten av den omfattande undersökningsverksamhet, som föreskrivits av de miljövårdande myndigheterna och den forskning som bedrivits alltsedan kraftverken byggdes. Slutsatsen av studien var, att det hitintills allvarligaste miljöproblemet vid kärnkraftverken är den mängd fisk, som sugts in i kylvattenintagen och dör på rensgaller och silar.

Analysen visade vidare att kylvattnet periodvis når temperaturer, som är kritiska för överlevnaden av vissa arter av fisk och andra marina organismer. Om den pågående klimatförändringen medför ytterligare förhöjning av den naturliga vattentemperaturen i kustområdena finns risk för att stora skador kan komma att orsakas på de marina ekosystemen vid kraftverkslägena och i deras omgivningar.

Mot bakgrund av dessa resultat uppdrog Elforsk till projektgruppen dels att analysera kunskapsläget beträffande hur skadorna på fisk kan lindras vid stora vattenintag och utarbeta ett förslag till en eventuell studie av tänkbara åtgärder med det syftet, dels studera vilka konsekvenser den pågående klimatförändringen kan medföra genom att intagstemperaturen på kylvattnet höjs.

Skadorna på fisk vid stora vattenintag

Projektgruppen genomförde i december 2010 en workshop med landets ledande expertis vad gäller skador på fisk vid stora vattenintag och hur man kan minska sådana skador. Till workshopen inbjöds representanter för kärnkraftindustrin, vattenkraftindustrin, Fiskeriverket och universitetsinstitutioner. Vid workshopen konstaterades att likartade problem föreligger vid vattenintagen till vattenkraftverk och kärnkraftverk och att ett samlat forskningsprogram kring möjliga åtgärder skulle kunna vara fruktbart. Workshopen redovisas i appendix 1.

Elforsk har därefter tagit initiativ till ett nytt projekt med syfte att utarbeta ett forskningsprogram baserat på gemensamma behov för vattenkraftindustrin och kärnkraftindustrin. Inverkan av klimatförändring på skadorna på fisk i samband med kylvattenanvändning vid termisk elproduktion behandlas i denna rapport.

Effekter av klimatrelaterade förhöjningar av havsvattnets temperatur

Temperaturen på det kylvatten, som tas in till kärnkraftverken, bestäms av kustvattnets naturliga temperatur och dess variationer. Intagens utformning och placering kan även ha betydelse om kustvattnet är temperaturskiktat. Vattnets temperaturförhöjning vid passage av kylsystemen är vanligen 10–12 °C vid full drift av kärnkraftaggregaten.

Om intagstemperaturen ökar genom att kustvattnets temperatur höjs genom en klimatförändring, så höjs också det utgående kylvattnets temperatur i motsvarande grad, förutsatt att uppvärmningen är på samma nivå som idag. Eftersom kylvattnets utsläppstemperaturer redan nu når kritiska nivåer för många marina organismer, kan det leda till allvarliga ekologiska konsekvenser i det utanförliggande kustområdet.

Resultaten av den pågående intensiva klimatforskningen visar att det inte är osannolikt att havsvattentemperaturen kan komma att öka med flera grader under det innevarande seklet. Den genomförda studien har uppskattat framtida utsläppstemperaturer genom att utgå från

modellberäknade intagstemperaturer för 1970–1999, adderat en uppvärmning av kylvattnet baserad på nuvarande och tidigare driftsituationer samt slutligen lagt till en med en klimatmodell beräknad förhöjning av kustvattnets ytemperatur. De beräknade framtida utsläppstemperaturerna har därefter utnyttjats vid bedömningen av möjliga ekologiska konsekvenser.

Förhållandena vid de nuvarande svenska kärnkraftstationerna Forsmark, Simpevarp (Oskarshamnsverket) och Ringhals har varit utgångspunkten för arbetet. Data på uppmätta intags- och utsläppstemperaturer har erhållits från kraftföretagen. Andra kylvattenmängder, annan storlek på uppvärmningen av kylvattnet eller alternativa utformningar av kylvattenintagen har inte beaktats.

Hittillsvarande kylvattentemperaturer

Uppmätta data på intags- och utsläppstemperaturer har bearbetats för att erhålla en uppfattning om dagens kustvattentemperaturer och deras variation liksom utsläppstemperaturernas storlek. Intagstemperaturerna varierar mycket från år till år, men kan under varma somrar överskrida 23 °C vid Forsmark, 24 °C vid Simpevarp och 25 °C vid Ringhals. Vid Forsmark har extremtemperaturer på drygt 32 °C uppmätts och vid Oskarshamnsverket mer än 35 °C. Vid Ringhals mäts inte utsläppstemperaturen, men några enstaka beräkningar av den visar att den åtminstone kan nå upp till 35–36 °C.

Uppvärmningen av kylvattnet har beräknats genom att ta skillnaden mellan de uppmätta utsläpps- och intagstemperaturerna. Uppvärmningen varierar vanligen mellan 10 och 12 grader men kan periodvis nå någon eller några grader högre.

Tänkbara förändringar av kustvattnets temperatur

Studier av klimatförändringar orsakade av en förändrad sammansättning av jordens atmosfär genom mänsklig inverkan utgår från så kallade "story lines", där den framtida utvecklingen på jorden beskrivs. Ett antal sådana har presenterats av FN:s klimatpanel, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). För de modellberäkningar som utförts i detta projekt har utsläppsscenario A1B tillämpats. Det innebär snabb tillväxt i världsekonomin, att befolkningen ökar fram till mitten av århundradet för att därefter avta, snabb introduktion av ny och mer effektiv teknologi samt att en blandning av förnyelsebar och fossil energi utnyttjas.

En global cirkulationsmodell har använts för att ge randvärden till en regional modell, som i sin tur ger atmosfärisk drivning till en oceanmodell med 3,6 km upplösning täckande Östersjön och Kattegatt. Modellen har körts för perioden 1961–2099 och utvärderats genom att jämföra beräknade temperaturer med historiska observationer från ett antal kuststationer samt med data från kraftverkens intag. Detta kräver tillgång till långa mätserier, runt 30 år, eftersom det är på denna tidsskala som klimatet förändras. Resultaten är generellt goda med undantag för de temperaturer, som beräknats för vårmånaderna utanför Forsmark. Denna avvikelse beror på att den globala klimatmodellen är för kall i Bottenhavet under denna årstid.

För att undersöka hur havstemperaturen kan förändras i ett framtida klimat har tre perioder, 1970–1999, 2040–2069 samt 2070–2099, analyserats i detalj. Det första tidsintervallet representerar en historisk period, den andra perioden sammanfaller med den tid då eventuella nya kraftverk kan komma att etableras. Den sista perioden är med för att visa hur stor förändringen skulle kunna bli över eventuella framtida reaktors livslängd.

Temperaturökningen mellan perioderna 1970–1999 och 2040–2049 beräknas bli något större för Forsmark och Simpevarp jämfört med Ringhals, men ökningen för alla tre kraftverkslägena håller sig runt 2 °C för ytvattnets årsmedelvärde. För Simpevarp och Ringhals är temperatur-

höjningen tämligen jämnt fördelad över året. För Forsmark beräknas ökningen under första kvartalet bli relativt liten, mindre än 1 °C, medan resultaten för det andra kvartalet tyder på en kraftigare uppvärmning. Som tidigare påpekats är modellen dock för kall för den historiska perioden i detta område, vilket innebär att den kraftiga ökningen är mycket osäker.

Enligt modellberäkningarna kan antalet dagar/år med intagstemperaturer över 20 °C komma att öka mellan perioderna 1970–1999 och 2040–2069. Den största förändringen fås vid Forsmark. Antalet dagar med temperaturer över 24 °C förväntas att under perioden 2040–2069 fortsatt vara mycket få för samtliga kraftverkslägen.

När man diskuterar resultat från klimatberäkningar måste man beakta att ett annat val av scenario, global modell eller regional modell kan ge ett annat utfall. En jämförelse har därför gjorts, över en 100-årsperiod, mellan de i rapporten presenterade lokala temperaturhöjningarna och de som erhålls när ett medelvärde från flera olika modellsimuleringar beräknats. De senare har inte utvärderats på samma detaljnivå men man kan ändå konstatera att de temperaturer som anges i denna rapport oftast ligger något högre än nämnda medelvärde.

Ekologiska konsekvenser av kylvattenanvändning

Kylvattenanvändningens biologiska effekter uppstår dels i kylsystemen, dels i kylvattenrecipienterna. I kylsystemen dör organismer i de silar som finns framför kondensorn. Plankton och små fiskyngel, som passerar denna, kan dö av temperatur- och tryckhöjningen i kondensorn. Efter denna löper de minsta organismerna risk att ätas upp av djur, som lever på kylvattenväggarnas väggar.

Effekterna i recipienten orsakas av temperaturhöjningen, strömmen och vattnets transport av lösta gaser och närsalter. Varje art har ett karakteristiskt temperaturlöslighetsområde mellan de undre och övre letaltemperaturerna, inom vilket den kan överleva. Eftersom kemiska reaktioner är temperaturberoende, kommer omgivningstemperaturen att styra ämnesomsättningens hastighet. En exponering för kylvatten leder därför till oundvikliga konsekvenser.

Effekterna av ett framtida varmare klimat bedömdes utgående dels från deras karaktär, dels från hur många individer eller hur stora ytor eller vattenvolymer som berörs. Kvalitativt är det allvarigare, om populationer minskar till följd av ökad dödlighet eller störd fortplantning, än om individer drabbas av subletal påverkan, t.ex. sämre tillväxt eller icke dödliga sjukdomar. Kvantitativt är det avgörande, om en effekt är begränsad till kylvattenutsläppets närområde eller har vidare spridning.

Bedömningarna av risker bygger på beräkningar av hur havstemperaturen kan förändras i ett framtida klimat där modellberäknade intagstemperaturer för 1970–1999 jämförs med 2040–2069, d.v.s. den period då de första riskbedömningarna gjordes jämfört med förhållanden som kan komma att råda när en ny generation reaktorer är i drift. Enligt modellberäkningarna kan antalet varma dagar per år med hög intagstemperatur komma att öka avsevärt. Om man utgår från en temperaturhöjning i kondensorn om 11 °C, kan detta leda till ofta förekommande överskridanden av kritiska temperaturgränser i kylsystemen och utsläppens närområden.

I Forsmark och Simpevarp bedöms konsekvenserna bli likartade beroende på att det finns stora likheter mellan de exponerade växt- och djursamhällena. Förlusterna av fisk i kylvattenintagen bedöms i framtiden öka vad gäller varmvattenarter och minska vad gäller kallvattenarter. Beroende på överskridanden av letaltemperaturer bedöms mängden levande djurplankton, som passerar genom kylsystemet, minska under högsommaren. Då sannolikt

filtrerarfaunan i kylsystemen periodvis också slås ut av höga temperaturer, bedöms djurplanktonförlusterna minska kraftigt under övriga årstider. Sammantaget minskar de totala förlusterna.

I såväl Biotestsjön som Hamnefjärden bedöms födounderlaget för fisk och fågel försämrats beroende på att viktiga bottendjur slås ut under återkommande perioder med hög temperatur. Om vårlekande fiskar som abborre, gädda och mört under längre tid uppehåller sig i dessa områden under den kalla årstiden, ökar den högre temperaturen risken för skador på könsorganen.

Höga sommartemperaturer med överskridanden av preferenstemperaturer förväntas leda till minskad produktion av årsyngel och därmed sämre rekrytering i Biotestsjön och Hamnefjärden. Tillväxten hos den fisk, som tidvis uppehåller sig i dessa närområden, kan också komma att minska. Till detta bidrar risken att födounderlaget blir sämre beroende på att bottendjuret slås ut. Det finns också en ökad risk för temperaturberoende dödlighet hos vuxen fisk under varma somrar. Närområdenas idag positiva betydelse för fiskbestånden i omgivande skärgårdar torde reduceras, genom att skillnaden mellan dessa områden och omgivande vatten minskar vad gäller yngelproduktion och tillväxt hos vuxen fisk.

Biotestsjöns och Hamnefjärdens betydelse som rast- och övervintringslokaler för fågel förväntas minska.

I fjärrområdena bedöms tillförseln av levande djurplankton öka kraftigt, utom under högsommaren, då dödligheten i kylsystemen kan bli hög.

I båda områdena förekommer vårlekande strömming som påverkas av att tidigt kläckta larver transporteras med kylvattenströmmen ut till kallare vatten med dålig tillgång på föda. Rekryteringen till dessa bestånd bedöms även i framtiden påverkas negativt av kylvattnet men knappast värre än idag.

Medan inslaget av sötvattenarter är starkt i Forsmark och Simpevarp, är organismsamhällena i Ringhals rent marina. Många marina fiskar har till skillnad från sötvattenarterna pelagiska ägg, och pelagiska larver är vanliga. Vid Västkusten dominerar kallvattenarter även på grunt vatten.

Förlusterna av fisk i kylvattenintagen bedöms öka vad gäller varmvattenarter, inte minst sådana med idag sydlig utbredning, och minska vad gäller kallvattenarter.

I likhet med Forsmark och Simpevarp bedöms mängden levande djurplankton, som passerar genom kylsystemet, minska i framtiden under högsommaren men öka under övriga årstider. Den totala förlusten bedöms minska kraftigt.

Kylvattenplymen i Ringhals påverkar jämförelsevis stora bottenytor. Då många viktiga bottendjur har låga temperaturoptima, bedöms födounderlaget för fisk och fågel i närområdet försämrats p.g.a. utvandring och periodvis utslagning. Detta tillsammans med hög temperatur bedöms leda till sämre tillväxt hos fisk, som tidvis uppehåller sig i närområdet.

Ringhals läge medger, att många sydliga arter med höga temperaturkrav lätt kan vandra in i ett framtida varmare klimat. Förekomsten av sådana arter, vilka inte förekommer i området under de första driftåren, bedöms öka i omfattning i närområdet, och deras tillväxt gynnas av varmvattnet. Närområdets betydelse utanför Ringhals minskar sannolikt vad gäller inhemska arter men ökar för invandrande sydliga.

Den, utom under högsommaren, kraftigt ökade förekomsten av plankton i och närmast utanför närområdet kan komma att något gynna rekryteringen av höstlekande sill, plattfiskar och torsk genom bättre födotillgång för larver och yngel under våren.

Utformningen av framtida kraftverk

Framtida kraftverk kommer sannolikt att få betydligt större reaktorer och därmed ett behov av att kyla bort ännu större värmemängder än de som gäller idag. Redan värmebelastningen från dagens kraftverk ger negativa effekter vilka förstärks i ett varmare klimat. Om kylbehovet samtidigt ökar, kan inverkan på ekosystemet bli allvarlig. Det är därför angeläget, att kylvattensystemen i framtida kraftverk utformas så att miljöeffekterna minimeras.

Den för miljön mest kritiska faktorn är utsläppstemperaturen. Här har en temperaturhöjning om 11 °C varit utgångspunkten representerande ett temperaturintervall om 10–12 °C. I vissa fall har dock kylvattnet uppvärmts 13–14 °C, kortvarigt ännu mer. I ett varmare klimat är så höga temperaturhöjningar under vår och sommar oacceptabla ur miljösynvinkel.

Utsläppstemperaturen sjunker vanligen om man använder djupintag, varför den lösningen förordas ur ekologisk synpunkt. Intaget bör dock förläggas så djupt att insug av varmt ytvatten minimeras.

Djupintag bör dessutom planeras med beaktande av salthaltsskiktningen i området. Tas kylvattnet in från en nivå under salthaltssprångskiktet, finns risk att det sjunker efter utsläppet, värmeavgivningen till atmosfären hindras och större bottenarealer än vid "flytande" kylvatten påverkas.

Vid ett givet kylbehov kan övertemperaturen hållas nere genom ett ökat vattenflöde. Ett sådant medför relativt sett få problem och är att föredra framför ökad uppvärmning.

Närområdenas ytor bör minimeras. Så kan ske genom att utsläppen förläggs till öppen, vindexponerad kust, som medger snabb värmeavgivning till atmosfären samt inblandning av så mycket spädvatten som möjligt i kylvattenplymens initialskede. Det innebär att utsläppet bör ske tvärs kustlinjen. Utsläppen bör utformas så att så liten bottenkontakt som möjligt uppstår.

Genom att utgå från dagens kraftverk och den omfattande kunskap som finns om deras recipienter har de genomförda analyserna gett underlag för generella bedömningar av effekterna av en klimatändring. Inför planeringen av nya kraftverk måste dock till dem anpassade, mer detaljerade, studier göras. Detta motiveras av svenska kustens variationsrika geografi, hydrografi och ekologi och inte minst av det förhållandet att för kylvattenvägar och närområden är verkens utformning av större betydelse än den simulerade klimatändringen.

Summary

Swedish nuclear power stations use large quantities of seawater for cooling their condensers. The temperature of the water is usually increased by 10–12 °C before it is discharged to the sea. The report “Environmental effects of large cooling water discharges – experiences from the Swedish nuclear power stations” (Ehlin *et al.*, 2009) showed that the environmental effects generally have been moderate, but that cooling water today periodically reaches temperatures critical for the survival of certain species of fish and other organisms. In the future, the on-going climate change may lead to an elevation of today’s seawater temperature and, hence, also of the temperature of the outgoing cooling water. This means that the risk of harm to the marine ecosystems at the plant sites and in their surroundings will increase.

As a result of the findings Elforsk initiated the present project in order to create a knowledge base for managing these issues through technical development of today’s reactors and for planning new nuclear power. The problem is not specific to nuclear power, but applies to all industrial production where seawater is used for cooling.

Using a climate model, seawater surface temperatures at the Swedish nuclear power station sites Forsmark, Oskarshamnsverket and Ringhals, were calculated for the period 1961–2099. The results show that the temperature rise between the periods 1970–1999 and 2040–2069 is around 2 °C for annual mean values, and that the number of days each year with seawater temperatures above 20 °C may increase. The largest changes are found at Forsmark. The period 2040–2069 was chosen in view of the fact that during this period possible new reactors, replacing the current ones, are expected to have been put into service.

The calculated temperature change is used to evaluate the potential ecological consequences in the coastal areas outside the nuclear power stations under the condition, that the heating of the cooling water when passing the condensers also in the future will be around 11 °C.

The assessments show that the survival of zooplankton passing through the plant will increase during some periods, but will be reduced during others. The net effect is judged to be positive.

The additional temperature increase may lead to great stress and even local mortality of several species in the discharge areas. There is an increased risk for death among fish being attracted by the warm water. In the discharge areas of all three power plants, higher temperatures may also kill important bottom animals, which will affect fish and birds feeding on them.

The high summer temperature will probably result in strongly increased growth of fish in the surrounding waters, while exceeding temperature optima during summer will result in reduced growth of both fry and adult fish in the Biotest Basin at Forsmark and Hamnefjärden at Simpevarp (Oskarshamnsverket). This means that today’s positive impact on fish stocks of these discharge areas is reduced outside Forsmark and Oskarshamnsverket. In the discharge area at Ringhals, the presence of fishes with a more southern distribution and high temperature optima will increase and their growth be favoured by the warm water. The importance of the area for native species will decrease. Depending on the deteriorated food bases, the significance of the Biotest Basin and Hamnefjärden as resting and overwintering areas for birds is expected to be reduced.

Outside Forsmark and Simpevarp the spawning of herring will take place earlier, but the effects on recruitment are not judged to increase compared to today.

Since the higher seawater temperatures are more favourable for warm water species in coastal areas, the losses of fish at the cooling water intakes will increase for these species at all three power stations, while they will decrease for cold water species.

Future power stations are likely to get much larger reactors and thereby an increased cooling requirement compared to present stations. If the intake temperature at the same time rises due to a warmer climate, the marine ecosystems outside the power stations will be affected more than today. This can, however, be met by alternative technical solutions as, for example, deep-water intakes or increased flow of cooling water to reduce the temperature increase.

In planning new nuclear power stations, the cooling water systems should be designed to heat the cooling water no more than 10–12 °C and to use as cold seawater as possible. Therefore, deep-water intakes are preferable to surface water intakes. At a given cooling requirement from an ecological point of view, increased water flow is preferred to increased heating.

Correct location and design of the cooling water discharges can reduce the effect on the ecosystem. Therefore the planning of new cooling water systems requires locally customized, detailed studies of the geography, hydrography and ecology of the prospective localization.

Extended summary

Swedish nuclear power stations use large quantities of seawater for reactor cooling. The report “Environmental effects of large cooling water discharges” (Ehlin *et.al.*, 2009) analyzed the results of mandatory environmental monitoring and additional research undertaken since completion of the power stations. The main conclusion of that study was that the most serious environmental problem connected to Swedish nuclear power plants is the number of fish killed on intake screens and filters of the cooling water intakes.

This analysis also showed that cooling water periodically reaches temperatures critical for the survival of certain species of fish and other marine organisms. If the ambient temperature of the coastal waters increases with climate change there is a risk that power stations will have an increased impact on the marine ecosystem in the vicinity of the power stations.

As a result of these findings and with the aim at the design of future nuclear power stations Elforsk commissioned the project group to analyze the knowledge base in order to minimize the harm to fish at large water intakes and to draw up a proposal for a study into possible measures to achieve this. In addition, the group was requested to study the potential consequences of increased cooling water temperature at the intakes due to climate change.

Impact on fish at large waters intakes

In December 2010, the project group organized a workshop with leading Swedish experts on harm to fish at large water intakes and how to minimize them. Representatives of the nuclear power industry, the water power industry, the Board of Fisheries and university institutions were invited. The workshop concluded that similar problems occur at the water intakes to both hydro- and nuclear power plants and that a joint research program on possible actions could be fruitful. The workshop report can be found in appendix 1.

As a next step, Elforsk has initiated a new project with the aim of drawing up a research program based on the mutual needs of the hydropower and nuclear power industries. The influence of climate change on damage at the cooling water intakes is dealt with in this report, however.

Effects of increased seawater temperature due to climate change

The temperature of cooling water used by power plants is determined by the ambient temperature and variability of the coastal water. The design and position of the intake may also be of importance if the coastal water is stratified. The increase in temperature of water passing through the cooling system is around 10–12 °C at full capacity of the nuclear power plant.

If intake temperature increases due to climate change impacts on coastal water temperature, the temperature of the discharge water will also increase by the same amount, assuming that the increase in temperature of water passing through the cooling system remains the same. Since the temperature of the discharge water already reaches critical levels for many marine organisms, a further increase in intake water temperature may have serious ecological consequences in the surrounding coastal area.

Results from the intense ongoing research into climate change show that sea water temperature may increase by several degrees during the 21st century. In the present study, future discharge water temperature was estimated by adding the warming effect of the cooling system and the projected coastal surface water temperature increase to the modeled intake water

temperatures for 1970–1999. The calculated future discharge water temperature was then used for assessment of possible ecological effects.

Conditions at the nuclear power plants at Forsmark, Simpevarp (Oskarshamnsverket) and Ringhals formed the basis for the study. Temperature data from the intake and outlet were obtained from the power plants. The study assumes that the volume of cooling water and the magnitude of warming within the cooling system remain unchanged from existing “normal” operating conditions.

Present day cooling water temperatures

Measured intake and outlet temperatures have been analyzed to find the magnitude and variability of present coastal water temperatures, as well as the discharge temperatures. Temperature at the intakes varies from year to year, but during warm summers it may exceed 23 °C at Forsmark, 24 °C at Oskarshamnsverket and 25 °C at Ringhals. At Forsmark extreme outlet temperatures may exceed 32 °C and at Oskarshamnsverket values exceeding 35 °C have been observed. The outlet temperature is not measured at Ringhals but calculations carried out at a few occasions show that it may reach 35–36 °C.

The heating of water passing the cooling system may be calculated by taking the difference between the intake and the outlet temperatures. The magnitude of warming usually varies between 10 and 12 degrees but may occasionally exceed this by a few more degrees.

Possible changes of the cooling water temperature

The study of climate change caused by human induced alterations of the atmospheric composition is based on “story lines”, describing the future developments on Earth. A number of emission scenarios based on these story lines were presented by the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). In the present report, scenario A1B has been used. This implies a rapid growth in the world economy, a population increase up to the middle of this century and a decrease thereafter, a rapid introduction of new and more efficient technologies and a mixture of renewable and fossil energy sources.

For the climate scenario simulation, a global circulation model was used to give boundary conditions to a regional model which in turn gives the atmospheric forcing to an ocean model covering the Baltic Sea and Kattegat with a resolution of 3.6 km. The model has been run for the period 1961–2099. It has been evaluated by comparing calculated temperatures with historical observations from a number of coastal stations as well as with temperature data from cooling water intakes. Long time series – of around 30 years – are required for the comparison since changes in climate will only be apparent at this time scale. Results were generally satisfying, with the exception of springtime temperatures outside Forsmark. This deviation is caused by a cold temperature bias in the global model for the Bothnian Sea in spring.

To investigate how the sea surface temperature may change in a future climate, three periods, 1970–1999; 2040–2069 and 2070–2099, have been analyzed in more detail. The first interval represents a historical period; the second coincides with the time when possible new power plants may be established. The last period is included to describe possible temperature evolution over the lifetime of potential new reactors.

The calculated temperature increase between 1970–1999 and 2040–2069 is somewhat larger for Forsmark and Simpevarp compared with Ringhals, although the increase stays around 2 °C for the annual mean temperature of the surface water at all three locations. The increase is fairly evenly distributed over the year at Simpevarp and Ringhals. At Fors-

mark the increase for the first quarter of the year is quite small, less than 1 °C, while the results for the second quarter show a substantial warming. As previously pointed out however, the model is too cold for the historical period in this region, which means that the projected large increase is very uncertain.

According to the model results the number of days per year with temperatures above 20 °C may increase between 1970–1999 and 2040–2069. The largest changes are found at Forsmark. The number of days with water temperatures above 24 °C is expected to remain very low during the period 2040–2069 at all three locations.

When discussing the results from a climate scenario simulation one has to remember that another choice of scenario, global circulation model or regional model may give another outcome. Therefore, a comparison has been made between the temperature increases presented in this report and those obtained when a mean was calculated from four different scenario simulations, for a 100-year long period. The latter simulations have not been analyzed in detail but it is apparent that the warming presented in this report is slightly larger than the mean warming obtained for the four simulations.

Ecological consequences of cooling-water use in a warmer climate

The biological effects of cooling water intake and discharge are due to loss of organisms in the cooling water system and the impacts of mainly temperature in the receiving environment. Impingement of fish may cause considerable losses at intake screens, and plankton and fish larvae may die due to high temperatures or mechanical damage when passing the condenser. An occasionally dense overgrowth of filtering animals on the walls of the cooling-water tunnels may further decrease plankton densities by predation.

Impact in discharge areas is caused by the temperature increase, currents and the transport of dissolved gasses and nutrients with the cooling water stream. Each species has a characteristic range of temperature tolerance between upper and lower lethal temperatures. As chemical reactions are temperature dependent, ambient temperatures will influence metabolic rates. Exposure to cooling water thus has inevitable consequences for aquatic organisms.

Impacts of a future warmer climate were assessed from their respective character, the number of individuals affected and the size of impact areas. Increased mortality was considered more serious than sub-lethal effects. Widespread impact is considered more serious than effects in a restricted area close to the cooling water outlet.

The risk assessment is based on model projections of sea water temperatures in a future climate by comparing two periods: 1970–1999 and 2040–2069, *i.e.* the period when initial risk assessments were made, compared to conditions expected when a new generation of reactors is operational. According to model estimates the number of warm days with high intake temperatures will increase considerably. Assuming an 11 °C temperature increase over the condenser, critical temperatures for aquatic life will frequently be exceeded in the cooling water systems and in the vicinity of the water outlets.

In Forsmark and Simpevarp, consequences are expected to be similar in character as there are only small differences between exposed communities. Loss of fish at intake screens is estimated to increase for warm-water species and to be reduced for cold-water species. Lethal temperatures for zooplankton will be exceeded in summer, causing considerable reductions of live plankton leaving the cooling water systems. As the filtering fauna on the walls of the cooling water tunnels are likely to be killed off periodically by high temperatures, plankton loss will be very much reduced during the cooler parts of the year. The net annual effect will be a reduced loss of plankton.

Feeding conditions for fish and sea-birds will likely be poorer in the Biotest basin and Hamnefjärden as important benthic fauna will be seriously impacted during periods of high temperatures.

If spring-spawning fish stay in these areas during the cold season there is a risk that high temperature will cause damage to the reproductive organs such as egg resorptions. High summer temperatures exceeding preference levels are estimated to cause a loss of young-of-the-year production and a reduced recruitment to the stocks in the Biotest basin and Hamnefjärden. Growth rate of fish staying in these areas will also decrease. Poorer feeding conditions may contribute to the growth effect. There is also a risk of temperature dependent fish kills in the discharge areas during hot summers.

The recent positive importance of the Biotest basin and Hamnefjärden for surrounding waters is estimated to be reduced in the future climate, as the difference in fry production and growth of adult fish will be smaller between these areas. Their importance as resting and overwintering areas for sea birds will also be reduced.

The transport of live plankton to open sea areas outside the Biotest basin and Hamnefjärden will increase considerably in the future climate, as losses in the cooling water systems will be reduced due to periodic kills of filter-feeders.

Spring spawning herring are abundant at Forsmark and Simpevarp. Early spawning resulting in early hatching may lead to a transport of herring larvae out to colder waters where food is likely to be lacking. Recruitment to these stocks is expected to remain affected in a future climate, but probably not more seriously than today.

Compared to the dominance of fresh-water species at Forsmark and Simpevarp, the ecological communities at Ringhals are of a purely marine character. Many marine fish have pelagic eggs and larvae, which is uncommon in fresh-water fish. Coldwater species dominate even in shallow waters at the Swedish west coast.

The loss of fish at the intake screens is expected to increase for warm-water species, especially species with a more southern distribution today, and to be reduced for cold-water species as their preference temperatures may be exceeded during the future summer climate, causing them to leave the intake area.

Similar to Forsmark and Simpevarp, the loss of zooplankton in the Ringhals cooling water system is expected to increase during summer in a future climate but be considerably reduced during other seasons. The total annual loss is estimated to be very much reduced. The cooling water discharge at Ringhals affects comparably large bottom areas. As many important benthic species in the area have rather low temperature optima, the feeding base for fish and sea birds will be reduced due to the periodically lethal temperatures and migration of mobile epifauna to colder waters. This will result in slower growth in fish inhabiting the area.

As Ringhals is situated at the west coast with saline waters, there are many potential southern marine immigrants with high temperature demands. Most of these species will be blocked by low salinity from migrating into the Baltic. The occurrence of such potentially invasive species in Ringhals will likely increase in a future climate, and their growth will be enhanced by the warmer water in the discharge area, which will become less important for today's native species.

The marked increase in transport of live plankton into the discharge area (except for during warm summer periods) can be utilized as food for fish larvae and fry and will improve recruitment conditions for autumn spawning herring, flatfish and cod.

Design of future power stations

In the future power plants will possibly be constructed with considerably bigger reactors with a need to cool even larger amounts of heat than the stations in operation today. Already the heat load from today's power plants gives negative effects including that lethal temperatures are reached for many organisms. These effects are enhanced in a warmer climate. If the need to cool heat away at the same time increases, the influence on the ecosystem may be serious. Therefore it is important that the cooling water systems in future power plants are designed to minimize the environmental effects.

The most critical element for the environment is the discharge temperature. In this study an 11 °C increase in temperature has been the basis representing an interval of 10–12 °C. However, occasionally the heating of the cooling water has been 13–14 °C, on a short term basis even higher. In a warmer climate temperature increases of that size during spring and summer are not acceptable from an environmental point of view. The discharge temperature usually decreases if a deep water intake is used. The intake should be placed deep enough to avoid warm surface water.

When planning deep water intakes one should also take into account the salinity stratification in the area. If the cooling water is taken from a level under the halocline there is a risk that it will sink when being discharged. The heat release to the atmosphere is prevented and larger bottom areas will be affected than if the cooling water stays in the surface layer.

If the required cooling is set the temperature increase can be kept down by increasing the amount of cooling water. This causes comparatively few problems and is preferred to increased heating.

The areas strongly influenced by the cooling water should be minimized. This can be done by locating the discharge point to an open, wind exposed coast allowing for fast heat release to the atmosphere and large mixing with seawater in the initial phase of the cooling water plume. The discharge should be directed perpendicular to the shoreline and be designed to minimize contact with the sea bottom.

Starting from the comprehensive knowledge gathered about the environmental effects of today's power stations, the present analysis has formed a basis for a general assessment of the consequences of climate change. Locally adapted and more detailed studies should, however, be performed in conjunction with the planning process for new power plants. This is due to the great variations in geography, hydrography and ecology of the Swedish coast and the fact that the ecological effects in the cooling water system and the discharge area are more dependent on the design of the power plant than on climate change effects.

1 Inledning

De svenska kärnkraftverken Forsmarksverket, Oskarshamnsverket och Ringhalsverket är förlagda vid kusten och använder havsvatten för kylning av sina kondensorer. Det är stora mängder vatten som pumpas in i kraftverken, värms upp i kylsystemen och släpps ut i havet igen. Uppvärmningen är vanligen 10–12 °C och vattenmängderna når upp till samma storlek som medelvattenföringen i medelstora norrlandsälvar. Den sammanlagda kylvattenmängden vid de fyra aggregaten vid Ringhals är t.ex. 165 m³/s. De första reaktorerna togs i drift i början av 1970-talet.

I rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – erfarenheter från de svenska kärnkraftverken" (Ehlin m.fl., 2009), analyserades resultaten av den omfattande undersökningsverksamhet, som föreskrivits av de miljövårdande myndigheterna och den forskning, som bedrivits alltsedan kraftverken byggdes. Miljöeffekterna är dels knutna till insuget av kustvatten till kylsystemen och den snabba uppvärmningen av vattnet, dels till utsläppet av uppvärmt vatten i recipientområdena. Studien genomfördes av en projektgrupp med representanter för Ehlin Consulting AB, Skärgårdsutveckling SKUTAB AB och SMHI.

Slutsatsen av studien var, att det hitintills allvarligaste miljöproblemet vid kärnkraftverken är den mängd fisk, som sugas in i kylvattenintagen och dör på rensgaller och silar innan kylvattnet transporteras in i kraftverken. Dessa problem har likheter med förluster av bl.a. utvandrande smolt och blankål, som sker vid passage av vattenkraftverks turbiner.

Analysen visade vidare att kylvattnet periodvis når temperaturer, som är kritiska för överlevnaden av vissa arter av fisk och andra organismer. Om den pågående klimatförändringen medför ytterligare förhöjning av den naturliga vattentemperaturen i kustområdena finns risk för att stora skador kan komma att drabba de akvatiska ekosystemen vid kraftverkslägena.

Mot bakgrund av de erhållna resultaten och med sikte på utformningen av nya kärnkraftaggregat uppdrog ELFORSK till projektgruppen att genomföra en andra etapp av projektet omfattande "dels en analys av kunskapsläget beträffande hur skadorna på fisk vid stora vattenintag kan lindras och utarbetande av ett förslag till en eventuell studie av tänkbara åtgärder baserad på denna analys, samt dels studier av vilka ekologiska konsekvenser de pågående klimatförändringarna kan medföra genom att intagstemperaturen på kylvattnet höjs".

1.1 Skadorna på fisk vid stora vattenintag

För att analysera kunskapsläget beträffande skadorna på fisk i kraftverksintag anordnades en workshop under två dagar i Forsmark i december 2010 med deltagande av landets främsta expertis inom området. Ett drygt tiotal personer deltog i workshopen representerande kärnkraftindustrin, vattenkraftindustrin, Fiskeriverket och forskningsinstitutioner vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och universiteten i Karlstad och Luleå. Workshopen redovisades i en rapport i februari 2011 och återges här i sin helhet i appendix 1. Frågan om utarbetandet av ett forskningsprogram baserat på gemensamma behov för vattenkraftindustrin och kärnkraftindustrin har nu tagits om hand av Elforsk i en särskild studie. Inverkan av en klimatförändring på skadorna på fisk vid kylvattenintagen behandlas dock i denna rapport.

1.2 Effekter av klimatrelaterade förhöjningar av havsvattnets temperatur

Temperaturen på det kylvatten, som tas in till kärnkraftverkens kylsystem, bestäms av kustvattnets naturliga temperatur och dess variationer. Intagens utformning kan även påverka temperaturen genom att havsvattnet tidvis är skiktat med varmare vatten i ytliga nivåer och kallare därunder. Vattnets temperaturförhöjning vid passagen av kylsystemen är beroende av den effekt med vilken kärnkraftsaggregaten vid tillfället drivs och den mängd havsvatten, som pumpas genom kylsystemet. Vanligen är temperaturtillskottet 10-12 °C vid full drift av kärnkraftaggregatet. Temperaturen på det vatten, som släpps ut från kraftverken och som påverkar marina organismer i kylvattnet och i recipientområdet, bestäms således i stor utsträckning av intagstemperaturen.

De riskbedömningar och analyser av kylvattenutsläppens miljökonsekvenser, som utfördes i samband med miljömyndigheternas tillståndsgivning till kärnkraftverkens drift under 1960- och 1970-talen, byggde på dåvarande klimatförhållanden. Sedan dess har emellertid en klimatvariation medfört tidvis förhöjda luft- och vattentemperaturer, vilket förändrat förutsättningarna för de gjorda riskbedömningarna.

Det pågår en intensiv klimatforskning, vars hittillsvarande resultat innebär att det inte är osannolikt att havsvattentemperaturen kan komma att fortsätta att öka flera grader under det innevarande seklet (t.ex. Meier *et al.*, 2011). I rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – erfarenheter från de svenska kärnkraftverken" (Ehlin m.fl., 2009) konstaterades att kylvattnet vid kärnkraftstationerna redan nu periodvis når temperaturer, som är kritiska för överlevnaden av vissa arter av fisk och andra organismer. Det kan därför befaras, att ytterligare förhöjning av havsvattnets temperatur och därmed också kylvattnets utsläppstemperatur, kan medföra allvarliga ekologiska konsekvenser.

Projektgruppen har uppskattat framtida utsläppstemperaturer genom att utgå från modellberäknade intagstemperaturer för 1970–1999, adderat en uppvärmning av kylvattnet baserad på nuvarande och tidigare driftsituationer samt slutligen, lagt till en beräknad förhöjning av kustvattnets temperatur (intagsvattnet) orsakad av den pågående klimatförändringen. De beräknade framtida utsläppstemperaturerna och deras säsongsvariation har därefter utnyttjats vid bedömningen av möjliga ekologiska konsekvenser. Vid den bedömningen har erfarenheter och resultat från tidigare studier och undersökningar vid kärnkraftverken utnyttjats, liksom en ny omfattande litteraturstudie beträffande kritiska temperaturer för viktiga arter i de aktuella kraftstationslägena.

För att bedöma möjliga framtida utsläppstemperaturer har projektgruppen utgått från de drift- och temperaturförhållanden, som varit rådande vid de nu befintliga kärnkraftaggregaten. Data på uppmätta intags- och utsläppstemperaturer har erhållits från kraftföretagen. Projektgruppen har således i sina bedömningar inte beaktat andra kylvattenmängder och temperaturförhöjningar eller alternativa utformningar av kylvattenintag.

I kapitel 2 ges en översiktlig beskrivning av de hydrografiska förhållandena i de aktuella havsområdena samt av kraftstationslägena i Forsmark, Oskarshamn och Ringhals. Därefter redovisas bearbetningar av de data rörande kylvattnets temperatur, som kraftföretagen ställt till projektets förfogande och som ger en nödvändig bas för bedömningen av nu rådande och tidigare temperatur- och driftförhållanden.

Klimatförändringens inverkan på havsvattnets temperatur beskrivs i kapitel 3. Där redovisas beräkningar med en klimatmodell av förändringen av havsvattnets temperatur från 1961 till år 2100. Mer detaljerade analyser har gjorts för perioderna 2040–2069 och 2070–2099 och jämförts med den historiska perioden 1970–1999.

Inverkan av kustvattnets och det utsläppta kylvattnets förhöjda temperatur på kylvattenplymernas storlek och form behandlas i kapitel 4.

De beräknade framtida utsläppstemperaturerna har utnyttjats i kapitel 5 vid bedömningen av möjliga ekologiska konsekvenser. Därvid har, förutom höga temperaturvärden, även av klimatmodellen beräknade årstidsförskjutningar beaktats. Sådana förändringar kan t.ex. påverka lek och yngelstadier för fisk. Vid bedömningarna används såväl kunskaper vunna vid forskning och undersökningar med anknytning till kärnkraftverken (Ehlin m.fl., 2009) som resultaten av en omfattande litteraturstudie genomförd inom projektet av SLU:s Kustlaboratorium. I kapitlet analyseras och diskuteras konsekvenserna av kommande höjningar av kustvattnets temperatur generellt och specifikt för respektive kraftstationsläge. Inverkan av höjda temperaturer på förlusterna av organismer i kylvattenintag och kylvattenvägar samt effekterna i recipienten behandlas, och en sammanfattande konsekvensanalys för de olika kraftverken ges.

Behovet av en omsorgsfull planering av kylsystemen för framtida kärnkraftaggregat vad avser lokalisering, placering och utformning av kylvattenintag och utsläpp framhålls avslutningsvis i kapitel 6.

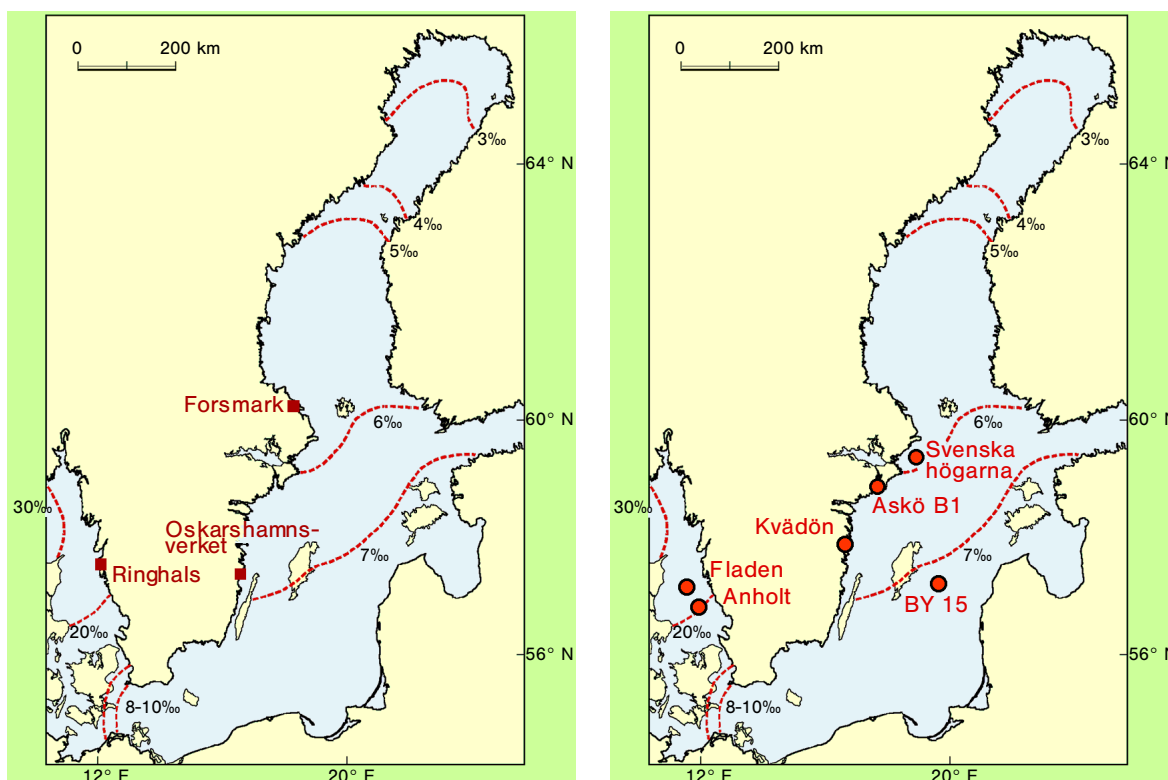
2. Havsområdenas hydrografi och kraftstationslägena

2.1 Havsområdenas hydrografi

Östersjön är ett innanhav med mycket trång och grund (18 m) öppning till världshaven. Dess nordligaste del, Bottniska viken (Bottenviken, Kvarken, Bottenhavet och Ålands hav), har ett övre maximalt 50 till 60 m tjockt ytlager med en salthalt som varierar från 2–3 psu i norr till 5–6 psu i söder. Bottniska vikens djupvatten, där sådant förekommer, har salthalten 7–8 psu. Salthaltsskiktningen är avgörande för den vertikala omblandningen av vattnet och därmed också den vertikala temperaturfördelningen. Temperaturen i de övre delarna av ytlagret varierar mellan c:a 0 °C på vintern och upp till c:a 18 °C på sommaren. I skärgårdsområden förekommer lokalt högre temperaturer. Forsmark ligger vid Bottenhavets sydligaste del.

I Egentliga Östersjön finns ett ytvattenlager, 50–80 m tjockt, med en salthalt på endast 7–8 psu, som ligger över ett djupvatten med salthalten 10–12 psu. På våren och sommaren finns ett några tiotal meter tjockt ytvattenlager med högre temperatur än vattnet på 40–50 meters djup. Även i det övre ytvattenlagret förekommer tidvis en temperaturgradient som under lugna väderperioder kan uppgå till flera grader. Under året varierar temperaturen i det översta tiotalet metrarna mellan strax under 0 och upp till 20 °C, lokalt högre i skärgårdsområden. Oskarshamnsverket ligger centralt på den västra sidan av Egentliga Östersjön.

Kattegatt är en vik av världshavet med salthalten upp mot 35 psu i de djupare delarna. Vid ytan präglas salthalten i Kattegatt av avrinningen från Östersjön, som medför salthalter varierande mellan 20 och 30 psu, ibland ner till 15 psu. Temperaturen i ytvattnet följer årstiden och varierar mellan någon minusgrad i mars till sommartemperaturer upp till 22 °C i augusti. Ringhalsverket ligger centralt på Kattegatts östra sida.



Figur 2.1. Östersjön. Kärnkraftverken och i utredningen använda hydrografiska mätstationer är markerade.

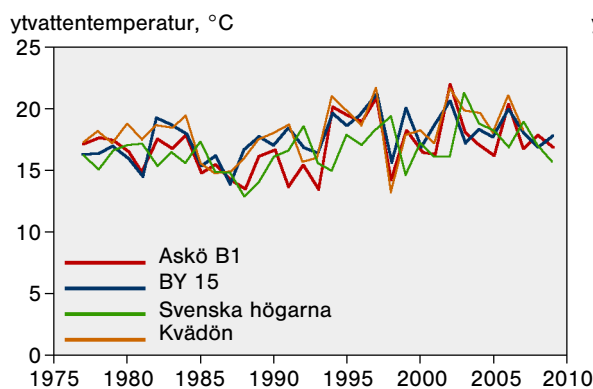
I samband med uppvärmningen under våren värms kustnära, grunda områden mera av solinstrålningen än djupare havsområden. Detta leder till horisontella temperaturdifferenser som kan uppgå till flera grader. Även vinden kan i Östersjön och Bottenhavet orsaka horisontella temperaturdifferenser på flera grader genom s.k. uppvällning. Det innebär att varmt ytvatten förs ut från land av vinden och ersätts med kallt vatten från djupare nivåer.

Temperaturmätningar på olika platser i de Sverige omgivande havsområdena har utförts under lång tid. De har huvudsakligen ingått i nationella och internationella mätprogram för miljöövervakning och forskning och utförts på fastställda geografiska positioner (mätstationer). Dataserierna från mätstationerna i de centrala havsområdena, som besökts av forskningsfartyg, har en mätfrekvens av storleksordningen månad medan mätningar som utförts i kustnära områden, ofta i anslutning till forskningsstationer, delvis har en högre mätfrekvens.

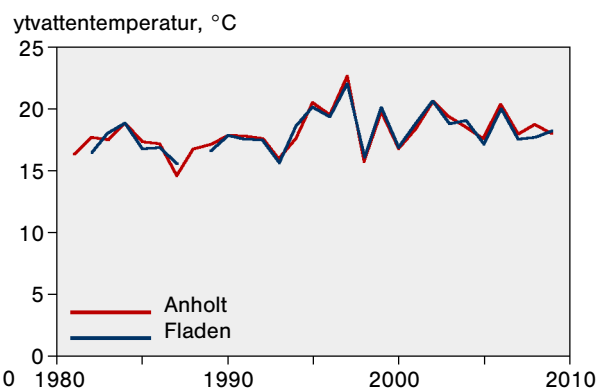
Ett flertal studier, baserade på dataserier av olika längd, men under perioden tidigt 1980-tal till mitten av 2000-talet, visar en ökning av ytvattnets medeltemperatur, speciellt under sommaren (t.ex. Siegel, 2006; Belkin, 2009).

I figur 2.2 har ytvattentemperaturen för augusti månad plottats för två utsjöstationer samt två kuststationer i Östersjön för perioden 1977–2009. Utsjöstationerna är BY15 (internationella havsövervakningsprogrammet) i centrala Östersjön samt Svenska Högarna (nationella miljöövervakningsprogrammet) i norra Gotlandsbassängen. De två kuststationerna är Askö-B1 (Stockholms Universitets forskningsstation Askö) utanför Trosa och Kvädön (nationella miljöövervakningsprogrammet) utanför Valdemarsvik. De olika stationerna uppvisar mycket likartade temperaturvariationer för perioden, med ett års eftersläpning för Svenska Högarna, och samtliga visar en positiv trend som är i stort sett lika stor. För utsjöstationerna är denna trend statistiskt signifikant till skillnad från den för kuststationerna Askö-B1 och Kvädön. Det beror troligtvis på en större variabilitet vid kusten vilket innebär att det är svårare att säkerställa en trend här. Vid Svenska Högarna och vid Askö-B1 är trenden signifikant positiv också för april månad och för årsmedelvärdet. För BY15 är underlaget för inhomogent för att kunna säga något om trender under övriga delar av året. Vid Kvädön har mätningar bara utförts i augusti.

För Kattegatt har motsvarande diagram, figur 2.3, tagits fram för ytvattentemperaturen i augusti. Här visas utvecklingen under åren 1981–2009 för utsjöstationerna Anholt och Fladen och man kan konstatera att dessa kurvor överensstämmer väl med de presenterade för Östersjön. Den positiva trenden är också lika stor och den är signifikant.



Figur 2.2. Medelvärden för augusti månad av yttemperaturen vid stationerna Askö-B1, BY15, Svenska Högarna och Kvädön.



Figur 2.3. Medelvärden för augusti månad av yttemperaturen vid stationerna Anholt och Fladen.

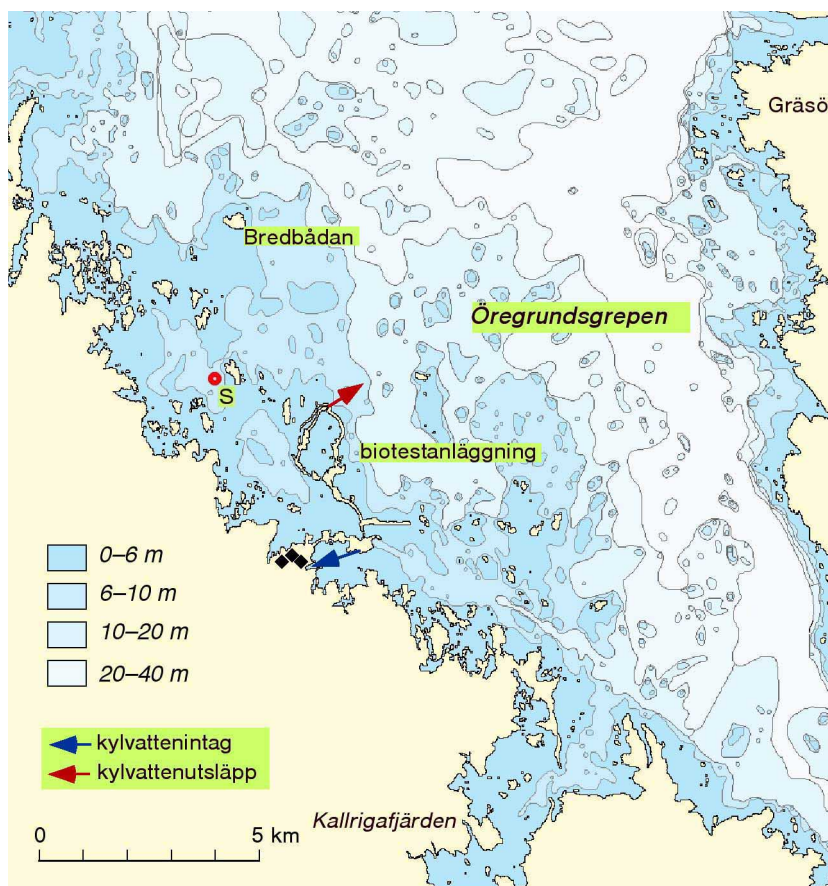
2.2 Kraftstationslägena

2.2.1 Forsmark

Forsmarks kärnkraftverk består av tre aggregat F1, F2 och F3, vilka togs i kommersiell drift 1980, 1981 respektive 1985. F1 och F2 byggdes med en effekt på 900 MWe och F3 med en effekt på 1050 MWe. Under den hittillsvarande driftperioden har verkningsgraden förbättrats i alla tre aggregaten och effekthöjning planerats men ännu inte genomförts. Effekten i slutet av 2010 var för F1 1016 MWe, för F2 1028 MWe och för F3 1212 MWe. Kylvattenmängderna som de olika aggregaten använder är för F1 och F2 44 m³/s vardera och för F3 47 m³/s.

Kraftverket är beläget vid västra stranden av Öregrundsgrepen c:a 17 km NV om Öregrund (se figur 2.4). Öregrundsgrepen utgör en vik av Bottenhavet och begränsas i väster och söder av fastlandet och i öster av Gräsö och Örskär. I norr och nordväst övergår Öregrundsgrepen i öppna havet och djupet varierar här mellan 30 och 50 m. I sydost, i höjd med Öregrund, finns en trång förbindelse med Ålands hav via ett skärgårdsområde.

Öregrundsgrepens östra del domineras av en djupränna med djup lokalt på upp till 50 m, medan den västra delen av Grepen utanför kärnkraftverket består av ett grundområde med ett flertal mindre öar, där djupet varierar mellan 0 och 10 m. De centrala delarna har relativt jämn botten med ett vattendjup på 10–20 m. Öregrundsgrepens medeldjup är c:a 13 m och dess yta är 250 km².



Figur 2.4. Öregrundsgrepen och Forsmarks kärnkraftverk. Vertikal S är markerad. Sjökortunderlag ur Sjöfartsverkets K-bas.



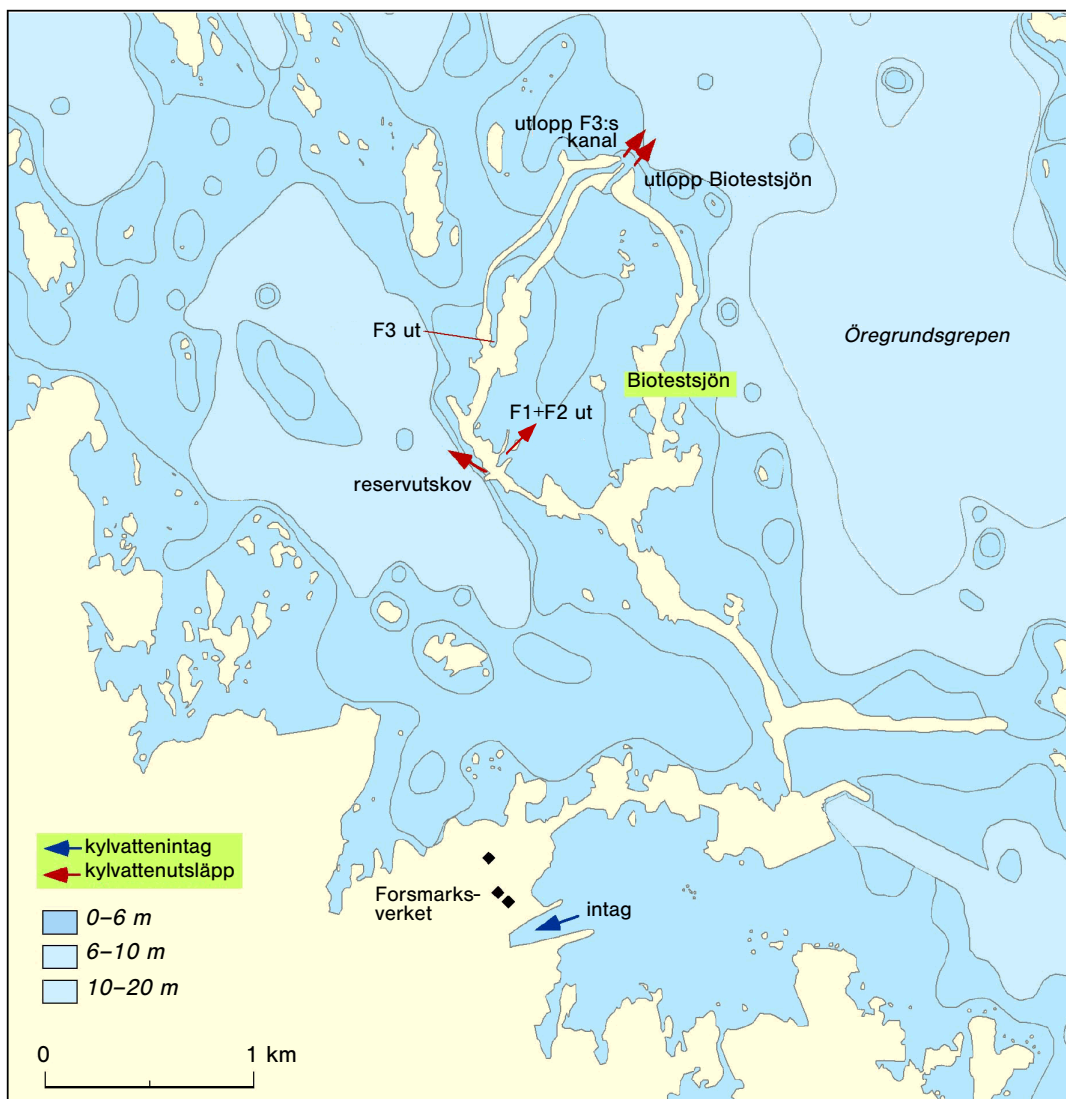
Figur 2.5. Forsmarks kärnkraftverk med intagskanal.
Bild genom Forsmark Kraftgrupp AB

Vattentemperaturen varierar normalt mellan 0 och 18 °C, lokalt högre nära land. Maximala naturliga temperaturer är c:a 23 °C. Öregrundsgrepen är ett uppvärmningsområde, vilket sommartid kan innebära att vid vindar från sydliga riktningar transporteras det varma ytskiktet ut i Bottenhavet och kallare djupvatten når upp i ytan. Härigenom kan ytvattnets temperatur snabbt sänkas flera grader.

Salthalten i Öregrundsgrepen är c:a 5 psu. Forsmarksområdet tjänar som exempel på ett grunt kustområde utan salthaltsskiktning. Öregrundsgrepen är vintertid vanligen täckt av ett fast istäcke.

Intaget av kylvatten sker via en kanal söder om kraftverket (se figur 2.5 och figur 2.6).

Kylvattnet från F1 och F2 leds via en tunnel till den så kallade Biotestsjön, en grund konstgjord sjö begränsad av naturliga öar och anlagda vallar (figur 2.6). Utloppet ligger i norra delen av sjön riktat mot nordost. Det finns också ett reservutskov från tunnelmynningen riktat mot nordväst. Kylvattnet från reaktor F3 leds ut via en separat kanal norr om Biotestsjön med mynning bredvid och norr om utloppet från Biotestsjön.

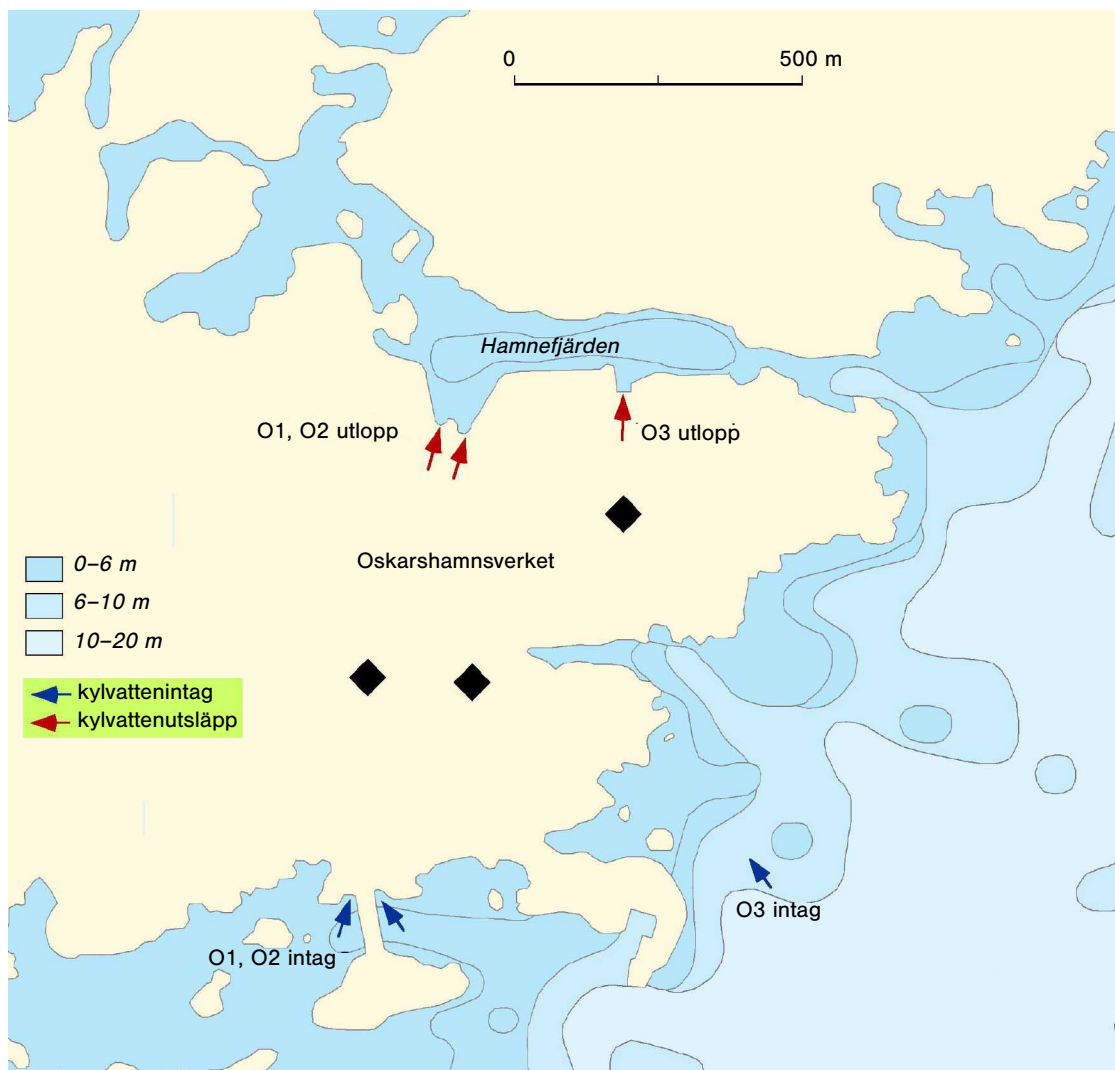


Figur 2.6. Öregrundsgrepen vid Forsmarksverket och Biotestsjön. Kraftstationens intag och utsläpp för kylvatten är markerade. Sjökortunderlag ur Sjöfartsverkets K-bas.

2.2.2 Oskarshamnsverket

Oskarshamnsverket omfattar tre kärnkraftsaggregat 01, 02 och 03. De togs i kommersiell drift 1972, 1974 respektive 1985. 01 byggdes för en effekt på 491 MWe och 02 för 617 MWe. 03 gjordes betydligt större med effekten 900 MWe. Under driftperioden sedan start har förändringar skett som medfört att effekten vid slutet av 2010 var 473 MWe för 01, 638 MWe för 02 och 1400 MWe för 03. Kylvattenmängden, som de olika aggregaten använder, är 25 m³/s för 01, 30 m³/s för 02 och 60 m³/s för 03.

Kraftverket är lokaliserat till Simpevarp c:a 20 km NNO om Oskarshamn (se figur 2.7). Simpevarp ligger på en relativt öppen sträcka av Smålandskusten vid Kalmarsunds norra inlopp. Sydväst om kraftverksläget vidtar ett grunt och mycket örikt skärgårdsparti. Även utanför detta är havet relativt grunt, 2 till 8 m djupt. Utanför Simpevarp varierar djupen typiskt mellan 3 och 20 m. Här finns djuphålor omväxlande med grundare partier. Mot nordost övergår den öppna kusten efterhand i Kråkelundsarkipelagen med ett stort antal öar och grunda partier som är genomsurna av djupare sund. Utanför Kråkelund övergår djupen till att variera mellan 10 och 25 m bortsett från några mindre, grundare partier.



Figur 2.7. Kuststräckan utanför Oskarshamnsverket med intag och utsläpp för kylvatten markerade. Sjökortsrundlag ur Sjöfartsverkets K-bas.

Havsområdet utanför Simpevarp, där salthalten är 7–8 psu, tjänar som exempel på ett svagt salthaltsskiktat djupt område. Den naturliga temperaturen ligger i intervallet 0 till 20 °C, ibland högre i inre skärgårdsområden. Högsta naturliga ytvattentemperatur är c:a 24 °C. Här, liksom i den tidigare beskrivna Öregrundsgrepen, kan uppvällningar med stora naturliga temperaturförändringar som följd förekomma.

Kustparallella strömmar är vanligast, men situationer med transporter från eller mot kusten förekommer också. Strömmarna är vanligen vinddrivna men ibland även orsakade av vattenståndsskillnader mellan Kalmarsunds änder. Typiska strömhastigheter är 0,1–0,2 m/s. Fast is förekommer vissa år.

Kylvattenintaget för O1 och O2, sammanlagt 55 m³/s, har gjorts som ytintag i strandkanten vid den södra skärgårdens nordgräns (figur 2.7 och 2.8). För O3 tas 60 m³/s in genom ett djupintag på 15 meters djup i öppna havet söder om kraftstationsläget. För O2 har ett djupintag tagits i bruk under hösten 2011 och för O1 avses ett djupintag vara färdigställt om något år.

Kylvattnet från Oskarshamnsverket släpps ut i en liten vik, Hamnefjärden (figur 2.7). Dess yta är 0,1 km², och den är till största delen 2–5 m djup, som mest drygt 7 m. Den mynnar på en öppen kust genom ett sund, Hamnehålet, som numera är 50 m brett och 5 m djupt.



Figur 2.8. Oskarshamnsverket. Kylvattenintagen till O1 och O2 är placerade i strandkanten. Foto genom OKG AB.

2.2.3 Ringhals

Ringhalsverket består av fyra kärnkraftaggregat R1–R4. R1 togs i kommersiell drift 1976, R2 1975, R3 1981 och R4 1983. R1 byggdes med en effekt på 750 MWe, R2 med 820 MWe, R3 med 920 MWe och R4 med 900 MWe. Förändringar i aggregaten har medfört att effekten i slutet av år 2010 var 855 MWe för R1, 813 MWe för R2, 1051 MWe för R3 och 935 MWe för R4. Kylvattenmängderna som används vid de olika aggregaten är för R1 44 m³/s, R2 35 m³/s, R3 43 m³/s och R4 43 m³/s.

Ringhalsverket är lokaliserat vid Kattegatt. Det ligger på Väröhalvön strax norr om Båtfjorden, ungefär mitt emellan Varberg och Kungsbacka. Kusten är öppen och det finns endast ett fåtal öar i området. Utanför Ringhals är havets djup på de flesta håll 10 m eller mer. Grundare partier förekommer söderut i anslutning till ön Norra Horta och även längs kusten norrut i Vendelsöfjorden (figur 2.9). Även området söder om Ringhals udde är relativt grunt.

Strax söder om Ringhals ligger den från öppna havet skyddade Båtfjorden med en ränna på c:a 4 m djup in till hamnarna i fiskelägena Bua och Videberg. För övrigt är fjorden grund. Längre söderut mynnar ån Viskan, som vid nordgående ström kan ge en utsötning av havets ytligaste skikt utanför Ringhals.

Områdets salthalt varierar mellan 20 och 35 psu, vilket närmar sig oceana förhållanden. Ytvattnet påverkas av vatten från Öresund. Under det skarpa salthaltssprångskiktet på 8 till 20 m djup finns saltare vatten från Skagerack/Nordsjön. Den naturliga temperaturen varierar mellan ungefär -1 och +22 °C. Den maximala naturliga vattentemperaturen är c:a 25 °C.

Området utanför Ringhals karaktäriseras av att strömmen oftast är kustparallell. Typiska strömshastigheter är 0,2–0,3 m/s. De maximala hastigheterna är dock betydligt högre, c:a 0,75 m/sek i ytskiktet och 0,5 m/sek under språngskiktet. Området är mycket sällan täckt av fast is.



Figur 2.9. Havsområdet vid Ringhals med kylvattenintag och kylvattenutsläpp markerade. Sjökortssunderlag ur Sjöfartsverkets K-bas.

Ringhalsverket tar in kylvatten till sina fyra reaktorer via två kanaler i Vendelsöfjorden vid Stenskär (figur 2.9 och 2.10). Den ena kanalen används för R1 och R2, den andra för de två övriga. Den sammanlagda kylvattenmängden för R1 och R2 är 79 m³/s och för R3 och R4 86 m³/s.

Kylvattenutsläppet sker via två utloppskanaler, som mynnar i ett grundområde innanför Stalpeskären, söder om Ringhals udde. De två utloppskanalerna är riktade åt söder nästan parallellt med strandkanten.

Ringhals är ett exempel på ett kraftstationsläge vid öppen kust i ett relativt djupt och densitetsskiktat hav.



Figur 2.10. Ringhalsverket med intagskanalerna för kylvatten.
Bild genom Ringhals AB

2.3 Kärnkraftverkens hittillsvarande kylvattentemperaturer

De svenska kärnkraftverken använder havsvatten för kylning av sina kondensorer. De tar in vattnet genom intag placerade vid havsstranden och får därigenom kylvatten från kustzonens ytskikt. Undantag utgör det tredje aggregatet vid Oskarshamnsverket, som tar in sitt kylvatten genom en tunnel från 15 meters djup ett par hundra meter ut från stranden. Under 2011 har även ett djupintag färdigställts för Oskarshamnsverkets andra aggregat. Vid passagen genom kärnkraftaggregatens kondensorer höjs kylvattnets temperatur.

Temperaturökningens storlek beror på den aktuella utformningen av respektive aggregat och på den effekt som aggregatet ger vid tillfället. Temperaturförhöjningen når vanligen upp till 10–12 °C men kan tillfälligtvis vara ytterligare några grader.

Vid kraftverkens kylvattenintag mäts kontinuerligt vattnets temperatur. Den mäts även efter det att kylvattnet passerat genom kraftverken vid kylvattenutsläppen vid Forsmark och Oskarshamnsverket. Härigenom erhålls uppgifter på den temperatur som kylvattnet har vid utsläppet i recipienten samt storleken på den temperaturförhöjning, som kraftverket åstadkommit. Vid Ringhals mäts inte det utgående kylvattnets temperatur utan man behöver där utföra en manuell beräkning för att fastställa utsläppstemperaturen.

De högsta utsläppstemperaturerna, som förekommer under sommaren, är de mest intressanta när det gäller kylvattnets ekologiska effekter. Utsläppstemperaturerna når redan nu tidvis upp till de s.k. letaltemperaturerna för vissa marina organismer. Temperaturen under perioder för fortplantning och yngeltillväxt är också av betydelse. Av stort ekologiskt intresse är således att klarlägga hur mycket kylvattentemperaturerna kan komma att öka på grund av den pågående klimatförändringen och om vattentemperaturen förändras i relation till årstiden.

De temperaturvärden som bearbetats har haft olika karaktär. Data från Forsmark utgörs av timvärden, från Oskarshamnsverket dygnsvisa medelvärden av tre mätningar per dygn och från Ringhals dels dygnsmedelvärden, dels 8 mätningar per dygn. Vid de beräkningar av

frekvensen av dagar med temperaturer, som överstiger ett visst gradtal, som redovisas i det följande, har det högsta värdet under dygnet varit avgörande för till vilken klass dygnet inräknats. När datamaterialet redan från början utgjorts av dygnsmedelvärden har detta naturligtvis inte varit möjligt.

Datamaterialet visar temperaturen på det kylvatten, som pumpas in genom kylvattenintagen och släpps ut genom utsläppstunnlarna. I datamaterialet finns luckor, främst under perioder då kraftverksaggregaten av en eller annan orsak varit avstängda och inget kylvatten pumpats. Exempel på sådana perioder är de ofta till sommarhalvåret förlagda revisionsperioderna för respektive kärnkraftsaggregat. Dessutom finns luckor orsakade av fel på mätinstrumenten och elavbrott. Uppenbara tillfälliga felmätningar har sållats bort. Detta innebär att perioder med höga kustvattentemperaturer kan ha förekommit utan att de registrerats genom mätningar av temperaturen på kylvattnet.

Under kapitel 2.2 redovisades översiktligt de olika vattenområdenas karaktär samt placeringen och utformningen av kraftverkens intag och utsläpp för kylvatten. I det följande anges vilka historiska kylvattentemperaturer projektet haft till sitt förfogande samt resultaten av analyserna. Intagstemperaturerna speglar den naturliga kustvattentemperaturen och kan användas som referens till de modellberäkningar, som genomförts för tidigare år och redovisas under kapitel 2.4. De ger vidare en bas vid bedömningen av framtida kylvattentemperaturer. Utsläppstemperaturerna visar den temperatur som idag påverkar de organismer, som transporteras genom kylvattensystemen och de, som finns i kylvattenutsläppets när-område.

2.3.1 Forsmark

Kylvattentemperaturen vid Forsmark har mätts sedan driftstart. På FKAB:s (Forsmarks Kraftgrupp AB) uppdrag mätte SMHI under perioden 1986–2003 vattentemperaturen i intagskanalen, vid utloppet av kylvattentunneln från F1 och F2 i Biotestsjön samt på flera punkter i och utanför Biotestsjön. Mätningarna har genomförts en gång per timme. Från 2003 tog FKAB över ansvaret för mätningarna samt inrättade ett antal nya mätpunkter, bl.a. i F3:s utloppskanal (se figur 2.6). Samma mätfrekvens som tidigare används. FKAB har dessutom ytterligare ett stort antal mätpunkter i kärnkraftaggregatens kylvattensystem men dessa har inte använts i denna studie.

Intagstemperaturen har mätts från bron över kylvattenkanalen (se figur 2.5) av såväl SMHI som senare FKAB. Mätpunkten kallas fortsättningsvis "Intag" (av SMHI kallad ITVT och av FKAB K501). Temperaturen på det kylvatten, som släpps ut genom F1:s och F2:s gemensamma utsläppstunnel, har mätts i ett svallschakt i inloppet till Biotestsjön. Den mätpunkten kallas fortsättningsvis för "F1–F2 ut". SMHI kallade den RSVT och FKAB för "inlopp F1–F2" (inlopp till Biotestsjön från F1–F2). Det utgående kylvattnets temperatur från F3 har mätts i utsläppskanalen för F3 sedan 2003. Mätpunkten kallas fortsättningsvis "F3 ut".

Eftersom F1 och F2 har en gemensam utsläppstunnel kan inte utsläppstemperaturerna från de båda aggregaten skiljas åt med de mätdata som här använts.

INGÅENDE KYLVATNETS TEMPERATUR

Diagrammet i figur 2.11 visar frekvensen av dagar då den uppmätta temperaturen på det ingående kylvattnet överstigit 20 och 22 °C. Det framgår att skillnaderna mellan olika år är mycket stora. Flertalet år når temperaturen inte upp till 20 °C medan den andra år kan överstiga 22 °C under ett flertal dagar. Perioder av närmare en månads längd med intagstemperaturer över 20 °C förekommer, som t.ex. 1994 och 2002. Det bör påpekas att eftersom datamaterialet inte är komplett kan fler tillfällen med höga intagstemperaturer ha förekommit.

Den maximala intagstemperaturen för respektive år 1986–2010 framgår av figur 2.12. Den högsta intagstemperaturen uppmätt i intagskanalen är 23,4 °C. Den inträffade den 2 augusti 1994.

UTGÅENDE KYLVATTNETS TEMPERATUR

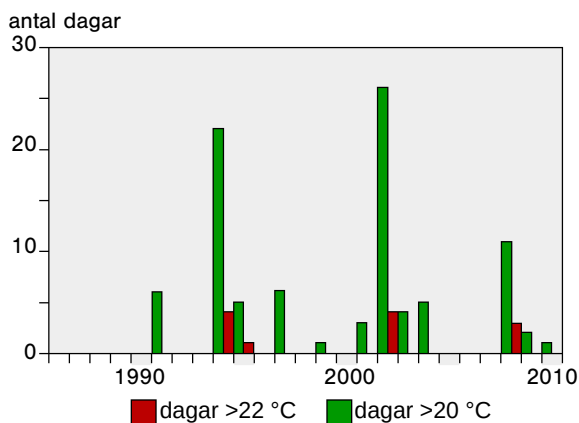
Temperaturen på det utgående kylvattnet från F1 och F2 mäts vid mätpunkten *F1–F2 ut* i Biotestsjön och för F3 vid *F3 ut* i det aggregatets utloppskanal på utsidan av Biotestsjön. I nedanstående diagram, figur 2.12, återges de årsvisa maximala temperaturerna i intagskanalen, som nämndes ovan, och i utsläppen från F1–F2 och F3.

Den högsta uppmätta temperaturen i det utgående kylvattnet från F1–F2 är 32,1 °C. Den uppmättes den 9 augusti 2002. I F3:s utgående kylvatten har som mest uppmätts 32,7 °C under den bearbetade perioden (2003–2010). Den inträffade den 18 juli 2003.

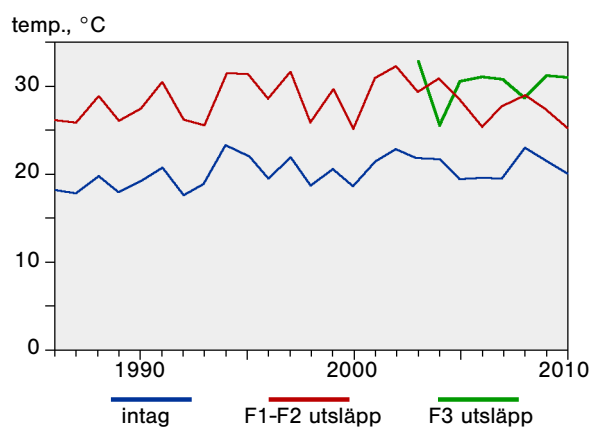
KYLVTNETS UPPVÄRMNING

Kylvattnets uppvärmning vid passagen genom kraftverket har beräknats som skillnaden mellan de uppmätta temperaturerna vid kylvattenutsläppen och i intagskanalen. Uppvärmningen når vanligen upp till 9–10 °C vid F1–F2 och 11–12 °C vid F3. Tillfälligtvis kan den stiga ytterligare 5–6 grader i båda kylvattensystemen. De största uppvärmningarna som beräknats, efter det att tveksamma temperaturvärden tagits bort, är för F1–F2 16,3 °C och för F3 18,6 °C.

De maximala månadsvisa uppvärmningarna 2003–2010 vid F1–F2 och F3 återges i figur 2.13. Av diagrammet framgår att uppvärmningen vanligen är större vid F3 än vid F1–F2 men att tillfälliga höga uppvärmningar kan förekomma i båda kylvattensystemen.

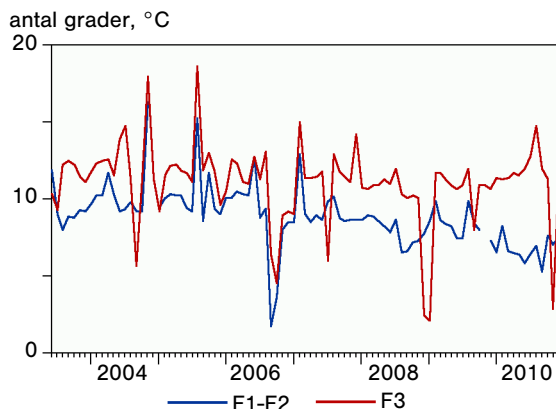


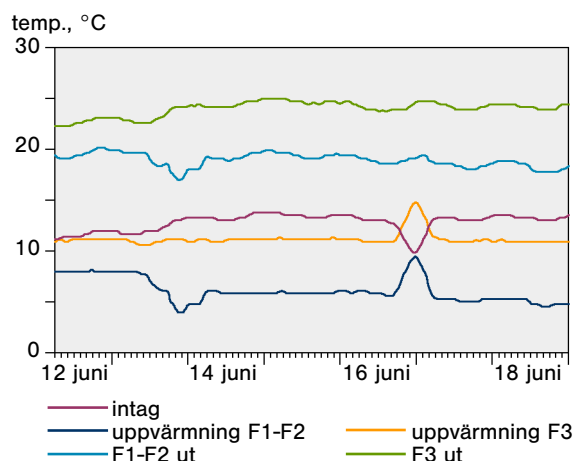
Figur 2.11. Antal dagar med uppmätta temperaturer överstigande angivet gradtal i Forsmarks intagskanal.



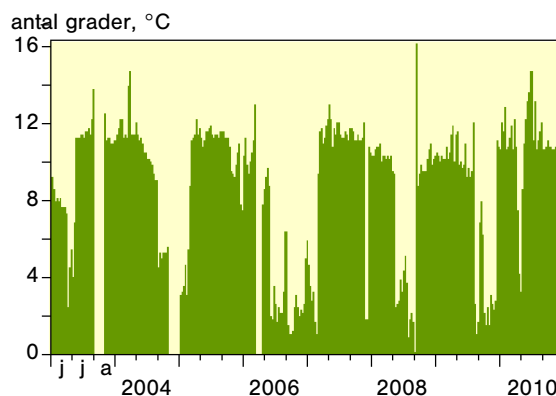
Figur 2.12. Maximala temperaturer uppmätta i Forsmarks intagskanal och vid utloppen från F1–F2 och F3.

Figur 2.13. Maximal uppvärmning månadsvis vid F1–F2 och och F3 2003–2010.





Figur 2.14. Tillfälligt hög uppvärmning av kylvattnet i juni 2004.



Figur 2.15. Kylvattnets uppvärmning vid F3 under juni-augusti åren 2003-2010.

De stora tillfälliga uppvärmningarna av vattnet är inte knutna till årstid utan kan förekomma både vinter och sommar. Däremot så uppträder de stora uppvärmningarna sommartid samtidigt som intagstemperaturen är förhållandevis låg. Utsläppstemperaturerna sommartid i samband med hög uppvärmning av kylvattnet har därför inte varit speciellt höga.

Vid några tillfällen har uppvärmningen kortvarigt varit betydande i samband med att intagstemperaturen sjunkit kraftigt, sannolikt med anknytning till s.k. uppvällning av kallt djupvatten till intagskanalens nivå. Ett sådant tillfälle åskådliggörs i figur 2.14. Där framgår att när intagstemperaturen sjunker ökar uppvärmningen av kylvattnet såväl vid F1-F2 som vid F3. Utsläppstemperaturen ökar däremot i mindre grad. Ytterligare exempel återfinns i appendix 2.

Uppvärmningens variation juni-augusti under åren 2003-2010 vid F3 åskådliggörs i figur 2.15. Motsvarande diagram för F1-F2 återfinns i appendix 2.

Det framgår att uppvärmningen vid F3 under juni-augusti vanligen når 11-12 °C och kortvarigt ytterligare några grader högre. Vid F1-F2 är uppvärmningen sommartid ofta kring 9 °C och vid enstaka tillfällen kan den stiga till 10 °C.

2.3.2 Oskarshamnsverket

Temperaturdata från Oskarshamnsverkets tre kylvattenintag har varit tillgängliga enligt följande.

- Från O1 för perioden 2006-2010, ingående och utgående kylvatten.
- Från O2 för perioden 1982-2001 ingående kylvatten och för perioden 2002-2010 ingående och utgående kylvatten.
- Från O3 för perioden 1993-2010 ingående kylvatten och för perioden 2006-2010 utgående kylvatten.

OKG uppger att datamaterialet avseende O2:s intagstemperatur är av skiftande kvalitet för perioden 1982-2001. I den mån dygnsmedeltemperaturen inte funnits i underlagsmaterialet har denna beräknats av OKG som medelvärden av de mätningar som gjorts av de tre driftskiften. Ibland saknas data från något av skiften. Under korta stopp har data från O1 använts för år 2000 för att representera även O2.

INGÅENDE KYLVATTEN

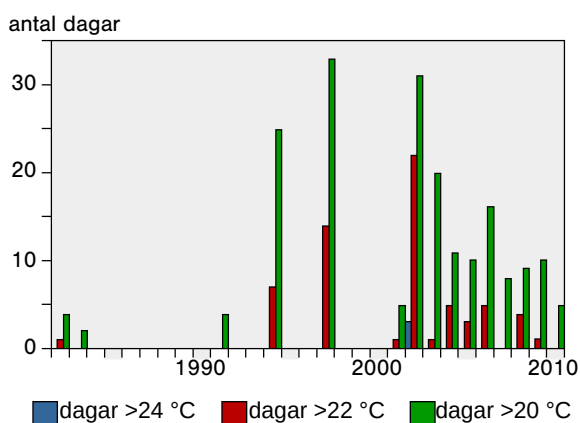
Frekvensen av antal dagar per år sedan 1982 med uppmätta intagstemperaturer över ett visst gradtal vid O2 redovisas i diagrammet i figur 2.16.

Det framgår av diagrammet att det är mycket stora variationer i temperaturklimatet mellan olika år. Motsvarande diagram för O1 2006–2010 och O3 1993–2010 återfinns i appendix 2. Vid ytintagen för O1 och O2 överstiger temperaturen vissa år 20 °C under en sammanhängande tid på nästan en månad (1994, 2002) och 22 °C under 3 veckors tid (2002). Vid djupintaget för O3 kan temperaturen överstiga 20 °C ett tiotal dagar under ett år och 18 °C inemot 40 dagar per år.

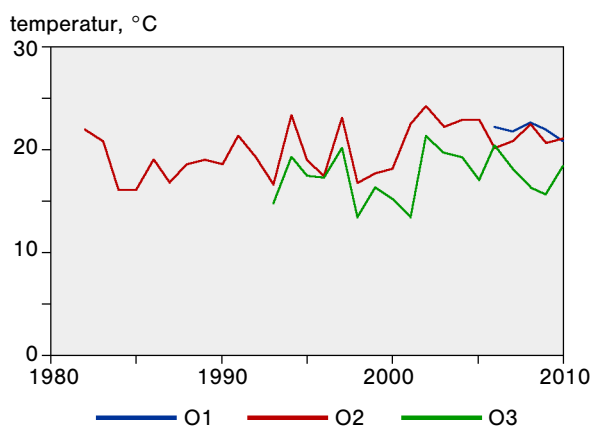
Figur 2.17 visar den maximala temperaturen per år för respektive intag. I diagrammet framgår tydligt de stora årsvisa skillnaderna i kustvattnets temperatur. De maximalt uppmätta temperaturen vid de tre intagen är

- O1 22,8 °C 2008-07-31 och 2008-08-01
- O2 24,4 °C 2002-08-17
- O3 21,5 °C 2002-08-20

O3:s kylvattenintag har sommartid, som väntat, vanligtvis lägre temperaturer än de övriga intagen. Vid vissa hydrografiska situationer kan dock varmt ytvatten pressas ner till djup, som motsvarar O3:s intagsnivå. Intagstemperaturen kan då stiga till samma värden, som i de vid stranden belägna ytvattenintagen för O1 och O2.



Figur 2.16. Antal dagar med intagstemperaturer överstigande angivet gradtal vid O2.



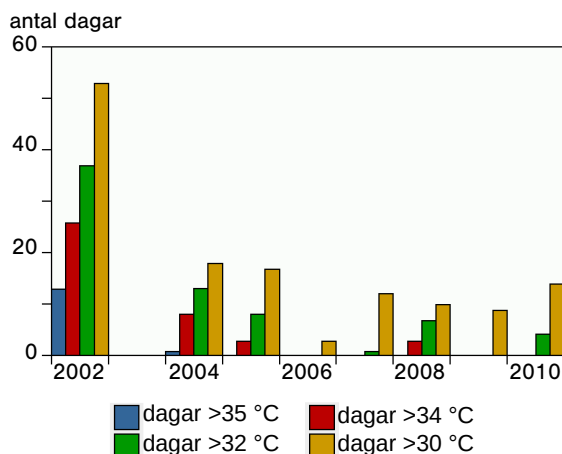
Figur 2.17. Respektive års maximala intagstemperatur vid O1, O2 och O3. Observera att data från O1 saknas fram till och med 2005 och för O3 innan 1993.

UTGÅENDE KYLVATTNETS TEMPERATUR.

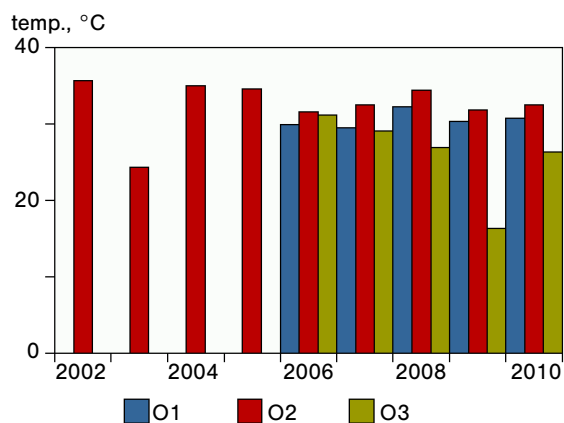
Värden på utsläppstemperaturen från de tre aggregaten vid Oskarshamnsverket har erhållits för perioden 2006–2010. Utsläppstemperaturer har även erhållits för O2 från perioden 2002–2005.

Figur 2.18 visar antalet dagar per år som det utgående kylvattnet från O2 överstiger ett visst gradtal. Skillnaderna är stora mellan olika år och naturligtvis beroende på intagstemperaturens variation.

Motsvarande diagram för O1 och O3 återfinns i appendix 2.



Figur 2.18. Antal dagar med utgående kylvattentemperatur från O2 överstigande angivet gradtal under perioden 2002–2010.



Figur 2.19 Maximal utsläppstemperatur från O1, O2 och O3 under perioden 2002–2010. Data saknas för O1 och O3 2002–2005.

I figur 2.19 återges årsvis den maximala utsläppstemperaturen från de tre aggregaten vid Oskarshamnsverket. Den högsta utsläppstemperaturen har uppmätts vid O2 men även O3 kan ha perioder med utsläppstemperaturer över 30 °C.

Den maximala utsläppstemperaturen under perioden 2002–2010 för O2 och 2006–2010 för O1 och O3 är:

- O1 32,3 °C uppmätt 2008-07-30
- O2 35,7 °C uppmätt 2002-08-26
- O3 31,3 °C uppmätt 2006-08-13

Det kan förmodas att ännu högre utsläppstemperaturer uppnåtts under tidigare år med höga intagstemperaturer, som t.ex. 1994.

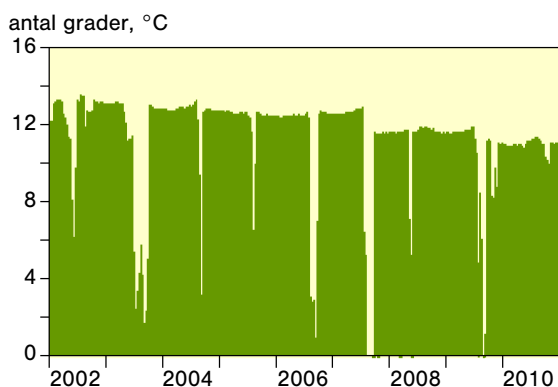
KYLVATTNETS UPPVÄRMNING

Av tabell 2.1 framgår att uppvärmningen av kylvattnet vid Oskarshamnsverket överstiger 13 °C under långa tidsperioder vid O1 och O2. Vid O3 når den under åren 2006–2010 upp till 11 °C.

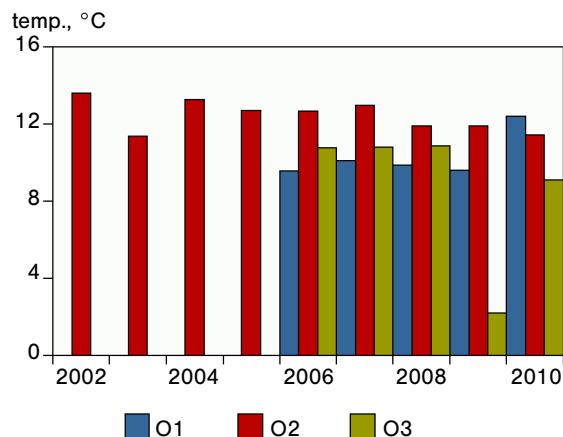
Figur 2.20 visar uppvärmningen vid O2 under perioden 2002–2010. Motsvarande diagram för O1 och O3 avseende 2006–2010 återfinns i appendix 2.

Tabell 2.1. Kylvattnets uppvärmning vid Oskarshamnsverket. Antal dagar per år.

O1	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
>13 °C								13	31
>12 °C							12	31	103
>11 °C							12	27	123
O2	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
>13 °C	160	109	28						
>12 °C	268	209	319	314	285	198			
>11 °C	327	219	323	334	285	279	320	222	154
O3	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
>13 °C									
>12 °C									
>11 °C					112				



Figur 2.20. Kylvattnets uppvärmning vid O2 under åren 2002–2010.



Figur 2.21. Maximal uppvärmning vid O1, O2 och O3 under juni–augusti 2002–2010.

Den maximala uppvärmningen av kylvattnet under sommaren (juni–augusti) vid Oskarshamnsverket framgår av figur 2.21.

Maximalt har uppvärmningen under perioden 2002–2010 uppgått till 13,6 °C vid O2. Vid O1 var den under perioden 2006–2010 13,8 °C och vid O3 som mest 11,2 °C.

2.3.3 Ringhals

Ringhalsverket har två kylvattenintag, det ena för R1 och R2 samt det andra för R3 och R4. I det följande benämns intagen R1–R2 respektive R3–R4.

Temperaturdata från Ringhals har erhållits för perioden 1982–2009 för R1–R2 och för perioden 1992–2009 för R3–R4. För R1–R2 saknas dock 1998. Temperaturen mäts inte vid kylvattenutsläppet men kan beräknas. Ringhals har på begäran beräknat utsläppstemperaturen för några dagar med speciellt höga intagstemperaturer och resultatet redovisas i det följande.

INGÅENDE KYLVATTEN.

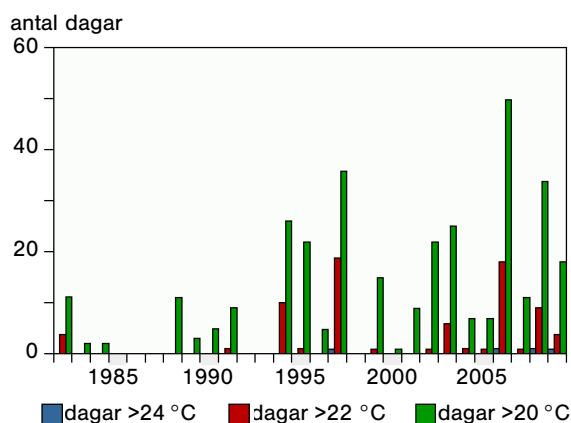
Figur 2.22 redovisar frekvenserna av uppmätta kylvattentemperaturer över 20, 22 och 24 °C vid R1–R2.

Av diagrammet framgår att intagstemperaturen varierar mycket mellan olika år och flera år når den inte 20 °C. Det kan nämnas att 1987 och 1993 var särskilt kalla och då uppmättes inga temperaturer i kylvattenintagen över 18 °C. Följande diagram redovisar på motsvarande sätt intagstemperaturerna vid intaget till R3–R4.

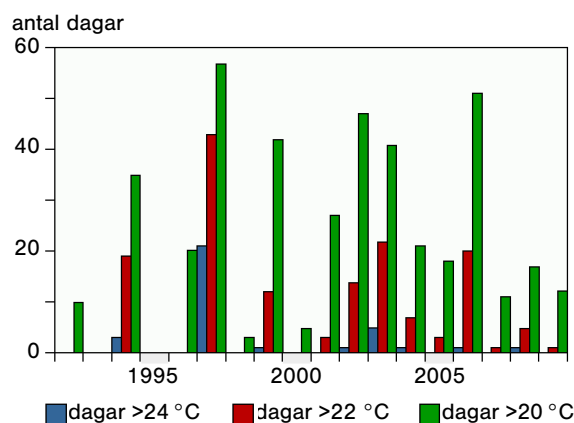
Av diagrammet framgår att 1997 överskred intagstemperaturen 24 °C under 21 dagar. De maximala årsvisa intagstemperaturerna vid respektive intag framgår av figur 2.24.

Temperaturen vid intaget R1–R2 är oftast lägre än vid intaget R3–R4 fram till 2006. Därefter har de god överensstämmelse. Orsaken skulle kunna vara att placeringen av temperaturmätaren i något av intagen ändrats eller att ny kalibrerad mätare monterats omkring 2006. Detta skulle kunna förklara skillnaderna mellan figur 2.22 och 2.23.

Den högsta uppmätta intagstemperaturen vid R1–R2 är 24,5 °C. Den uppmättes den 30 juli 2006 och 4 juli 2009. Den maximalt uppmätta intagstemperaturen vid R3–R4 är 25,6 °C, uppmätt den 11 augusti 2003.

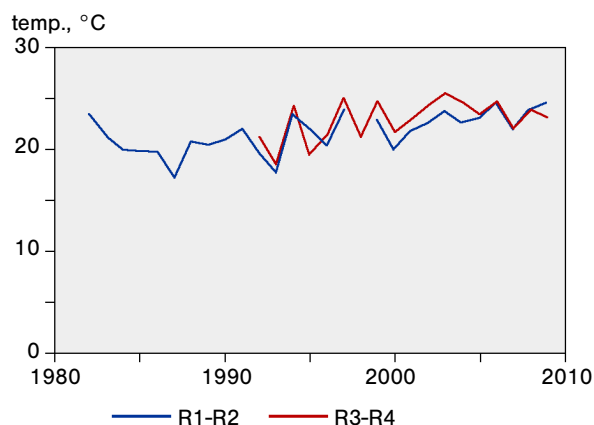


Figur 2.22. Antal dagar 1982–2009 med temperaturer överstigande angivet gradtal vid kylvattenintaget R1–R2. Data för 1998 saknas.



Figur 2.23. Antal dagar 1992–2009 med temperaturer överstigande angivet gradtal vid kylvattenintaget R3–R4.

Figur 2.24. Maximala temperaturer uppmätta vid kylvattenintagen R1–R2 och R3–R4. Data för R1–R2 saknas för 1998.



UTGÅENDE KYLVATTNETS TEMPERATUR

Det utgående kylvattnets temperatur mäts inte vid Ringhals. Det kan emellertid beräknas och Ringhals AB har på begäran genomfört sådana beräkningar för ett antal tillfällen med höga intagstemperaturer. De erhållna utsläppstemperaturerna redovisas nedan.

Tabell 2.2. Beräknade utsläppstemperaturer vid Ringhals.

Intag R1–R2	intagstemperatur	utsläppstemperatur
• 2008-08-01	23,9 °C	33,5 °C
• 2006-07-30	24,5 °C	34,6 °C
• 2003-08-11	23,8 °C	34,2 °C
<i>Intag R3–R4</i>		
• 2003-07-31	24,5 °C	29,6 °C
• 2003-08-02	25,1 °C	35,1 °C
• 2003-08-11	25,6 °C	35,7 °C
• 1997-08-13–29 ¹⁾	25,0 °C	35,0 °C

¹⁾ många dagar med hög intagstemperatur

Av ovanstående data kan konstateras att utsläppstemperaturer åtminstone på 35–36 °C förekommer under varma sommarperioder.

Mot bakgrund av utsläppstemperaturernas stora ekologiska betydelse bör automatisk mätning av kylvattnets utsläppstemperatur snarast införas vid Ringhals.

2.3.4 Sammanfattade uppgifter

Nedanstående tabell visar temperaturförhållandena vid de svenska kärnkraftverkens kylsystem så som de framgår av det datamaterial som kraftföretagen ställt till projektets förfogande. Då datamaterialet tidvis har luckor beroende på avbrott i aggregatens drift eller felaktigheter i mätutrustningen, kan högre temperaturer ha förekommit men ej observerats.

Uppvärmningen av kylvattnet vid passagen genom kylsystemet vid F1–F2 är vanligen av storleksordningen 9–10 °C och vid F3 11–12 °C. Vid enstaka tillfällen kan den vara ytterligare några grader. Uppvärmningen av kylvattnet vid O1 och O2 överstiger under långa tidsperioder 13 °C och vid O3 11 °C.

Enstaka beräkningar visar att kylvattnets uppvärmningen vid Ringhals är c:a 10 °C. Mätning av utsläppstemperaturen vid R1–R2 och R3–R4 bör införas.

Tabell 2.3. Temperaturförhållanden vid kärnkraftverken.

aggregat	intag, max. dagar/år >22 °C	intag, max. dagar/år >24 °C	intag max. °C	utsläpp max. °C
F1-F2	4	0	23,4	32,1
F3 ¹⁾	4	0	23,4	32,7
O1 ²⁾	5	0	22,8	32,3
O2 ³⁾	22	3	24,4	35,7
O3 ⁴⁾	0	0	21,5	31,3
R1-R2	19	1	24,5	⁵⁾
R3-R4	43	21	25,6	⁵⁾

¹⁾ Endast 8 års data.

²⁾ Endast 5 års data.

³⁾ Utsläppstemperatur endast 9 år.

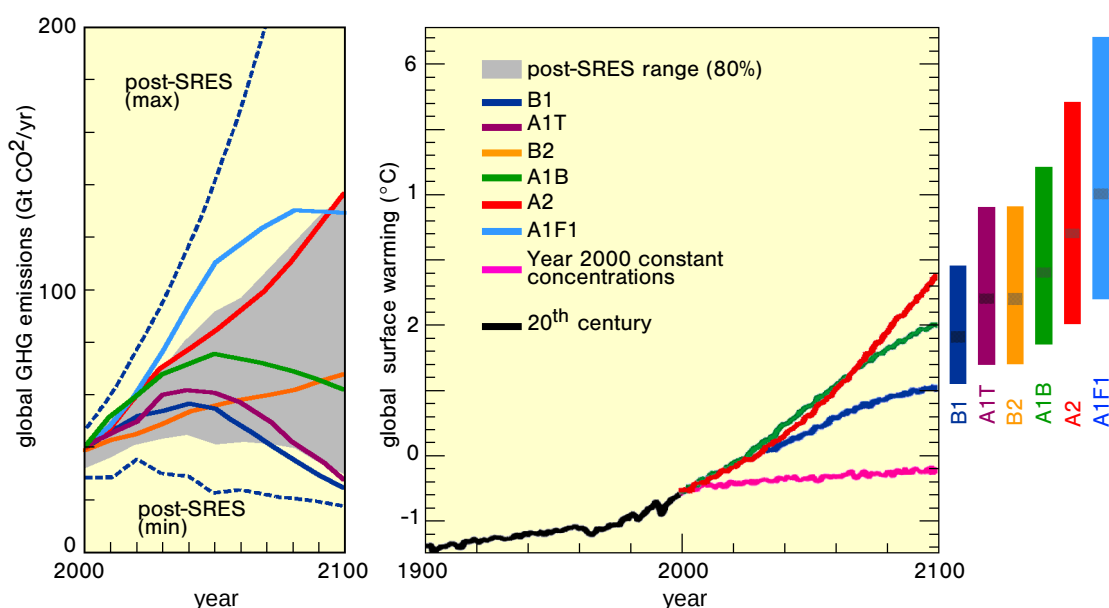
⁴⁾ Utsläppstemperatur endast 5 år.

⁵⁾ Ett fåtal genomförda beräkningar visar att utsläppstemperaturer på åtminstone 35–36 °C kan förekomma.

3. Tänkbara förändringar på kylvattnets intags-temperatur.

3.1 Klimatscenario och modell

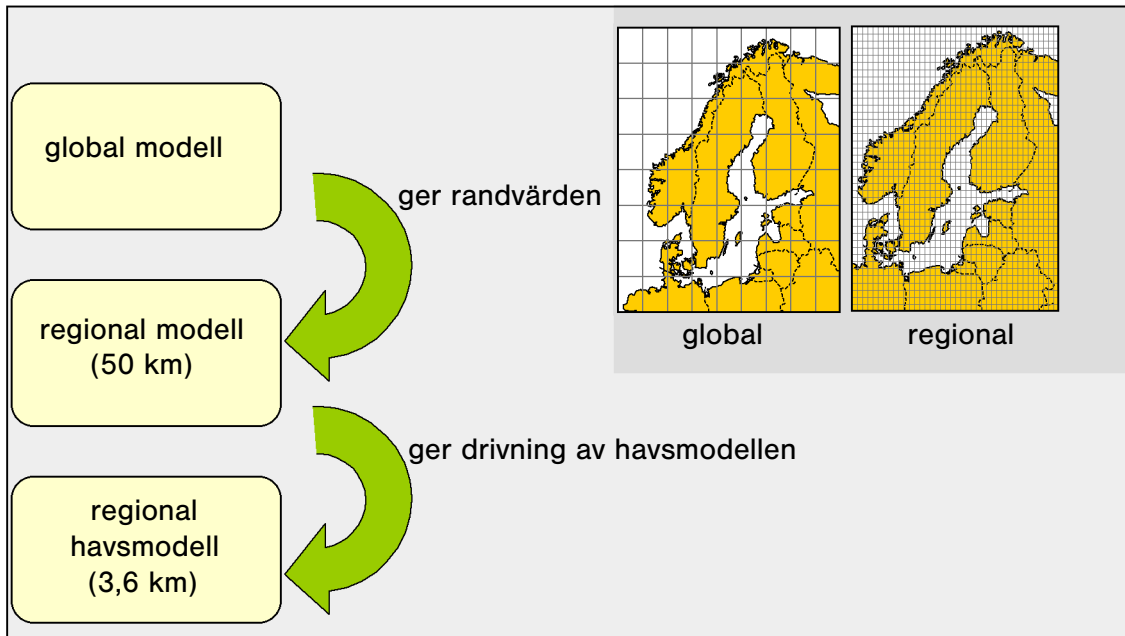
I en rapport från FN:s klimatpanel, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007), presenterades ett antal olika utsläppsscenarioer baserade på så kallade "story lines" där man beskriver olika antaganden när det gäller den framtida utvecklingen på vår jord. I figur 3.1.a visas de uppskattade koldioxidutsläppen för dessa "story lines". Den framtida atmosfärstemperaturen har beräknats för de olika utsläppscenarierna med hjälp av ett antal olika globala cirkulationsmodeller. Resultaten som presenterades i IPCC 2007 visas i figur 3.1b där de vertikala staplarna till höger om diagrammet ger ett mått på osäkerheten för den beräknade temperaturökningen år 2100 för respektive utsläppsscenario.



Figur 3.1 a) uppskattade utsläpp av koldioxid för olika scenarier, b) uppskattad uppvärmning av atmosfären fram till år 2100 för olika scenarier (från IPCC, 2007).

I denna rapport har utsläppsscenarioet A1B tillämpats, vilket innebär snabb tillväxt av världsekonomin, att befolkningen ökar fram till mitten av århundradet för att därefter avta, snabb introduktion av ny och mer effektiv teknologi sker, samt att en blandning av förnyelsebar och fossil energi nyttjas. Detta scenario ligger någonstans i mitten av de olika alternativen och används allt oftare i klimatsimuleringar.

Efter att utsläppsscenarioet valts, ska en global klimatmodell väljas och vi har här använt oss av HadCM3 från Hadley Centret. Den globala modellen ger randvärden till den regionala, kopplade modellen RCAO (Rossby Centre regional Atmosphere–Ocean model, Räisänen m.fl., 2004), som har en upplösning på 50 km. RCAO tillhandahåller atmosfärisk drivning till oceanmodellen RCO (Rossby Centre Regional Ocean model, Meier *et al.*, 2003) som körs med upplösningen 3,6 km för perioden 1961–2099. Denna modell täcker Östersjön samt Kattegatt. Nedskalningen från det globala till det regionala illustreras i figur 3.2. där man kan se att Östersjön och Västerhavet i detta exempel beskrivs av endast 9 gridceller i den globala modellen.



Figur 3.2 Schematisk bild som visar modellhierarkin (SMHI).

3.2 Modellresultat för historisk tid

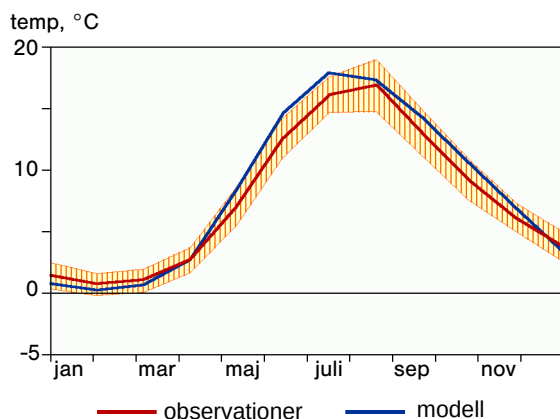
För att undersöka modellens prestanda utfördes jämförelser mellan modellresultat och observationer för ett antal olika platser med långa observationsserier. Eftersom det är en klimatmodell vi använder kan man inte jämföra enskilda år utan jämförelsen måste göras för en period över vilken klimatet varierar, d.v.s. omkring 30 år. När modellen utvärderats så har temperaturen i en beräkningsruta (3,6×3,6 km) jämförts med en punktmätning, vilket kan ha betydelse om stora lokala variationer förekommer.

Årscyklar

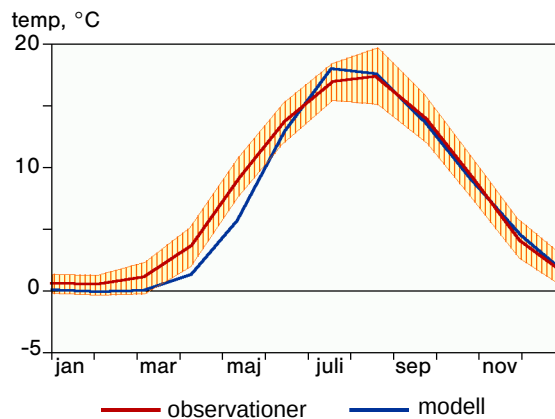
För att kunna göra en jämförelse av årscyklar i ett område krävs att ytvattnets temperatur uppmätts ett stort antal gånger under hela året och för en tillräckligt lång period. Här har två stationer på östkusten använts, Askö-B1 och Vertikal-S utanför Forsmark (se figur 2.1).

I figur 3.3 visas ytemperaturens årscykel för Askö-B1 baserad på observationer under åren 1977–2009 samt standardavvikelsen för varje månad. Den modellerade årscykeln för denna tidsperiod visas också i diagrammet. Här har värden från den gridruta som ligger närmast station Askö-B1 använts. Modellen är generellt något för varm för denna kuststation men håller sig i stort sett inom en standardavvikelse från de observerade värdena. Man kan också notera att i den modellerade årscykeln är juli den varmaste månaden istället för augusti som observationerna ger. Modellen lyckas beskriva variabiliteten väl (visas inte här), både dess storlek och hur den ändras under året med högsta värden för augusti–september och lägsta värden för februari–mars.

Den andra jämförelsen har gjorts för mätstationen Vertikal-S utanför Forsmark. Motsvarande årscykel som för Askö-B1 redovisas i figur 3.4 för perioden 1977–2004. I detta område är modellen något för kall under vinter och vår, speciellt för april–maj då medelvärdet ligger mer än en standardavvikelse från det observerade medelvärdet. För perioden augusti–december är överensstämmelsen mycket god. Den modellerade variabiliteten är mycket för hög under maj–juni och lägre än den observerade under resten av året. Bäst överensstämmelse när det gäller variabiliteten fås under oktober–december.



Figur 3.3. Ytvattentemperaturens årscykel observerad vid Askö-B1 samt modellerad årscykel. Det streckade området avgränsar ± 1 standardavvikelse från det observerade medelvärdet för perioden 1977–2009.



Figur 3.4. Ytvattentemperaturens årscykel observerad vid Vertikal-S samt modellerad årscykel. Det streckade området avgränsar ± 1 standardavvikelse från det observerade medelvärdet för perioden 1977–2004.

Frekvens av höga temperaturer

Eftersom mätningarna vid Askö-B1 utförts 2–3 gånger/månad under sommarmånaderna är materialet för litet för att säga något om frekvensen av höga temperaturer här. Vid Vertikal-S däremot mäts temperaturen varje timme och här har antalet dagar med temperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C beräknats och jämförts med modellresultat för perioden 1977–2004. Antalet dagar med temperatur över 20 °C stämmer mycket bra överens medan för högre temperaturen ligger modellen aningen lägre än Vertikal-S.

Tabell 3.1. Antal dagar/år med intagstemperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C.

1977–2004	Vertikal-S	modell
>20 °C	9	9
>22 °C	2	1
>24 °C	<1	0

Trender

När det gäller trender kan man titta på både hur årsmedelvärdet ändrats och hur förändringarna varit för olika månader. Eftersom det finns fler observationsserier för sommarmånaderna har vi här tillgång till ett större material att jämföra med. Förutom Askö-B1 och Vertikal-S har vi för augusti månad långa tidsserier för stationerna St. Ekö vid Simpevarp (1987–2010) och Vendelsö norr om Ringhals (1988–2010).

Observationerna från Askö-B1 visar på en signifikant, positiv trend för årsmedelvärdet under perioden 1977–2009, vilket inte modellen gör. För de för ekologiska bedömningar viktiga månaderna april och augusti visar både observationer och modell en positiv, signifikant trend för april men ingen signifikant trend för augusti. I augusti är variabiliteten dubbelt så hög som i april vilket, som tidigare nämnts, innebär att det är svårare att statistiskt säkerställa en trend för denna månad.

För Vertikal-S är det svårt att utvärdera årsmedelvärdet med avseende på trender eftersom det under ett flertal år fattas observationer under antingen sommar- eller vintermånader, vilket gör att årsmedelvärdet inte blir representativt. För månaderna april och augusti kan

man dock konstatera att en positiv signifikant trend syns i mätningarna. Den modellerade temperaturen visar också en signifikant positiv trend för april men inte för augusti.

Varken modell eller observationer uppvisar någon signifikant positiv trend för ytttemperaturen för augusti månad vid kuststationerna St. Ekö eller Vendelsö.

I tabell 3.2a har medelvärden, standardavvikelser och trender för augusti sammanfattats för de fyra mätstationerna, Askö-B1, Vertikal-S, St. Ekö och Vendelsö. Tabell 3.2b visar motsvarande värden för april för Askö-B1 och Vertikal-S. Man kan konstatera att överensstämmelsen när det gäller medelvärdena är mycket god utom för Vertikal-S i april, då modellen är för kall. Variabiliteten är också väl modellerad med undantag för augustivärdet vid Vertikal-S.

Tabell 3.2a. Jämförelse mellan observationer och modellresultat för augusti, °C.

<i>station</i>	<i>medeltemp augusti</i>		<i>standardavvikelse augusti</i>		<i>positiv trend för augusti</i>	
	<i>observationer</i>	<i>modell</i>	<i>observationer</i>	<i>modell</i>	<i>observationer</i>	<i>modell</i>
Askö-B1 (1977–2009)	16,9	17,3	2,1	2,9	Nej	Nej
St, Ekö (1987–2010)	16,1	16,6	2,9	2,5	Nej	Nej
Vendelsö (1988–2010)	19,2	19,6	1,5	1,0	Nej	Nej
Vertikal-S (1977–2004)	17,3	17,4	2,3	1,0	Ja	Nej

Tabell 3.2b. Jämförelse mellan observationer och modellresultat för april, °C.

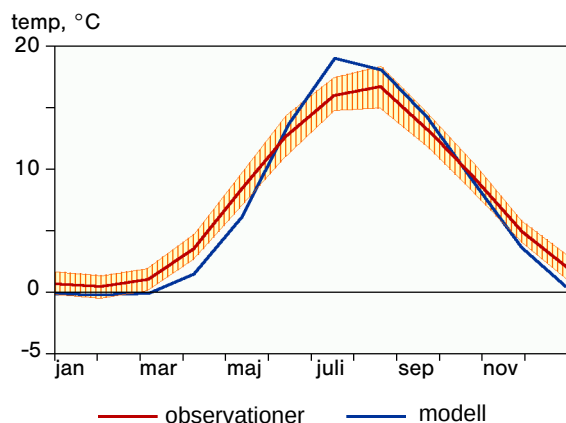
<i>station</i>	<i>medeltemp april</i>		<i>standardavvikelse april</i>		<i>positiv trend för april</i>	
	<i>observationer</i>	<i>modell</i>	<i>observationer</i>	<i>modell</i>	<i>observationer</i>	<i>modell</i>
Askö-B1 (1977–2009)	2,7	2,8	1,0	1,0	Ja	Ja
Vertikal-S (1977–2004)	3,6	1,3	1,6	1,3	Ja	Ja

3.3 Jämförelse mellan modell och uppmätta kylvatten-temperaturer för historisk period

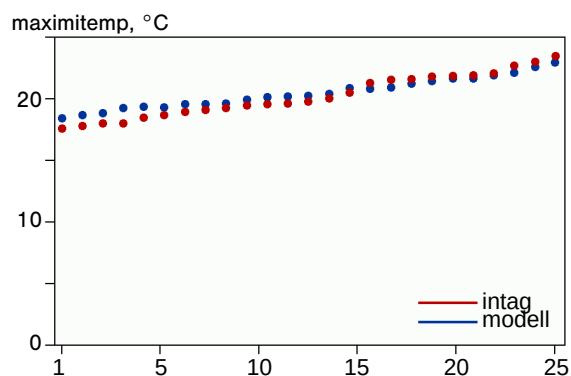
I detta avsnitt görs jämförelser som rör årscyklar, frekvensfördelningar och maximivärden mellan kraftverkens intagstemperatur och den modellerade temperaturen.

Forsmark

Här har intagstemperaturen till Forsmark jämförts med modellresultat för perioden 1987–2010. Trots att Vertikal-S och intaget ligger relativt nära varandra skiljer sig temperaturerna åt påtagligt. Vertikal-S uppvisar en mycket kraftigare säsongsvariation med varmare somrar och kallare vintrar. Överensstämmelsen mellan modell och observerade värden vid intaget är inte lika bra som för Vertikal-S. Det illustreras i figur 3.5. där årscykeln för intagstemperaturen visas tillsammans men den modellerade årscykeln. Att modellen är betydligt varmare under sommaren märks speciellt när antalet dagar/år under perioden 1987–2010 med temperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C beräknats, se tabell 3.3. Här bör påpekas att endast 21 år ligger till grund för denna jämförelse, då det under ett antal år inte gjorts mätningar under hela sommaren. Det är egentligen en för kort tid.



Figur 3.5. Ytvattentemperaturens årscykel observerad vid Forsmarks intag samt modellerad årscykel. Det streckade området avgränsar ± 1 standardavvikelse från det observerade medelvärdet för perioden 1987–2010.



Figur 3.6. Maximitemperaturer vid Forsmarks intag, sorterade från lägsta till högsta, för observerade och modellerade värden under perioden 1987–2010.

Tabell 3.3. Antal dagar/år med intagstemperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C.

1987–2010	intaget	modell
>20 °C	4	12
>22 °C	1	1
>24 °C	0	0

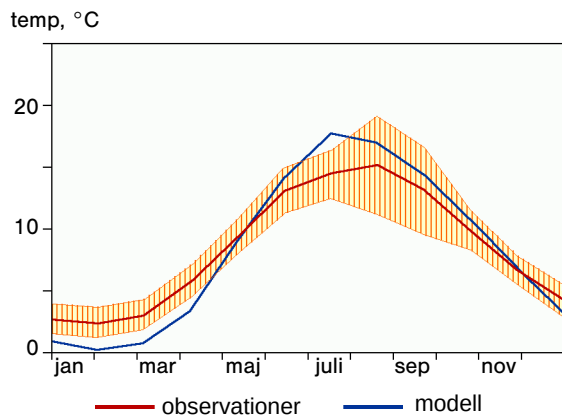
Det är viktigt att veta hur stor den maximala temperaturen i ett område är under ett år. Därför har den maximala temperaturen vid intaget bestämts för varje år och sedan har värdena sorterats från lägsta till högsta maxvärde. Detsamma har gjorts för de modellerade värdena och dessa bägge fördelningar har plottats i figur 3.6. Även om de observerade maximitemperaturerna har ett något större spann än motsvarande modellerade värden så är fördelningarna väldigt lika för maximivärden över 20 °C, liksom det högsta maximivärdet.

Simpevarp

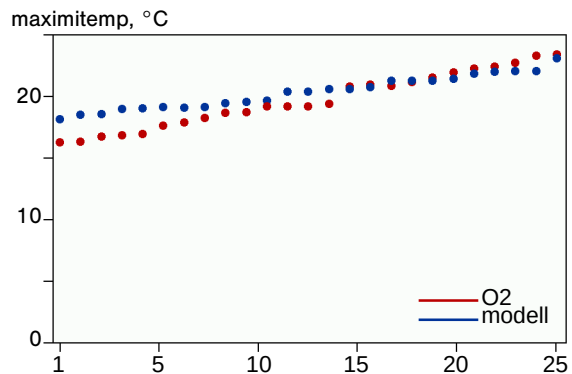
Det är enbart från intaget O2 som det finns en tillräckligt lång period med mätningar som kan användas för en jämförelse med modellresultat (1982–2001 och 2006–2010). Årscyklarna i figur 3.7 visar att för årets första fyra månader är modellen för kall medan den stämmer bättre överens med observationer under senare delen av året. Under perioden juni–september finns det stora luckor i observationsmaterialet vilket gör att det inte går att uttala sig om hur modellen presterar under dessa månader. Det finns en väldigt stor spridning i de uppmätta temperaturerna för augusti och september vilket avspeglas i de stora värden som erhålls för standardavvikelserna för dessa månader.

Antalet dagar/år med temperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C redovisas inte här eftersom alltför många somrar försvinner från observationsmaterialet för att kunna göra en jämförelse.

Den maximala temperaturen har bestämts för varje år och, på samma sätt som tidigare, sorterats från det lägsta till det högsta maxvärdet, figur 3.8. För de lägre maxvärdena skiljer sig modell och observationer åt en hel del. Att det finns så låga observerade maximivärden kan i viss mån förklaras av att det funnits luckor i mätserien under slutet av juli



Figur 3.7. Ytvattentemperaturens årscykel observerad vid Oskarshamnsverket Intag O2 samt modellerad årscykel. Det streckade området avgränsar ± 1 standardavvikelse från det observerade medelvärdet för perioden 1982–2001 och 2006–2010.



Figur 3.8. Maxtemperaturer vid Oskarshamnsverket Intag O2, sorterade från lägsta till högsta, för observerade och modellerade värden under perioden 1982–2001 och 2006–2010.

och början av augusti, d.v.s. under den tid som man oftast uppmäter de högsta temperaturerna. Mer intressant är att de två kurvorna sammanfaller till stor del för maximivärden över 20 °C.

Ringhals

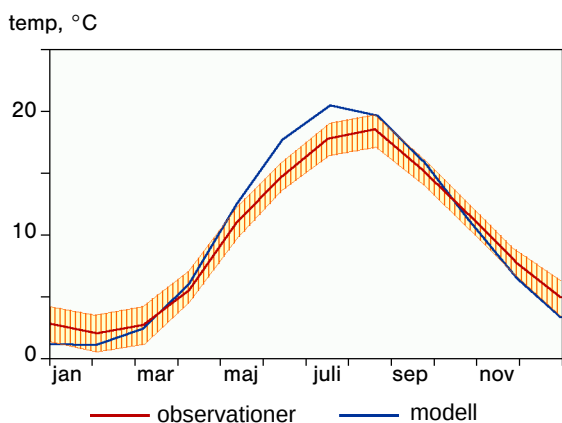
Den längsta mätserien vid Ringhals finns för Intag R1–R2, där intagstemperaturen uppmätts för perioden 1982–2010. Intagstemperaturens årscykel har beräknats och jämförts med den modellerade för yttemperaturen utanför Ringhals. Resultatet visas i figur 3.9. där man kan konstatera att överensstämmelsen är god för vår och höst men att modellen ger alltför höga värden under sommaren.

Detta förhållande återspeglas också i frekvensfördelningen som presenteras i tabell 3.4 där man ser att modellen genomgående ger ett större antal dagar/år än det som observerats för de olika temperaturgränserna. De modellerade maxtemperaturerna är också högre, se figur 3.10, men här är skillnaderna störst för de lägre maxvärdena. Vid Intag R1–R2 är maximitemperaturen för två år lägre än 18 °C under perioden 1983–2010. När det gäller de högsta maxvärdena så skiljer sig inte observationer och modell nämnvärt.

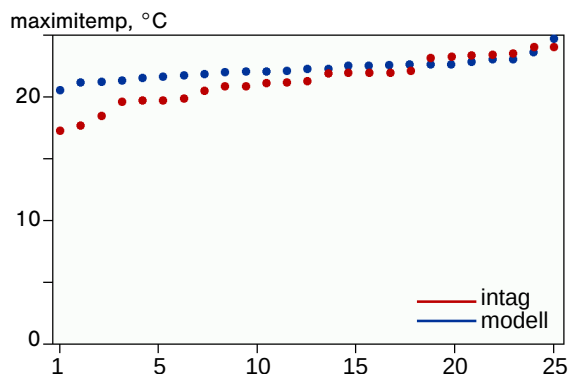
Tabell 3.4. Antal dagar/år med intagstemperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C.

1983–2009	intag R1-R2	modell
>20 °C	11	36
>22 °C	2	7
>24 °C	<1	<1

Om man jämför temperaturerna vid Intag R1–R2 med Intag R3–R4 under den period då data finns för bägge intagen (1992–2010) upptäcker man att till och med år 2006 är temperaturen vid Intag R1–R2 i snitt 1,5 °C lägre än vid Intag R3–R4 för att därefter visa bättre överensstämmelse. Frågan är om temperaturgivaren omkalibrerats efter 2006 och hur detta i sådana fall påverkar resultaten. Tyvärr är serien från Intag R3–R4 för kort för att kunna användas för den typ av modelljämförelser som gjorts ovan, dessutom försvinner ytterligare några år från denna serie då mätningar inte utförts under hela sommaren.



Figur 3.9. Ytvattentemperaturens årscykel observerad vid Ringhals Intag R1–R2 samt modellerad årscykel. Det streckade området avgränsar ± 1 standardavvikelse från det observerade medelvärdet för perioden 1982–2009.



Figur 3.10. Maxtemperaturer vid Ringhals Intag R1–R2, sorterade från lägsta till högsta, för observerade och modellerade värden under perioden 1982–2009.

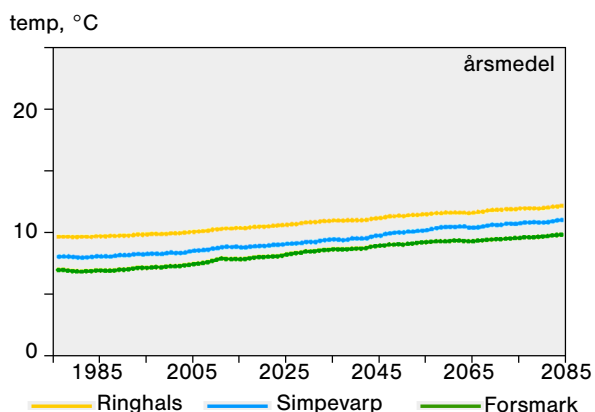
3.4 Möjlig förändring av havsvattentemperaturen fram till år 2100. Allmän analys av modellresultatet för hela perioden

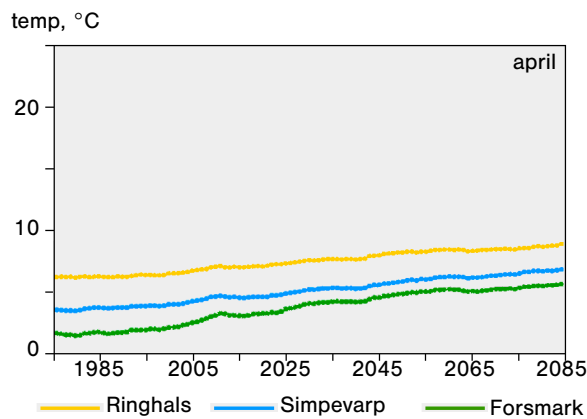
Årsmedelvärden har beräknats för hela modellperioden 1961–2099 för områdena utanför respektive kärnkraftverk. Månadsvisa medelvärden har också beräknats för varje år under denna period. För Forsmark ökar variabiliteten för vintermånaderna runt 2040. Samtidigt minskar variabiliteten påtagligt för april, maj och juni. Även utanför Simpevarp ökar variabiliteten för januari och februari i runt 2040 men inte alls lika mycket. Utanför Ringhals tycks inte variabiliteten ändras under modellperioden.

Tidsserier för samtliga månader för respektive kärnkraftverk återfinns i appendix 3. Observera att dessa tidsserier visas för att ge en uppfattning om hur stora variationer man har från år till år och hur variabiliteten kan ändras under den modellerade perioden. Man kan dock inte titta på ett enskilt årtal och tro att just det året ska bli speciellt varmt även om kurvan visar ett högt värde eftersom det bara är egenskaper över en 30-årsperiod som man kan säga något om.

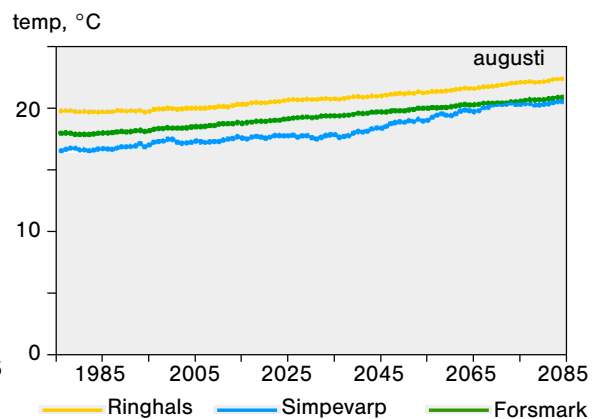
Trendanalyser för perioden 2010–2099 har utförts för april, juli, augusti samt för årsmedelvärdet. I samtliga fall och för samtliga kärnkraftverk erhålls en signifikant positiv trend. I figur 3.11 a–c visas utjämnade tidsserier (30 års glidande medelvärde) för perioden 1976–2084. I diagrammen redovisas resultaten för årsmedelvärdet samt medelvärdet för månaderna april respektive augusti.

Figur 3.11a. Yttemperaturens årsmedelvärde för respektive kärnkraftverksläge. 30 års glidande medelvärde.





Figur 3.11b. Yttertemperaturens medelvärde i april månad för respektive kärnkraftverksläge. 30 års glidande medelvärde.



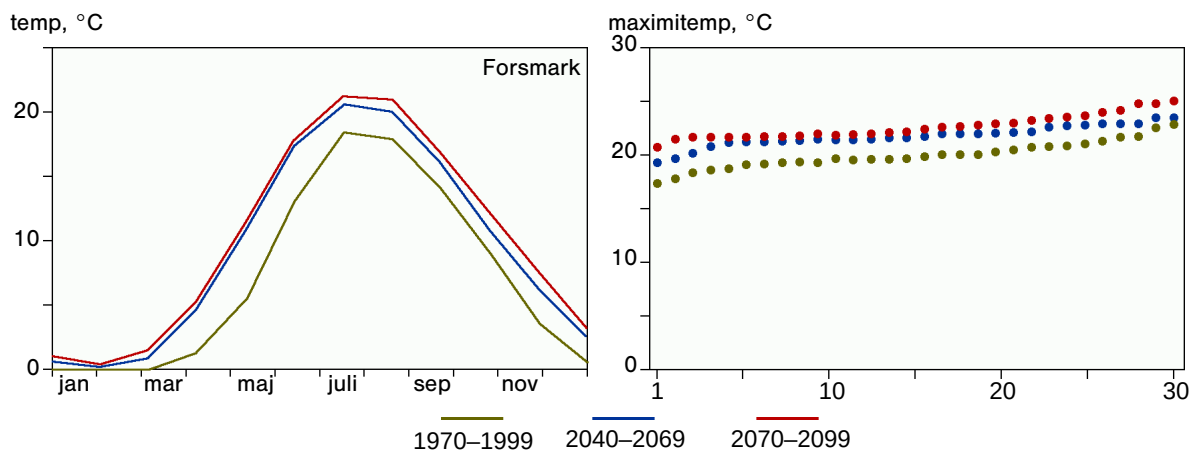
Figur 3.11c. Yttertemperaturens medelvärde i augusti för respektive kärnkraftverksläge. 30 års glidande medelvärde.

3.5 Analys mer i detalj av skillnaden mellan historisk period 1970–1999 och två framtida perioder; 2040–2069 och 2070–2099 vid kraftstationslägena

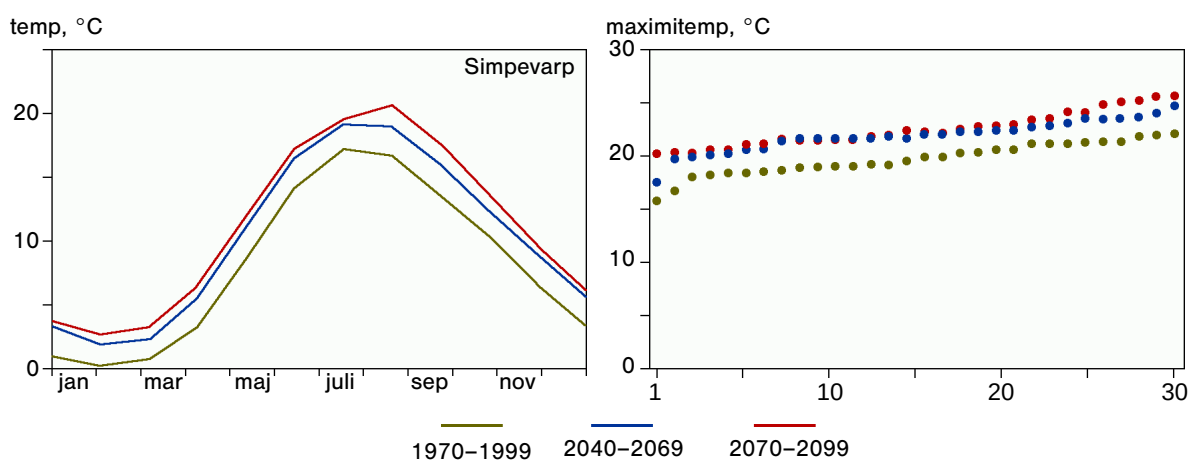
För att få en uppfattning om hur temperaturförhållandena kan komma att förändras har tre modellerade 30-årsperioder jämförts, nämligen 1970–1999, 2040–2069 och 2070–2099. Anledningen till att dessa perioder valts är att under den första perioden så etablerades kärnkraften och riktlinjer drog upp när det gällde kylvattenutsläppen. Ett eventuellt utbyte av nuvarande reaktorer kan komma att ske under perioden 2040–2069, och det är också efter 2040 som man börjar se lite större förändringar i modellkörningarna. Den sista perioden är med för att se hur stor förändringen blir över eventuella framtida reaktors livslängd.

För de tre tidsperioderna har årscykeln bestämts för ytvattnets temperatur utanför respektive kärnkraftverk (se figurena 3.12a, 3.13a och 3.14a). Störst ökning när det gäller årsmedelvärdet mellan de två första perioderna hittar man utanför Forsmark (c:a 2,3 °C), tätt följt av Simpevarp (c:a 2,2 °C) medan ökningen utanför Ringhals beräknas bli något lägre (c:a 1,8 °C). För Simpevarp och Ringhals uppvisar ökningen inte någon nämnvärd årstidsvariation utan är jämnt fördelad över årets månader. För Forsmark visar beräkningarna istället att förändringarna blir ganska små under årets först kvartal (mindre än 1 °C) medan det sker en avsevärd ökning under det andra kvartalet (ungefär 3–5 °C). Man får här komma ihåg att april och maj var de månader då modellen var betydligt kallare än observerade värden (se figur 3.4. och 3.5.). Detta beror förmodligen på att den modellerade ismältningen kommer igång för sent på våren. I ett framtida klimat med mindre is kommer ismältningen att ske tidigare. Den stora ökningen under våren skulle alltså kunna ses som den sammantagna effekten av en framtida uppvärmning och att modellen var för kall under den historiska perioden. (Se vidare i avsnittet om systematiska fel). I appendix 4 presenteras den månadsvisa temperaturförändringen mellan 1970–1999 och 2040–2069 för respektive kraftverksläge samt konfidensintervallet för förändringen.

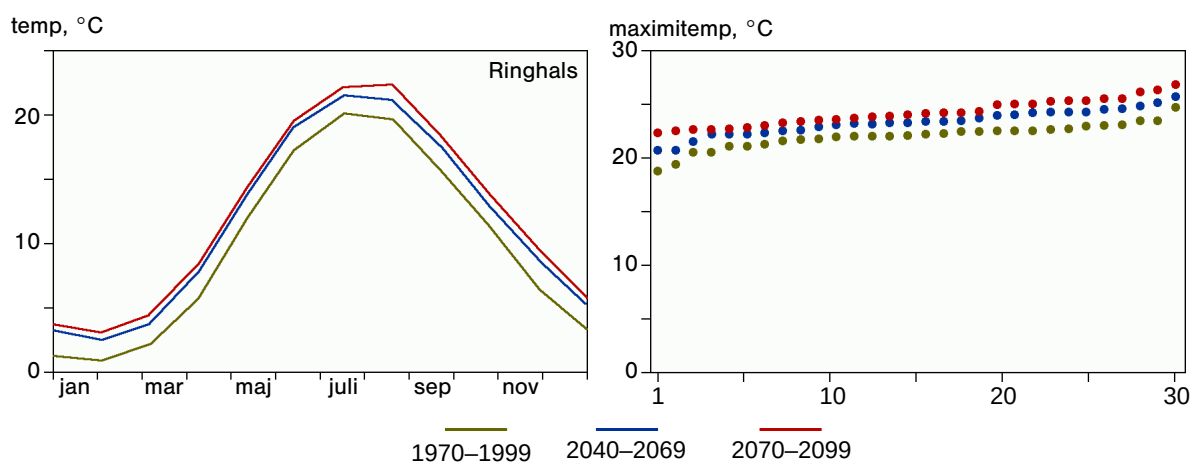
Diagrammen i den högra kolumnen (figur 3.12.b, 3.13.b och 3.14.b) visar hur maximitemperaturerna ändras mellan de tre 30-årsperioderna. För Forsmark är ökningen i snitt 1,9 °C mellan de två första perioderna, däremot är ökningen av det högsta maxvärdet mindre. Den största ökningen av maxvärdena, med 2,2 °C i medel, uppvisar Simpevarp medan ökningen vid Ringhals är betydligt lägre, 1,3 °C.



Figur 3.12. Forsmark a) Ytvattentemperaturens årscykel modellerad för tre 30-årsperioder. b) Modellerade maximitemperaturer, sorterade från lägsta till högsta, för tre 30-årsperioder.



Figur 3.13. Samma som 3.12.men för Simpevarp.



Figur 3.14. Samma som 3.12 men för Ringhals.

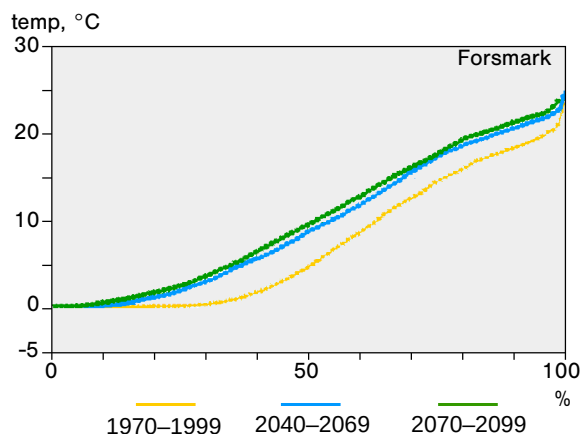
För Forsmark visar modellresultaten på en kraftig ökning av antalet dagar/år med temperaturer över 20 °C, från c:a 7 till 40, mellan perioderna 1970-1999 och 2040-2069, se tabell 3.5. Även Simpevarp och Ringhals visar på en stor ökning för dessa temperaturer, från c:a 10 till 34 respektive 31 till 63. Även antalet dagar/år med temperaturer över 22 °C kommer att öka enligt modellen, speciellt för Ringhals, medan det för perioden 2040-2069 fortsatt kommer att vara ovanligt med temperaturer över 24 °C.

Tabell 3.5. Antal dagar/år med intagstemperaturer överstigande 20, 22 respektive 24 °C under perioderna 1970–1999 samt 2040–2069. Medelvärde för varje period anges tillsammans med standardavvikelsen.

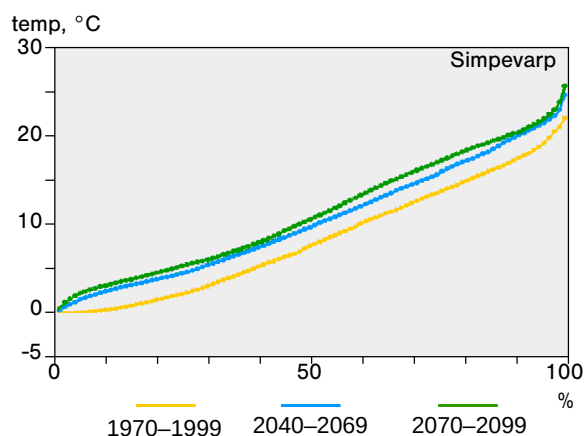
		>20°C		>22°C		>24°C	
		medel	std	medel	std	medel	std
Forsmark	1970–1999	7	12	<1	3	0	0
	2040–2069	40	19	7	10	0	0
Simpevarp	1970–1999	10	15	<1	1	0	0
	2040–2069	34	25	10	16	<1	3
Ringhals	1970–1999	31	18	6	8	<1	2
	2040–2069	63	18	24	16	3	4

I appendix 5 visas antalet dagar med temperaturer överstigande 20, 22 och 24 °C för hela tidsperioden 1961–2009 och för respektive kärnkraftverk.

Frekvensen av höga temperaturer beskrivs också i figur 3.15–3.17 där den procentuella temperaturfördelningen under de tre 30-årsperioderna 1970–1999, 2040–2069 och 2070–2099 visas för respektive kraftverksläge. Man kan konstatera att den modellerade andelen dagar med temperaturer över 20 °C ökar ganska marginellt mellan perioderna 2040–2069 och 2070–2099.

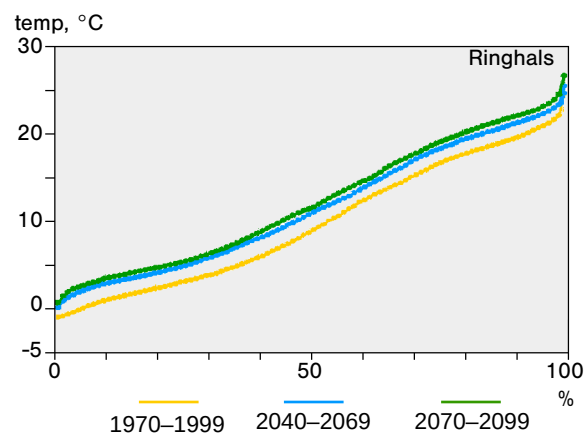


Figur 3.15. Den procentuella temperaturfördelningen vid Forsmark för tre 30-årsperioder.



Figur 3.16. Den procentuella temperaturfördelningen vid Simpevarp för tre 30-årsperioder.

Figur 3.17. Den procentuella temperaturfördelningen vid Ringhals för tre 30-årsperioder.



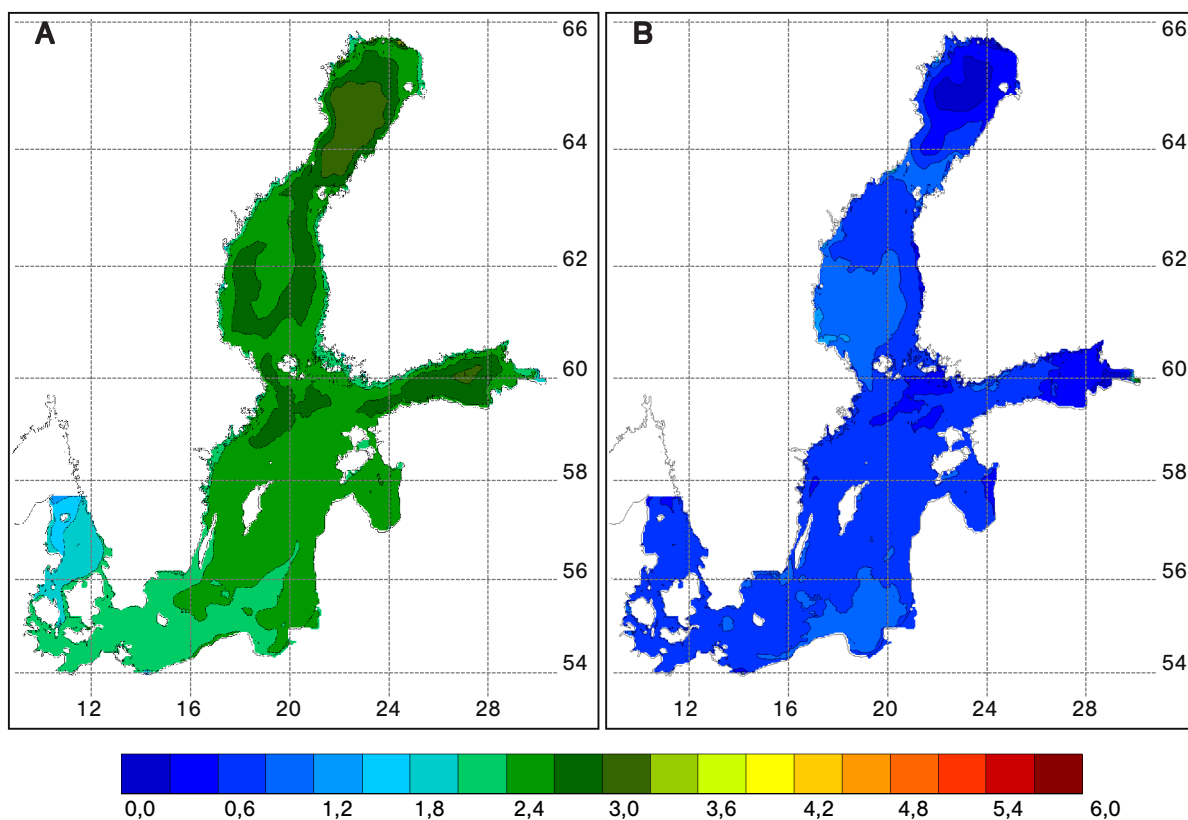
3.6 Systematiska fel och osäkerheter

Systematiska fel

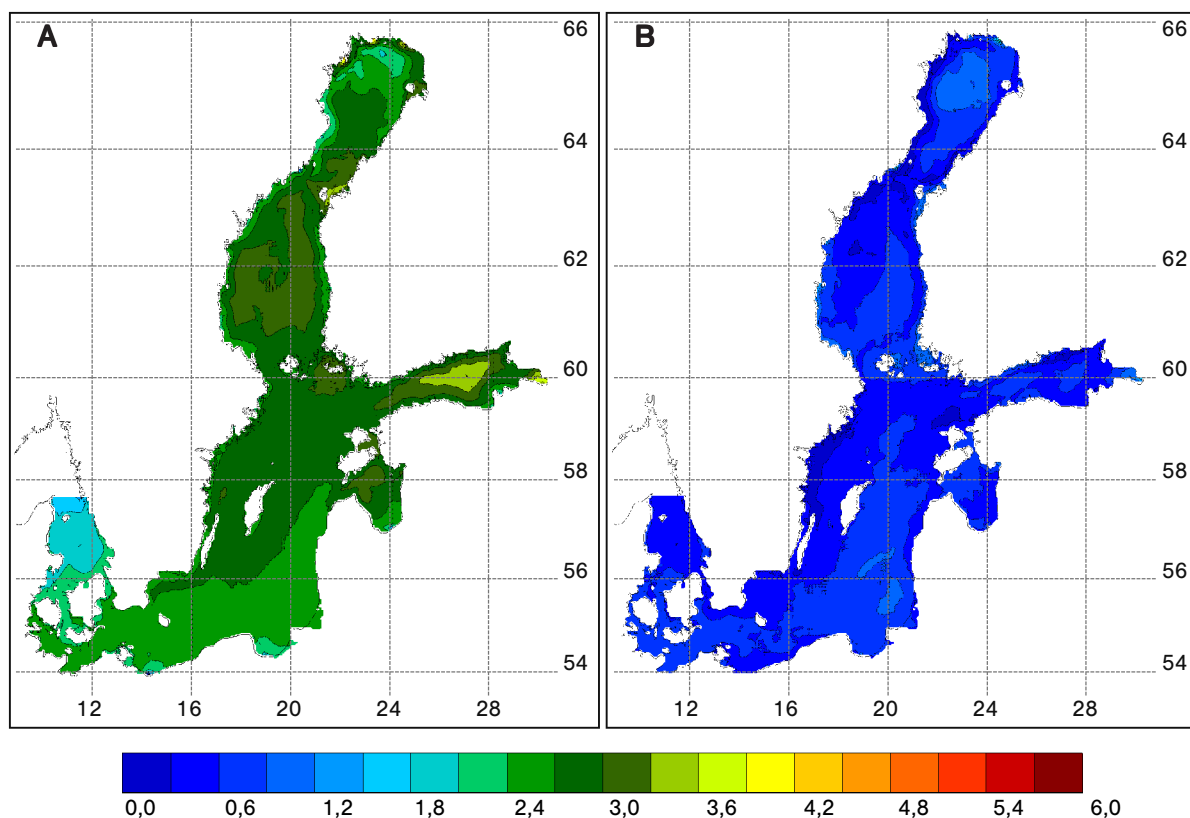
För att få en uppfattning om modellresultaten lider av systematiska fel så kan man för en historisk period jämföra dem med vad man får om man, istället för att låta den valda globala modellen stå för drivningen, använder sig av de bästa drivdata man har. Vid denna typ av jämförelse brukar man ofta utnyttja ERA-40 återanalyserade data (se t.ex. <http://www.ecmwf.int/products/data/archive/descriptions/e4/index.html>). Meier *et al.* (2011) visade att HadCM3-modellen är upp till 2 grader för kall i Bottenhavet under våren. Det skulle alltså kunna förklara den sämre överensstämmelse som redovisats här när det gäller vår-temperaturerna vid Forsmark.

Osäkerheter

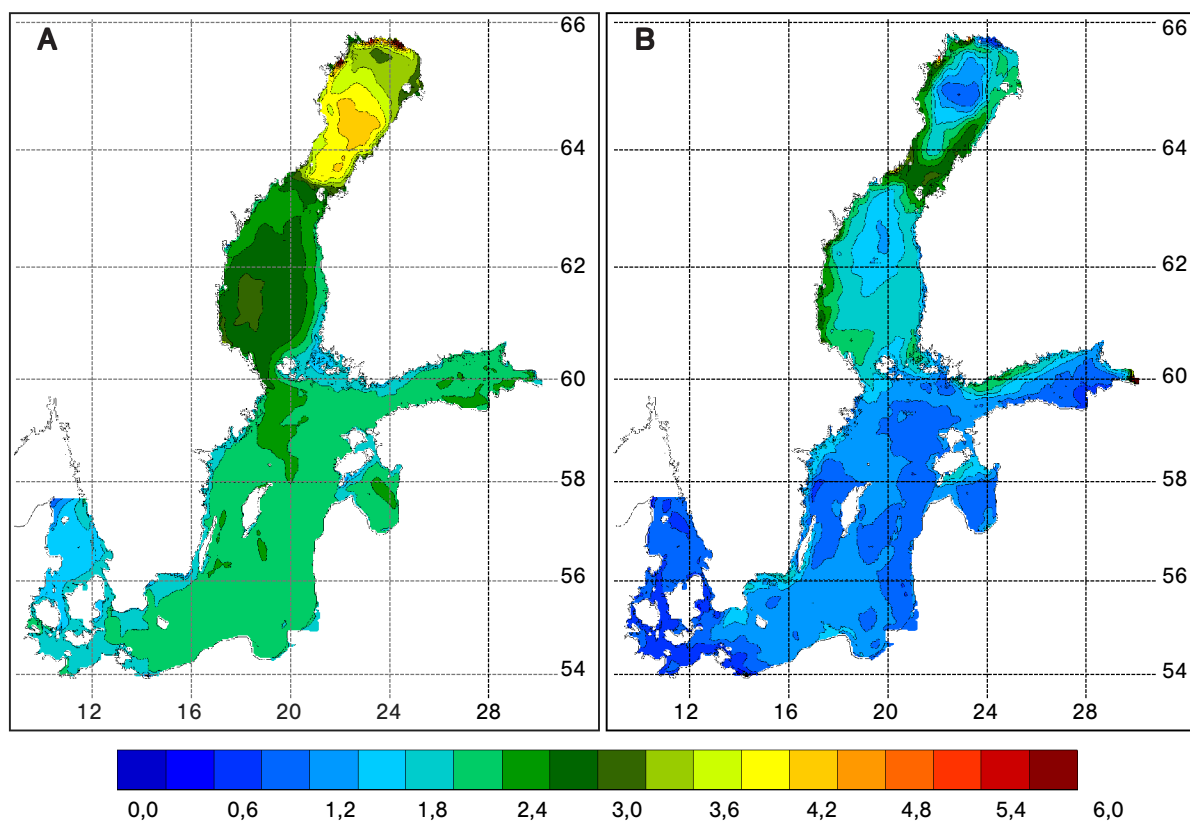
De diskussioner som förts när det gäller kommande förändringar av ytvattnets temperatur är baserade på resultat från *en* klimatmodell och *ett* utsläppsscenario. Frågan är om liknande resultat skulle uppnås om en annan global cirkulationsmodell eller ett annat utsläppsscenario hade valts. För att få en uppfattning om detta presenteras här ett antal översiktsskator som visar förändringen av ytvattentemperaturen mellan perioderna 2070–2099 och 1969–1998 (Meier *et al.*, 2011). Resultaten är baserade på fyra klimatsimuleringar där två olika globala modeller (ECHAM5 och HadCM3) och två olika utsläppsscenarier (A1B och A2) kombinerats. I kartorna redovisas medelvärdet av de fyra modellkörningarna samt spridningen av de olika resultaten. Den första bilden, figur 3.18a, visar förändring av årsmedelvärdet för Östersjön inklusive Kattegatt. För områdena utanför Forsmark och Simpevarp ligger förändringen i intervallet 2,4–2,7 °C och för Ringhals 1,8–2,1 °C. Spridningen ligger på 0,9–1,2 °C för Forsmark och 0,6–0,9 °C Simpevarp och Ringhals (figur 3.18b). De resultat som redovisas i



Figur 3.18a) Förändringen av årsmedelvärdet mellan perioderna 2070–2099 och 1969–1998, b) skillnaden mellan den högsta och den lägsta temperaturförändringen (från Meier *et al.*, 2011).



Figur 3.19a) Förändringen av temperaturen under våren mellan perioderna 2070–2099 och 1969–1998, b) skillnaden mellan den högsta och den lägsta temperaturförändringen (från Meier *et al.*, 2011).



Figur 3.20a) Förändringen av temperaturen under sommaren mellan perioderna 2070–2099 och 1969–1998, b) skillnaden mellan den högsta och den lägsta temperaturförändringen (från Meier *et al.*, 2011).

denna rapport visar en förändring av årsmedelvärdet på 3 °C för Forsmark och Simpevarp och 2,5 °C för Ringhals över 100-årsperioden.

För vårmånaderna (mars, april, maj) ger de fyra körningarna en ökning i medel på 2,4–2,7 °C för Forsmark, 2,7–3 °C för Simpevarp och 1,8–2,1 °C för Ringhals, d.v.s. ungefär samma ändring som för hela året (figur 3.19 a). Spridningen är mindre för Simpevarp och Ringhals, 0,3–0,6 °C, medan den för Forsmark är densamma, 0,9–1,2 °C, som för hela året. De motsvarande ökningar, som presenterats här, är 3,7 °C för Forsmark, 2,9 °C för Simpevarp och 2,4 °C för Ringhals.

De sista kartorna avser förändringarna för sommarmånaderna (juni, juli, augusti) vilka blir 2,7–3 °C för Forsmark och 1,8–2,1 °C för Simpevarp och Ringhals (figur 3.20a). Spridningen är generellt större för sommaren jämfört med våren; 2,1–2,4 °C för Forsmark, 1,5–1,8 °C för Simpevarp och 0,9–1,2 °C för Ringhals. För den modell, som använts i rapporten, blir ökningen 3,5 °C för Forsmark, 3,1 °C för Simpevarp och 2,4 °C för Ringhals.

Resultaten sammanfattas i tabell 6 där man kan se att de temperaturökningar, som presenteras i denna rapport, ligger högre än de medelvärden man får från de fyra olika klimatkörningarna. Skillnaden mellan den största och minsta ökningen bland dessa klimatkörningar är oftast runt 1 °C men ökar till runt 1,5–2,5 °C under sommaren för Forsmark och Simpevarp. Det område som uppvisar den minsta temperaturökningen återfinns utanför Ringhals.

Tabell 3.6. Förändringen i temperatur mellan perioderna 2070–2099 och 1970–1999 för områdena där kärnkraftverken ligger. I kolumnerna F1, S1 och R1 visas resultaten från de beräkningsceller som använts i denna rapport.

område	Forsmark			Simpevarp			Ringhals		
	medel	spridning	F1	medel	spridning	S1	medel	spridning	R1
hela året	2,4–2,7	0,9–1,2	3,0	2,4–2,7	0,6–0,9	3,0	1,8–2,1	0,6–0,9	2,5
vår	2,4–2,7	0,9–1,2	3,7	2,7–3,0	0,3–0,6	2,9	1,8–2,1	0,3–0,6	2,4
sommar	2,7–3,0	2,1–2,4	3,5	1,8–2,1	1,5–1,8	3,1	1,8–2,1	0,9–1,2	2,4

En annan osäkerhet, som också bör nämnas, är att Ringhals ligger relativt nära modellområdets gräns, vilket gör att de temperaturer som beräknats här i högre grad påverkas av randvärdena. Vid de jämförelser som gjorts mellan modell och observationer (Vendelsö och intaget) verkar detta inte ha påverkat resultaten på något avgörande sätt.

4. Modellering av kylvattenplymer

I rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – erfarenheter från de svenska kärnkraftverken" (Ehlin m.fl., 2009) presenterades ett stort antal modellkörningar för att kartlägga utsläppsplymens utseende utanför de olika kraftverken. För att undersöka hur plymen ändras om temperaturen på intagsvattnet höjs har några av de tidigare körningarna upprepats men med en två grader högre intagstemperatur. Tre olika fall har modellerats för Forsmark, två för maj och ett för augusti.

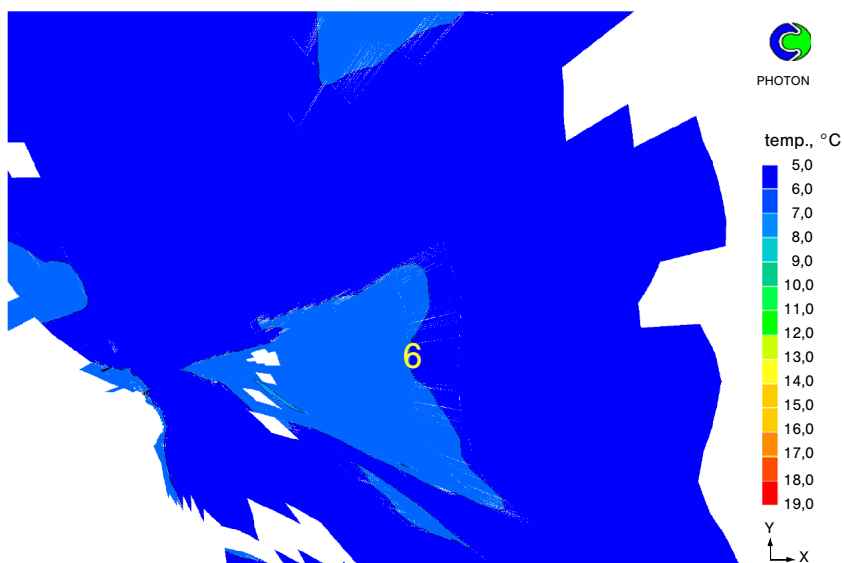
I det första fallet höjdes intagstemperaturen från 5 till 7 °C och lufttemperaturen från 12,9 till 14,9 °C. Vinden kom från sydväst och uppgick till 4 m/s. Vindhastighet, molnighet och luftfuktighet var desamma för de två körningarna. Modellen har körts i två dygn med ett kylvattenflöde på 89,5 m³/s samt övertemperaturen 10,3 °grader från utloppet F1–F2. Från utloppet F3 är flödet 47,8 m³/s med en övertemperatur på 11,35 °C.

I det andra fallet för maj var utgångstemperaturerna och ökningen för intags- respektive lufttemperatur desamma som i det första fallet. Kylvattenflödena var något högre, 102 m³/s från utlopp F1–F2 och 58 m³/s från utlopp F3, medan övertemperaturerna var desamma som ovan. Vinden var nu nordlig 6 m/s, vilket skapade en långsmal plym som böjde av söderut.

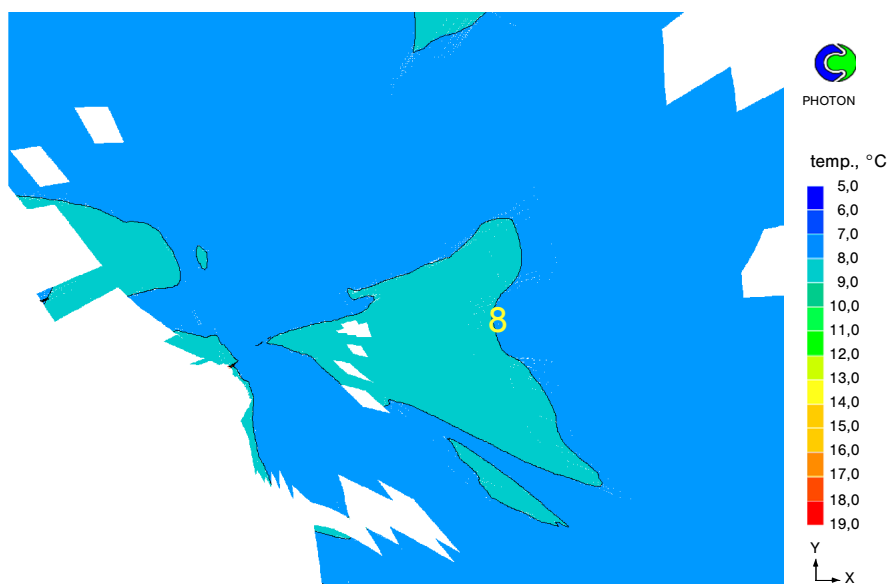
Det sista fallet var en sommarsituation med en ursprunglig vattentemperatur på 22 °C och en lufttemperatur på 18 °C. Både luftens och vattnets temperatur höjdes med 2 °C. Flödena var desamma som i fall två medan övertemperaturen var 11,0 °C för bägge utloppen. Vinden var som i fall ett 4 m/s och blåste från sydväst.

Resultaten visade att plymens form inte ändrades vid temperaturhöjningen utan man fick samma utseende som för den lägre intagstemperaturen men fick lägga till 2 grader på isolinjerna. Detta exemplifieras av figur 4.1a och b, som visar plymens utbredning vid botten för den första majsituationen beskriven ovan, då man har en intagstemperatur på 5 respektive 7 °C.

Det finns ingen anledning att tro att plymerna kommer att förändras på annat sätt än så som beskrivits ovan, vid de andra två kraftverkslägena.



Figur 4.1a. Temperaturen vid botten för det första fallet i maj då intagstemperaturen var 5 °C. Isotermen för 6 °C visas i figuren.



Figur 4.1b. Temperaturen vid botten för det första fallet i maj med en intagstemperatur på 7 °C. Isotermen för 8 °C visas i figuren.

5 Ekologiska konsekvenser av kylvattenanvändning i ett varmare klimat

5.1 Generellt

Kylvattenanvändningens biologiska effekter uppstår dels i kylsystemen, dels i kylvattenrecipienterna. I kylsystemen dör organismer i de silar som bl.a. finns framför kondensorn. Plankton och de små fiskyngel som passerar denna kan dö av temperatur- och tryckhöjningen i kondensorn. Efter denna löper de minsta organismerna risk att ätas upp av djur, som lever på kylvattenvägarnas väggar.

Effekterna i recipienten har sitt upphov i tre typer av påverkan: temperaturhöjningen, strömmen och kylvattnets transport av främst lösta gaser, närsalter och organismer. Alla organismer utom däggdjur och fåglar är växelvarma, vilket innebär att de antar omgivningens temperatur. Varje art har ett karakteristiskt temperaturtoleransområde mellan de undre och övre letaltemperaturerna, inom vilket den kan överleva. Toleransgränserna varierar beroende på hur lång tid organismen fått acklimatisera sig till temperaturförändringar genom fysiologiska justeringar. Eftersom kemiska reaktioner är temperaturberoende, kommer omgivningstemperaturen att styra ämnesomsättningens hastighet. En exponering för kylvatten leder därför till oundvikliga effekter. Organismerna har utvecklats i olika temperaturregimer och har artspecifika anpassningar till temperaturen och dess samspel med den andra dominerande miljöfaktorn, ljuset. Dessa samband är bäst utredda för fisk, men i den mån andra djur undersökts, verkar de fungera likartat.

På uppvärmda bottenar kan temperatureffekterna på fastsittande organismer bli påtagliga. Plankton, som huvudsakligen transporteras passivt med kylvattnet, påverkas endast en kort tid i ett öppet system med snabb avkylning. De kvantitativt – och ekonomiskt – största effekterna kan drabba de rörliga fiskarna, genom att temperaturen spelar en stor roll för deras beteenden; bl.a. har de en stark tendens att vistas i områden med temperaturer så nära den artspecifika preferenstemperaturen som möjligt. Detta innebär, att de i temperaturer under denna söker sig mot varmare vatten men undviker temperaturer över densamma. Preferenstemperaturen ligger nära den för maximal tillväxt, och beteendet ifråga syftar sannolikt till att optimera tillväxten.

Fiskens beteende i förhållande till ett kylvattenutsläpp kan medföra, att produktionsytor undandras arter med låg preferenstemperatur – ”kallvattenarter” – och att sådana med hög – ”varmvattenarter” – anlockas. Den anlockade fisken kan förväntas växa bättre, men stora koncentrationer av fisk kan leda till födobrist och sjukdomsangrepp. Båda reaktionerna kan beröra fisk, som bara tidvis kommer i kontakt med uppvärmt vatten, vilket gör att områden långt utanför recipienten kan påverkas.

Kylvattnets transport av lösta gaser kan påverka recipienten. Vattnets förmåga att lösa gaser avtar med temperaturen, vilket kan skapa problem, då den gas som inte kan hållas löst i det varma vattnet avgår som gasbubblor i djurens vävnader. Detta kan ge upphov till gasblåsesjuka – motsvarande ”dykarsjuka” – hos vattenandande djur. Syrgas kan även ge positiv effekt, om den transporteras till syrefattiga områden.

De stora kylvattenvolymerna för med sig närsalter samt levande och döda organismer ut i recipienten. Närsalterna gynnar produktionen av fastsittande växter, och det organiska materialet utgör föda för djur. Gödningseffekten orsakas inte av höga koncentrationer i kylvattnet utan av flödet, varför den bara är av större betydelse i det område där kylvattenströmmen dominerar.

5.2 Väsentliga effekter vid svenska kärnkraftverk

5.2.1 Principer för värdering av effekter

Vid en genomgång av svenska undersökningar har relativt få effekter visat sig vara ekologiskt väsentliga. För att ge prognoserna för följderna av den befarade klimatändringen en rimlig avgränsning har förutsatts att nämnda effekter kommer att vara viktiga även i ett förändrat klimat, och arbetet har alltså utgått från dem.

Effekterna bedömdes utgående dels från deras karaktär, dels från hur många individer eller hur stora ytor eller vattenvolymer som berörs. Kvalitativt är det allvarligare, om populationer minskar till följd av ökad dödlighet eller störd fortplantning, än om individer drabbas av subletal påverkan, t.ex. sämre tillväxt eller icke dödliga sjukdomar. Kvantitativt är det avgörande, om en effekt är begränsad till kylvattenutsläppets närområde eller har vidare spridning.

Med "närområde" menas här det område där temperaturpåverkan är så tydlig, att den kan ge mätbara biologiska effekter. Närområdet kan beskrivas dels i relation till kylvattenplymens utbredning i ytan, dels till arean uppvärmda bottenar. Ytan är mest relevant för plankton och pelagisk fisk, botten för bottenlevande organismer. Vid avgränsningen av närområdet förutsattes, att övertemperaturen permanent måste vara minst 1 °C eller tillfälligt minst 3 °C för att biologiskt mätbara och väsentliga effekter skall uppkomma i området. Området innanför isotermerna ifråga fick alltså utgöra två alternativa närområden. Den senare definitionen ger klart störst område.

Bedömningarna gjordes för dels förluster i kylvattensystemen, dels för effekter i närområdet beroende på värmepåverkan. Förlusterna i kylvattensystemen kan påverka stora och svår-avgränsade områden. Eftersom närområdena vid alla kraftverken är små, måste en effekt som uppstår här även påverka utanförliggande områden för att bedömas som väsentlig. Detta kan t.ex. ske genom att anlockning till varmt vatten drar in fisk från stora ytor med potential att orsaka skada långt utanför närområdet.

5.2.2 Plankton

Förlusterna av växtplankton torde inte ha någon större betydelse; produktionen begränsas av tillgången på närsalter, som till största delen frigörs snart efter organismens död och ger förutsättningar för en snabb produktion av nya individer.

Djurplankton överlever normalt den tryckändring och temperaturhöjning som sker i kondensorn. Undantag är de korta perioder under högsommaren då temperaturen kan överstiga letalgränser. Förluster av djurplankton sker dock hela året genom predation från filtrerare, t.ex. havstulpaner och blåmusslor, som fäst på kylsystemens väggar och står i direkt proportion till dessas längd. Dessa förluster kan vara stora i både relativa och absoluta tal men bedömdes inte utgöra en väsentlig skada på planktonpopulationerna utanför närområdet. En viss kompensations-effekt förekommer också, då filtrerarna producerar planktoniska larver, som tillförs recipienten.

I ett varmare klimat kommer letaltemperaturerna att överskridas under längre perioder och för fler arter. För växtplankton torde förändringen inte spela så stor roll, men för djurplankton kan inte uteslutas förluster, som kan påverka ekosystemet i stora områden, bl.a genom att orsaka brist på fiskföda, främst naturligtvis i närområdet. Å andra sidan kommer sannolikt den högre temperaturen även att slå ut filtrerare i kanalerna, vilket minskar förlusterna.

5.2.3 Fastsittande organismer

De tydligaste effekterna på fastsittande vegetation vid de svenska kärnkraftverken har bestått av kraftiga blomningar av kiselalger. Andra effekter har yttrat sig som ändrad artsammansättning med större andel snabbväxande grönalger och fanerogamer samt en mer utbredd övervattensvegetation. Sammantaget har effekter bara förekommit i närområdet och då mest i utsläppens omedelbara närhet. Effekterna har inte varit av allvarlig karaktär, utan främst bestått av ändrad artsammansättning och i vissa fall högre biomassor. Biotestsjön i Forsmark och Hamnefjärden i Simpevarp utgör specialfall med maximal exponering beroende på den inneslutna karaktären. Här har bottenfaunan förändrats mycket kraftigt. Biomassorna ökade när kraftverken togs i drift, och andelen opportunistiska arter steg. Kallvattenarter som östersjömussla minskade mycket kraftigt. I Biotestsjön, där data finns över en längre tidsperiod, har bottenfaunabiomassorna varierat mycket kraftigt. Predation från fisk och fågel har ansetts vara en förklaring till de periodvisa nedgångarna.

Effekter finns alltså i de öppna utsläppsområdena, men de har mest bestått av ökad produktion i närområdet. Någon utslagning av bottenar beroende på t.ex. syrebrist har inte förekommit. Den höga bottenjursproduktionen har utgjort födounderlag för de ibland stora mängderna fisk och fågel som lockats till områdena. Inte vid något kraftverk har effekter av kylvattenutsläppen kunnat påvisas utanför närområdena trots omfattande undersökningar.

Bottenjursamhällena i närområdena påverkar större områden i huvudsak via fiskars och fåglars födointag. Prognoser gällande en klimatändrings inverkan bör alltså koncentreras på viktiga födoobjekt. Dessa fastsittande eller trögrörliga organismer kan beröras i flera avseenden; t.ex. kommer letaltemperaturer att överskridas i högre utsträckning och tillväxt och fortplantning att påverkas.

5.2.4 Fisk

Vid de svenska kärnkraftverken anlockas varmvattenarter generellt sett hela året utom när preferenstemperaturerna klart överskrids varma sommarperioder. Anlockningen har liten omfattning under vintern, då dessa arters aktivitet i regel är låg. Kallvattenarterna undviker närområdet under den varma årstiden men anlockas i flera fall under senhöst, vinter och tidig vår. Skyendereaktionen innebär en förlust av födoområden, men dess betydelse begränsas av att aktuella arter ändå uppehåller sig under termoklinen under sommaren. Födobrist är knappast heller en begränsande faktor för bestånden i fråga.

Arternas olika beteende innebär att andelen varmvattenarter i närområdet ökar. Förändringen är störst vid västkusten, där den naturliga fiskfaunan starkt domineras av kallvattenarter, medan inslaget av dessa är relativt litet i ostkustens närområden.

Med undantag av lekande strömming har anlockningen haft liten eller måttlig omfattning, och skyendet berör ej områden med naturligt stora koncentrationer av fisk. Den omfördelning av fisk, som reaktionerna innebär, har därför i sig mycket liten betydelse utanför närområdena. Däremot kan effekter i dessa spridas med vandrande fisk.

Ett varmare klimat kommer rimligen att minska förekomsten av idag vanliga arter i närområdena; anlockningen av såväl varm- som kallvattenfiskar kommer att ske under kortare tid och skyende under längre. Hur olika arter kommer att uppträda vid de olika kraftverkslägena kräver dock en närmare analys, liksom i vad mån varmvattenarter med nu tydligare utbredning kommer att anlockas.

Fiskarnas tillväxtsång infaller under sommarhalvåret. Varmvattenarterna kan då exponeras för kylvattnet under längre perioder, vilket gynnar tillväxten. Den ökade tillväxthastigheten kan leda till en tidigare könsmognad, snabbare generationsväxling och lägre dödlighet före fortplantning.

Vid ostkustlägena leker flera varmvattenarter och, i tidvis stor omfattning, strömming i närområdena. En positiv inverkan av tidigarelagd strömmingslek motverkas av att larverna i stor utsträckning driver ut i alltför kallt vatten. Varmvattenarterna kan leka i mer skyddade områden, där ynglen stannar kvar och får en mycket snabb tillväxt med god överlevnad som följd. Detta har lett till en export av stora och därmed livskraftiga yngel från närområdena.

En långvarig exponering för hög temperatur kan ge negativa effekter på könsorganens utveckling, särskilt under vintern för vårlekande arter och ibland har allvarliga skador noterats. De negativa konsekvenserna för rekryteringen har i de flesta fall motverkats av den goda överlevnaden hos de yngel som kläckts. Rekryteringen får ses som den viktigaste processen vad gäller närområdets inverkan på omgivande vatten, och en klimatändring kan förväntas få stor inverkan.

Även kortare exponering för extrema temperaturer kan ha negativa effekter. Fiskdöd, vid några tillfällen omfattande, har observerats i Forsmark och Simpevarp till följd av att letaltemperaturerna överskridits.

Den enda sjukdom som hittills orsakat allvarliga problem är gasblåsesjuka orsakad av exponering för gasövermättat vatten. Horngädda i Barsebäck har dött i relativt stor omfattning och på senare tid har problemet uppträtt även i Ringhals. Risker för skador orsakade av denna eller andra, nya sjukdomar måste beaktas.

Fiskförluster i kylvattensystemen förekommer vid samtliga kraftverk och kan vara omfattande (se appendix 1). Den största inverkan av en klimatändring på dessa förluster torde vara att andra arter kan komma att beröras; nya varmvattenarter kan tillkomma, medan förekomsten av kallvattenarter i de oftast grunda intagsområdena bör minska. Fiskägg och fisklarver passerar silarna och transporteras vidare genom kylsystemet. Bortsett från ållarver (glasål) anses dessa dö under passagen beroende på såväl temperatur- och tryckhöjning som mekaniska skador.

5.2.5 Fågel

Frånvaron av is under vintern samt anlockning av fisk och den höga produktionen av bottendjur och vattenvegetation ger förutsättningar för att fåglar skall ansamlas i recipienten. Detta leder till god överlevnad och goda förutsättningar för reproduktion, som sker utanför närområdet. Ansamlingen av stora mängder fågel på en liten yta ger också goda jaktmöjligheter för rovfåglar. Effekterna är av enbart positiv karaktär och sträcker sig med de flyttande fåglarna långt utanför närområdet.

I vad mån anlockningen av fågel kvarstår i ett varmare klimat beror i första hand på tillgången på bottendjur och fisk, vilken som ovan framhållits kommer att förändras, samt på isförhållandena; mindre förekomst av is minskar anlockningen.

5.3 Underlag för bedömning av ekologiska konsekvenser

Den hydrografiska basen för prognoserna för de ekologiska konsekvenserna av ett varmare klimat består av modellerade data för intagstemperaturerna vid de olika kraftverken, antaganden om temperaturhöjningen i kraftverken och modelleringar av kylvattenplymernas framtida utseende. Den biologiska informationen utgörs främst av erfarenheter från fältundersökningar vid de svenska kärnkraftverken och teoretiska överväganden baserade på temperaturrelationer hämtade från litteraturen.

5.3.1 Klimatmodellen

Arbetet med klimatmodellen beskrivs i kapitel 3. Klimatet har modellerats för hela perioden 1970–2100, men de ekologiska bedömningarna görs endast för 2040–2069, vilken period jämförs med 1970–1999 representerande det tidiga driftskedet. Den generella bilden av temperaturklimatet i kraftverkens intagsområden har kompletterats med ett antal beräkningar för specifika biologiska bedömningar. Följande modellerade temperaturer för de båda perioderna har använts i de biologiska analyserna: en genomsnittlig årscykel baserad på månadsmedelvärden, mellanårsvariationer i månadsmedelvärden samt antal dagar över vissa temperaturer.

5.3.2 Temperaturhöjningen i kraftverken

I dag finns inga kända planer för hur produktionen vid de framtida kraftverkslägena kommer att se ut, varför vi i våra prognoser utgått från nuvarande reaktoreffekter och kylsystem och samma temperaturhöjning om 11 °C i alla kondensorer året runt. Historiskt sett har såväl lägre som högre temperaturhöjningar förekommit, men den valda är relevant för åtminstone intervallet 10–12 °C, vilket täcker in större delen av dagens drift. Detta tillvägagångssätt gör det möjligt att identifiera de viktigaste problemområdena och vilken riktning olika processer får. Inför planeringen av nya verk måste dock till dem anpassade, mer detaljerade, prognoser göras.

5.3.3 Modellering av kylvattenplymerna

Modelleringen av kylvattenplymernas utseende i ett varmare klimat behandlas i kapitel 4.

5.3.4 Erfarenheter från biologiska fältundersökningar

Undersökningarna vid kärnkraftverken hade sin största bredd de första driftåren under 1970- och 1980-talen, varför prognoserna i huvudsak görs med information från denna tid som bas. Tillgänglig information från de senaste åren har naturligtvis också vägts in. Speciellt gäller det Biotestsjön i Forsmark, som fram till 2004 var avspärrad från omgivningen av ett fiskgaller i utloppet; dagens möjligheter för fisk att vandra ut och in i anläggningen innebär en radikal förändring gentemot perioden dessförinnan.

Erfarenheterna från de svenska kraftverken har till största delen hämtats från en omfattande sammanställning av kylvatteneffekter publicerad 2009 (Ehlin m.fl., 2009). Där information presenteras utan angivande av referenser, baseras den på nämnda sammanställning. Kompletterande, ny information har hämtats från löpande kontrollprogram. För att få en god jämförbarhet med framtida förhållanden relateras den biologiska informationen oftast till modellerade temperaturdata, även vad gäller det tidiga driftskedet (1970–1999). I vissa analyser, främst avseende 2000-talet, används dock observerade intags- och utsläppstemperaturer.

5.3.5 Litteratordata

Vid sidan av observationer vid kärnkraftverken baseras prognoserna på litteraturuppgifter rörande viktiga temperaturrelationer för ett urval arter och olika livsstadier hos dessa. Följande temperaturer söktes: preferenstemperatur, undre och övre letaltemperatur, optimum och maximum för konsumtion och basal- eller standardmetabolism, optimum för tillväxt samt leksäsong. Kvantitativt viktiga och vad gäller reaktioner på kylvattenutsläpp särskilt intressanta arter valdes ur följande grupper: fastsittande vegetation, djurplankton, bottenlevande ryggradslösa djur ("bottenfauna" – av betydelse som föda för fisk och fågel) samt fisk.

Resultatet av sökandet sammanställs i tabeller med litteraturreferenser, som redovisas i appendix 6. I de följande avsnitten presenteras valda data för relevanta arter efter en granskning av i vilket klimatområde undersökningarna gjorts, samt om förhållandena vid försöken kan representera den exponering som djuren får vid passage av en kondensor eller under längre tid i recipienten.

Litteratursöket gjordes på projektets uppdrag av Kustlaboratoriet vid Fiskeriverket, numera Sveriges Lantbruksuniversitet. Vid sökandet har sökmotorerna ISI och ASFA använts samt den brittiska web-siten MarLin. Befintlig litteratur i Kustlaboratoriets bibliotek har utnyttjats. Information om vegetation har också lämnats av Inger Wallentinus, Göteborgs universitet.

5.4 Framtida förluster av fisk i kylvattenintagen

GENERELLT

En oundviklig konsekvens av storskalig kylvattenanvändning är att organismer antingen passivt sugas eller aktivt simmar in i intagen. För att säkerställa kraftverkens drift avskiljs större partiklar och organismer, bl.a. fisk, innan kylvattnet når kondensorn. Fiskägg och fisklarver är så små, att de kan passera genom kylvattenintagen, medan yngel och större fisk samlas upp på gallren och silarna och hanteras som rens i silstationerna. Rensmassorna kan antingen återföras till havet, med möjlighet för fisk att överleva, eller läggas på deponi.

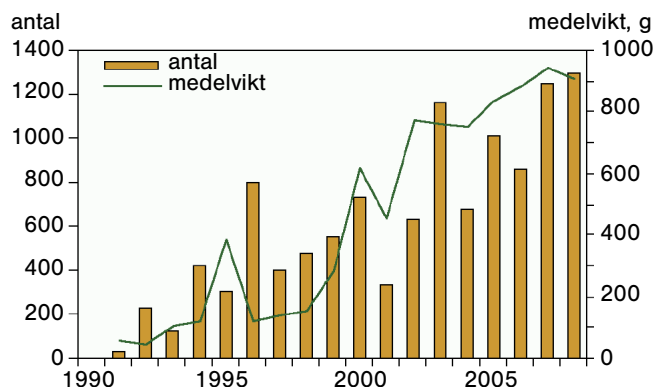
TIDIGARE ERFARENHETER

I Forsmark har 45 fiskarter noterats, sedan kontrollen inleddes 1987. Flertalet av de fiskarter som någon gång observerats i södra Bottenhavet har således förekommit i det analyserade materialet.

De vanligast förekommande arterna har varit storspigg och strömming, företrädesvis årsyngel. Variationerna mellan år har varit mycket stora, sannolikt beroende på skillnader i reproduktionsutfall. Förlusterna av ål har ansetts vara det största problemet i Forsmark, främst beroende på den bekymmersamma beståndssituationen. Sedan övervakningen började i slutet av 1980-talet har både antal och medelvikt ökat betydligt (figur 5.1). Förlusterna av andra kommersiellt viktiga arter än ål och strömming har varit relativt små.

Förlusterna av större fisk i Simpevarp har dominerats av strömming, skrubbskädda, abborre och mört. Sammanlagt har i medeltal mellan 800 och 1400 ålar förlorats per år vid O1 och O2 under den sex månader långa kontrollperioden. Förlusterna i block 3 är okända men bedöms vara små beroende på att man här har ett djupvattenintag. Stickprovskontroller 1985–1988 i intagsbassängen visade, att förekomsten av fisk vid intaget var liten. Strömming var den helt dominerande arten.

Figur 5.1. Beräknade totalförluster av ål under höstens kontrollperioder i silstationerna till Forsmarks kraftverk. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium.



I Ringhals återförs rensmassorna till havet. Överlevnaden hos fisk har ansetts vara hög för robusta arter som ål och äkta tunga. Vid en kontroll av större ålar var c:a 15% döda, sannolikt beroende på direkta skador i samband med hanteringen av rensmassorna i silar och pumpar. Ål och äkta tunga som överlevt hanteringen var nästan alla levande även efter en månads sumpning. Andra arter bedöms dock ha små möjligheter att överleva.

Vid den samlade utvärderingen av kylvattenanvändningens ekologiska konsekvenser (Ehlin m.fl., 2009) bedömdes fiskförlusterna i kylvattenintagen vara den viktigaste negativa effekten. Med anledning av detta genomfördes en workshop, där erfarenheterna från såväl kärnkraftverk som vattenkraftverk diskuterades. Målsättningen var att söka identifiera åtgärder, som skulle kunna motverka eller helst helt förhindra förlusterna. Den art som ansågs mest angeläget att skydda var ålen, beroende på den bekymmersamma beståndssituationen. I dagsläget visade det sig vara svårt att föreslå verkliga åtgärder, varför man måste utgå från att problemet kommer att kvarstå i framtiden. Resultatet av workshopen sammanfattas i appendix 1. Efter denna rapportering har arbetet med att finna lösningar på problemet med fiskförluster fortsatt i ett nytt projekt inom Elforsk.

FRAMTIDEN

Kontrollerna visar, att fiskförlusterna relativt väl speglar kusternas fisksamhällen. Hur klimatändringen påverkar dessa ligger utanför ramen för detta projekt. Allmänt kan dock antas, att varmvattenarter gynnas med större beståndstätheter som följd, och kallvattenarter missgynnas. Rimligen kommer arter med idag sydlig utbredning att expandera norrut. Vilka arter det blir frågan om, och huruvida de fortplantar sig vid våra kuster, är svårt att sja om. Förändringen blir störst i Ringhals, dit det är lätt för många marina varmvattenarter att vandra, och där fisksamhället idag starkt domineras av kallvattenarter. Om den nu beslutade aktionsplanen för den europeiska ålen ger avsett resultat, kommer beståndet att öka avsevärt, något som klimatändringen kommer att bidra till för denna typiska varmvattenfisk.

I ett varmare klimat uppträder kallvattenarterna något kortare tid på grunt vatten (se 5.6.3). Vad gäller vuxna individer av i dag vanliga varmvattenarter, blir effekterna större, eftersom preferenstemperaturerna tidvis kan överskridas även för dem, speciellt i Ringhals, och förekomsten i intagsområdena därmed minska. Redan under nuvarande förhållanden förflyttar sig många individer sommartid mot djupare vatten i samband med att temperatursprångskiktet går djupare, även om preferenstemperaturen inte uppnåtts; en orsak här till är bättre födotillgång på djupare bottenar.

I framtiden ökar rimligen varmvattenarternas förflyttning under sommaren i omfattning vad gäller vuxen fisk, medan yngel, som har höga preferenstemperaturer, i huvudsak torde stanna kvar på grunt vatten. Även om de ålar som lever vid våra kuster är yngel ("gulål"),

har de relativt låga preferenstemperaturer, knappast högre än 22–23 °C, varför de i detta sammanhang fungerar ungefär som en vuxen varmvattenart. Sydliga arter med högre preferenstemperaturer, yngel såväl som vuxna, kan förväntas uppträda på grunt vatten även varma somrar.

Förlusterna av fisk i silstationerna beror av olika arters beteende och fisktätheten i intagsområdena. Förlusterna ökar för varmvattenarterna, eftersom deras bestånd blir större; de starkare bestånden är dock mindre känsliga för förluster. Vad gäller kallvattenarterna minskar tätheten ifråga och därmed förlusterna; hur mycket är framför allt beroende av hur strömmings- och sillbestånden utvecklas. Även om färre fiskar går förlorade i intagen, kan dödligheten hos vissa arter få större ekologisk betydelse än idag, genom att den drabbar svaga bestånd.

5.5 Framtida effekter i kylvattenvägarna

5.5.1 Förluster av plankton

GENERELLT

Risken för att djurplankton skadas av förhöjd temperatur i samband med intag och utsläpp av kylvatten utgörs i första hand av att letaltemperaturer överskrids när djuren passerar kondensorn. Skador beroende på längre tids exponering för övertemperaturer i recipienten är betydligt mindre sannolika, även om det finns en viss risk att perioder med temperaturer nära letalgränserna kan förekomma i Hamnefjärden och Biotestsjön. Uppgifter om letaltemperaturer under olika förhållanden är därför viktigast för riskbedömningen.

Litteratursöket riktades mot arter, som valdes för att de är viktiga i zooplanktonsamhällena och vanliga i våra havsområden. Två potentiellt viktiga invasiva arter kunde också identifieras, hinnkräftan *Penilia avirostris* samt den amerikanska kammaneten *Mnemiopsis leidyi*, som därför ingick i söket. Det fullständiga resultatet av litteraturgenomgången redovisas i appendix 1.

Uppgifter om letaltemperaturer finns för ett fåtal av de zooplanktonarter som förekommer i svenska kustvatten (tabell 5.1). De som studerats tillhör dock de dominerande arterna. Letaltemperaturer har undersökts i olika typer av laboratorieförsök, där man varierat acklimerings-temperatur och exponeringstid, ibland också salthalt. Simuleringar av den snabba temperaturhöjningen i ett kärnkraftverk har gjorts i några fall, där man också undersökt långtidseffekter av den kortvariga exponeringen. Generellt sett har dock flertalet av de försök som gjorts använt exponeringar, som inte är optimala för att bedöma risker i samband med snabb temperaturhöjning.

För att få en uppfattning om hur temperaturförhållandena kan komma att förändras, och vilka konsekvenser detta kan ha för riskbedömningen, modelleras två 30-årsperioder, 1970–1999 och 2040–2069. Under den första perioden gjordes undersökningar av zooplanktonförluster i samband med utbyggnaden av kärnkraften vid samtliga kärnkraftverk. I studierna ingick kontroller av döda djur i utsläppet jämfört med intaget samt förekomsten av skadade djurplankton. Undersökningarna, som gjordes under slutet av 1970 och början av 1980-talet, (Grundström, 1976; Karås, 1992) visade endast mycket små effekter efter passagen av kylsystemen. I Karås (1992) undersökning låg dödligheten generellt under 3%. En del av denna dödlighet orsakades sannolikt av mekaniska skador.

En förklaring är, att en stor del av dessa studier gjordes under årstider då intagstemperaturerna var låga. Temperaturer i närheten av de letalgränser som anges i litteraturen förekom aldrig

Tabell 5.1. Litteraturdata över letaltemperaturer hos djurplanktonarter som förekommer i svenska vatten. I tabellen redovisas endast uppgifter från områden med temperaturregim som är jämförbara med förhållandena vid de svenska kärnkraftverken. Se appendix 6 för referenser.

art	övre letal	kommentarer
Evadne nordmanni	33	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.
Bosmina coregoni maritima	35	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.
Bosmina coregoni maritima	15–25	LD 50 i olika salthalter och olika exponeringstid. Lägre letaltemp vid längre exponering. Östersjön
Bosmina spp.	39	LD 50. Nordamerika
Pseudocalanus minutus	34	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.
Acartia spp.	36	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.
Centropages hamatus	35	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.
Acartia tonsa	34–41	Starttemp 15–20 °C. Högst letaltemp vid 20 °C. Nordamerika.
Acartia tonsa	39–42	Starttemp 15–20 °C. Puerto Rico
Acartia clausi	28–33	Starttemp 5–20 °C. Högst letaltemp vid 20 °C. Nordamerika.
Eurytemora affinis	35–40	LD 100. Korttidsexponering.
Eurytemora affinis	35	LD 100, Starttemp 20 °C.
Eurytemora affinis	24–36	LD 50, 15 min exponering. Olika starttemperaturer
Eurytemora affinis	34	Starttemp. 21,1–23,8 °C
Oithona similis	32	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.
hoppkräftlarver (nauplier)	37	Starttemp. 18–19 °C. LD 50. Korttidsförsök. Öresund.

vid dessa fältundersökningar. Det saknades alltså studier vid tillfällen då temperaturen vid passagen av kondensorn nått 32–33 °C, d.v.s. när temperaturberoende dödlighet kan börja uppkomma. Här görs därför en analys av den uppmätta förekomsten av höga intagstemperaturer vid samtliga kraftverk i jämförelse med litteraturuppgifter över zooplanktonarternas temperaturlöslighet under hela driftperioden fram till och med 2010. Vid bedömningen utgår från en temperaturhöjning av 11 °C vid passage av kondensorn.

Enligt Grundströms (1976) laboratorieförsök börjar effekter i form av immobilisering och mortalitet uppträda vid 30–31 °C. Sannolikt är effekterna måttliga vid denna nivå, men risken ökar markant bara vid någon ytterligare grads höjning av intagstemperaturen.

Riskbedömningen vid framtida drift vid varmare klimat baseras på de temperaturförhållanden som modelleras för 30-årsperioden 2040–2069. Jämförelser görs med de data över temperaturlöslighet som tagits fram vid litteratursöket samt vid Grundströms försök.

Två temperaturnivåer är intressanta vid bedömning av risken för skador: gränsen för synlig beteendepåverkan (immobilisering) samt gränsen för dödlighet, vanligen mätt som LD50 (gränsen för 50% mortalitet). Ett problem, som begränsar möjligheten till bedömningar, är bristen på information om temperaturrelationer för många av de djurplanktonarter som förekommer i våra kustvatten. Många av dem som undersökts tillhör dock de vanligaste arterna. För dem som studerats ligger gränsen för beteendepåverkan vid c:a 30 °C, med relativt små skillnader mellan arter (tabell 5.2). Variationerna är betydligt större för letaltemperaturerna. Det är alltså svårt att göra extrapoleringar till arter där information om letaltemperaturer saknas.

Varaktigheten av temperaturer som överskrider de gränser där effekter kan uppkomma har stor betydelse för hur allvarliga skadorna kan bli. Grovt räknat kan man befara en risk för skada när intagstemperaturen överskrider 20 °C, vid full drift av reaktorerna. Temperaturen vid passagen av kondensorn kommer då att nå över 30 °C, vilket innebär att en del av djuren kommer att immobiliseras. Även om detta inte innebär att de dör som en effekt av temperaturen, är risken stor att de omkommer av annan anledning när de når recipienten.

Tabell 5.2. Temperaturer då djuren börjat bli synligt påverkade (o) samt temperaturer då 50% dödlighet uppskattats (x). Tabellen baseras på data av varierande säkerhet. Vissa arter, t.ex. hinnkräftorna, förekom bara i enstaka prov, medan hoppkräftorna, särskilt *Acartia* spp., var mycket vanligt förekommande. Efter Grundström (1976).

art/grupp	temperatur, °C											
	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
Calanoida, totalt			o					x				
Acartia spp.			o						x			
Acartia, unga stadier					o						x	
Centropages hamatus			o					x				
Pseudocalanus elongatus		o					x					
Temora longicornis			o		x							
Oithona similis			o		x							
nauplier			o							x		
Podon intermedius			o				x					
Evadne nordmanni				o		x						
Bosmina coregoni maritima				o				x				
balanusnauplier				o							x	
gastropodlarver				o						x		
polychaetlarver				o					x			

Det är dock mycket svårt att bedöma hur stor denna risk är och den beror sannolikt också på de lokala förhållandena, t.ex. vattendjup. Om de sjunker ner till botten innan de återhämtat sig, riskerar de att fastna i sedimenten eller bli uppätta av botten djuren.

Då den varma perioden sammanfaller med flertalet djurplanktonarters abundansmaxima kommer vid det framtida klimatet betydligt större antal att påverkas med risk för skada. Abundansmaxima för kräftdjursplankton i norra Östersjön, södra Bottenhavet och Kattegatt kan variera mellan år beroende på den naturliga temperaturutvecklingen, men ligger vanligen under perioden juli–september. Här bör betonas, att kunskapen om hur planktondjurens fortplantning och abundans påverkas av väderförhållandena är bristfällig. Sannolikt kan en viss tidigareläggning av populationsutvecklingen förväntas under varma somrar, men delar av arternas livscykel styrs sannolikt av daglängden, vilket motverkar en tidigare förekomst av reproducerande djur. Generellt sett tycks starten av populationsutvecklingen hos flertalet kräftdjursplankton, d.v.s. övergången från vilstadier, ligga vid ungefär samma tidpunkt i Östersjön oavsett latitud, vilket tyder på förekomsten av en stark daglängdskomponent (Sandström, 1980). Temperaturen kommer dock att påverka abundansutvecklingen, med högre maxima varma somrar.

FÖRSÖK I BARSEBÄCK 1976

Den för svenska förhållanden mest relevanta undersökningen av letaltemperaturer för djurplankton gjordes 1976 vid Barsebäcks kärnkraftverk (Grundström, 1976). Då denna rapport inte publicerats, ges här en genomgång av metodik och resultat.

Försöken utformades för att simulera påverkan vid transport genom ett kärnkraftverks kylsystem. Såväl korttids- som långtidsförsök gjordes. Vid försöken utsattes djuren för temperaturchock, varefter den direkta effekten på dödlighet mättes omedelbart efter exponeringen. Långtidsexperimenten gjordes för att studera vad som hände under ett antal dygn med de djur som överlevde temperaturchocken.

Naturligt zooplankton fångades med håv i Barsebäcksverkets intagskanal. Efter några timmar exponerades uttagna prov efter en temperaturskala i sju steg från 26,8 °C till 40,3 °C.

Efter 10, 30 resp. 75 minuter räknades antalet döda djur fördelat på arter/artgrupper. I vissa fall särskildes också unga stadier från äldre. För hoppkräftorna räknades även antalet immobiliserade djur, d.v.s. djur som gav livstecken men sjönk ner till botten. Så vitt vi sett finns inga andra rapporterade undersökningar där denna typ av respons kontrollerats. Arter eller närbesläktade artgrupper med färre än 20 individer i proven uteslöts vid analysen. I långtidsförsöken tilläts temperaturen sjunka till utgångsnivån efter exponeringen, varefter dödligheten kontrollerades en gång varje dygn tills försöken avbröts.

I samband med försöken gjordes också kontroller på plankton insamlade i såväl inlopps- som utloppskanalerna. Analysen omfattade beräkning av andelen skadade, immobiliserade och döda djur i proven. Under försöksperioden låg temperaturen i inloppskanalen med få undantag mellan 18 °C och 19 °C, med maximitemperatur 20,8 °C. Den maximala temperaturen i utloppet var 25 °C. Inga signifikanta skillnader förelåg i något mått när in- och utlopps-proverna jämfördes.

Resultaten av korttidsförsöken visade, att den temperatur då djuren börjar bli så påverkade att de immobiliseras men ännu inte har dött är påfallande lika mellan de olika djurgrupperna (tabell 5.2). Skillnaderna blir större när man betraktar temperaturen vid 50% dödlighet (LD 50), d.v.s. den responsnivå man ofta använder för att beskriva effekt vid laboratorieförsök. En del av variationerna beror förmodligen på, att vissa arter bara i ett fåtal fall förekom i tillräcklig mängd i proverna. Det är dock sannolikt, att det finns artberoende skillnader i tolerans. Resultaten visar också, att unga utvecklingsstadier har högre letaltemperaturer än äldre, något som är generellt bland djuren.

Enligt litteratursammanställningen (tabell 5.1) ligger letaltemperaturerna för djurplankton i nordliga områden vanligen inom intervallet 33–38 °C, om de beräknas som LD50. Grundströms försök visade dock, att betydande dödlighet också förekom vid lägre temperatur. För calanoida hoppkräftor kan dödligheten vara 20% när temperaturen når c:a 31 °C (figur 5.2; 5.3). Vid bedömning av risken för djurplankton som passerar genom kärnkraftverkens kylsystem måste man också ta hänsyn till att temperaturberoende effekter, vanligen i form av immobilisering, sker redan när temperaturen når 30 °C. Immobiliserade djur kan återhämta sig, men det finns också en risk för irreversibel skada. I Grundströms försök med *Acartia spp.* noterades en långtidseffekt med betydande dödlighet efter tre dygn vid den lägsta temperatur-exponeringen, 30 °C. I korttidsförsöken låg gränsen för LD50 vid 36 °C för *Acartia spp.*

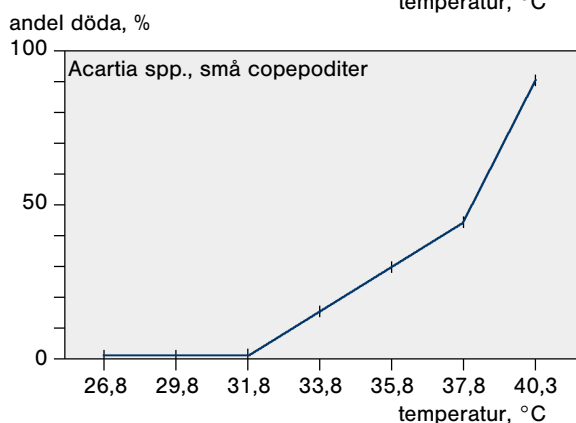
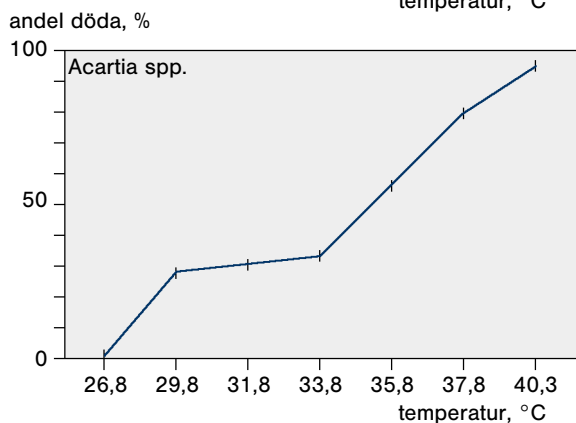
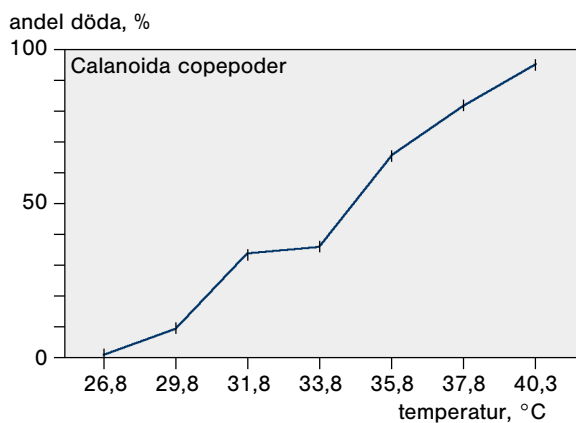
Konsekvenserna för djurplankton är tydligt artberoende. Vissa hinnkräftarter som *Podon intermedius* och *Evadne nordmanni* riskerar stora förluster, medan de vanligaste hoppkräftorna har något högre letalgränser. Även för dessa arter kan dock en viss skada förväntas, då dödligheten börjar uppträda redan två till tre grader under LD50.

Då variationerna mellan arter är stora kan effekterna bli regionalt avvikande. Även om dataunderlaget är litet, finns information som tyder på att unga djurplanktonstadier är mer toleranta för höga temperaturer än äldre, något som anses generellt för de växelvarma djuren. För ett av de vanligaste släktena hoppkräftor, *Acartia*, visade Grundströms försök att unga individer (de första stadierna efter naupliestadiet) hade c:a två grader högre gränser för såväl immobilisering som dödlighet (LD50).

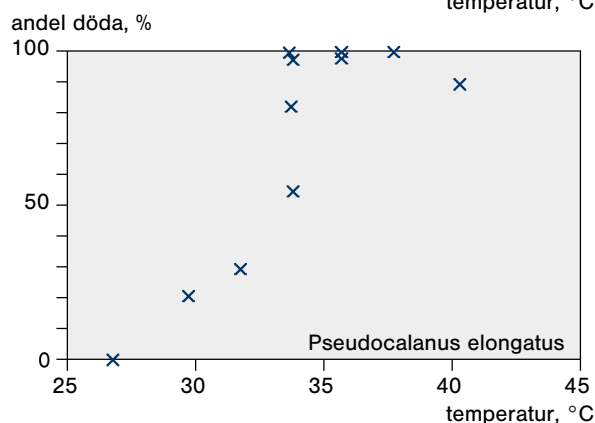
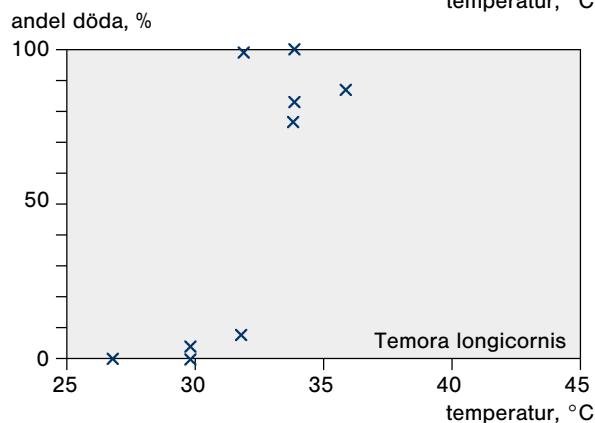
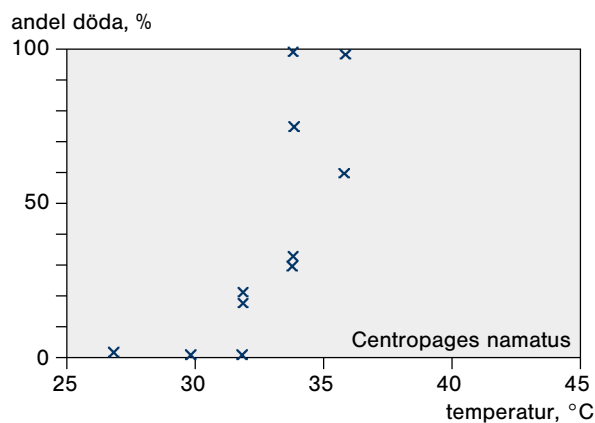
Forsmark

TIDIGARE ERFARENHETER

I Öregrundsgrepen utgörs de dominerande hoppkräftarterna av *Acartia bifilosa*, *Eurytemora sp.*, *Temora longicornis* och *Pseudocalanus minutus*. Bland hinnkräftorna är *Bosmina coregoni* vanligast, men *Podon polyphemoides* och *Evadne nordmanni* är också vanliga arter. Hjuldjur



Figur 5.2. Resultat av letalttest. Medelvärden av flera avläsningar. Efter Grundström (1976).



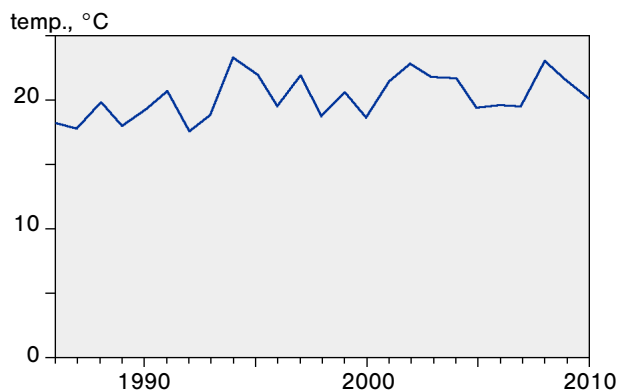
Figur 5.3. Resultat av letalttest. Enskilda mätresultat. Efter Grundström (1976).

(rotatorier) är också vanliga, särskilt under försommaren (Karås, 1992). Letaltemperaturerna för de vanligaste arterna avviker inte mycket från varandra (tabell 5.1, 5.2).

De maximala intagstemperaturerna har varierat kraftigt mellan år i den tidsserie som funnits tillgänglig (1986–2010; figur 5.4). Enstaka år, t.ex. 1994 och 2002, har temperaturer över 20 °C förekommit sammanlagt nästan en hel månad. Dessa år har också intagstemperaturen överskridit 22 °C under sammanlagt c:a en vecka. Förutsättningar för höga utsläppstemperaturer, över letalgränserna för vissa planktondjur, har alltså historiskt förekommit.

I Forsmark har den utgående maximala temperaturen från F3 någon gång legat över 30 °C för fem år under perioden 2003–2010, dock aldrig över 34 °C. Under dessa perioder har sannolikt effekter på djurplankton förekommit, främst immobilisering men även direkt död. Risken för mer omfattande dödlighet tycks dock ha varit mycket liten.

Figur 5.4. Maximala temperaturer uppmätta vid intagskanalen till Forsmarks kärnkraftverk.

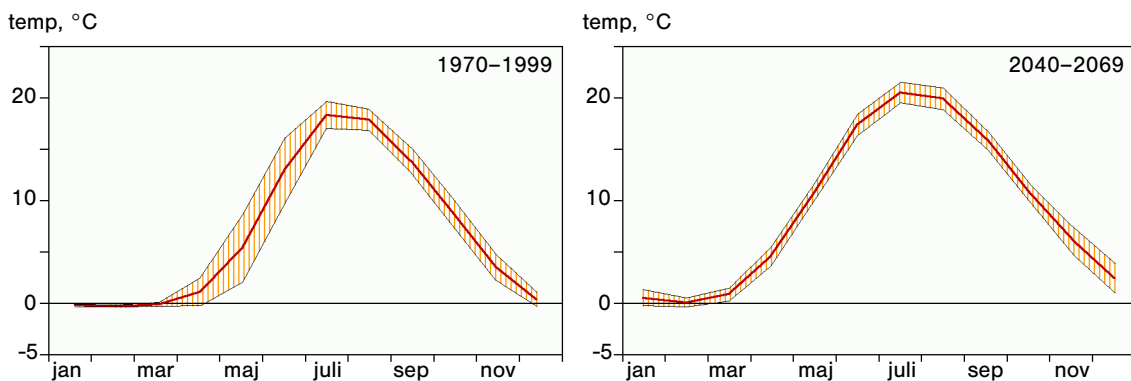


Temperaturer något över 30 °C har förekommit vissa år i Biotestsjön, men överskridande av letaltemperaturer har bara undantagsvis förekommit. Effekter av långtidsexponering för höga, icke letala, temperaturer kan vara aktuella för djurplankton i Biotestsjön. Bedömningen är dock svår, beroende på att det enligt litteratursöket verkar saknas undersökningar för de aktuella arterna. Huvuddelen av de planktondjur, som transporteras in med kylvattenströmmen, förs ut i havet igen efter tre till sex timmar. Vissa stannar dock kvar längre tid i de bakvatten som bildas vid sidan av huvudströmmen. I Karås (1992) undersökning kunde man visa, att tätheten sjönk vid passagen genom Biotestsjön, även om det förekom en viss produktion av naupliuslarver. Sannolikt har därför effekter av långtidsexponering förekommit i Biotestsjön, men då i första hand på vuxna djur och bara när de allra högsta temperaturerna förekommit.

FRAMTIDEN

Den modell som utvecklats för att visa det framtida temperaturklimatet i intagsområdena till kraftverken (se kap. 3) har också använts för att åskådliggöra förhållandena under den period när kärnkraften byggdes ut i Sverige, perioden 1970–1999. Det bör påpekas, att de uppmätta temperaturerna under denna period inte helt överensstämmer med de modellerade, men att modellutfallet ändå används för att på rättvisande sätt kunna göra jämförelser med det framtida modellerade scenariot.

Vid en klimatändring kommer, enligt modellberäkningarna, sommartemperaturen på intagsvattnet generellt sett att öka samt den riktigt varma perioden att förlängas (figur 5.5). Antalet dagar över 20 °C kommer vid denna jämförelse att öka från sju perioden 1970–1999 till 40 perioden 2040–2069 (tabell 5.3). Enligt modellberäkningens utfall förekommer temperaturer över 22 °C i stort sett aldrig under den tidiga perioden. Efter klimatändringen kan i medeltal sammanlagt c:a en vecka varje år ha så höga temperaturer på intagsvattnet till Forsmark. I Forsmark tycks variationerna mellan år i sommartemperatur minska med tiden (se figur 5.5).



Figur 5.5. Modellerade årskurvor för intagsvattnets temperatur i Forsmark perioderna 1970–1999 och 2040–2069. Medelvärden ± 1 standardavvikelse.

Tabell 5.3. Antal dagar/år med intagstemperaturer över angivna nivåer under perioderna 1970–1999 och 2040–2069. Medelvärden med standardavvikelse.

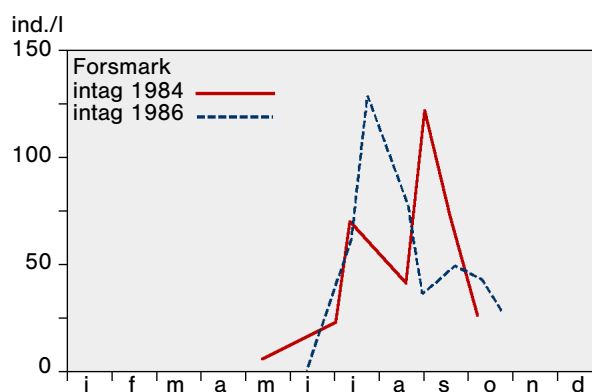
		>20°C		>22°C		>24°C	
		medel	std	medel	std	medel	std
Forsmark	1970–1999	7	12	<1	3	0	0
	2040–2069	40	19	7	10	0	0
Oskarshamn	1970–1999	10	15	<1	1	0	0
	2040–2069	34	25	10	16	<1	3
Ringhals	1970–1999	31	18	6	8	<1	2
	2040–2069	63	18	24	16	3	4

Vid 11 °C temperaturhöjning på kylvattnet kommer effekter, antingen subletala eller direkt letala, periodvis att förekomma på genomtransporterade djurplankton. Hur stor denna effekt blir beror av när under djurens populationsutveckling de höga temperaturerna förekommer. Enligt de undersökningar som gjorts tidigare, d.v.s. under ett kallare klimat, verkar abundanstopparna ligga under högsommar och tidig höst (Sandström, 1980). Dessa undersökningar gjordes inte i kustnära grundområden utan lite längre ut till havs. Data som är mer relevanta för kylvattenintaget i Forsmark samlades in i samband med de undersökningar av planktonförluster som gjordes 1984 och 1986 (figur 5.6; Karås, 1992). Dessa år låg topparna för kräftdjursplankton under perioden juli–september. Den senare delen av abundanstopparna låg alltså utanför den enligt modellberäkningen varmaste perioden.

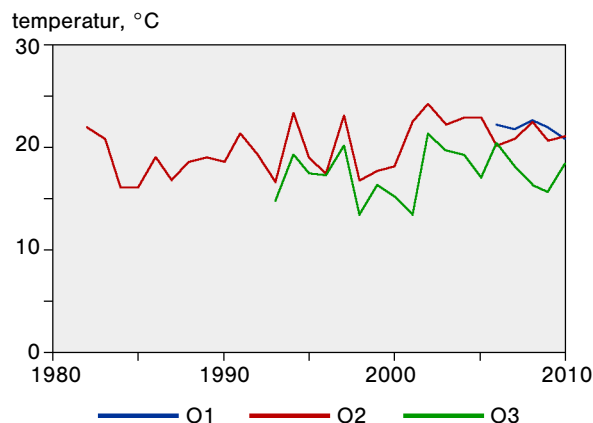
Vid ett varmare klimat leder högre temperatur till snabbare utveckling och kortare generations-tider, vilket innebär att arterna når abundansmaxima tidigare på sommaren och därmed exponeras mer för höga temperaturer. En daglängdsstyrning av reproduktionsstarten på försommaren motverkar dock alltför stor förskjutning av abundansmönstret. Att sommartemperaturen blir högre och mindre varierande mellan år (figur 5.5) kommer att leda till ökad djurplanktonproduktion flertalet somrar.

Uppskattningar av mängden djurplankton som kommer att förloras är svåra att göra. I Karås (1992) finns en beräkning gjord för Forsmark de år då undersökningarna gjordes. Några hundra ton per år förlorades i kylsystemen vilket ansågs bero på predation från påväxtdjuren. Totala mängden djurplankton som passerade in genom kylvattenintaget måste då ha varit i storleksordningen 500 ton/år. I framtiden bör produktionen av djurplankton öka. Då abundanstoppen förväntas förskjutas mer mot högsommaren, kommer förlusterna av djurplankton, beroende på överskridande av letaltemperaturer och gränser för immobilisering, att bli större och inträffa oftare vid ett varmare klimat. Mellan några tiotals till nära hundra ton riskerar förloras som en effekt av hög temperatur.

Figur 5.6. Täthet av kräftdjursplankton vid kylvattenintaget till Forsmarks kraftverk 1984 och 1986. Efter Karås (1992).



Figur 5.7. Respektive års maximala intags-temperatur vid O1, O2 och O3. Observera att data från O1 saknas fram till och med 2005, för O2 2002–2005 och för O3 före 1993.



Simpevarp

TIDIGARE ERFARENHETER

Dominerande arter bland kräftdjursplankton är nästan desamma som i Forsmark. *Acartia bifilosa*, *Eurytemora* sp., *Temora longicornis*, *Pseudocalanus minutus* och *Bosmina coregoni* var, tillsammans med hjuldjuren, vanligast i Karås (1992) undersökningar.

Data över intagstemperaturer från O2 finns från 1982 till och med 2010. Från O3 finns data 1993–2010, medan data från O1 endast finns för perioden 2006–2010 (figur 5.7). Enligt de redovisade mätningarna har intagstemperaturer över 20 °C vissa år förekommit nästan en hel månad vid O1 och O2. Dessa år har också temperaturen överskridit 22 °C under c:a en vecka. Det är värt att notera, att intagstemperaturen vid O3, trots djupvattenintag, vissa år också överskridit 20 °C. De maximala intagstemperaturerna vid O1 och O2 har varit c:a 24 °C. Förutsättningar för överskridande av letaltemperaturer har alltså förekommit.

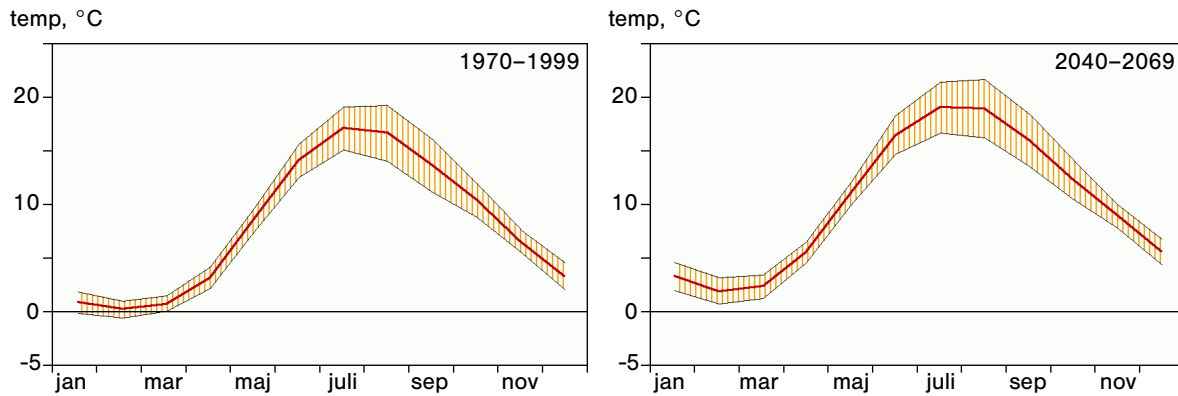
När man analyserar temperaturerna på utgående kylvatten under perioden 2006–2010 från O1, O2 och O3, ser man att temperaturer över 34 °C varit ovanliga. Temperaturer över 30 °C har dock förekommit vid samtliga block; för O3 c:a 50 dagar sammanlagt under dessa år. Effekter på djurplankton har alltså sannolikt förekommit, främst immobilisering men även direkt död. Risken för mer omfattande dödlighet tycks dock ha varit mycket liten.

FRAMTIDEN

När man jämför de modellerade perioderna kommer sommartemperaturen på intagsvattnet generellt sett att öka samt den riktigt varma perioden att förlängas (figur 5.8). Antalet dagar per år över 20 °C beräknas öka från 10 perioden 1970–1999 till 34 perioden 2040–2069 (tabell 5.3). Antalet dagar per år över 22 °C ökar från nästan noll till c:a 10. Förändringarna blir alltså påtagliga men inte lika stora som i Forsmark. Däremot förväntas variationerna mellan år bli större än i Forsmark.

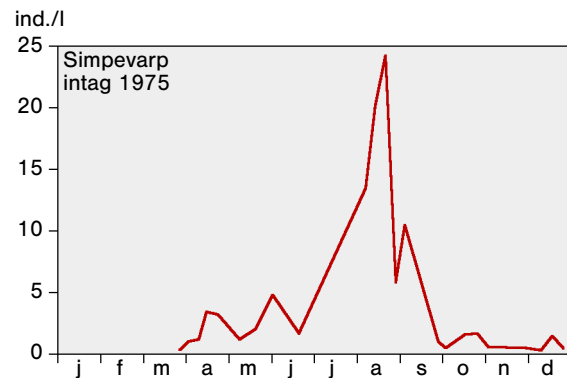
Vid 11 °C temperaturhöjning i kondensorn under de varma perioderna kommer sannolikt effekter på djurplankton att uppträda. Djurplanktonundersökningar har endast genomförts under en sommarperiod 1975, varför underlaget för bedömningar är svagt, och då i intaget till O1 och O2 (Karås 1992). I likhet med i Forsmark låg täthetsmaximum för kräftdjursplankton under juli–september. Vid varmare klimat kan man förvänta en viss tidigareläggning. Även om man enligt modellen kan förvänta avsevärda variationer mellan år (figur 5.8) blir slutsatsen att förlusterna av djurplankton, beroende på överskridande av letaltemperaturer, tenderar att bli större och inträffa oftare vid ett varmare klimat.

Uppskattningar av mängden djurplankton som kommer att förloras vid höga temperaturer är svåra att göra även i Simpevarp. Enligt Karås (1992) undersökning var planktontätheten väsentligt lägre i Simpevarp än i Forsmark (figur 5.9). Detta är något oväntat, då plankton-



Figur 5.8. Modellerade årskurvor för intagsvattnets temperatur i Simpevarp perioderna 1970–1999 och 2040–2069. Medelvärden ± 1 standardavvikelse.

Figur 5.9. Täthet av kräftdjursplankton vid kylvattenintaget till Oskarshamns kraftverk 1975. Efter Karås (1992).



produktionen generellt sett är högre i egentliga Östersjön än i Bottenhavet. Vid Karås studie var endast två aggregat i drift. O3 har djupvattenintag, vilket innebär att planktonmängderna som tas in är väsentligt mindre än vid O1 och O2 och sannolikt med annan artsammansättning. Hinnkräftorna och de vanligaste hoppkräftorna (*Acartia bifilosa*, *Eurytemora* sp. och *Temora longicornis*) förekommer främst i det varma ytvattnet, medan den vanligaste arten i djupare skikt är *Pseudocalanus elongatus*. Enligt litteraturen (tabell 5.1; 5.2) har denna art något lägre letaltemperatur än de övriga vanliga arterna.

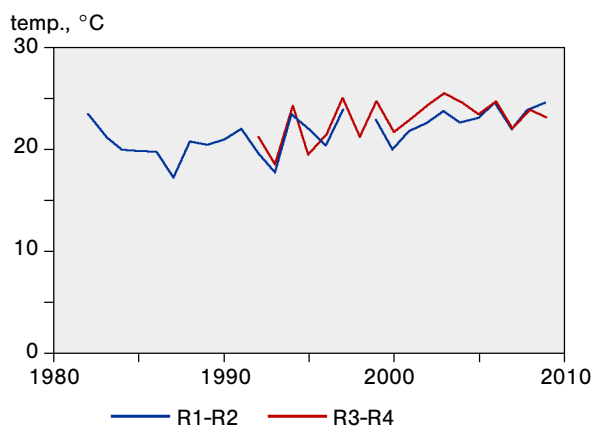
Sannolikt är inte avvikelserna i planktontäthet mellan egentliga Östersjön och södra Bottenhavet så stora som undersökningarna indikerade. Bedömningen är därför att vid ytvattenintag blir förlusterna per m³ intaget kylvatten jämförbara med de i Forsmark. Totalt torde alltså minst några tiotals ton förloras per år som en effekt av hög temperatur.

Bedömningar av förlusterna vid djupvattenintag är mycket svåra att göra, då det saknas undersökningar av planktoninnehållet i intaget kylvatten. Sannolikt blir dock förlusterna avsevärt mindre per m³ än vid ytvattenintag, dels beroende på lägre planktontäthet, dels beroende på kortare perioder med hög temperatur.

Ringhals

TIDIGARE ERFARENHETER

De vanligaste arterna i Karås (1992) undersökning var *Oithona similis*, *Paracalanus parvis*, *Pseudocalanus elongatus*, *Centropages hamatus*, *Acartia longiremus*, *Acartia causi*, *Temora longicornis* och *Evadne nordmanni*. Larver av havstulpaner förekom också rikligt. Diversiteten i planktonsamhället var betydligt högre än i Östersjön. Uppgifter om letaltemperaturer fanns bara för en del av dessa arter (tabell 5.1, 5.2).



Figur 5.10. Maximala temperaturer uppmätta vid kylvattenintagen för R1-R2 och R3-R4. Data för R1-R2 saknas för 1998.

Tabell 5.4. Uppmätta intagstemperaturer och beräknade utsläppstemperaturer vid Ringhals kraftverk.

block	datum	temp. in, °C	temp. ut, °C
R1-R2			
	2003-08-11	23,8	34,2
	2006-07-30	24,5	34,6
	2008-08-01	23,9	33,5
R3-R4			
	1997-08-13-29	25,0	35,0
	2003-07-31	24,5	29,6
	2003-08-02	25,1	35,1
	2003-08-11	25,6	35,7

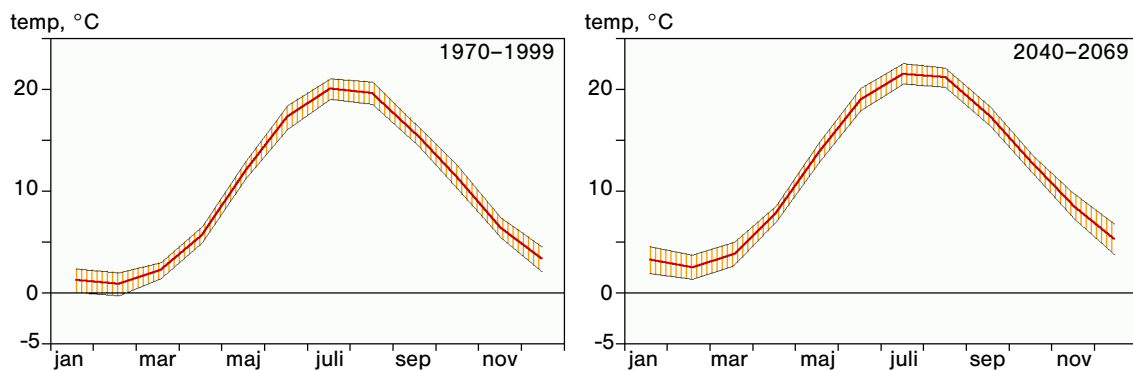
Data över intagstemperaturer i Ringhals finns från 1982 till 2009 (utom 1998) för R1-R2 och 1992-2009 för R3-R4 (figur 5.10). Temperaturerna har generellt varit högre under de senaste 15 åren. Flertalet somrar under hela perioden har den överskridit 20 °C. Från mitten av 1990-talet har maximitemperaturerna ofta nått nära 25 °C. Jämfört med de övriga kraftverken har intagstemperaturerna under sommaren generellt sett varit betydligt högre. Förutsättningar för effekter på djurplankton har alltså förelegat under betydande tidsperioder.

Det utgående kylvattnets temperatur mäts inte vid Ringhals. Det kan emellertid beräknas och Ringhals AB har på begäran genomfört sådana beräkningar för ett antal tillfällen med höga intagstemperaturer. De erhållna intags- och utsläppstemperaturerna redovisas i tabell 5.4.

Av ovanstående data kan konstateras att utsläppstemperaturer åtminstone på 35 °C förekommit under varma sommarperioder. Vid så höga temperaturer har subletala effekter uppträtt på en stor del av den genompasserande faunan, och letalgränser har också överskridits för många arter.

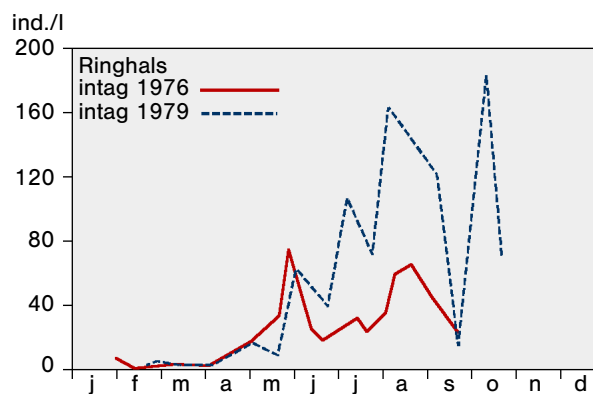
FRAMTIDEN

Enligt modellberäkningarna kommer sommartemperaturen på intagsvattnet generellt sett att öka samt den riktigt varma perioden, att förlängas (figur 5.11). Antalet dagar per år över 20 °C ökar från 31 perioden 1970-1999 till 63 perioden 2040-2069 (tabell 5.3). Antalet dagar per år över 22 °C ökar från sex till 24. Frekvensen höga till mycket höga intagstemperaturer kommer att stiga och bli betydligt högre än vid de andra två kraftverken. Variationerna mellan år i sommartemperatur tycks inte förändras nämnvärt (figur 5.11).



Figur 5.11. Modellerade årskurvor för intagsvattnets temperatur i Ringhals perioderna 1970-1999 och 2040-2069. Medelvärden ± 1 standardavvikelse.

Figur 5.12. Täthet av kräftdjursplankton vid kylvattenintag R1-R2 till Ringhals kraftverk 1976 och 1979. Efter Karås (1992).



Vid 11 °C temperaturhöjning i kondensorn under de varma perioderna kommer sannolikt effekter på djurplankton att uppträda. Vid de djurplanktonundersökningar som gjordes i kylvattenintaget 1976 och 1979 låg täthetsmaxima för kräftdjursplankton under maj till september ena året och juni till oktober det andra (figur 5.12), alltså en stor avvikelse mellan åren. I jämförelse med östersjörecipienterna var abundanstopparna betydligt mer utdragna i tiden. Vad som kommer att hända vid ett varmare klimat är svårt att förutspå, men det är inte sannolikt att abundanstoppen trycks ihop under sommaren. I stort sett alla år kommer därför den varmaste sommarperioden att sammanfalla med höga planktontätheter. Planktontätheterna var jämförelsevis höga i Ringhals, åtminstone 1979. Slutsatsen blir att förlusterna av djurplankton, beroende på överskridande av letaltemperaturer, tenderar att bli avsevärt större och inträffa i stort sett alla år vid ett varmare klimat. Den vanligaste arten, *Oithona similis*, har jämförelsevis låg letaltemperatur, 32 °C, vilket gör den särskilt känslig för temperaturoppgångar. Effekterna i Ringhals bedöms bli större än vid de övriga kraftverken beroende på betydligt längre tid med höga intagstemperaturer, totalt sett större volym intaget kylvatten samt högre planktontätheter. När Karås undersökning gjordes var endast R1 och R2 i drift. Med fyra aggregat i drift bör djurplanktonförlusterna i genomsnitt överstiga 100 ton/år i det framtida klimatscenariot.

5.5.2 Förluster av fiskägg och fisklarver

TIDIGARE ERFARENHETER

Fiskägg och fisklarver är känsligare för tryckändring och mekanisk påverkan än växt- och djurplankton. Dödligheten är sannolikt stor, främst för larverna, om de sugts in genom kylvattenintaget. Fiskarter med pelagiska ägg och larver förekommer främst i Västerhavet. I Ringhals görs årliga mätningar av mängden fiskägg, fisklarver och små yngel som transporteras in till kraftverket. De högsta tätheterna av såväl ekologiskt som ekonomiskt viktiga arter förekommer under februari–april. Ålens pelagiska larv glasålen, ägg och unga larver av torsk och plattfiskar samt större larver och yngel av höstlekande sill tillhör denna grupp.

Beroende på ålens betydelse för fisket och den under senare år kraftiga nedgången i rekryteringen av ålyngel till kusterna har glasålsförluster ansetts vara viktiga att undersöka. Undersökningar som gjordes i kylvattenintaget till Ringhals kraftverk 1978–1980 visade, att glasålsinsteget inträffade under perioden början av mars till mitten av maj, med maximum i mitten av april. Vid de temperaturer som rådde när försöken gjordes noterades endast en måttligt förhöjd dödlighet, som kan ha orsakats av annan påverkan än temperaturhöjningen.

När resultaten från undersökningar av glasålsförluster 1978–1980 jämförs med liknande undersökningar 2006 och 2007 (Andersson m fl, 2011) noterades inga märkbara skillnader. Den tidigare riskbedömningen kunde alltså fortfarande anses gälla.

Larver av andra arter klarar sannolikt inte passagen av kraftverket lika bra, utan för dem har man räknat med 100% dödlighet. Dödligheten ansågs främst bero på mekanisk påverkan och tryckförändringar.

FRAMTIDEN

När det gäller förluster av fiskägg och fisklarver är analysen av temperaturberoende dödlighet relevant endast för glasål och för de förluster som kan ske i Ringhals. Enligt litteraturgenomgången saknas uppgifter om letaltemperaturer för glasål. För äldre ålar ligger letalgränsen mellan 33 och 39 °C. Även om glasålar skulle ha lägre temperaturlönsans än de äldre fiskarna, kommer temperaturen inte heller efter en klimatändring att nå letalgränser under den period när glasålsinsteget sker. Risken för att glasålsförlusterna kommer att öka i Ringhals som en effekt av högre temperatur är alltså mycket liten.

5.5.3 Påväxt i kylvattenvägarna

GENERELLT

I kylvattensystemet etableras en påväxt av främst musslor, nässeldjur och havstulpaner, som filtrerar plankton och andra partiklar som föda. Kondensorns funktion kan störas av påväxten, varför man ofta klorerar kylvattnet för att döda filtrerarna, s.k. "antifouling". I de svenska kärnkraftverken vid Östersjön tillåter man bara undantagsvis klorering, utan rengöringen har här skett mekaniskt med hjälp av skumplastbollar, som trycks genom kondensorrören.

Påväxtens ekologiska betydelse består främst i att den konsumerar planktonorganismer som transporteras genom kylsystemen. I de undersökningar som gjordes vid samtliga kärnkraftverk 1975–1986, d.v.s. under den första modellerade klimatperioden 1970–1999, konstaterades, att planktonförlusterna var positivt korrelerade till kylsystemets längd och att förlusterna kunde vara upp till 50% (Karås, 1992). Undersökningar i Forsmark i samband med prov av pumpsystemen visade endast små skillnader i planktontäthet när intag och utsläpp jämfördes. När uppföljningar gjordes några år efter att produktionen startat, hade planktonförlusterna ökat kraftigt, vilket förklarades av att en filtrerarfauna nu hade haft tid att etableras i kylsystemet. Teorin fick också stöd av observationer i Simpevarp, där tätheterna av havstulpanlarver ökade från drygt 100 ind/m³ i intaget till mellan 1000 och 4000 ind/m³ i utsläppspunkten (Karås, 1992). Föräldradjur inne i systemet hade alltså producerat dessa avkommor. Resultaten tyder på, att en avsevärd påväxt fanns etablerad i samtliga kylsystem

Filtrerarfaunans reaktion på hög temperatur är intressant både ur antifoulingperspektiv och för bedömningar av planktonförluster. Det kan räcka med mycket korta episoder med hög temperatur under sommaren för att påväxten skall slås ut vilket kan motverka såväl driftstörningar som planktonförluster under en stor del av året. Den nedre letaltemperaturen är också intressant, då underskridande kan innebära att påväxtkolonier slås ut temporärt. För att motverka risken att underkylt vatten tas in till kondensorn återpumpar man dock en mindre mängd uppvärmt kylvatten till intaget vintertid. Riktigt låga temperaturer kan därför inte förekomma.

De arter som ansetts viktiga som påväxt är brackvattenshydroid (*Cordylophora caspia*), tångbark (*Electra crustulenta*), blåmussla (*Mytilus edulis*) och havstulpan (*Balanus improvisus*). Dessa arter valdes för litteratursöket tillsammans med vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*), som befaras kunna etablera sig åtminstone där salthalten inte är för hög. Enligt en litteraturuppgift tål arten salthalter upp till 6‰, vilket innebär att den kan etablera sig åtminstone i Forsmark.

Tabell 5.5. Övre och nedre letaltemperatur för de vanligaste påväxtdjuren i kylvattensystemen. Se appendix 6 för referenser.

art	nedre letal, °C	övre letal, °C	kommentarer
<i>Cordylophora caspia</i>	5–10	35–37,7	Kolonierna dör på hösten när temp. faller under 10 °C. Korttidsexponering ger död vid 35–36 °C.
tångbark	saknas	saknas	Optimum för konsumtion 22 °C
blåmussla		25–29	
havstulpan	saknas	saknas	Cirrernas aktivitet avtar vid 30 °C
vandarmussla		29	

Informationen om letaltemperatur, d.v.s. den temperaturgräns som är mest relevant för bedömningen, var bristfällig för de aktuella arterna i detta litteratursök (tabell 5.5). Brackvattenhydroiden tycks tillhöra de mer temperaturrensenta arterna med letalgränser mellan 35 °C och 38 °C. För tångbark hittades ingen användbar information. En uppgift finns om optimum för konsumtion, som ligger vid 22 °C. Letaltemperaturerna för andra närbesläktade bryozoer anges ligga mellan 25 °C och 29 °C, och det är sannolikt att letaltemperaturen för tångbark också ligger under 30 °C. Det tycks också vara en brist på data för den vanliga arten havstulpan, då inga uppgifter om letaltemperaturer hittades vid sökandet. Endast en uppgift om cirrernas (fångstarmarnas) aktivitet, som ökade med temperaturen till ett maximum vid 30 °C, för att därefter avta drastiskt vid högre temperaturer.

Blåmusslan är en av de mest undersökta bottenlevande djurarterna i våra havsområden. Den övre letaltemperaturen anges i några rapporter till mellan 25 °C och 29 °C. Vid långtidsförsök under 24 h med starttemperatur 20–25 °C, d.v.s. en realistisk högttemperaturexponering för påväxtfauna i kylkanaler, var LD50 28,2 °C. Arten har mycket hög tolerans för låga temperaturer, och slås inte ut ens om temperaturen sjunker under 0 °C. Har en kolonisation väl skett, så finns djuren kvar om inte temperaturen blir för hög. För vandarmusslan uppges letaltemperaturen vara 29 °C.

TIDIGARE ERFARENHETER

Förekomsten av påväxt i kylvattentunnlarna samt artsammansättningen är av naturliga skäl dåligt undersökt. Extraordinära åtgärder krävs för tillträde till dessa delar av kylsystemet. I den varma delen av kylsystemet har några besiktningar gjorts med undervattensfarkost. Dessa har inte gett bilder som medger exakta tolkningar, även om man kan dra vissa slutsatser. Några andra möjligheter för kartering av påväxt har inte förekommit.

Karås (1992) undersökningar indikerade, att kylvattensystemen i hela sin längd var belagda med påväxt. Sedan dess har kontroller av den kalla delen av kylsystemet, d.v.s. före kondensorn, skett vid ett antal tillfällen. Resultaten av dessa kan bidra till beskrivningen av dagsläget. I Ringhals görs årliga rensningar sedan 1980 av den kalla delen av kylvattensystemet. Påväxten varierar mellan år, men är betydande. Några tusen m³, huvudsakligen blåmusslor, avlägsnas vid varje rensning. Rensningsresultaten dokumenteras.

Påväxt kan också förekomma vid kylvattenintagen till Forsmark och Simpevarp, även om kontroller bara skett undantagsvis. I Simpevarp har man noterat stora mängder blåmussla i djupvattenintaget till O3. En mer ingående kontroll har gjorts i Forsmark. År 2009 tömdes den del av kylsystemet vid F1–F2 som ligger framför kondensorn, d.v.s. den kalla delen av systemet. Personal från Fiskeriverkets kustlaboratorium kunde då göra en mer detaljerad inventering av påväxten. Täta förekomster av blåmussla noterades, särskilt i skarvar där de lätt kan fästa (figur 5.13), och på många ytor fanns mycket kraftig överväxning av tångbark. Kolonierna måste ha utvecklats under flera år, och var ofta underlag för blåmusslor och havstulpaner (figur 5.14). För att förklara de planktonförluster som noterades i Karås undersökning torde påväxt av liknande omfattning ha förekommit i hela kylsystemet.



Figur 5.13. Foto taget vid inspektion av den kalla delen av kylsystemet vid F1–F2 år 2009. Bilden visar blåmusslor och havstulpaner som växer på ett tjockt skikt av mossdjur (*Electra crustulenta*). Foto K. Mo, SLU:s Kustlaboratorium.



Figur 5.14. Bild från utsläppstunneln vid F3 maj 2007, 184 m nedströms. Påväxt saknas på kättingen eller fästet i betongväggen.

Utvecklingen av påväxtbiomassan beror på bottenfällningen av larver samt den tid det tar för djuren att växa till. Larver av mossdjur, blåmussla och havstulpan finns i plankton under sommaren. Efter någon vecka till drygt en månad fäster larverna på tång, stenar eller andra fasta ytor. Mossdjur kan bilda mattor av på varandra liggande kolonier, som sitter kvar lång tid. Blåmusslorna fäster med s.k. byssustrådar på underlaget, och de kan bli långlivade (flera år) om inte predation från fågel och fisk är för stark. Den släta havstulpanen, som finns i våra vatten, är normalt ettårig men i enstaka fall kan en individ bli drygt två år gammal. Reproduktion sker hela sommaren.

I ett kylsystem sker således periodvis nykolonisation och tillväxt, följt av att många djur dör vilket vanligen sker under vintern. Blåmussla torde vara den art som i våra förhållanden har förutsättningar att bygga upp de allra högsta biomassorna inne i kylsystemen, då den både är storvuxen, allmänt förekommande och har lång livslängd. Inne i kylvattentunnlarna är den också skyddad från predation.

Slås påväxten ut under högsommaren beroende på överskridande av letaltemperaturer innebär detta, att en stor del av årets tillväxt förloras. Effekten på blåmussla blir särskilt tydlig, då de kräver mer än ett år för att utveckla stora kolonier. Risken för mortalitet ökar, om födotillgången sviktar. Underskott på föda vid hög temperatur innebär, att djuren inte klarar den höga temperaturberoende metabolismen.

FRAMTIDEN

Blåmussla bedöms som den viktigaste påväxtarten beroende på att den har förmåga att fästa på substrat som finns i kylvattensystemen samt att den är storvuxen med mycket god filtreringskapacitet. Musslorna kan avskilja stora mängder partiklar ur vattnet och därmed fånga upp djurplankton som passerar genom kylsystemen. Blåmusslan har dock jämförelsevis låg letaltemperatur, 25–29 °C enligt litteraturgenomgången. Denna ofta dominanta påväxtart kan därför inte överleva när sommartemperaturerna blir så höga som modellen förutspår i framtiden. Bottenfällning av larver kan sannolikt ske, men de torde slås ut innan de blir vuxna. Letaleffekten blir, enligt modellen, störst i Ringhals, men även i Forsmark och Simpevarp förväntas temperaturerna bli för höga för arten. Slutsatsen är densamma för havstulpanerna. Information om letaltemperaturer saknas, men temperatur över 30 °C kan förmodligen orsaka dödlighet hos åtminstone de vuxna djuren.

I Östersjön är tångbark vanlig, och den observerades också i Forsmark i täta kolonier på den kalla sidan. Även om uppgifter om letaltemperatur saknas, torde den vara låg, sannolikt inte över 30 °C. Är detta korrekt, kommer arten att slå ut i stort sett varje sommar i det framtida klimatscenariot.

För övriga arter är kunskapsunderlaget så bristfälligt, att det är svårt att göra några prognoser. Vandarmusslan, som är en potentiell invasiv art, som skulle kunna orsaka stora problem i utsötade delar av Östersjösystemet, har så låg letaltemperatur att den sannolikt inte kan etablera sig i den varma delen av kylsystemen i Forsmark och Simpevarp. I Ringhals är salthalten för hög för denna art.

Även om temperaturen vissa år inte når de vanligaste arternas letalnivåer, torde deras utveckling begränsas kraftigt i framtiden. Slutsatsen att hög temperatur kan ha effekter på påväxt stöds av de videoupptagningar som gjorts i utsläppstunnlarna i Forsmark, d.v.s. i den varma delen av systemen. Vid en inspektion, som gjordes i maj 2007 av utloppstunneln från F3 med en ROV (Remotely Operated Vehicle), konstaterades i stort sett ingenting som tydde på påväxt av tunnelväggarna. På andra fasta strukturer, som normalt utgör goda substrat för blåmusslor, förekom ingen påväxt (figur 5.14). Videoupptagningar med samma teknik har också gjorts i utsläppstunneln från F1–F2. Intrycket vid granskning av bildmaterialet var det samma; endast sparsamma tecken på påväxt noterades.

Då påväxten var mycket sparsam i den varma delen av kylsystemet i Forsmark, medan den var tät i den kalla, finns skäl att anta att episoder med hög temperatur slagit ut åtminstone de känsligaste arterna. Temperaturer över 30 °C förekom somrarna 2003 och 2006, och det är inte osannolikt att denna exponering, som kan ha pågått fler dagar vid varje tillfälle, orsakat utslagning av stora delar av filtrerarfaunan. En nykolonisation sker sannolikt varje år, men kvaliteten på videofilmerna är inte sådan, att man kan urskilja små musslor och havstulpaner.

Påväxt i kylsystemen är ett betydligt större problem i Ringhals än vid de övriga kraftverken. Fastsittande, filtrerande djur är mycket vanligare i marin miljö än i brackvatten. Detta har också motiverat mer omfattande åtgärder i Ringhals, inbegripande klorering, för att hålla kondensor och andra känsliga delar av kylsystemet rent från påväxt. Vid ett framtida klimat kan utslagning av påväxt minska behovet av kemisk behandling. Det är dock inte osannolikt, att någon ny art med höga temperaturoptima kan etablera sig i Kattegatt och då också invadera kylvattensystemen i Ringhals. Utbudet av sydliga arter som idag begränsas enbart av låg temperatur är stort.

5.6 Framtida effekter i recipienten

5.6.1 Produktion av fastsittande växter

GENERELLT

I gruppen fastsittande växter ingår dels mikroalger, som växer på större växter och fasta bottenstrukturer, dels makroalger och fanerogamer, som även kan växa på mjukare underlag. Förutsättningen för att fastsittande vegetation skall kunna utvecklas i recipienten är förekomst av grunda bottenar, där solljuset kan nå ner.

Produktionen av fastsittande växter har mycket stor betydelse för de bottenorganismer som lever associerade till vegetationen, där de kan finna skydd och föda. Rika vegetationssamhällen ger därför också förutsättningar för god fiskproduktion. Rekryteringen hos varmvattenarter som abborre och mört är tydligt gynnad av förekomsten av skyddande makrovegetation där ynglen kan växa upp. Vissa växtarter, främst blåstång, väljs också gärna som leksubstrat för strömming.

Tabell 5.6. Övre letaltemperatur samt optimumtemperatur för tillväxt hos vanliga fastsittande alger i kylvattenrecipienterna. Se appendix 6 för referenser.

art	övre letal, °C	opt. för tillväxt, °C	kommentarer
blåstång, adult	31	>17,5	Letaltemp. sjunker vid sjunkande temp. Klarar extrema temp. under kort tid
blåstång, embryo	33		
sargassosnärlja	saknas	25	Gäller alla utv.stadier Växer även över 30 °C
grönslick, adult	33–35	10–30	
bergborsting	saknas		
kiselalger	saknas	saknas	Skador vid temp. över 35 °C
perukalg, adult	37	10–22	
perukalg, sporofyt		15–25	

Bortsett från Hamnefjärden och Biotestsjön är arean uppvärmda och belysta bottenar liten i samtliga recipienter, varför kylvatteneffekterna på produktionen av fastsittande växter också blir begränsade. De grunda bottenarnas växtsamhällen kommer att förändras vid en klimatändring. Hur detta kommer att yttra sig och vilka arter som kommer att försvinna eller invandra är svårt att bedöma. Jämfört med bottenorganismer och fiskar påverkas vegetationen sannolikt mer av näringsförhållanden och förekomsten av is än av en måttligt förhöjd vattentemperatur. Det finns dock arter med höga temperaturkrav som kommer att kunna få en ökad utbredning vid det framtida scenariot.

Diatoméerna, kiselalgerna, har en dominerande ställning bland mikroalgerna i recipienterna och bildar ofta täta mattor på bottenarna. I regel har de en tidig säsongsutveckling. Att hitta temperaturdata för kiselalgsarter, som allmänt förekommer i svenska vatten, visade sig dock vara svårt.

Makrovegetationen i Forsmark och Simpevarp har starka inslag av sötvattenarter. Kransalger, natearter, slingearter, havsnajas och hårsärv dominerar på mjuka bottenar medan grönslick, tång (blåstång och i Forsmark även smaltång) samt på större djup rödalger förekommer på de hårdare bottenarna. Makrofloran i Ringhals består enbart av marina arter. Brun-, grön- och rödalger dominerar. Här finns också den invandrade arten sargassosnärlja i täta bestånd. Uppgifter om letaltemperaturer och optima för tillväxt finns för en del av dessa arter, men dessa temperatursamband verkar vara generellt sett dåligt undersökta.

I särskilt östersjörecipienterna kan den fastsittande vegetationen påverkas av isförhållandena. Kylvattnet kan leda till större ytor öppet vatten på vintern samt en minskad skavningseffekt när isen rör sig, t.ex. vid islossningen på våren. Vissa arter gynnas av denna minskade ispåverkan.

Kylvattenströmmen har också i sig positiv effekt på fastsittande arter. Vattenomsättningen är god, med ständig tillförsel av näringsämnen och minskad risk för påslamning.

TIDIGARE ERFARENHETER

Vid den sammanställning som gjorts (Ehlin m fl, 2009) konstaterades, att man sett tydliga effekter på den fastsittande vegetationen, men att effekterna varit begränsade till små ytor närmast utsläppen.

Effekterna har varit mest framträdande i Hamnefjärden och Biotestsjön. I Hamnefjärden förändrades växtsamhället kraftigt efter tillförseln av kylvatten. Blåstång, nate och kransalger minskade, medan axslinga och vass fick ökad utbredning. Makrovegetationen förändrades kraftigt också i Biotestsjön. Grönalgerna blev betydligt vanligare, medan blåstången försvann

helt. I likhet med i Hamnefjärden minskade även förekomsten av kransalger och nate. Bottenvegetationens djuputbredning minskade som en följd av sämre siktdjup. Vass och annan övervattensvegetation tillväxte, i första hand en effekt av att is inte längre förekommer. Det mest framträdande är en mycket kraftigt ökad tillväxt av kiselalger på våren, med produktionstopp som börjar redan under senvintern, något som också till stor del är en effekt av utebliven isläggning. Totalt sett ökade mängden bottenvegetation.

I Simpevarp har grönslick och tarmtång ökat i förekomst i utsläppsområdet nära Hamnefjärdens utlopp, medan blåstångens utbredning minskat. I utloppsområdet utanför Biotestsjön i Forsmark har inga vegetationskarteringar gjorts, men en kraftig tillväxt av grönalger förekommer i omedelbar närhet till utsläppet.

Bottenvegetationen har studerats med flera metoder utanför Ringhals. Bara små effekter har noterats, främst en ökad tillväxt av grönalger i utsläppets närområde där brun- och rödalger gått tillbaka. I utsläppsområdet har också den invandrade arten sargassosnärja etablerat täta bestånd. Även här har man observerat mycket kraftig blomning av kiselalger tidigt på säsongen.

Kiselalgerna är den grupp som generellt sett verkar gynnas mest av kylvattenutsläpp. I uppvärmda områden har brunalgernas utbredning minskat, medan grönalger blivit vanligare. Förutom i Hamnefjärden och Biotestsjön har förändringarna endast noterats på småbottenytor. En viktig orsak till varför effekterna är så begränsade är lokaliseringen av utsläppen. Ytan belysta och uppvärmda botten är liten i samtliga öppna utsläppsområden.

FRAMTIDEN

Den simulerade klimatändringen kan komma att ge storskaliga effekter i ekosystemen. Hur dessa förändringar kommer att yttra sig i vegetationssamhällena är utanför ramen för detta projekt, men kortare isperiod och förändrad närsaltsregim, t.ex. beroende på tidigare vårblomningar i öppna havet, ger ändrade förutsättningar också i kylvattenrecipienterna.

I Biotestsjön och Hamnefjärden förväntas dominansen av snabbväxande grönalger och fanerogamer öka. Övervattensvegetationen kommer sannolikt inte att förändras särskilt mycket, beroende på att isen är den viktigaste strukturerande faktorn för denna vegetationstyp; båda områdena är redan idag isfria hela vintern. Det är också sannolikt, att stabiliteten i samhällena minskar ytterligare. Många arter kommer att vara nära gränser för tillväxt och fortplantning. Den framtida produktionen av växter är svårbedömd, men det är inte sannolikt att förändringarna blir särskilt kraftiga.

Tyvärr saknas information om de flesta arternas reaktion på temperatur (tabell 5.6), men för de vanliga makroskopiska vattenväxterna kan man anta, att de tolererar rätt höga temperaturer innan de dör eller på annat sätt skadas. Kiselalgerna är den grupp, som man kan anta reagerar mer än de flesta andra på temperaturhöjningen beroende på att de har en tidig utveckling, med hög produktion redan under senvintern. Sannolikt kommer flera kiselalgsarter att gynnas av högre vattentemperatur, men tillgången till närsalter kan bli ett problem. Tidigare läggs vårblomningen i pelagialen, minskar närsaltstillgången för bottenarnas alger, vilket kan leda till en kortare och mindre intensiv blomning för dessa. Tidigt blommande arter kan inte förskjuta sin utvecklingsstart mer mot vintern, beroende på att tillgången på ljus då begränsar tillväxten.

Effekterna av att kylvattnet får högre temperatur i framtiden bedöms inte bli betydande i de öppna utsläppsområdena. Utslagning av den fastsittande vegetationen förväntas inte ske. Modellberäkningar av kylvattenplymernas utbredning har visat, att arean uppvärmda

bottnar är liten, och att den inte kommer att förändras nämnvärt i framtiden. Tidigareläggning av arternas utveckling kan förväntas, men denna effekt begränsas av tillgången till ljus. Invasiva arter med höga temperaturkrav kan sannolikt etablera sig i recipientområdena, särskilt i Ringhals, men om detta innebär en risk för vidare spridning till opåverkade områden är oklart. De ytor med högre temperatur som arterna kan etablera sig på är mycket små. För att recipienterna skall fungera som "groddcentra", som sprider arterna vidare, krävs att de även kan fortplanta sig i naturliga områden.

5.6.2 Produktion av bottenlevande föda för fisk och fågel

GENERELLT

Bottenfaunan indelas i limniska och marina arter. Antalet brackvattenarter är mycket litet. Grundbottenfaunan i Östersjön är till stor del bestående av varmvattenarter, medan inslaget av kallvattenarter ökar vid Västkusten.

Bottendjurens temperaturpreferenser är förmodligen lika tydliga som hos fiskar, men sambanden är betydligt sämre undersökta. Temperaturen är en viktig strukturerande faktor för de i regel mycket stationära bottendjuren. De bottnar som främst exponeras för kylvatten är grunda. I de öppna utsläppsområdena dominerar hårda bottnar med påväxtalger som blåstång, medan mjuka sedimentsområden, där t.ex. slingearter och grönalger kan växa, främst finns i Hamnefjärden och Biotestsjön. Den ofta rika vegetationen ger god livsmiljö för många bottendjur, då den erbjuder både skydd och föda.

De grunda bottnarnas samhällen kommer att förändras markant i våra havsområden om det framtida scenariot realiserar. Effekterna blir tydligast vid Västkusten, beroende på att potentiella varmvattenarter är många fler i marin miljö än i Östersjön, där salthalten är en begränsande faktor för invandringen. Ett varmare klimat kommer också att begränsa utbredningen av arter med låga temperaturoptima. Hur denna förändring yttrar sig och vilka arter som sannolikt kommer att försvinna eller invandra är en omfattande forskningsuppgift, som inte kan täckas inom detta projekt. Bedömningarna görs därför mer allmänt och för de idag viktigaste arterna i recipienterna.

De bottenfaunaarter som etablerat sig på uppvärmda bottnar i plymområdena utanför Hamnefjärden och Biotestsjön är nästan uteslutande sådana som lever på hårda substrat. Dels är dessa bottnar exponerade för vågornas eroderande verkan, dels påverkas de av strömmar skapade av kylvattenutflödet. Kunskapen om vilka arter som finns och deras tätheter är mycket bristfällig beroende på svårigheterna att göra undersökningar av hårdbottensamhällen, särskilt i samband med stark ström.

Produktionen av bottenfauna har betydelse för tillväxt och överlevnad hos fisk och fågel som anlockas till kylvattenutsläppen. Hur denna reaktion på temperatur och öppet vatten yttrar sig beskrivs närmare i avsnitten 5.6.3 och 5.6.7 nedan.

TIDIGARE ERFARENHETER

Forsmark

Bottenfaunan i Forsmark har undersökts i kontrollprogram under många år både före och efter kraftverket togs i drift. Det område som exponeras mest för kylvatten är Biotestsjön. Undersökningarna har främst riktats mot faunan på de mjuka bottnarna. Karaktäristiskt för resultaten är en ökad totalbiomassa samt kraftiga variationer mellan år i arternas förekomst när kylvattenexponeringen började (Karås m.fl., 2010). Kallvattenarter som östersjömussla försvann i stort sett, medan opportunistiska varmvattenarter som slammarla och tusensnäcka ökade i antal och biomassa. Vissa år har snabba och kraftiga minskningar i biomassa

Tabell 5.7. Optimitemperatur för tillväxt samt övre letaltemperatur för vanliga bottenfaunaarter i kylvattenrecipienterna. Se appendix 6 för referenser.

art	optimum tillväxt, °C	övre letal, °C	kommentarer
japanskt jätteostron		32	Juvenila och vuxna
östersjömussla	4–16 (<15)	30–31	LD50. Adult. Tillväxt negativ >15 °C
<i>Nereis diversicolor</i>	25	saknas	
<i>Cordylophora caspia</i>		35–37,7	Kolonierna dör på hösten när temp. faller under 10 °C. Korttidsexponering ger död vid 35–36 °C.
tångbark		saknas	Optimum för konsumtion 22 °C
<i>Membraniphora membranacea</i>		25	LD50
<i>Electra pilosa</i>		28,6	LD50
<i>Conopeum reticulum</i>		29	LD50
blåmussla		25–29	LD50
ostron		25	
havstulpan		saknas	Cirrernas aktivitet avtar >30 °C
vandarmussla		29	
tånggråsugga		9 resp. 14	Adulta resp. juvenila
<i>Neomysis integer</i>		20–25	Adulta och juvenila
strandkrabba	20	≥ 26	
strandkrabba larver	25		
slammärta	saknas	saknas	
märkräffa <i>Gammarus</i> spp		36–39	LD50
nyzeeländsk tusensnäck		28	

förekommit, följt av återhämtningar. Orsakerna är inte helt klarlagda, men mycket tyder på att variationer i kylvattentillförseln och predation från fisk och fågel kan ha inverkat. Total utslagning beroende på t.ex. syrebrist eller annan påverkan har aldrig förekommit. Något ”stabilt” läge har inte etablerats. Födounderlaget för fisk och fågel har således varierat kraftigt.

Överskridande av kritiska temperaturer har bidragit till att kallvattenarter, t.ex. östersjömussla, nästan helt försvunnit ur anläggningen (tabell 5.7). Larver, som förs in med kylvattenströmmen, kan förmodligen bottenfälla och överleva en tid, men de har svårt att nå könsmoget stadium. Blåmusslor har också haft svårt att etablera sig i Biotestsjön, förmodligen beroende på återkommande överskridande av kritiska temperaturer. Letaltemperaturen anges i litteraturen till 25–29 °C, d.v.s. nivåer som ofta nås i Biotestsjön sommartid. Tusensnäckan har periodvis varit mycket vanlig, men däremellan minskat starkt. Artens letaltemperatur uppges ligga vid 28 °C, varför den många somrar bör ha haft svårt att överleva i Biotestsjön. Slammärten har också varierat kraftigt i abundans. För denna art saknas dock uppgifter om letaltemperatur.

Kontrollen av bottenfauna utanför Biotestsjön har endast gjorts på mjuka bottenar, som sällan eller aldrig exponeras för kylvatten. Effekterna här har främst ansetts bero på en ökad deposition av organiska ämnen som följt med kylvattenströmmen. Ett försök med artificiella substrat har dock gjorts 2010 för att kontrollera förekomst av hårbottenfauna (SLU:s Kustlaboratorium, opubl. resultat). Undersökningen ingår i den prövotidsutredning som pågår i samband med effekthöjningen i kraftverket. Några olika substrat, som simulerar hårbotten, prövades på lokaler exponerade för kylvattenströmmen i intagsområdet. Arter som koloniserar substraten kan därför anses åtminstone delvis indikera den fauna som finns i plyomområdet och kanske även den fauna som finns på Biotestsjöns hårbottenar.

Ett stort antal arter, över 20, noterades på substraten. Bland de vanligaste kan nämnas tångbark (*Electra crustulenta*), dammsnäck (*Radix balthica*), båtsnäck (*Theodoxus fluviatilis*), märkräffor (*Gammarus* spp.) och minigråsugga (*Jaera albifrons*). Flera av dessa arter kan

tjäna som föda för fisk. Detta samhälle har sannolikt påverkats betydligt av kylvattenströmmen, och etablerats som en effekt av att hårda bottenar eroderats fram. Naturliga hårbottenar är dock också vanliga i utsläppsområdet.

Simpevarp

Även i Simpevarp har man gjort omfattande bottenfaunaundersökningar, riktade i huvudsak mot det samhälle som lever i mjuka bottenar. De förändringar som observerats har stora likheter med resultaten från Biotestsjön. Biomassorna steg när kraftverket togs i drift, och andelen opportunistiska arter ökade. Liksom i Biotestsjön blev faunan individrik men artfattig. Hamnefjärden består av en inre del, något skyddad från kylvattenpåverkan, samt en yttre del där utsläppen ligger. Detta innebär, att risken för alltför höga temperaturer är mindre i den inre delen.

I inre Hamnefjärden, innanför utsläppen för O 1 och O 2, har periodvis en del av bottenfaunan slagits ut beroende på syrebrist. Utanför detta område förekommer inte syrebrist. Samhället var här individrikare än i de inre delarna. Fjädermygglarver, glattmaskar, tusensnäcka och slammärta, d.v.s. arter som kan tjäna som föda för fisk och fågel, blev dominerande arter. Östersjömusslan slogs i det närmaste ut, vilket liksom i Biotestsjön tolkats som en temperatur-effekt. På hårda bottenar förekom en rik snäckfauna, betydligt rikare än i området utanför viken.

Utanför Hamnefjärden saknas undersökningar av de bottenar, som direkt påverkas av kylvatten. Det område som berörs av minst tre graders övertemperatur är c:a 30 000 m², och torde i huvudsak bestå av hårda bottenar. Faunan bör här likna den som observerades på de artificiella substraten i Forsmark, med undantag av att man kan förvänta mer blåmusslor, stora snäckor och havstulpaner.

Ringhals

Bottenfaunan utanför Ringhals utsläpp är dåligt undersökt. Enligt de dykinventeringar som gjordes under 1970-talet var blåmusslan en dominerande art. Stora delar av musselbestånden slogs dock ut under sommaren, antingen beroende på för hög temperatur eller klorering. Förekomsten av andra bottendjursarter var låg. En art som under senare år fått allt större betydelse vid Västkusten är strandkrabban. Arten fångas i stora mängder vid provfiske med ryssjor. Resultaten visar anlockning till kylvattnet och strandkrabban har därför bedömts som värmegynnad. Enligt litteraturuppgifterna ligger letaltemperaturen vid c:a 26 °C.

FRAMTIDEN

Forsmark

Sommartemperaturen på intagsvattnet beräknas öka samt den riktigt varma perioden att förlängas (figur 5.5), vilket ger ökad värmepåverkan i Biotestsjön. Överskridande av letaltemperaturer för de arter som nu finns etablerade bedöms periodvis kunna ske. Effekter av långtidsexponering för höga, subletala, temperaturer blir också aktuella för bottenfaunan i Biotestsjön i framtiden.

Erfarenheterna från de tidigare undersökningarna i Biotestsjön visar, att bottenfaunasamhället varit mycket instabilt. Denna instabilitet förväntas öka i framtiden. Risken för syrebrist och därmed lokal utslagning av bottendjur ökar beroende på högre temperatur. Om produktionen av växter också ökar, blir risken för syrebrist större. Någon total bottendöd är dock inte sannolik. De tidigare samhällsbildarna slammärta och tusensnäcka tillsammans med fjädermygglarver och glattmaskar torde även i framtiden kunna bygga upp starka bestånd, men periodvisa och kraftiga nedgångar kan förväntas. Tusensnäckan uppges ha en letaltemperatur

av 28 °C. Är detta korrekt, kommer arten vissa år att slås ut. Födounderlaget för anlockad och stationär fisk, även då de årsyngel som produceras i anläggningen, samt fågel kommer därför att vara mycket instabilt.

Enligt modellberäkningar kommer kylvattenplymens utbredning utanför Biotestsjön inte att förändras i det framtida scenariot. Bakgrundstemperaturen kommer dock att stiga, vilket sannolikt påverkar faunan utanför plymområdet. Hur detta kan komma att yttra sig är inte utrett. I påverkansområdet utanför Forsmark dominerar grunda bottnar. Areal bottnar som får ökad värmeexponering beroende på plymens tillskott av uppvärmt kylvatten kommer sannolikt inte att öka märkbart. Temperatureffekten torde bli tämligen liten.

I det mest värmeexponerade området utanför Biotestsjön (>5 °C temperaturhöjning) kan i undantagsfall så höga temperaturer börja uppträda, att de överskrider letalgränserna för de känsligaste arterna, t.ex. blåmussla. Enligt modellen kommer i framtiden temperaturer över 25–27 °C att förekomma i genomsnitt mindre än totalt en vecka per år i den mest kylvatten-exponerade delen av bottnarna i kylvattenplymen. Även om letaltemperaturer någon gång skulle överskridas för de känsligaste arterna blir denna effekt av begränsad betydelse, beroende på att bottenytan som ständigt exponeras för höga övertemperaturer är mycket liten (ca 1 000 m²). Utanför denna kan effekter av långtidsexponering för temperaturer under de letala inte uteslutas, men dessa bedöms bli små. Uppvärmningen av bottnarna förorsakad av kylvattnet bedöms aldrig nå sådana nivåer att biomassan födoorganismer för fisk begränsas. Den mest sannolika effekten är en måttlig produktionsökning.

Simpevarp

Prognosen för Biotestsjön har i stora delar giltighet även för Hamnefjärden. Temperaturpåverkan kan dock komma att öka så att risken för överskridande av kritiska nivåer blir större. De riktigt varma dagarna, med intagstemperatur över 20 °C, kommer att uppgå till sammanlagt ca en månad enligt modellen. Under sammanlagt drygt en vecka kan intagstemperaturen komma att överskrida 22 °C. Redan idag når utsläppstemperaturerna ofta över 30 °C, varför letalgränser kan överskridas för vissa arter i Hamnefjärden vid det framtida klimatscenariot. Letaltemperaturerna för idag dominerande arter ligger nära 30 °C. Effekterna förväntas bli tydligast i yttre delen av Hamnefjärden, beroende på kylvattenutsläppens läge. Man bör också förvänta effekter av långtidsexponering för höga, subletala, temperaturer på bottenfaunan i Hamnefjärden i framtiden. Risken för syrebrist, med återkommande utslagning av bottenfaunan, kommer också att öka i inre Hamnefjärden. I detta något kallare område kan annars känsligare arter ha möjlighet att överleva under de varmaste perioderna.

Instabiliteten i systemet kommer att öka, och födounderlaget för anlockad och stationär fisk, årsyngel samt fågel riskerar försämrats periodvis. Hamnefjärden är idag ett viktigt rekryteringsområde för varmvattenfisk, som bygger upp bestånd i utanförliggande skärgård. I framtiden kan den komma att spela mindre betydande roll.

Utanför Hamnefjärden berörs främst grunda hårbottnar av kylvattenpåverkan. I det område som får kraftigast värmeexponering finns en risk, att blåmussla slås ut i ett framtida klimatscenario. Blåmussla är här viktig föda för andfåglar, främst ejder. Även andra, mer svårbedömda effekter på bottenfaunan kan förväntas. Effekterna torde dock bli av begränsad omfattning då arean tydligt uppvärmda bottnar är liten. Ökad produktion är den mest sannolika förändringen.

Ringhals

Intagstemperaturen kommer enligt modellen att bli betydligt högre i Ringhals än vid de övriga två verken. Sammanlagt ca två månader varje sommar kommer i medeltal intags-

temperaturen att överskrida 20 °C, och nästan en månad över 22 °C. I det område som får störst temperaturpåverkan kan man därför förvänta överskridande av letaltemperaturer för blåmussla och utslagning av beståndet. Det är också sannolikt, att havstulpaner och många andra arter kommer att få svårt att kolonisera området. Västkustens bottenfaunasamhälle har idag starka inslag av kallvattenarter. Dessa torde i framtiden få mycket svårt att etablera sig i recipientens inre del.

Strandkrabban, som är en dominerande art av stor betydelse som fiskföda, uppges i litteraturen ha en övre letaltemperatur av 26 °C, vilket innebär att preferenstemperaturen bör vara några grader lägre. Är detta korrekt, kommer åtminstone de vuxna djuren att migrera ut till djupare och kallare vatten på sommaren. Det japanska jätteostronet har så hög letaltemperatur, att det klarar de förväntade temperaturerna. Sannolikt kan arten därför etablera bestånd i utsläppsområdet. Det är också sannolikt, att nya invandrade arter med höga temperaturoptima kan etablera sig. Vårt eget europeiska ostron har, enligt litteraturen, så låg letaltemperatur (25 °C) att det är tveksamt om de klarar sommaren i utsläppets närhet. De högre temperaturerna övrig tid kan dock vara positiva för arten.

5.6.3 Anlockning och skyende hos fisk

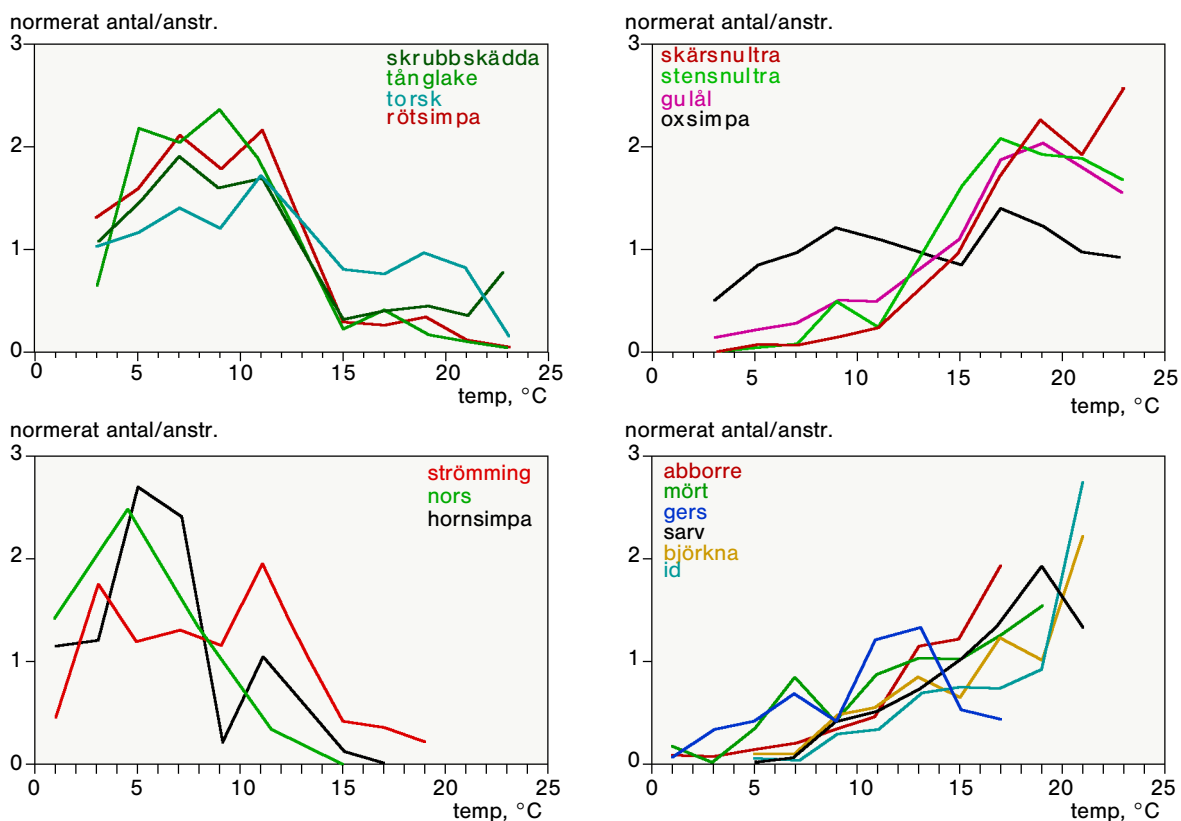
GENERELLT

Fiskar påverkas på många sätt av ett kylvattenutsläpp. Deras förflyttningar i förhållande till varmvattnet är av grundläggande betydelse och har sitt upphov i att de söker sig mot områden med temperaturer så nära den artspecifika preferenstemperaturen som möjligt. Detta innebär, att de i temperaturer under denna söker sig mot varmare vatten men undviker temperaturer över densamma. Preferenstemperaturen ligger nära den för maximal tillväxt och beteendet ifråga syftar sannolikt till att optimera tillväxten. Beroende av artens preferenstemperatur och kylvattnets temperatur kommer fisken att reagera genom anlockning eller skyende visavi kylvattnet. Fisk, som uppehåller sig i uppvärmt vatten, påverkas i flera viktiga avseenden, vilka behandlas i de följande avsnitten. För de fiskar som undviker varmvattnet blir påverkan mindre omfattande och inskränker sig i regel till en förlust av närområdenas små produktionsytor.

För att reaktioner på framtida varmare kylvattenutsläpp skall kunna förutsägas, krävs information om preferenstemperaturer. De bestäms oftast i gradienter i laboratorier. Sådana försök är svåra och dyra att genomföra, och resultaten beror bl.a. av fiskens tidigare upplevda temperaturförhållanden, storlek och födotillgång; preferenstemperaturen sjunker med tilltagande storlek och födobrist.

För endast ett fåtal av våra svenska fiskarter har preferenstemperaturer fastställts experimentellt. De mycket omfattande provfisken som genomförts vid de svenska kraftverken har därför använts till att beskriva temperaturpreferenser med hjälp av fångsternas fördelning över temperaturskalan; mest fisk bör fångas nära preferenstemperaturen. Ett undantag är leken, då fisken visar hög aktivitet och koncentreras på lekplatser i temperaturer som i regel ligger långt under preferenstemperaturen.

Utgående från fångsternas fördelning över temperaturskalan har de vanligaste arterna klassificerats som "varm-" och "kallvattenarter" med fångstoptima kring och över 20 °C respektive under och kring 15 °C (figur 5.15). Temperaturpreferenserna leder bl.a. till att varmvattenarterna under sommaren koncentreras i de varma ytvatten ovanför temperatursprångskiktet, medan kallvattenarterna uppehåller sig djupare. Unga fiskar har generellt sett högre optimumtemperatur än de äldre, vilket leder till att även ynglen av flertalet kallvattenarter tillbringar den första sommaren inne på grunt vatten.



Figur 5.15. Vanliga fiskar klassificerade som kall- eller varmvattenarter efter provfiskefångsters fördelning över temperaturskalan. Fångsterna är normerade med hänsyn till fiskeansträngningen, d. v. s. antalet redskap och fisketidens längd. Kallvattenarterna vid västkusten samt varmvattenarterna ål och oxsimpa är vanliga även vid ostkusten. Oxsimpa och gers visar ingen tydlig temperaturpreferens. Övre figurerna: västkustens kall- resp. varmvattenarter. Nedre figurerna: ostkustens kall- resp. varmvattenarter.

Tabell 5.8. Experimentellt funna preferenstemperaturer samt temperaturer för optimal tillväxt och konsumtion hos vuxen fisk och yngel. För referenser hänvisas till appendix 6.

art	preferens	optimum tillväxt	optimum konsumtion
<i>varmvattenarter</i>			
abborre	23,7	26	
abborre, yngel	26,8	25–30	29
gös, yngel	29	28–30	
gers			19
gers, yngel		21	
gädda, yngel	23–24	19–21	24
mört			27
mört, yngel		26,8	
id	22,5		
ål		22	
<i>kallvattenarter</i>			
sill			13
sill, yngel			15
sik, yngel	11–15,4		15,8
öring	17,6		
öring, yngel		12	

Preferenstemperaturer baserade på laboratorieförsök för i kylvattenrecipienterna vanliga arter presenteras i tabell 5.8. Enligt teorin bör optima för tillväxt och konsumtion ligga nära preferenstemperaturen, varför sådana data också beaktats. Även om data är få, är skillnaden mellan varm- och kallvattenarter tydlig, och som regel ligger värdena högre för yngel än för vuxna.

Vid de svenska kärnkraftverken har fisken generellt sett reagerat på kylvattnet så som kunde förväntas med tanke på preferenstemperaturerna. Undantagen har i de flesta fall kunnat förklaras med speciella hydrografiska förhållanden, lekvandringar eller födotillgång. Varmvattenarterna har alltså i huvudsak anlockats hela året, utom när preferenstemperaturerna klart överskrids varma sommarperioder. Reaktionen är svag under vintern, då dessa arters aktivitet i regel är låg. Kallvattenarterna undviker närområdet under den varma årstiden men anlockas i flera fall under senhöst, vinter och tidig vår. Anlockningen kan förstärkas i de fall en lekplats är belägen i uppvärmt vatten eller motverkas om och när fisken leker i ett annat område. Arternas olika beteende innebär, att andelen varmvattenarter i närområdet ökar. Förändringen är störst vid västkusten, där den naturliga fiskfaunan starkt domineras av kallvattenarter, medan inslaget av dessa är relativt litet i ostkustens närområden.

Prognoser för fiskens beteende i ett varmare klimat baseras på fångst-temperaturrelationer erhållna i de svenska kärnkraftundersökningarna (figur 5.15), erfarenheter av fiskens reaktioner på kylvattenutsläppen och litteraturläsa (tabell 5.8). För att beskriva klimatet används för det tidiga driftskedet, då flertalet studier av anlockning och skyende gjordes, modellerade årskurvor för månadsmedelvärden för perioden 1970–1999 och för ett framtida klimat perioden 2040–2069.

Forsmark

TIDIGARE ERFARENHETER

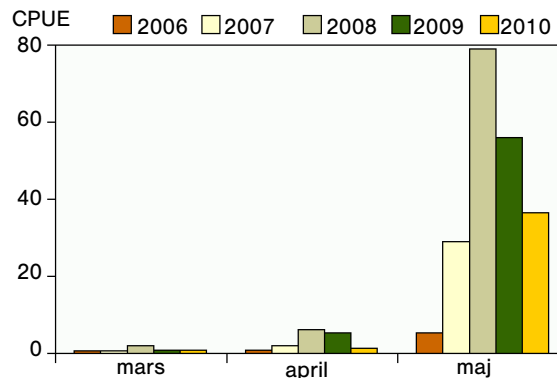
Varmvattenarterna i Forsmarksområdet är alla i huvudsak att betrakta som bottenlevande. I Biotestsjön och utloppskanalen för F3 uppvärms även bottenarna, men kylvattenutsläppens utformning gör att obetydliga bottenarealer påverkas längre ut. Vad gäller kanalen har anlockning och skyende undersökts och utvärderats, medan motsvarande utvärdering ännu ej gjorts för utbytet mellan Biotestsjön och omgivande vatten sedan grindarna, som spärrade utloppet ur anläggningen, togs bort 2004.

Mört och abborre är de enda varmvattenarter som fångades i någon större utsträckning i F3:s kanal. Båda anlockas under sommaren, abborren också under våren, då den även leker här i mindre omfattning. Fångsterna minskade, när temperaturen översteg 20 °C, tydligast för abborre; en utvandring äger alltså rum.

En prognos för Biotestsjön försvåras av att förhållandena där ännu ej stabiliserats efter borttagandet av gallren i utloppet. Provfiskefångsternas årstidsvariationer tyder på ett betydande utbyte med omgivande vatten. Abborre, mört och löja är numera de dominerande arterna. För löjan föreligger dock ej tillförlitliga data, då den är för småvuxen att fångas i provfiskenäten.

Medan abborren var instängd i anläggningen, följde fångsten väl temperaturens och ljusets årsrytm med undantag av en topp i april, som tolkats som en till leken kopplad aktivitetsökning. Denna har uteblivit efter gallrens borttagande. Under vårperioden har fångsterna numera istället varit störst i maj, som är den viktigaste lekmånaden i naturliga vatten (figur 5.16). Då relativt få abborrar uppehåller sig i anläggningen under vintern, verkar alltså en anlockning förekomma i samband med leken. Under sommaren vandrar en del av abborrarna ut, troligen beroende på alltför hög temperatur, varefter en viss invandring sker under hösten. År 2011 hade den stor omfattning (Adill, pers. komm.).

Figur 5.16. Fångster av abborre i Biotestsjön vid nätfiskena under våren.



Mört, gers och sarv har efter 2004 visat oregelbundna mönster med de största fångsterna under vinter och sen höst. Först 2008 registrerades fångsttoppar under våren av mört och gers, vilka skulle kunna vara orsakade av en invandring för lek; något motsvarande noterades ej för sarv. De stora fångsterna under höst och vinter kan vara resultatet av en anlockning i låg temperatur och de små fångsterna under sommaren orsakade av ett undvikande av alltför höga temperaturer. Någon större anlockning av varmvattenarter under höst och vinter har dock inte noterats i vare sig F3:s kanal eller Hamnefjärden i Simpevarp. Stora vinterfångster av mört förekom däremot i den slutna Biotestsjön, vilket alltså inte var ett resultat av anlockning. Det är alltså oklart, om de stora fångsterna vintertid verkligen speglar en anlockning eller mer en ökad rörelseaktivitet. Under alla omständigheter kan betydande mängder av nämnda arter finnas i anläggningen under senhöst och vinter.

Fångsterna av björkna har varit koncentrerade till lekmånaden juni och till maj. Fångsterna i dessa månader har i stort sett fortlöpande ökat efter 2004. Någon större anlockning synes alltså endast förekomma i maj och juni i samband med leken.

Kontrollen av årsyngel sker först i augusti i Biotestsjön och ett referensområde. Fångsterna som då görs i Biotestsjön anses bestå av fiskar födda i anläggningen. Under två somrar efter det att gallren i utloppet togs bort har yngeltätheterna följts från juni, då god kontroll blir möjlig, till september. Resultaten tyder på att större utvandringar av mört sker redan under högsommaren men av abborre först i september; björknan stannar i stor utsträckning kvar även i september.

Sammanfattningsvis är resultaten svårtolkade. Av erfarenheterna från Hamnefjärden att döma kan det dröja länge, innan säkra slutsatser kan dras om utvecklingen i Biotestsjön efter att fiskspärren i utloppet avlägsnats. Abborre och björkna vandrar uppenbarligen in för lek, och under senare år finns indikationer på att detta även gäller mört och gers.

En betydande anlockning av ål noterades till Biotestsjön, medan gallren ännu var på plats. 1989 gjordes en mycket stor utsättning av yngel i anläggningen. Provfiskena domineras fortfarande av denna ål, som minskar i antal genom dödlighet och utvandring för lek. Biotestsjön är uppenbarligen en gynnsam miljö för ål, eftersom de utsatta ålarna håller sig kvar, och nya rekryteras.

Kallvattenarter förekommer idag i endast obetydlig omfattning i kanalen för F3 och i Biotestsjön. Utanför dessa områden når uppvärmt kylvatten obetydliga bottenarealer, varför bottenlevande arter påverkas i ringa grad.

Den pelagiska strömmingen är den vanligaste kallvattenarten i området. En oftast dominerande del av beståndet – ”vårlekande strömming” – leker över grunda bottnar under våren och försommaren i temperaturer mellan 6 och 9 °C (Sjöblom, 1961). Efter leken går strömmingen längre ut och djupare i takt med att temperaturen stiger. När temperatursprångskiktet försvinner under hösten, närmar den sig åter land. I vissa områden, dock ej vid Forsmark, övervintrar den nära land. Lek förekommer även i augusti–september. Under kraftverkets första drifttid dominerade vårleken starkt, medan ”höstlek” blivit vanlig under senare år.

Vårlekande strömming har tidvis anlockats till området allra närmast utanför kanalerna och i samband därmed även lekt där. Den har dock ej gått in i Biotestsjön. Strömmingen vandrade in mot land först i april. Fångsterna var obetydliga under 4 °C och nådde en markant topp strax under det för lek optimala intervallet 6–9 °C (Sjöblom 1961).

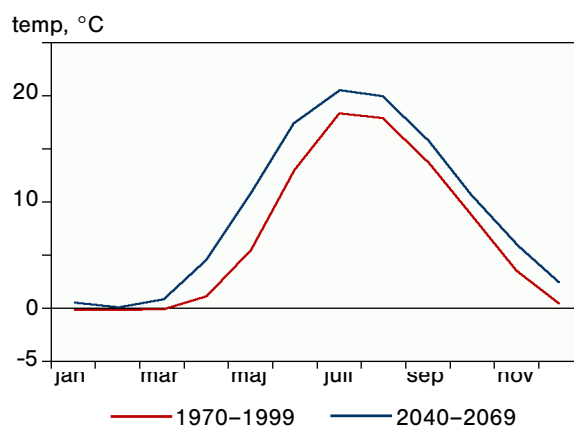
FRAMTIDEN

De limniska varmvattenarternas preferenstemperaturer torde ligga mellan 20 och 25 °C för vuxen fisk (figur 5.15; tabell 5.8). I F3:s kanal kan i framtiden, vid en övertemperatur om 10–12 °C, denna nivå komma att överskridas under maj–oktober, d.v.s. några veckor tidigare än 1970–1999 (figur 5.17). Under större delen av denna period kommer kanalen att vara i stort sett tom på vuxen fisk. Anlockning för lek kommer att ske tidigt på våren. Abborrens lek minskar dock i omfattning, då lekperioden p.g.a. den redan i maj för höga temperaturen blir kortare. Yngel med högre preferenstemperatur än de vuxna kunde tänkas uppehålla sig i kanalen under längre tid.

I Biotestsjöns varma vatten ökar aktiviteten, när daglängden passerat en tröskel i början av mars; i opåverkade områden sker denna aktivitetsökning inte förrän i april. Av hittills gjorda provfiske och erfarenheterna från Hamnefjärden att döma bör en invandring ske under mars och april, men dess storlek blir beroende av i vad mån lek äger rum i sjön. Sannolikt sker så men tidigare än idag och under en kortare tid, innan temperaturen blir för hög. Ett varmare klimat försämrar sannolikt rekryteringen (se 5.6.6) vilket med tiden minskar beståndens storlek och lekvandringarnas omfattning.

När preferenstemperaturerna överskrids i maj, kommer vuxen fisk att börja lämna Biotest-anläggningen. När detta sker varierar mellan arter och är beroende av födotillgången, eftersom preferenstemperaturen sjunker, om fisken svälter. Så blir sannolikt fallet för fisk, som lever på bottendjur (se 5.6.2). Utvandringen börjar några veckor tidigare än idag och omfattar flertalet fiskar. Sommarlekare som björkna, gers och sarv utvandrar troligen inte förrän i juni efter att de lekt. När preferenstemperaturen under oktober åter nås, kommer en viss återinvandring att ske. Dess omfattning minskas dock av att flertalet varmvattenarters aktivitet sjunker under hösten.

Figur 5.17. Modellerade årskurvor för intagsvattnets temperatur i Forsmark perioderna 1970–1999 och 2040–2069.



En nyckelfråga är när ynglens preferenstemperaturer kommer att överskridas och en utvandring ske. Sett till optima för konsumtion och tillväxt ligger varmvattenarternas preferenstemperaturer mellan 25 och 30 °C. Redan idag nås denna nivå under högsommaren. Under perioden 2040–2069 kan vid full drift 25 °C komma att överskridas under juni fram till långt in i september och 30 °C under juli och augusti. Flertalet yngel torde då leta sig ut ur anläggningen i juni eller juli, d.v.s. tidigare och i större utsträckning än idag. Av tidigare erfarenheter att döma vandrar mörtan ut först och björknan sist.

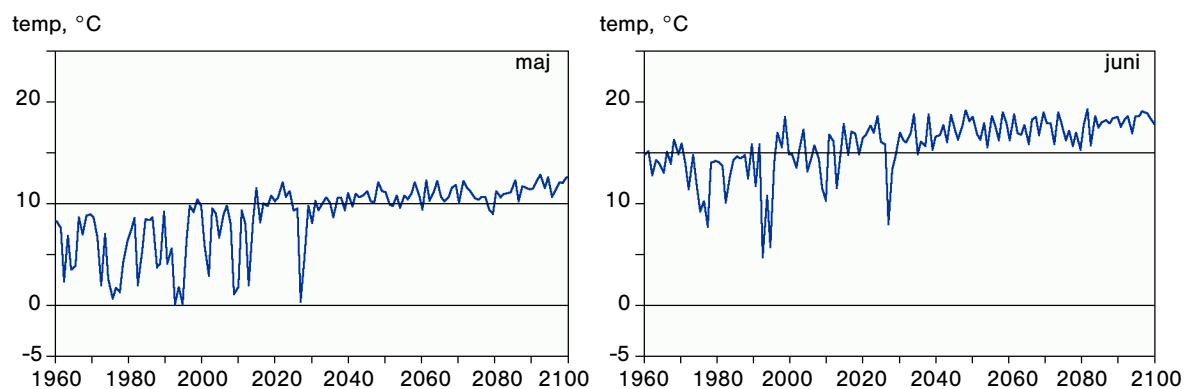
Man skulle kunna tänka sig att ynglen, när de vandrat ut, skulle finna vatten med gynnsamma temperaturer i plymens yttre delar. Dessa områden är dock mycket små, och deras läge varierar. Då de dessutom genom sin öppna karaktär är olämpliga för yngel, kommer dessa att söka sig in i skärgården, varifrån de knappast i någon större omfattning återvänder under hösten.

Av provfiskeresultaten att döma undviker gulålen temperaturer över 20 °C. Ett ”normalår” i det simulerade klimatet kommer denna nivå att överskridas under maj–oktober, varför flertalet ålar alltså skulle förväntas lämna anläggningen under sommaren. Om preferenstemperaturen skulle ligga vid den högre nivå som experimentellt fastställts för tillväxtoptimum, 22–23 °C (tabell 5.8), kan ålen finna optimala temperaturer även i maj och oktober. Avgörande för hur många ålar som kommer att uppehålla sig i Biotestsjön blir hur det europeiska ålbeståndet utvecklas. Det har under en lång följd av år minskat och bedöms idag som hotat, men några säkra prognoser kan ej göras. Det torde dock stå klart, att Biotestsjön i ett varmare klimat kommer att dra till sig en mindre andel av områdets ål än idag.

Den ovan gjorda prognosen gäller ett ”medelår”. Mellanårsvariationerna kommer dock att vara mindre än idag, varför medelåret blir relativt representativt. Efter 2040 ligger intagstemperaturen nästan alla år över 10 °C i maj, vissa år över 12 °C, och i juni alla år över 15 °C. Med en temperaturhöjning på 11 °C närmar sig medeltemperaturen i juni vissa år 30 °C i Biotestsjön och F3:s kanal (figur 5.18).

Kylvattenplymens utbredning påverkas inte av en klimatändring (se kapitel 4). Utanför Biotestsjön och F3:s kanal kommer alltså mycket små bottenarealer att påverkas. Då kallvattenarter knappast heller i framtiden vandrar in i nämnda områden i större utsträckning, bör deras beteende inte nämnvärt förändras.

Temperaturutvecklingen under våren styrs till stor del av islossningen. I slutet av 1900-talet ägde den oftast rum i april, men kan i framtiden komma att ske i mars, och många år beräknas vara isfria. I opåverkat vatten, där strömningen uppehåller sig under vårvintern,



Figur 5.18. Temperaturutvecklingen i Forsmarksverkets kylvattenintag under maj och juni enligt klimatmodellen.

nås 4 °C tidigt i april, d.v.s. minst några veckor tidigare än under 1980-talet, då detta problem studerades. Sannolikt går strömmingen då in mot land för lek och kommer i kontakt med kylvattnet, anlockas och leker betydligt tidigare än normalt. Då rommen läggs på botten, och de uppvärmda bottenarna har mycket ringa utbredning, kommer anlockningen dock att ha begränsad omfattning. Lekens omfattning blir beroende av dess framgång och ynglets överlevnad, frågor som behandlas under 5.6.6.

Under sommaren torde som nämnts inte ens våra idag vanliga varmvattenfiskar i någon större utsträckning uppehålla sig i Biotestsjön. Med stor sannolikhet kommer dock anläggningen att utnyttjas av nya, sydliga arter med högre temperaturoptima. Vilka nya arter som etablerar sig i kylvattenrecipienterna och hur de påverkas ligger dock utanför ramen för denna rapport.

Simpevarp

TIDIGARE ERFARENHETER

I Simpevarpsområdet är alla varmvattenarter i huvudsak bottenlevande. Uppvärmade bottenar är begränsade till Hamnefjärden och området allra närmast utanför densamma. Anlockning/skyende visavi varmvattnet är alltså för dessa arter begränsat till nämnda områden. Mörten, som delvis uppträder pelagiskt, kan påverkas på längre avstånd.

En anlockning av varmvattenarter (abborre, mört, björkna, gers, sarv, sutare, ruda och ål) till Hamnefjärden förekommer idag, men den är av måttlig omfattning och delvis, ålen undantagen, betingad av lek under vår och försommar. Leken ger upphov till yngel som åtminstone delvis är kvar under hösten, då provtagning sker. Under vintern begränsas anlockningen av att arternas aktivitet då i regel är låg, och under sommaren av att preferens-temperaturerna redan idag ofta överskrids. Den motverkas vidare av att viken mynnar på en öppen kuststräcka, där varmvattenarterna inte är så vanliga. Vikens ringa storlek och därmed begränsade födoresurser sätter också gränser.

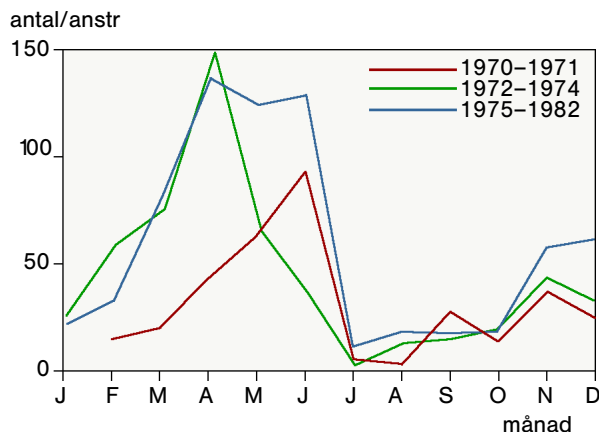
Förekomsten av kallvattenarter minskade i Hamnefjärden till följd av kraftverkets start, och de är idag mycket svagt representerade. I området närmast utanför viken ökade under vår och höst fångsterna av de vanligaste bottenlevande kallvattenarterna – torsk, tånglake, rötsimpa, skrubbskädda och sik – snabbt efter det tredje blockets start, vilket tolkats som åtminstone delvis en följd av anlockning.

Den pelagiska strömmingen är den kvantitativt dominerande kallvattenarten i området. Den leker över grunda bottenar under våren och försommaren i temperaturer mellan 6 och 9 °C (Sjöblom, 1961). Efter leken går strömmingen längre från land och djupare i takt med att temperaturen stiger. När temperatursprångskiktet försvinner under hösten, närmar den sig åter land. Fångsterna vid Simpevarp speglade detta beteende. De var störst i april-juni och bestod då främst av stor lekströmming (>20 cm). Efter leken minskade fångsterna snabbt och förblev på en låg nivå till senhösten.

En tydlig och tidvis omfattande anlockning av främst lekmogen strömming till kylvatten-plymen kunde påvisas efter kraftverkets start. Analyser av förhållandet mellan fångst och temperatur gav vid handen, att fångsterna var störst i 4–10 °C och mycket små över 14 °C, samt att anlockningen var begränsad till december–april. De stora strömmingsförekomster-na tycks begränsade till ett område inom två km från Hamnefjärdens utlopp.

Starten av kraftverket medförde redan de första åren en förskjutning av den lekbetingade fångsttoppen från juni till april (figur 5.19). De uttalade fångsttopparna under leken beror säkerligen inte bara på en då starkare anlockning utan även på hög rörelseaktivitet. Lek har

Figur 5.19. Strömmingsfångster olika årstider före verkets start (1970–1971), med ett block i drift (1972–1974) och med två (1975–1982).



iakttagits i direkt anslutning till kylvattenplymen och t.o.m. i Hamnefjärden, i synnerhet efter breddningen och fördjupningen av dess utlopp 1981. Invandring, ibland ända fram till kylvattentunnlarna, har skett redan i februari och omfattande lek då i slutet av mars. Invandringen i den för lek egentligen för varma Hamnefjärden ($>10^{\circ}\text{C}$) ägde rum under år med ovanligt låga temperaturer i havet och har tolkats som att strömmingen i avsaknad av lämplig lektemperatur föredrar för varmt framför för kallt vatten.

FRAMTIDEN

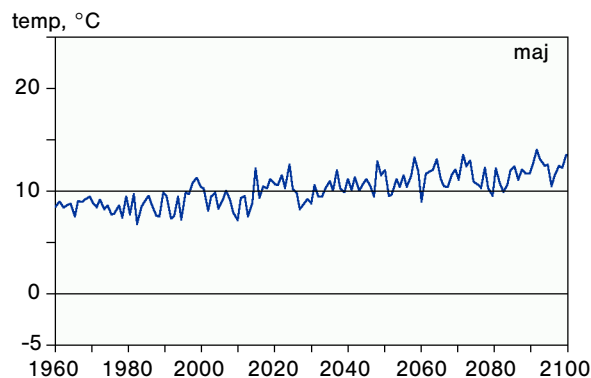
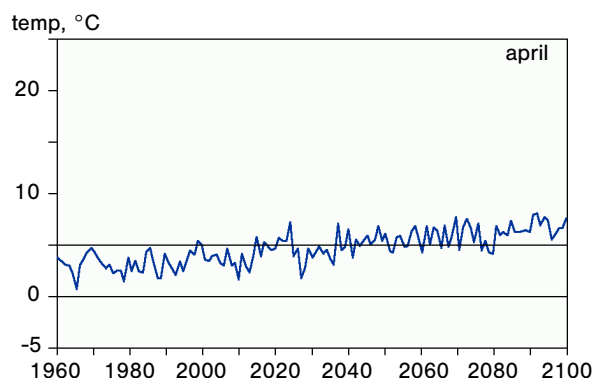
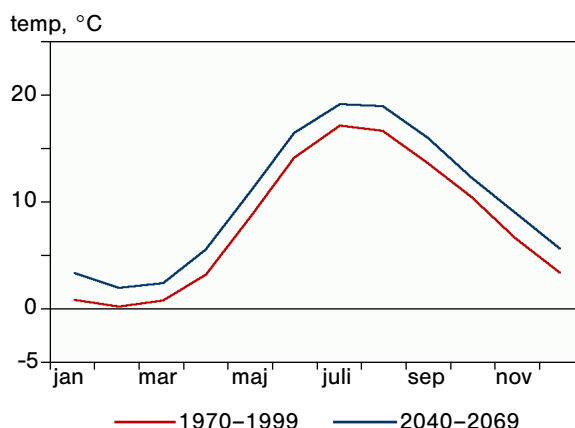
Även i framtiden torde en invandring till Hamnefjärden av abborre, mört, björkna, gers, sarv, sutare, ruda och löja ske under mars–maj, men dess storlek blir beroende av om lek kommer att äga rum i viken. Sannolikt kommer så att ske men tidigare än idag och under en kortare tid, innan temperaturen blir för hög. De höga temperaturerna kommer att försämra rekryteringen (se 5.6.6), vilket med tiden minskar beståndens storlek och därmed lekens omfattning.

Med en övertemperatur om 11°C beräknas temperaturen i Hamnefjärden ofta överstiga 20°C under maj–oktober (figur 5.20) och någon anlockning av vuxen fisk sker då knappast; istället kommer flertalet fiskar att lämna viken efter att ha lekt. Under våren och sommaren är temperaturförloppet i framtiden förskjutet ungefär två veckor, varför utvandringen börjar tidigare än idag och också blir mer omfattande till följd av den högre temperaturen. När temperaturen under hösten sjunker till den prefererade, är flertalet varmvattenarters aktivitet låg, varför någon större invandring då ej beräknas ske.

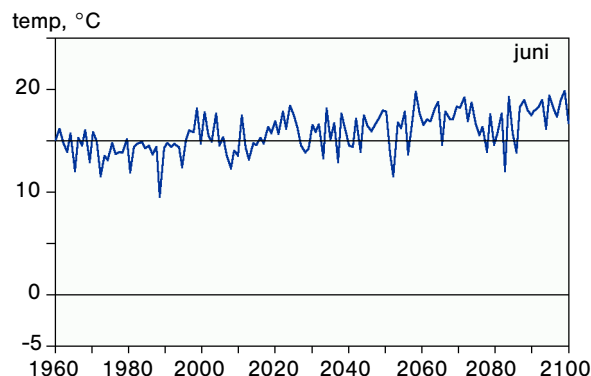
Under den kalla delen av året kan alltså som idag en mindre anlockning till Hamnefjärden och även kusten närmast utanför densamma förväntas, men under maj–oktober kommer området att undvikas av flertalet arter. Sannolikt kommer de i Hamnefjärden stationära och mest utpräglade varmvattenarterna – sarv, sutare och ruda – att hålla sig kvar även under sommaren i de små kallare områdena längst in i viken (figur 2.7). Då närområdet är litet, och förändringarna i varmvattenfiskarnas förflyttningar relativt dagsläget måttliga, blir effekterna av en klimatändring på förekomsten av fisk utanför närområdet små.

Att döma av optima för konsumtion och tillväxt ligger preferenstemperaturen för varmvattenarternas årsyngel mellan 25 och 30°C . Redan idag nås ibland 30°C . I framtiden torde detta ofta inträffa även i juni och september, och 25°C kan komma att överskridas större delen av perioden juni–september. Även yngel kommer alltså i stor utsträckning att lämna viken i juni och juli. När de vandrat ut, har de svårt att finna vatten med gynnsamma temperaturer i plymens yttre delar. Dessa områden är nämligen små med variabel påverkan och dessutom genom sin öppna karaktär olämpliga för yngel, varför dessa kommer att söka sig in i skärgården, varifrån de knappast i någon större omfattning återvänder under hösten.

Figur 5.20. Modellerade årskurvor för intagsvattnets temperatur i Simpevarp perioderna 1970–1999 och 2040–2069.



Figur 5.21. Temperaturutvecklingen i april, maj och juni i Oskarshamnsverkets kylvattenintag enligt klimatmodellen.



Den ovan gjorda prognosen gäller ett "medelår". Efter 2040 ligger den modellerade intags-temperaturen nästan alla år över 10 °C i maj, vissa år över 12 °C; före sekelskiftet översteg den enligt modellen aldrig 10 °C (figur 5.21). I juni blir temperaturerna mer variabla men det stora flertalet år över 15 °C och alltså över 25 °C i Hamnefjärden (figur 5.21). De ovan gjorda bedömningarna torde alltså gälla för de allra flesta år.

Den idag obetydliga förekomsten av kallvattenarter i Hamnefjärden minskar i framtiden ytterligare. Den anlockning av torsk, tånglake, rötsimpa, skrubbskädda och sik som under den kalla årstiden verkar föreligga utanför viken, förkortas i ett varmare klimat av temperaturkurvorna att döma 2–3 veckor under både vår och höst.

Även i framtiden kommer strömningen att vandra in mot kusten under hösten i samband med att temperatursprångskiktet upplöses. Av erfarenheterna att döma sker anlockningen till plymen i relativt låga bakgrundstemperaturer och är begränsad till december–april. I början och slutet av denna period kan temperaturförloppet komma att vara 2–3 veckor förskjutet och därmed anlockningsperioden 4–6 veckor kortare.

Den viktigaste frågan är hur temperaturförskjutningen påverkar leken. Leken skall ske främst i 6–9 °C (Sjöblom, 1961) men kan även äga rum i högre temperatur, vilket bl.a. leken i Hamnefjärden visar. Att denna ej skett tidigare än i slutet av mars, trots att vattnet där är tillräckligt varmt hela vintern, tyder på att daglängden sätter en gräns för lekens start. Om så är fallet, kommer den i uppvärmt vatten utanför Hamnehålet att tidigareläggas från april till slutet av mars, eftersom nivån 6 °C då kommer att överskridas i de inre delarna av plymen. Redan i april nås många år denna nivå utanför plymen, och i maj överstigs där 9 °C i stort sett alla år (figur 5.21). Lek i plymområdet torde därför upphöra i april och utanför detsamma i maj, att jämföra med juni idag. Huruvida lek kommer att äga rum och i vilken omfattning, beror naturligtvis på i vad mån den lyckas och ger upphov till nya generationer. Denna frågeställning behandlas under 5.6.6.

Under sommaren torde som nämnts inte ens våra idag vanliga varmvattenfiskar i någon större utsträckning uppehålla sig i Hamnefjärden. Med stor sannolikhet kommer dock viken att utnyttjas av nya, sydliga arter med högre temperaturoptima. Vilka nya arter som etablerar sig i kylvattenrecipienterna och hur de påverkas ligger dock utanför ramen för denna rapport.

Ringhals

TIDIGARE ERFARENHETER

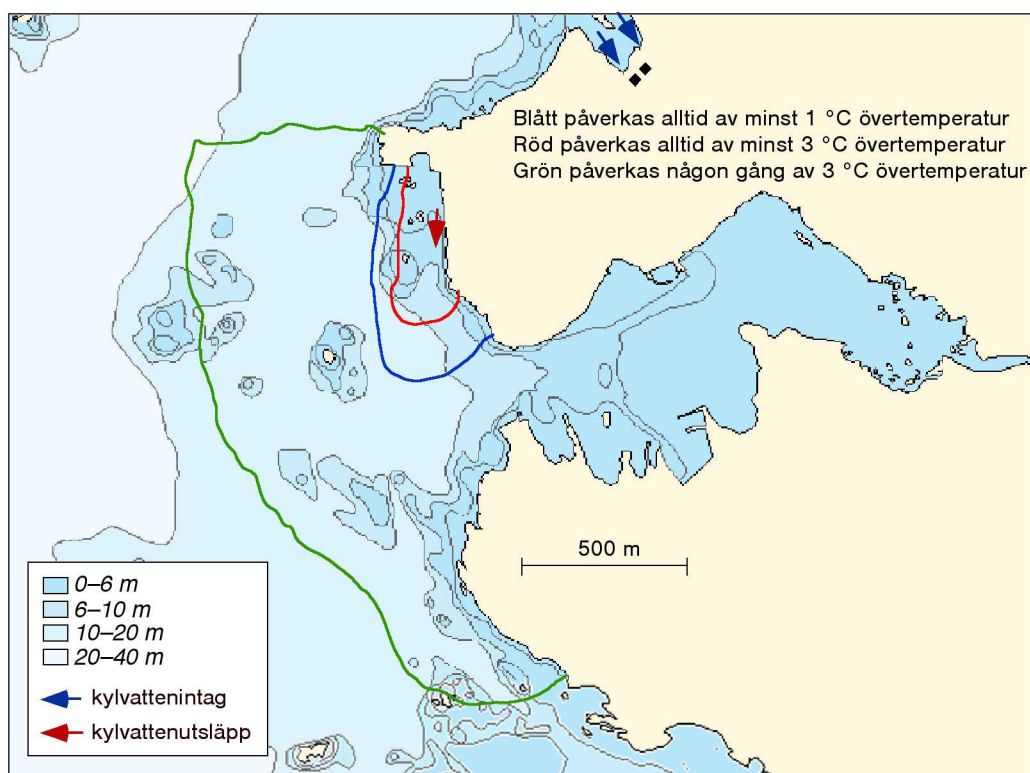
I Ringhals leds kylvattnet ut på en öppen kust nästan parallellt med stranden. Området med höga övertemperaturer blir härigenom litet och strömmen här stark, varför inga större mängder fisk uppehåller sig där. Av intresse är dock att två i svenska vatten relativt sällsynta varmvattenarter med sydlig utbredning, tjockläppad mulle och havsabborre, ofta observerats där. Området med måttliga övertemperaturer – några grader – är dock relativt stort (figur 5.22, 5.23).

Fiskfaunan vid västkusten domineras starkt av kallvattenarter och i Ringhals av bottenlevande arter. Undersökningarna av dessa har främst gjorts med finmaskiga ryssjor, vilket innebär att inte bara vuxen fisk utan även yngel fångas. Årsyngel är dock i regel för små för redskapen och sannolikt inte heller vanliga, eftersom det exponerade läget gör området olämpligt för rekrytering av de flesta arter. De följande resonemangen gäller alltså vuxen fisk och större yngel.

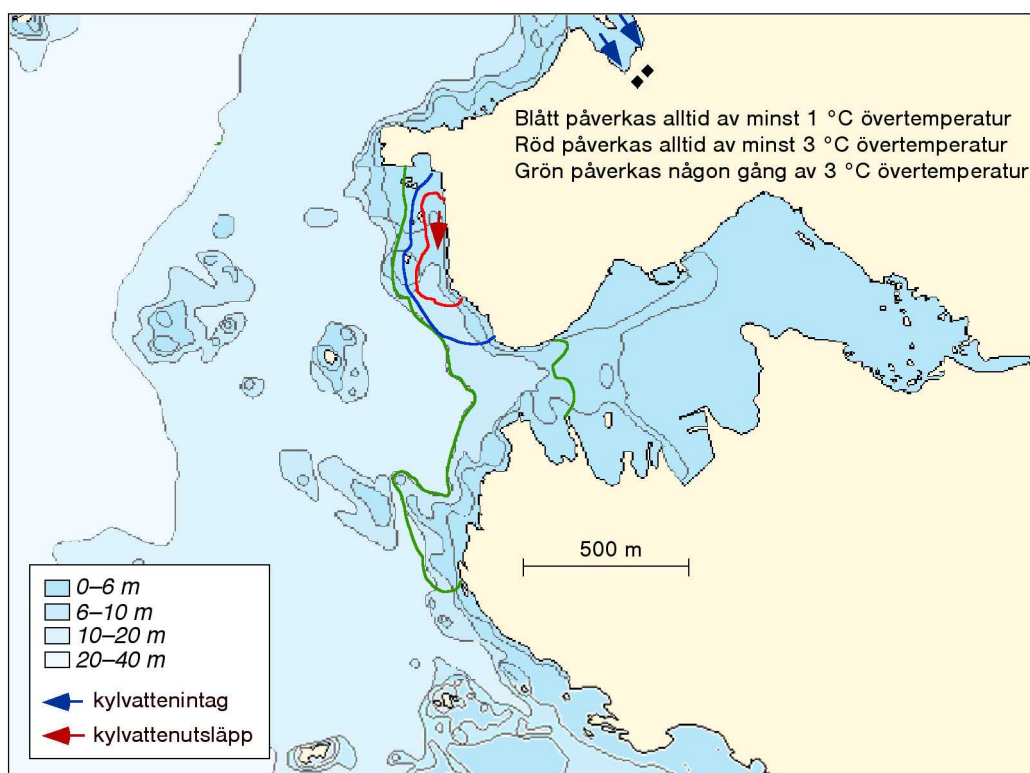
Som förväntat har de bottenlevande kallvattenfiskarna i huvudsak undvikit det uppvärmda området under sommaren, men däremot inte i någon större utsträckning anlockats under övriga årstider, trots att temperaturen då understigit den prefererade. Skrubbskäddan, som inte är en utpräglad kallvattenart, utgör ett undantag: under den första drifttiden undvek den ej utsläppsområdet under sommaren och verkade anlockas i låg temperatur. Den för övriga kallvattenarter synbarligen uteblivna anlockningen kan bero på bristande födotillgång och, vad gäller rötsimpan, på förluster av larver i kylsystemet och därmed en svag rekrytering till området.

De bottenlevande varmvattenarterna, bland dem ål, har i stort sett som väntat anlockats under hela året fram till de senaste åren. Detta gäller troligen även stensnultran, även om fångsterna inte varit högre än i ett referensområde. Den troligaste förklaringen är att denna art förlorar stora mängder ägg och larver i kylsystemet.

Jämfört med den första perioden med full drift hade bakgrundstemperaturen i området till 2000-talets början stigit med 2–3 °C. Detta har medfört, att alla arter under högsommaren uppvisar en negativ utveckling vid Ringhals relativt referensområdet till följd av att även varmvattenarternas preferenstemperaturer ofta överskrids; medeltemperaturen på fiskeplatserna var nära 23 °C och den högsta uppmätta över 27 °C. Biologiska förändringar orsakade av



Figur 5.22. Temperaturen vid ytan utanför Ringhalsverket, se förklarande text i figuren. (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 5.23. Temperaturen vid botten utanför Ringhalsverket, se förklarande text i figuren. (Sjöfartsverkets K-bas.)

den långvariga påverkan av värme och ström spelar rimligen också in; så har t.ex. den fastsittande vegetationen förändrats starkt. I april däremot har anlockningen av varmvattenarter ökat påtagligt, sannolikt p.g.a. att den högre temperaturen ökat rörelseaktiviteten.

Pelagisk fisk förekommer inte i så stor utsträckning i det värmepåverkade området. Den för fisket intressanta öringen finns dock där. Dess förekomst undersöktes i december–april, då denna kallvattenart borde anlockas. Fångsterna i provfisken ökade påtagligt med närheten till utsläppet och var positivt korrelerade till temperaturen.

Förekomsten av sill och skarpsill studerades med ekolod under 1970- och 1980-talen. Tendenser till anlockning till området nära kylvattenutsläppet förelåg alla årstider. Det är inte sannolikt att sillen, som är en kallvattenart, attraheras av varmvattnet sommartid; ekolodsekona denna årstid torde till stor del härröra från skarpsill. Den anlockning som verkar förekomma har varit av ringa omfattning, vilket kan bero på att sill- och skarpsillsbestånden i Kattegat var svaga under undersökningsperioden.

Våren 2010 påträffades nära utsläppen ett mindre antal horngäddor, som dött av gasblåsesjuka (Andersson, pers. komm.). Arten är en varmvattenfisk och anlockades i stora mängder vid Barsebäck, där dödligheten blev omfattande (se 5.6.5). Det går inte nu att bedöma, om observationen vid Ringhals är en tillfällighet, eller om den kommer att upprepas.

Det värmepåverkade området är genom sin exponering mot öppet hav som nämnts inte lämpligt som lekområde och uppväxtområde för tidiga livsstadier. Förekomsten av yngel har därför inte studerats. I den mån de förekommer anlockas rimligen varmvattenarternas yngel även sommartid, eftersom preferenstemperaturen under första året som regel är klart högre än hos vuxna fiskar.

FRAMTIDEN

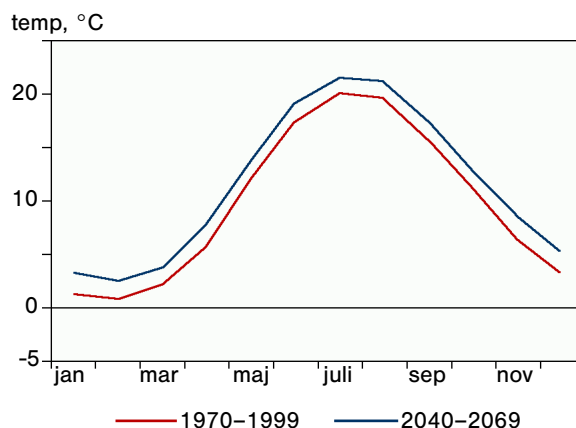
I det tidiga driftskedet överstegs i opåverkat vatten 15 °C och därmed kallvattenarternas preferenstemperatur i juni–september. Denna period, då dessa arter endast förekommer sparsamt på grunt vatten och över termoklinen, utsträcks i det simulerade klimatet ungefär en vecka i början och slutet (figur 5.24).

Utgående från en temperaturhöjning av 11 °C i kraftverket beräknas i utsläppens omedelbara närhet 15 °C i framtiden överskridas hela året utom vintern (december–mars). Större områden berörs dock inte av höga övertemperaturer, utan man får gå ner till 3 °C för att så skall bli fallet (figur 5.22; 5.23). Den i det fallet kritiska bakgrundsnivån, 12 °C, överskrids idag under maj–oktober. Perioden kommer i medeltal inte att förlängas med mer än en vecka i maj och något mer i oktober (figur 5.24).

Den simulerade klimatändringen förkortar alltså endast marginellt den period kallvattenarterna uppträder i uppvärmt vatten. De bottenlevande kommer liksom idag inte att anlockas i nämnvärd omfattning. Öringen attraheras även fortsättningsvis av kylvattenplymen under vintern. En mer väsentlig förändring kan komma att äga rum, om sillbeståndet i Kattegat ökar. En betydande anlockning skulle då kunna ske under november–april. En sådan utveckling kommer dock ej att orsakas av klimatändringen.

I slutet av 1900-talet nådde bakgrundstemperaturen i området 20 °C i juli–augusti och närmade sig då varmvattenarternas preferenstemperatur. I framtiden stiger medeltemperaturerna dessa månader till nära 22 °C (figur 5.24), varvid även varmvattenarter i viss utsträckning undviker även opåverkat vatten över termoklinen.

Figur 5.24. Modellerade årskurvor för intagsvattnets temperatur i Ringhals perioderna 1970–1999 och 2040–2069.



Mycket nära utsläppen överskrids, enligt modellberäkningarna, i framtiden 20 °C i maj–oktober. Gör man istället bedömningen för en övertemperatur om minst 3 °C, vilken berör ett relativt stort område, passeras 20 °C ett "medelår" en vecka tidigare i juni än idag och en vecka senare i september (figur 5.24). I juli och augusti har det hittills ofta varit kallare än 23 °C, men i framtiden beräknas så låga månadsmedelvärden förekomma mycket sällan i detta område. Den måttliga tidsförskjutningen har ingen större betydelse, men av erfarenheterna av 2000-talet att döma, kan effekten av att preferenstemperaturerna nås i stort sett alla somrar bli påtaglig. En ytterligare minskning av t.ex. ål och skärsnultra under sommaren kan förväntas. Under oktober–maj är ökade tätheter sannolika, eftersom temperaturhöjningen ökar rörelseaktiviteten och därmed förutsättningarna för en anlockning.

Den pelagiska horngäddan kommer sannolikt att anlockas under våren, eftersom dess preferenstemperatur då ännu ej nåtts. Det är dock ej sannolikt, att anlockningen når samma omfattning som vid Barsebäck, där goda lekområden låg i plymens närhet.

I området med minst 3 °C övertemperatur kommer även preferenstemperaturen för varmvattenarternas yngel att överskridas under juli och augusti varma år. Sådana somrar blir förekomsten av idag vanliga fiskarter ringa i området ifråga.

Klimatförändringen medför med största sannolikhet en ökad förekomst av sydliga arter med högre temperaturoptima än de nu vanliga fiskarnas. Tjockläppad mulle och havsabborre finns som nämnts redan i området och kan förväntas öka. Inslaget av dessa och andra främmande arter kommer att bli särskilt markant under sommaren, då dagens dominerande varmvattenarter i stor utsträckning lämnar det uppvärmda området.

5.6.4 Fysiologiska reaktioner på temperatur hos fisk

GENERELLT

Temperaturen har direkta effekter på alla fysiologiska funktioner hos växelvarma djur. Ämnesomsättningen är temperaturkänslig liksom enzymatiska processer och hormonella reaktioner. Basalmetabolismen, d.v.s. energikostnaden för de livsuppehållande basfunktionerna, är starkt styrd av temperaturen. Det är också mycket som talar för att leken kan utlösas av temperaturhöjning genom att könsorganen blir känsligare för hormonpåverkan, när temperaturen stiger. Fysiologiska reaktioner, som leder till tillväxt, är också temperaturstyrda. Temperaturens avgörande betydelse har hos rörliga djur lett till beteenden, som gör det möjligt för djuret att söka sig mot optimala förhållanden för tillväxt och fortplantning.

Fem begrepp är särskilt viktiga vad gäller växelvarma djurs beroende av temperaturen: de undre och övre letaltemperaturerna, temperaturen för äggläggning, temperaturen för maximal

tillväxt, "optimitemperaturen", samt den temperatur fisken väljer i en temperaturgradient, "preferenstemperaturen". Dessa temperaturgränser är i varierande grad beroende på om fisken haft möjlighet att anpassa sig till temperaturförhållandena. Man använder två begrepp, acklimatisering om man avser förhållanden i fält eller acklimering, om anpassningen gäller försök i laboratoriet.

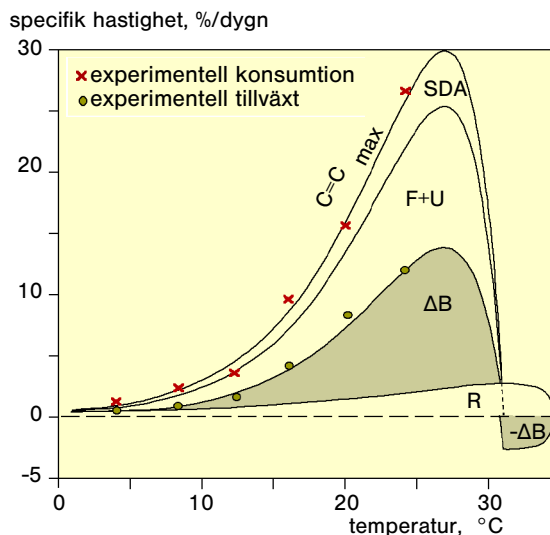
För att sammanfatta hur ett djurs konsumerade energi fördelas till olika metaboliska aktiviteter har man utvecklat bioenergetiska modeller, som beskriver förändringen i biomassa (B), d.v.s. tillväxten (ΔB), som en funktion av konsumtionen (C), respirationen (R), fekalieproduktionen (F) och urinproduktionen (U) enligt formeln: $\Delta B/\text{Bdt} = C - (R + F + U)$. Respirationen, R , omfattar dels kostnaden för att upprätthålla liv samt för att bryta ner och omvandla födan (SDA), dels kostnaden för rörelseaktivitet. Hur den totala konsumtionen (C) fördelas mellan komponenterna vid olika temperatur visas i figur 5.25. Optimumtemperaturen definieras som den temperatur vid vilken utrymmet för tillväxt (ΔB) är störst. Ett intressant faktum är, att optimumtemperaturen är hög för små fiskar och sjunker i takt med att de tillväxer. Då optimum- och preferenstemperatur ligger nära varandra varierar alltså anlockningseffekten till ett kylvattenutsläpp med fiskens storlek. Den övre letaltemperaturen ligger i det område där ΔB är negativt.

Mellan de undre och övre letaltemperaturerna har varje art (och ofta varje livsstadium) ett karaktäristiskt temperaturtoleransområde, inom vilket den kan överleva. Generellt sett tolererar ung fisk högre temperatur än äldre av samma art. Toleransgränserna kan variera beroende på i vilken mån fisken fått tid att acklimatisera sig till temperaturförändringar genom fysiologiska justeringar. Den undre letaltemperaturen är hos fiskar i våra vatten endast av intresse för de tidigaste yngelstadierna, och den övre nås sällan; de känsligaste arterna undviker alltför varmt vatten sommartid. Fortplantningens årsrytm styrs av att avkomman skall födas i en gynnsam miljö vad gäller främst temperatur och födotillgång. Tiden för djurens äggläggning, fiskens lek, bestäms av ett samspel mellan daglängd och temperatur, vilket störs av ett varmvattenutsläpp.

Tillväxt

Effekter på tillväxt av betydelse kräver relativt långvarig exponering, vilket främst kan bli fallet i Biotestsjön och Hamnefjärden. Kunskap om effekten av kontinuerlig påverkan av förhöjd temperatur under hela livscykeln har erhållits från undersökningarna i Biotestsjön, innan gallren i utloppet togs bort. Resultaten därifrån kan jämföras med dem från Simpevarp,

Figur 5.25 . Fördelningen av konsumerad energi till tillväxt (ΔB), respiration kopplad till basal-metabolism (R), fekalier och urin ($F+U$) samt kostnaden för att bryta ner och omvandla födan (SDA) i relation till temperaturen. Figuren gäller årsyngel av abborre.



där fisken har möjlighet att förflytta sig mellan olika temperaturer; situationen i Biotestsjön idag är ännu ej utvärderad. Abborren har studerats mest ingående.

TIDIGARE ERFARENHETER

Tillväxten hos Biotestsjöns abborrar har som förväntat gynnats av uppvärmningen; tillväxthastigheten var högre i alla åldrar och avtog ej som normalt vid fyra eller fem års ålder. För vuxen fisk överskrids dock tidvis optimumtemperaturen, vilken torde ligga något över 20 °C, med försämrade tillväxt som följd. För små fiskar med betydligt högre optimum (tabell 5.9) sker dock detta mer sällan, varför deras tillväxt svarar mer positivt på hög temperatur.

En djupare analys av temperaturens betydelse för tillväxten första levnadsåret har gjorts m.h.a. den bioenergetiska modellen. Enligt simuleringar var abborrens tillväxt under första levnadsåret som regel den maximalt möjliga under 1970- och 1980-talen men inte under 1990-talet (figur 5.26). Troligen var temperaturen denna varma period tidvis för hög; redan vid något över 20 °C får ynglet svårt att hinna äta tillräckligt för att nå maximal tillväxt. Tillgången på lämplig föda kan också ha spelat in.

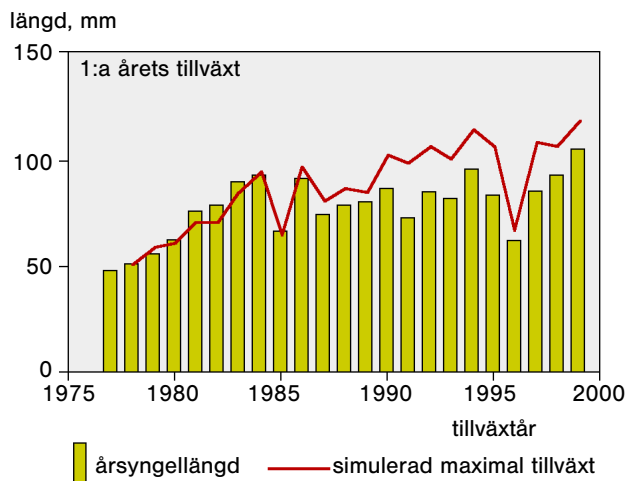
Redan starten av Oskarshamnsverkets första block medförde i Hamnefjärden en ökning av abborrens tillväxt första levnadsåret. Under slutet av åttiotalet blev årsynglet här drygt 50% tyngre än i en närbelägen, av kylvattnet opåverkad vik. Också äldre fisk växte fr.o.m. 1980-talet klart snabbare än i skärgården söder om Simpevarp och i referensområdet Kvädöfjärden (figur 5.27).

Det finns betydligt större andel mycket stora abborrar – över 1 kg – i Hamnefjärden än i opåverkade vatten. Tillväxten visade sig ha varit exceptionellt snabb hos dessa; en sexårig "storabborre" från Hamnefjärden var t.ex. nära tio gånger så tung som en jämnårig från Kvädöfjärden (figur 5.27). Troligen är den viktigaste förklaringen, att dessa individer till skillnad från biotestabborrarna både haft möjlighet till, och utnyttjat, att de kunnat välja lämplig temperatur, "termoreglara". I vad mån Biotestsjön idag, när fisk kan röra sig ut och in, utnyttjas på samma sätt är inte klarlagt.

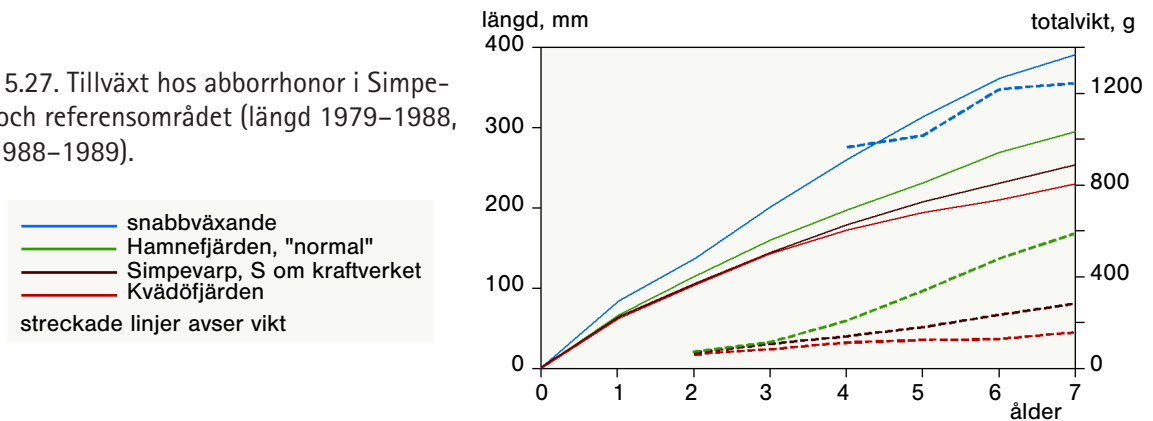
Tabell 5.9. Optimum för tillväxt och konsumtion hos några varmvattenarter. Enligt teorin bör de båda optima ligga nära varandra. Se appendix 6 för referenser.

	<i>optimum tillväxt</i>	<i>optimum konsumtion</i>
abborre	26	
abborre, yngel	25–30	29
gös, yngel	28–30	
gers		19
gers, yngel	21	
gädda, yngel	19–21	24
mört		27
mört, yngel	26,8	
ål	22	

Figur 5.26. Jämförelse mellan längd hos årsyngel insamlade i september-oktober och simulerad maximal tillväxt hos abborre i Biotestsjön.



Figur 5.27. Tillväxt hos abborrhonor i Simpevarp och referensområdet (längd 1979–1988, vikt 1988–1989).



Det finns en tendens till att abborren i skärgården söder om Simpevarp i högre åldrar växer snabbare än i Kvädöfjärden (figur 5.27). Den troligaste förklaringen är utbyte av fisk mellan det uppvärmda området och omgivande vatten. Det verkar som om de uppvärmda områdena utnyttjas av många fiskar under kortare perioder.

Medan gallren i Biotestsjöns utlopp ännu var kvar, studerades tillväxten också hos andra limniska varmvattenarter än abborre. Gädda och gers liknar abborren i det att sambandet tillväxt–temperatur blir svagare med stigande ålder och därmed storlek, vilket sannolikt beror på att temperaturoptimum sjunker med storleken och tidvis överskrids. Mört, björkna och id har höga optima även som vuxna. Hos äldre fiskar fanns också klara samband mellan tillväxt och temperatur. Däremot saknades sådana för de två–tre första levnadsåren, då de vuxit lika långsamt som fiskarna utanför Biotestsjön. Förklaringen är att dessa arters förekomst i Biotestsjön då huvudsakligen baserades på invandring av små fiskar genom utloppsgallren.

Ålen är en varmvattenart, som anlockas till kylvattenutsläpp och där borde få en snabb tillväxt. Som ett led i uppföljningen av utsättningar av ålyngel i Hamnefjärden och Biotestsjön har tillväxten följts. I Hamnefjärden uppgick den i medeltal till c:a 7 cm per år räknat från utsättning till fångst (3–7 år), vilket kan jämföras med c:a 4 cm enligt samtida undersökningar av naturliga förhållanden vid ostkusten; skillnaden uttryckt i vikt är betydande. Tillväxthastigheten i Biotestsjön verkar ha varit likartad den i Hamnefjärden.

De bottenlevande varmvattenfiskar som under tillväxtsången uppehåller sig i uppvärmt vatten utanför Ringhals växer rimligen bättre än fisk i omgivande vatten. Effekten måste dock vara ringa, eftersom arealen bottnar med något större och stabilt temperaturpåslag är liten; några undersökningar har därför inte gjorts. Under det tidiga driftskedet anlockades varmvattenarter hela året, men de högre temperaturerna under 2000-talet har i stort sett eliminerat denna anlockning under högsommaren, d.v.s. en stor del av tillväxtsången, vilket minskat kylvattnets inverkan på tillväxten.

FRAMTIDEN

Avgörande för fiskens fysiologiska reaktioner i framtiden är dess förekomst i uppvärmt vatten. Prognoser för detta har presenterats under 5.6.3. Som ovan framhållits är det främst varmvattenarter i Biotestsjön och Hamnefjärden, som är av intresse i sammanhanget.

Relativt stora mängder av vissa varmvattenarter, t.ex. mört, gers, sarv och ål, kommer troligen även i framtiden att finnas i Biotestsjön och Hamnefjärden under vintern. Nämnade arter och abborre, kanske även gädda, torde också vandra in till dessa områden för lek under mars och april, och leken äga rum ett par veckor tidigare än idag. Redan i maj kan under ett normalår vuxna varmvattenarters preferenstemperatur komma att nås, varefter

områdena i stort sett undviks fram till oktober, då temperaturen sjunker till den prefererade, och en viss återvandring sker. Bortsett från att ålen inte leker i våra vatten, gäller ovanstående bedömning även för den.

Under perioden 2040–2069 kan sommartid även ynglens preferenstemperaturer komma att överskridas (tabell 5.8), varvid de flesta torde vandra ut under juni eller senast juli. De stannar inte i recipientens öppna delar utan söker sig in i skärgården, varifrån de knappast i någon större omfattning återvänder under hösten. De kommer alltså i framtiden att tillbringa större delen av sin första tillväxtsäsong utanför de varma närområdena.

Den rom som läggs i Biotestsjön och Hamnefjärden kläcks i ett varmare klimat ett par veckor tidigare än nu, vilket innebär en förlängning av tillväxtsäsongen. Fram till dess att tillväxtens optimumtemperatur (tabell 5.9) nås i juni eller senast juli, växer larver och yngel snabbare än idag tack vare den högre temperaturen.

Yngel, som stannar kvar i de varmaste områdena under sommaren, kommer att ha stora svårigheter att hinna äta i den takt den höga temperaturen kräver; i den mån de överlever, blir deras tillväxt betydligt sämre än idag. Bedömningen är svårare för det flertal av ynglen från Biotestsjön och Hamnefjärden som kommer att tillbringa största delen av tillväxtsäsongen i omgivande, ej kylvattenpåverkade områden – kommer den snabbare vårtillväxten och den långsammare tillväxten resterande delar av tillväxtsäsongen att sammantaget ge yngel av jämförbar storlek med dem som idag lever större delen av säsongen inne i Biotestsjön och Hamnefjärden? Svaret är möjligen ja för varma somrar, då tillväxten i opåverkat vatten kommer att vara god, men för flertalet nej. Då yngel i naturliga vatten får en mycket snabbare tillväxt tack vare klimatändringen, blir i alla händelser den i närområdena födda fiskens försprång avsevärt mindre än idag.

För äldre fisk blir effekten av en varmare vår inte lika stor som för årsynglen. Även om tillväxten startar något tidigare tack vare tidigare lek, kommer den inte att pågå länge, förrän det blir för varmt i Biotestsjön och Hamnefjärden. När dessa områden åter kan utnyttjas under hösten, är säsongen i stort sett slut. Fisk, som tillbringar hela eller delar av sin tid i närområdena, kommer alltså att växa sämre än idag, medan motsatsen gäller fisk i omgivande vatten; skillnaden dem emellan blir alltså liten.

För närområdet i Ringhals görs bedömningen, att inte ens de nu vanliga varmvattenarterna i någon större utsträckning kommer att uppehålla sig i närområdet under tillväxtsäsongen. Under högsommaren gäller det även deras yngel. Den måttliga positiva inverkan på tillväxten hos nu vanliga varmvattenarter som utsläppet kan ha kommer alltså i ett varmare klimat att i stort sett upphöra.

Under sommaren torde som nämnts inte ens våra idag vanliga varmvattenfiskar i någon större utsträckning uppehålla sig i Biotestsjön, F3:s kanal, Hamnefjärden och området närmast utsläppen i Ringhals. Med stor sannolikhet kommer dock dessa områden att utnyttjas av nya, sydliga arter med högre temperaturoptima. Flest arter kommer att uppträda vid Ringhals, som står i direkt kontakt med Atlanten med dess många varmvattenarter; tjockläppad mulle och havsabborre finns där redan. Vilka nya arter som etablerar sig i kylvattenrecipienterna och hur de påverkas ligger dock utanför ramen för denna rapport.

Fortplantning

GENERELLT

Fortplantningen styrs i huvudsak av två processer, könsmognaden och den fortsatta utvecklingen av den mogna könskörteln, gonaden. Båda processerna kan påverkas av temperaturen på

flera sätt, dels direkt via effekter på fysiologi och hormonell styrning, dels indirekt via effekter på tillväxt och energilagring. Tidpunkten för könsmognad i kombination med den årliga dödligheten påverkar fiskens produktion av avkomma under livet. Generellt sett strävar fisken efter att köns mogna så tidigt som möjligt för att bl.a. förkorta generationstiden. Snabb tillväxt är hos många arter en förutsättning för tidig könsmognad. Temperaturen kan alltså via den starka effekten på tillväxt påverka könsmognadsprocessen. Som ses ovan tycks temperaturen ha större betydelse för tillväxten hos yngel än hos äldre fiskar.

Undersökningar av äggets utveckling hos abborre (Treasurer & Holiday, 1981) visar, att en hona inte kan bli köns mogen första sommaren. Äggutvecklingen måste genomgå två faser, med ett års mellanrum, innan honan blir fullt köns mogen. Under första sommaren kan äggets utveckling ta ett första steg, om honan har tillräckligt god status. Äggutvecklingen avstannar därefter fram till nästa sommar, då det vi normalt kallar könsmognad kan ske, om honan fortfarande har tillräckligt god fysiologisk status. Tillväxt och kondition, d.v.s. faktorer som styrs av temperaturen, är uttryck för status. Hanarnas könsutveckling skiljer sig från honornas. Spermieutvecklingen kan starta redan första sommaren, varefter gonaden växer till nära full storlek redan under hösten och mognar för lek den påföljande våren

Om miljöförhållandena blir ogynnsamma kan skador på äggen leda till att färre överlever och kan befruktas. Litauiska undersökningar i kylvattenrecipienter har visat, att skador förekom på äggutvecklingen hos braxen, mört och andra arter. Äggcellernas tillväxt stördes, och många dog och resorberades.

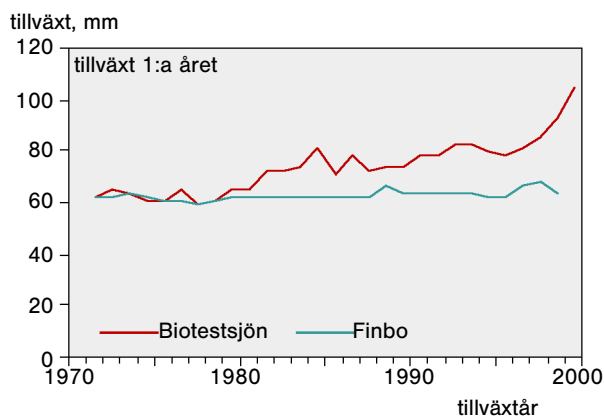
Produktionen av ägg eller spermier brukar enkelt mätas som gonadsomatiskt index (GSI), könsorganets vikt i procent av den totala kroppsvikten. GSI hos honor påverkas av dels antalet ägg, fekunditeten, dels det enskilda äggets storlek. Vad som normalt styr fekunditet och äggstorlek är inte väl studerat, men fiskens kondition och ålder har betydelse. Den relativa gonadstorleken, GSI, ökar normalt med ökande ålder och storlek hos abborre. Vissa arter har möjlighet att reglera äggantal genom aktiv celldöd, s.k. apoptos, om konditionen av någon anledning blir lidande. Detta gäller inte för arter med gruppssynkron äggutveckling, där alla ägg utvecklas med samma hastighet med små möjligheter för fisken att reglera äggantal. Till dessa arter hör abborre och förmodligen även mört och gädda.

TIDIGARE ERFARENHETER

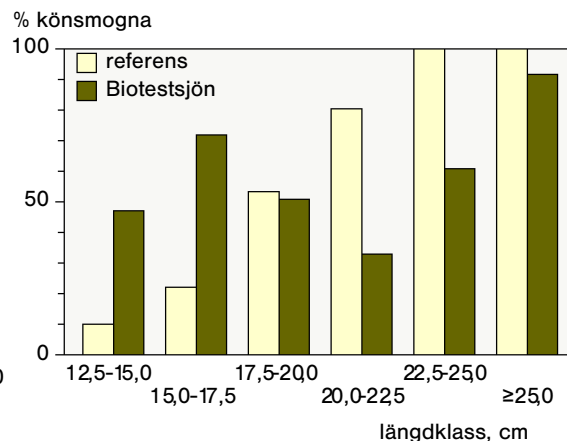
Analyser av könsmognad har gjorts på två arter, abborre och ål, i Biotestsjön och Hamnefjärden samt i referensområden. Undersökningarna på abborre har varit särskilt omfattande beroende på att arten valts som indikator i effektövervakning, inte bara vid kärnkraftverken utan även vid annan industri, t.ex. skogsindustrin.

Huvuddelen av studierna på abborre gjordes i Biotestsjön, men en hel del av de responser som noterades förekom även i Hamnefjärden. I naturliga kustvatten i Östersjön saknas observationer av köns mogna honor yngre än två år. Normalt inträffar könsmognaden först vid tre eller fyra års ålder. Undersökningarna i Biotestsjön visade dock, att nära 50% av honorna köns mognade redan som ettåringar, d.v.s. så tidigt som det är fysiologiskt möjligt.

Honornas tillväxt under första året ökade kraftigt efter att kraftverket tagits i drift (figur 5.28); i vikt räknat blev de mer än tre gånger så tunga. De yngsta köns mogna hanarna som observerats i naturliga svenska vatten var ettåringar. I Biotestsjön hade dock en hög andel, som högst 26%, köns mognat redan första sommaren. Köns mognaden för båda könen hade alltså tidigare lagts med c:a två år jämfört med naturliga vatten.



Figur 5.28. Abborrhonors tillväxt det första levnadsåret i Biotestsjön och referensområdet.



Figur 5.29. Andelen könsmogna abborrhonor i olika längdklasser i Biotestsjön och referensområdet 1984–1985.

Hög temperatur och snabb tillväxt driver alltså fram tidig fortplantning, men detta kan innebära risker. Tidigt könsmogna abborrar i Biotestsjön drabbades av mycket låg kondition och hög dödlighet i samband med sin första lek. Konditionsfallet kunde förklaras av att födointaget inte klarade av att kompensera för den snabba förbränningen som orsakades av den höga vintertemperaturen. Överlevande fiskar hoppade ofta över leken de påföljande ett eller två åren (figur 5.29). Fiskens kondition kunde då återhämtas med bättre överlevnad som resultat. När man beräknar fiskens produktion av romkorn under livet baserat på förväntad dödlighet, antalet lektillfällen och antal ägg som produceras årligen blir resultatet c:a 3 000 i Biotestsjön jämfört med normalt c:a 9 000. Effekten av mycket snabb tillväxt i hög temperatur kan alltså vara positiv för ynglen men negativ för den vuxna fisken.

Efter utsättningar av ålyngel 1982, 1984 och 1989 i Hamnefjärden samt 1984 och 1989 i Biotestsjön gjordes uppföljande studier av relationerna mellan storlek, ålder och könsmognad. Hög temperatur förväntades ge snabb tillväxt och god överlevnad, men det fanns farhågor att könsmognaden hos utsatta ålar skulle inträda tidigt och vid liten storlek, vilket kunde påverka blankålens kvalitet som livsmedel. Man kunde då konstatera, att den snabba tillväxten hos ålar utsatta i kylvattenrecipienterna lett till en tidigare könsmognad vid mindre storlek. Liksom majoriteten av undersökta fiskarter är åldern vid könsmognad hos ål negativt korrelerad till tillväxthastigheten.

När gonadutvecklingen följdes under året i Biotestsjön visade det sig, att könsorganets viktökning gick långsammare än i referensområdet, vilket förklarades av lägre fekunditet hos de fiskar som återhämtat sig efter den första energikrävande leken. En minskad fekunditet sätter mindre krav på fisken fram till nästa lek. Abborren har alltså kapacitet att reglera energiåtgången till fortplantning genom att anpassa äggkullens storlek till honans fysiologiska status.

I litauiska kylvattenrecipienter förekom skador på romsäckarna hos braxen, mört och andra arter. När uppföljningar gjordes i Sverige på ett flertal arter sågs liknande symptom på abborre, gädda och mört. Skadorna var tydligast i den slutna Biotestsjön men förekom även i utsläppskanalen till F3 och i Hamnefjärden. Trots möjligheten att vandra tycktes alltså fisken ha haft svårt att uppsöka kallare vatten för att undvika skador på könsorganen. Effekten var tydligast på vårlekande arter, som har äggutvecklingen under höst och vinter, medan sommarlekande arter som gers och björkna, med äggutveckling under våren och sommaren, inte var märkbart påverkade utan snarare gynnades av värmen i form av en högre äggproduktion.

När störningarna är grava kan de diagnosticeras med blotta ögat. Programmen i Simpevarp och Forsmark kompletterades med besiktning av könsorgan hos abborre och mört. När resultaten från Hamnefjärden sammanställdes, fann man att skador på könsorganen i form av stenrom och missfärgningar varit vanligt förekommande. Både abborre och mört hade påverkats. Skadefrekvensen hade varierat mellan åren mellan 10 och 50% hos abborrar större än 30 cm, d.v.s. den undersökta grupp, som haft flest skador. Skadorna i Biotestsjön har också varit vanligast hos stor fisk, men här har de varit av lägre frekvens, som mest något över 5%.

Skadorna var tydligt kopplade till exponering för kylvatten. En mer ingående analys indikerade, att vattentemperaturen i Hamnefjärden under föregående vinter var positivt relaterad till skadefrekvensen påföljande sommar. Detta kan tolkas som att gonadernas utveckling påverkas negativt under varma vintrar. Ytterligare värmetillförsel genom t.ex. klimatändring eller effekthöjning skulle, om så vore fallet, förstärka effekterna.

En ytterligare observation av temperaturberoende störning av fortplantningen gjordes vid kontroller av romsträngar från abborre i Biotestsjön, utsläppskanalen för F3 och Hamnefjärden. Hos fiskar, som exponerats för hög temperatur under vintern och tiden fram till leken, kunde romsträngarna falla sönder varefter romkornen kunde falla till botten och dö. Andelen sönderfallande var 34, 18 resp. 16% i Biotestsjön, Hamnefjärden och F3:s kanal. Effekten på den sönderfallande romsträngen var ofta kraftig med total romdöd.

FRAMTIDEN

Några märkbara effekter på fiskars könsmognad förväntas inte i andra områden än Hamnefjärden och Biotestsjön. En tidigare lek för vårlekande fisk som abborre innebär sannolikt, att en större del av hanarna könsmognar redan första sommaren. Deras utveckling och tillväxt kommer att ha hunnit tillräckligt långt, innan temperaturen blir så hög, att de vandrar ut. För honorna är bilden mer komplicerad. Tidig födsel, hög temperatur och till en början god tillväxt kommer dock att stimulera det första steget i äggutvecklingen.

Huruvida detta gäller andra arter än abborre är okänt, men det är sannolikt att flertalet vårlekande arter med gonadtillväxt under höst, vinter och vår har samma typ av äggutveckling. När de sedan vandrar ut till kallare vatten, finns en risk, att könsmognadsprocessen blockeras nästa sommar. Med ett varmare klimat är det dock sannolikt, att deras tillväxt blir fortsatt snabb även i naturliga vatten. Det är därför troligt, att vårlekande fiskar, som haft sin första tillväxtperiod i Hamnefjärden eller Biotestsjön, kommer att könsmogna tidigare än de som lekt i omgivande områden; skillnaderna blir dock mindre än idag.

Effekterna på sommarlekande arter bedöms bli inga eller positiva. För gers är det mest sannolikt, att den lämnar anläggningen innan de höga sommartemperaturerna påverkar könsmognaden. Sommarlekande arter med höga temperaturoptima, främst björkna, sarv och sutare, kommer sannolikt att könsmogna tidigare. Ålen har visats könsmogna tidigare i de uppvärmda områdena. I framtiden är det oklart om könsmognaden påverkas på samma sätt. Hög temperatur kan leda till utvandring under sommaren, vilket bromsar tillväxthastigheten, och det är också sannolikt att den återvandrar under hösten för att leva i vatten som kan vara för varmt för en normal energibalans. Svält kan hindra könsmognadsprocessen.

Även när det gäller gonadutvecklingen torde risken för påverkan vara mycket liten i de öppna områdena. I Hamnefjärden och Biotestsjön, i viss mån även i F3:s utsläppskanal, kan man däremot inte utesluta effekter. Risken för skador på äggen beror i hög grad på om fisken vistas i för varmt vatten under känsliga utvecklingsstadier. De höga sommartemperaturerna i Hamnefjärden och Biotestsjön bedöms orsaka utvandring beroende på överskridande av

preferenstemperaturer. Fisken kan dock vandra in igen när temperaturen sjunker på hösten, vilket sannolikt sammanfaller med kritiska utvecklingsstadier för vårlekande fiskars äggutveckling.

Av de studier som finns gjorda tycks optima för fortplantning vara lägre än preferenstemperaturen. För den nordamerikanska gulabborren har man visat, att temperaturer lägre än sex grader under ett antal veckor på vintern krävs för en fungerande utveckling av könsorganen. Detta är temperaturer under preferenstemperaturen. Undersökningarna i Hamnefjärden visade också, att fisken inte tycktes ha förmåga att undvika temperaturer som skadar äggutvecklingen. Det kan inte uteslutas, att varmvattenarter stannar kvar i Hamnefjärden och Biotestsjön under vintern. Dessa fiskar riskerar allvarliga skador på könsorganen. Samtliga vanliga arter, utom ål, kommer att drabbas. Skadornas omfattning beror på mängden fisk som exponeras. Provfiskeresultat indikerar, att det kommer att föreligga avsevärda mellanårsskillnader i fiskens uppträdande i såväl Hamnefjärden som Biotestsjön.

I ett framtida klimat är risken också uppenbar, att abborrens fortplantning hämmas i högre grad av storskalig romdöd efter leken i samband med sönderfallande romsträngar. Observationerna i F3:s kanal indikerade, att exponeringstiden inte behöver vara särskilt lång för att den anlockade fisken skall producera defekta romsträngar.

Temperaturberoende dödlighet

GENERELLT

Om temperaturen överskrider en viss kritisk nivå, letaltemperaturen, kan detta leda till dödlighet. Vanligtvis inträder inte döden momentant utan efter en viss tids exponering för värmen. Detta leder till, att t.ex. laxfiskar kan tolerera kort tids vistelse i alltför varmt vatten under lekvandringen upp i ett vattendrag.

Letaltemperaturen varierar mellan art och utvecklingsstadium. Generellt sett har kallvattenfiskar lägre letaltemperaturer än varmvattenfiskar och yngel högre än adult (tabell 5.10). Letaltemperaturen varierar också beroende på utgångstemperaturen; gränsen ligger lägre på vintern än på sommaren.

Tabell 5.10. Övre letaltemperatur för vanliga fiskarter i kylvattenrecipienterna. Acklimeringstemperaturer i försöken samt utvecklingsstadium. Se appendix 6 för referenser.

<i>art</i>	<i>stadium</i>	<i>ackl. temp.</i>	<i>övre letal, °C</i>	<i>kommentarer</i>
abborre	adult	15	28	
	adult	20	29,7	
	adult	25	31,4	
	adult	26	33	
	adult	27,8	36	
	yngel		29–35	
mört	adult	15	27,3	
	adult	20	29,4	
	adult	25	31,5	
gädda	adult		28,4–34	
braxen	adult	16,8, 20,8	31,8, 32	naturvatten kylvattenpåverkan
	adult	25,7, 27,8	34,7, 35,7	
gös	adult	23,4, 25,6	35,4–37	
strömming/sill	adult		19,5–25	
öring	adult	6	23,2	
	adult	15	26	
	adult	20	26,4	
	yngel		28	

Risken för död vid hög temperatur beror på om fisken har förmåga att undfly det varma vattnet. Normalt kommer fisken att vandra till kallare vatten, när preferenstemperaturen överskrids. Detta är dock inte alltid möjligt. Fisk som vistas i en temperaturhomogen omgivning har sannolikt svårt att orientera sig mot lägre temperatur; för detta krävs antingen att den känner av temperaturskillnader mellan huvud och stjärt, eller att den genom slumpvisa förflyttningar undan för undan hamnar i kallare vatten.

Anlockning in till Hamnefjärden, Biotestsjön, F3:s kanal eller in i tunnelsystemen kan således leda till en risk för död vid höga temperaturer beroende på att fisken inte klarar att reagera på ett rationellt sätt med riktad vandring ut till havet. I de öppna områdena i Simpevarp och Forsmark samt utanför utsläppen från Ringhals har fisken goda möjligheter att undvika alltför varmt vatten.

Letaltemperaturen beror på den temperatur vid vilken fisken vistats innan exponeringen för högre temperatur, acklimeringstemperaturen. Fisk, som anlockas till Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s kanal, har ofta under längre tid vistats i varmare vatten än i omgivningen vid de fall, då kylvattentemperaturen höjts till nivåer, där man riskerar överskrida letalgränser. Detta innebär, att man bör tillämpa de högre gränser för letalitet som anges i litteraturen vid riskbedömningar. Anlockning till de öppna områdena i Forsmark och Simpevarp samt till utsläppen från Ringhals torde inte på samma sätt medföra långtidsexponering för högre temperatur.

Fiskens utvecklingsstadium påverkar möjligheten att uthärda hög temperatur. För årsyngel är letaltemperaturen hos flertalet varmvattenarter c:a 35 °C, medan den för äldre fisk ligger vid c:a 30 °C vid jämförbara acklimeringstemperaturer (tabell 5.10). Kallvattenarternas letaltemperaturer ligger ungefär 5 °C lägre.

TIDIGARE ERFARENHETER

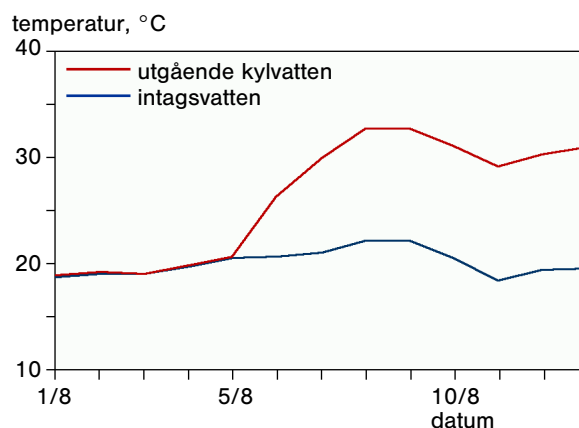
Fiskdöd beroende på hög temperatur har bara observerats i Hamnefjärden och F3:s kanal. Att fenomenet inte förekommit i Barsebäck eller Ringhals beror, enligt vad ovan sagts, på att fisken här lätt kan undfly alltför varmt vatten. I Biotestsjön har man aldrig heller sett fiskdöd. Detta beror på att letaltemperaturer inte har uppnåtts i anläggningen.

Risken för fiskdöd i samband med hög temperatur beror på i vilken grad fisken kan känna av temperaturgradienter och söka sig mot kallare vatten. Detta beteende kan dock ta lång tid, t.ex. om fisken befinner sig i sådana temperaturhomogena områden som Biotestsjön och Hamnefjärden.

Fiskdöd vid hög temperatur har observerats i såväl Simpevarp som Forsmark vid flera tillfällen. Ett stort antal döda gäddor observerades t.ex. 1975 i Hamnefjärden i samband med temperaturer över 30 °C. Gäddorna var stora, mellan två och fyra kilo, vilket indikerar att företrädesvis vuxen fisk med låga temperaturoptima drabbats.

Vid två tillfällen har massiv fiskdöd noterats i utsläppskanalen från F3 i Forsmark. Intags-temperaturen var vid båda tillfällena tämligen hög, något över 20 °C. Reaktorn var vid båda tillfällena avställd för revision, varför temperaturen i kanalen inte var mycket högre än intagstemperaturen. Vid start efter revision steg temperaturen snabbt över 30 °C (figur 5.30), vilket överskrider letaltemperaturen för många arter vid aktuell acklimeringstemperatur. Då fisken inte på kort tid verkar ha kunnat söka sig till kallare vatten, dog ett stort antal individer, främst vuxen fisk. Vid ett besök, som gjordes efter det första tillfället med fiskdöd, kunde noteras, att småvuxna arter (främst löja) och yngel överlevt bland de döda större fiskarna.

Figur 5.30. Ingående kylvattentemperatur samt temperaturen i F3:s kanal i samband med observerad fiskdöd vid uppstart av reaktorn efter revision 1997.



FRAMTIDEN

Risken för fiskdöd vid det framtida klimatscenariot kommer fortfarande endast att beröra Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s kanal. I Ringhals och de öppna områdena utanför Hamnefjärden och Biotestsjön kommer fisken att undfly det varma vattnet.

I Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s kanal kommer temperaturer över de letala att förekomma oftare i framtiden. Höga temperaturer blir mer frekventa, troligen varje år, och varaktigheten längre. Det är också möjligt, att höga temperaturer inträffar tidigare på sommaren än i dagsläget. Risken för fiskdöd kommer alltså att öka.

Risken för fiskdöd motverkas av att fisken sannolikt har vandrat ut till havet beroende på att preferenstemperaturerna har överskridits, innan man når letala temperaturer. Letaltemperaturen ligger dock så nära preferenstemperaturen, att många fiskar ändå löper risk att dö, speciellt om temperaturhöjningen kommer snabbt. Vid hastiga temperaturhöjningar över preferenstemperaturen kommer fisken inte att ha stora möjligheter att hitta ut ur vare sig Hamnefjärden, Biotestsjön eller F3:s kanal, innan letalgränser nås. Kommer höga temperaturer tidigt på sommaren, ökar risken för att fisk finns kvar och kan exponeras för letala temperaturer.

Vid temperaturhöjningar nära letaltemperaturen kommer fisken att söka sig mot kallare vatten, om detta finns i närheten. I Hamnefjärden och Biotestsjön finns avskilda områden, där temperaturen är lägre än i de centrala delarna. Inre Hamnefjärden (figur 2.7) är kallare än den yttre. Detta kan leda till, att fisk "stängs in" i den inre delen vid höga temperaturer. Om temperaturen i denna del inte stiger över letalgränserna, kommer fisken att klara temperaturhöjningen. Om inte, blir resultatet oundvikligen fiskdöd. I det framtida scenariot är detta ingen osannolik händelse. Situationen är likartad i Biotestsjön; bakom piren i sydöstra delen (figur 2.6) kan temperaturen vara några grader lägre än i Biotestsjöns centrala delar, vilket leder till att fisk sannolikt ansamlas här vid höga temperaturer.

5.6.5 Sjukdomar och parasiter hos fisk

Den allmänna uppfattningen under de år då kärnkraften byggdes ut var, att kylvattenrecipienterna skulle utvecklas till spridningscentra för sjukdomar och parasiter hos fisk, beroende dels på den höga temperaturen, dels på att fisk skulle anlockas till höga tätheter och därmed underlätta spridning mellan individer. Omfattande undersökningar av sjukdomssymptom hos fisk gjordes därför vid kärnkraften under de första driftsåren.

TIDIGARE ERFARENHETER

En art, som tilldrog sig stort intresse i Hamnefjärden och senare även Biotestsjön var ögonsugmasken *Diplostomum*. Orsaken var, att tidiga observationer av ökad förekomst av parasitens mellanvärd, en snäcka, indikerade risk för att fisken skulle drabbas. Parasiten

kan ge synnedsättningar och även dödlighet, om små yngel utsätts för angrepp av larverna. I Hamnefjärden väntade man sig utbrott av *Diplostomum* i samband med ökade tätheter av snäckor, men infektionen återgick snart till normala nivåer. Fördjupade studier i Biotestsjön visade, att det fanns fyra arter ögonsugmaskar som förkom hos de studerade fiskarna. Deras svärmning tidigare lades i Biotestsjön, men täthet och infektionsgrad avvek inte vid jämförelse med referensområdet. Det fanns dock ett samband mellan larvtäthet och dödlighet hos fiskyngel som förstärktes av den höga temperaturen.

En annan parasitart som studerats är ålens simblåsemask, *Anguillicola crassus*, en invasiv art som första gången i Sverige observerades i Hamnefjärden. Masken spred sig vidare norrut och noterades i hög frekvens också i Forsmark. Då infekteringsfrekvensen var hög även i referensområdena, tycktes kylvattenutsläppen inte ha haft någon betydelse för parasitens spridning.

Parasitära spordjur har också observerats i kontroller av fisk. Vid undersökningar av skador på könsorgan observerades ibland massiva infektioner av ett spordjur, som främst förekom hos mört där den orsakade stora skador på könsorganen. Även denna parasit hade vid utbredning även utanför kylvattenpåverkade områden. Andra spordjur, som t.ex. orsakar skador på njurarna hos fisk, har observerats i Biotestsjön, men då också i referensområdena. Sammantaget har undersökningarna indikerat, att risken för att kylvattenutsläppen skulle kunna utvecklas till spridningscentra för sjukdomar och parasiter hos fisk är liten.

Fiskar som anlockas till kylvattenutsläpp kan drabbas av gasblåsesjuka, som orsakas av att mängden gas, som kan lösas i vatten, minskar vid ökande temperatur och sjunkande tryck. Särskilt under våren, då intagsvattnet kan vara mättat med syre och kväve, medför uppvärmningen och tryckförändringarna i kondensorn, att vattnet blir gasövermättat. När fiskar andas sådant vatten, bildas kvävgasbubblor i blodbanorna. Gasblåsesjuka hos fisk är ofta dödlig. I Sverige har vi främst observerat fenomenet hos pelagiska fiskar, t.ex. horngädda i Barsebäck, som där dog i avsevärda mängder. De pelagiska fiskarna simmar ofta nära ytan, där det låga trycket gör att risken för skador är störst.

FRAMTIDEN

Då anlockningseffekten på fisk generellt sett bedöms minska, minskar även risken för att recipienterna skall utvecklas till groddcentra för sjukdomar och parasiter. Då parasiterna i regel kräver en eller flera mellanvärdar, blir deras utveckling också beroende på hur dessa arter reagerar på temperaturen. Vissa arter, t.ex. ögonsugmaskarna har snäckor och fiskar som mellanvärdar och fågel som slutvärd. Här beror utvecklingen därför på hur både snäckpopulationerna och fågelfaunan förändras. Sannolikt sker inga mer dramatiska förändringar för vare sig snäckorna och de aktuella fågelarterna, måsar och trutar, varför risken för utbrott av ögonsugmaskar beroende på kylvattenutsläpp torde vara liten i framtiden.

Om idag icke förkommande parasiter och sjukdomar etableras, som effekt av den generella klimatförändringen, är okänt. Det är därför inte möjligt att bedöma betydelsen av kylvattenutsläpp för deras spridning. Som ovan sagts, motverkar dock den minskande anlockningseffekten sådana effekter.

Den pelagiska horngäddan är ett undantag, då en tydligare anlockning sannolikt sker under våren vid Ringhals, d.v.s. den årstid då risken för gasblåsesjuka är störst. Dödligheten i denna sjukdom befaras därför öka.

5.6.6 Rekrytering av fisk

GENERELLT

Under denna rubrik behandlas livsstadierna under det första levnadsåret, då "rekryteringen" till bestånden i huvudsak avgörs. Dessa stadier är: det befruktade ägget (embryot eller rommen), larven och den första yngeltiden. De svenska kylvattenutsläppen påverkar idag i stort sett endast lekområden för arter som leker under vår och försommar: limniska varmvattenarter samt kallvattenarten strömming i Forsmark och Simpevarp. I Ringhals påverkas inte några kända lekområden, och närområdet anses inte heller på annat sätt i någon nämnvärd utsträckning påverka rekrytering. Då det inte finns skäl att tro att så skulle ske i ett varmare klimat, behandlas Ringhals ej i detta avsnitt.

Daglängd och äggutveckling verkar förhindra lek före mitten av mars, men därefter kan den ske när en artspecifik miniminivå för temperaturen uppnås. De befruktade äggens utveckling till kläckningen av larver är direkt temperaturberoende. Om larverna får tillräckligt med föda, är även deras utveckling starkt positivt korrelerad till temperaturen, och de överlever inte i låga temperaturer. De under våren vanliga bakslagen i uppvärmningen av lekområdena kan därför leda till hög dödlighet. De vanligaste orsakerna till den på larvstadiet mycket höga dödligheten är dock brist på föda, som utgörs av djurplankton, och predation.

Efter en relativt kort period, ofta några veckor, omvandlas larverna till yngel, vilka till skillnad från larverna liknar den vuxna fisken. Under de första månaderna äter flertalet arters yngel djurplankton, men snabbväxande rovfiskar övergår snart till större byten. Även om dödligheten inte är lika omfattande som under larvperioden, är den fortfarande hög under hela det första året. I många undersökningar har visats, att den är negativt korrelerad till tillväxthastigheten, d.v.s. ju större ynglet blir det första året, desto större blir rekryteringen. Som tänkbara orsaker här till kan nämnas, att ett större yngel ofta löper mindre risk att falla offer för predatorer, kan äta större byten och har större energireserver inför första vinterns svält.

TIDIGARE ERFARENHETER

Studier av embryon och larver har i stort sett begränsats till abborre och strömming i de svenska kylvattenrecipienterna. I de starkt uppvärmda områdena närmast utsläppen i Forsmark och Simpevarp – Biotestsjön respektive Hamnefjärden – har dock förekomsten av yngel av flertalet arter registrerats vid slutet av sommaren eller under hösten, då större delen av första årets tillväxt skett.

Abborrens befruktade rom läggs i strängar, som hängs över växter, och är lätt synlig. I Biotestsjön och sannolikt även Hamnefjärden läggs rom redan i mars, c:a en månad tidigare än lekens normala start, och ända in i juni, vilket innebär en förlängning av lektiden. Den tidiga leken ger en påtagligt förlängd tillväxtsäsong. Romsträngar i nämnda områden liksom i kanalen för F3 har dock ofta dålig kvalitet, vilket lett till att vissa faller sönder med åtföljande romdöd.

Studier av abborrlarver i Biotestsjön har visat att den största dödligheten sker, när larvernas näringsförråd, gulesäcken, är slut, och de kan ha svårt att finna byten. En annan riskfaktor är snabba temperaturfall samt låga och höga temperaturer – under 10 respektive över 20 °C.

Strömmingen lägger sin rom på bottenvegetation. Vid tidig lek i uppvärmt vatten, t.ex. i Hamnefjärdens yttre del, kan botten ibland täckas av ett flera centimeter tjockt lager rom, som drabbas av hög dödlighet till följd av bl.a. syrebrist. Under 1980-talet kontrollerades förekomsten av strömmingslarver i och utanför kylvattenplymerna i såväl Simpevarp som Forsmark. Undersökningarna ledde till slutsatsen att den riktigt tidiga leken inte ger något

större resultat beroende på den nämnda romdödligheten och på att de tidigt kläckta larverna vid utdrift ur plymområdet utsätts för alltför låga temperaturer men också för brist på föda i form av djurplankton, vilkas produktion är låg tidigt på våren.

Yngelförekomsten kontrolleras genom sprängningar med små dynamitladdningar i augusti i Biotestsjön och under hösten i Hamnefjärden; i båda fallen gjordes samtidiga studier i referensområden. Flera limniska varmvattenarter har registrerats, vilket indikerar att de leker i Biotestsjön och Hamnefjärden, och att de tidiga livsstadierna överlever. Att vuxen fisk fångas där under lektiden talar också för detta. I allmänhet har dock varken fångsterna under leken varit särskilt stora eller yngeltätheterna ifråga speciellt höga, om man bortser från abborre i Biotestsjön, innan utloppsgallren togs bort.

I Biotestsjön har tätheterna av yngel varierat avsevärt mellan år. Vad gäller abborre och löja har de varit relativt höga i stort sett varje år, medan motsatsen gällt gers, gädda och id (tabell 5.11). Karpfiskarna mört, björkna och sarv har varierat starkt.

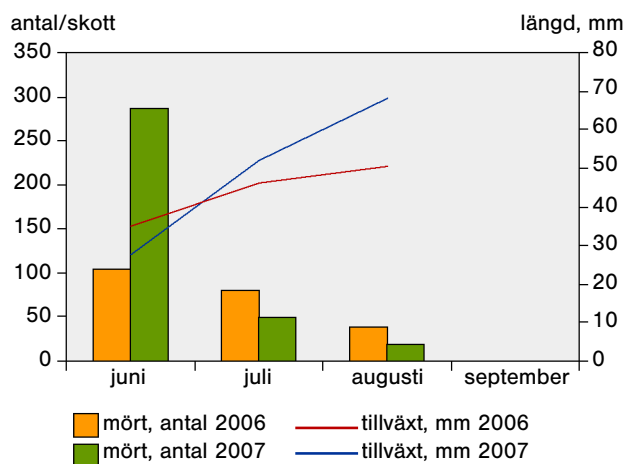
Yngeltätheterna i Biotestsjön visar inget samband med förekomsten av vuxen fisk under lektiden. År 2010 gav t.ex. björkna och sarv flest yngel i provtagningen trots rätt små fångster av lekfisk, medan mört – vårens dominant – och den då rätt vanliga gersen endast gav några få yngel. Vad gäller löja kan inte denna jämförelse göras, då den är för småvuxen för att i någon större omfattning fastna i provfiskenäten.

Om man förutsätter att fisk, som uppehåller sig i anläggningen under lektiden, också leker där, kan man tänka sig åtminstone två förklaringar till bristen på korrelation mellan yngeltäthet vid provtagningen och lekbeståndets storlek. En är att ynglet vandrar ut före provtagningen, en annan att leken till stor del misslyckas hos vissa arter. Vad gäller mört finns belägg för båda hypoteserna. Innan gallren togs bort, var rekryteringen mycket svag, vilket åtminstone delvis berodde på gonadskador orsakade av hög temperatur under hösten och vintern (se 5.6.4, Fortplantning). Efter det att anläggningen öppnades, gav provtagningar under två år i juni stora mängder mört-yngel, varefter tätheterna successivt sjönk till noll i september, något som talar för utvandringshypotesen (figur 5.31). Löjans, björknans (en mindre andel braxen kan ingå i siffrorna – arterna är svåra att skilja som yngel) och sarvens åtminstone vissa år överraskande höga tätheter skulle kunna förklaras av att ynglen, som torde ha högre preferenstemperatur än flertalet andra arter, stannar kvar i anläggningen i högre grad än dessa.

Fångsterna i vårens provfisken i Hamnefjärden består sannolikt till största delen av fisk, som leker där. Flertalet arter – abborre, björkna, gers, sarv, sutare och vimma – visar en positiv utveckling, vilket tyder på att rekryteringen är tillräckligt god för att vidmakthålla lekbestånd. Mört har gått tillbaka under 2000-talet, men fångsterna är fortfarande de näst abborren största.

Tabell 5.11 . Tätheten av årsyngel i augusti i Biotestsjön efter gallrens avlägsnande. Medelantal per skott (Adill, pers. komm.).

	<i>abborre</i>	<i>gers</i>	<i>gädda</i>	<i>löja</i>	<i>mört</i>	<i>björkna</i>	<i>sarv</i>	<i>id</i>
2005	7,5	<0,1	0,7	2,1	7,1	0,5	0	0
2006	4,4	0	0,1	20,6	0,1	0	0,2	0
2007	1,8	<0,1	<0,1	2,9	0,1	<0,1	1,5	<0,1
2008	0,2	0	0,1	3,4	<0,1	0	7,2	0
2009	2,3	0	<0,1	2,3	2,6	0,5	3,8	0
2010	3,6	<0,1	0,1	2,3	0,3	10,5	4	<0,1
2011	1,2	0	<0,1	11,4	4,9	1,8	0,1	0



Figur 5.31. Antal och längd för mört vid utökade sprängningar i Biotestsjön 2006 och 2007.

Tabell 5.12. Tätheten av årsyngel i Hamnefjärden åren 1997–2001. Medelantal per skott.

	<i>abborre</i>	<i>mört</i>	<i>björkna</i>	<i>sarv</i>	<i>löja</i>	<i>sutare</i>	<i>ruda</i>
1997	4,4	23,3	0,2	1	0,3	0	0
1998	10,9	0,3	0	0,1	7,5	0	0
1999	13,7	0,5	0	2,3	0	0	0
2000	36,5	0	2,4	16,6	0	1,3	2,8
2001	23,8	2,3	0,2	2,3	0	0,1	0,1

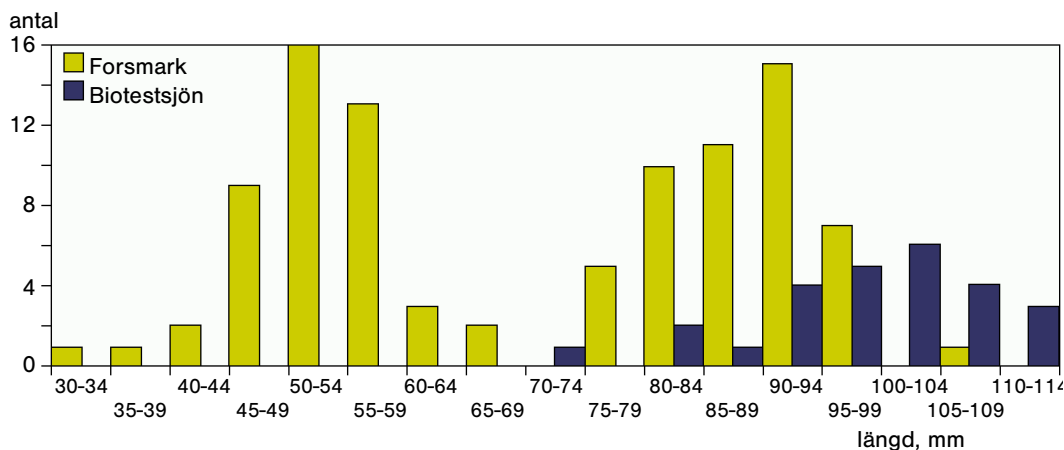
Någon samlad utvärdering av yngelkontrollen i Hamnefjärden har inte gjorts för perioden efter år 2001 (tabell 5.12). Av resultaten att döma lyckas abborrens rekrytering bra i stort sett varje år, medan yngel av övriga arter – alla karpfiskar – bara förekommer i någorlunda höga tätheter vissa år. Detta, liksom den totala frånvaron av vissa arter, skulle kunna förklaras av att många yngel utvandrar under sommaren före höstens kontroll, något som resultaten från Biotestsjön talar för. Det kan inte heller uteslutas, att sprängtekniken inte ger helt rättvisande resultat för alla arter. En preliminär granskning av senare års data visar fortsatt tämligen stabil förekomst av abborre, stora variationer för mört, stora men oregelbundna förekomster av löja samt sporadiska observationer av övriga karpfiskar.

Hos de arter som längdmäts, abborre och mört, är tillväxten i både Hamnefjärden och Biotestsjön avsevärt bättre än i omgivande vatten beroende på längre tillväxtsång och högre temperatur. Den större tillväxten förbättrar överlevnaden och därmed rekryteringen. I båda områdena verkar en viss spridning av stora abborryngel ske från närområdena. I Simpevarp samvarierar sålunda yngeltätheten i Hamnefjärden inte bara med årsklasstyrkan (ett relativt mått på ett visst födelseårs bidrag till det vuxna beståndet) där utan även med den i skärgården söder om kraftverket. Vad gäller Forsmark ger längdfördelningar från skärgården innanför Biotestsjön en klar indikation på en sådan spridning (figur 5.32).

FRAMTIDEN

Daglängdseffekter på äggmognad och lek i kombination med äggtillväxtens förlopp under höst och vinter torde förhindra lek före mitten av mars, varför ett varmare klimat inte kommer att innebära någon stor skillnad för de i kylvattenrecipienterna allra tidigaste lekande individerna. Däremot kommer lekvandringen hos fisk utanför närområdena att börja och leken att avslutas några veckor tidigare (figur 5.17; 5.20).

De problem som idag stör fortplantningen för varmvattenfiskar – gonadskador och sönderfallande romsträngar – förvärras rimligen med stigande temperatur. Det är svårt att avgöra hur den för ynglens överlevnad avgörande tillväxthastigheten utvecklas. I avsnittet om tillväxt (5.6.4) konstaterades, att den troligen blir sämre än tidigare för flertalet år och arter, främst beroende på att ynglens preferenstemperatur kommer att överskridas redan i juni i de slutna närområdena med en utvandring till vatten med suboptimala temperaturer som följd.



Figur 5.32. Längdfördelning hos årsyngel av abborre från Biotestsjön och referensområdet i Forsmarks skärgård 2008.

Indikationer på att ett varmare klimat får negativa effekter finns redan idag i Hamnefjärden. Normalt föreligger för abborre ett positivt samband mellan årsklasstyrka och sommartemperatur. Detta gäller dock ej Hamnefjärden, där relativt kalla somrar ofta gett starkare årsklasser än varma. En trolig förklaring är, att temperaturen vissa år överskrider den optimala. En klimatförändring kan alltså befaras försämra rekryteringen av åtminstone denna art i Hamnefjärden.

Väger man ihop tillväxt och fortplantning måste bedömningen bli, att rekryteringen från närområdena försämras i ett varmare klimat. Då den samtidigt otvivelaktigt kraftigt förbättras i omgivande vatten för alla varmvattenarter, kommer Hamnefjärdens idag sannolikt positiva betydelse att starkt minska. Biotestanläggningen har troligen ännu ej nått sin fulla potential som rekryteringsområde, men så kommer rimligen att ske långt innan 2040, varför klimatförändringen kommer att reducera även dess betydelse.

Strömmingslek i uppvärmt vatten har i Forsmark varit begränsad till området allra närmast utanför kylvattenkanalerna; ingen lek har ännu observerats i kanalerna eller i Biotestsjön. Det är inte sannolikt att någon sådan skulle äga rum i ett varmare klimat. Som nämnts i avsnitt 5.6.3 kommer strömmingen sannolikt att leka några veckor tidigare, kanske med början redan i slutet av mars.

Vid Simpevarp är anlockningen av lekströmming och tillgången på värmepåverkade lekbottnar betydligt större än i Forsmark. Lekens början torde även här förskjutas till slutet av mars från april idag och troligen upphöra redan i april i plymområdet. En högre bakgrundstemperatur i april (figur 5.20) kan medföra, att larverna, som driver ut ur det uppvärmda lekområdet, överlever i högre grad än idag. För eventuella överlevare blir tillväxtsången längre och därmed rekryteringen rimligen bättre. Om således dagens problem med en låg bakgrundstemperatur för tidigt kläckta larver kan förväntas minska, är det dock sannolikt, att det fortfarande kommer att råda brist på rätt typ av planktonföda under tidig vår. Troligen ger därför även i framtiden kylvattenutsläppen övervägande negativa effekter på rekryteringen av strömming, men situationen förvärras knappast.

5.6.7 Anlockning av fågel

GENERELLT

Det är väl känt bland ornitologer, att fågel attraheras till kylvattenrecipienterna särskilt vintertid. Koncentrationer av änder förekom t.ex. under 1980-talets starka isvintrar i både

Ringhals och Simpevarp. Anledningen till att änder, hägrar, skrakar och skarvar samt havsörn ansamlas i närområdena till kraftverken under flyttning och övervintring torde dels vara frånvaron av is, dels den i regel goda födotillgången. För simänder och dykänder är både bottenvegetation och botten djur tillgängliga som föda. Anlockning av fisk kan utnyttjas av skarvar och skrakar. Den höga fågeltätheten attraherar ofta havsörnar till områdena.

TIDIGARE ERFARENHETER

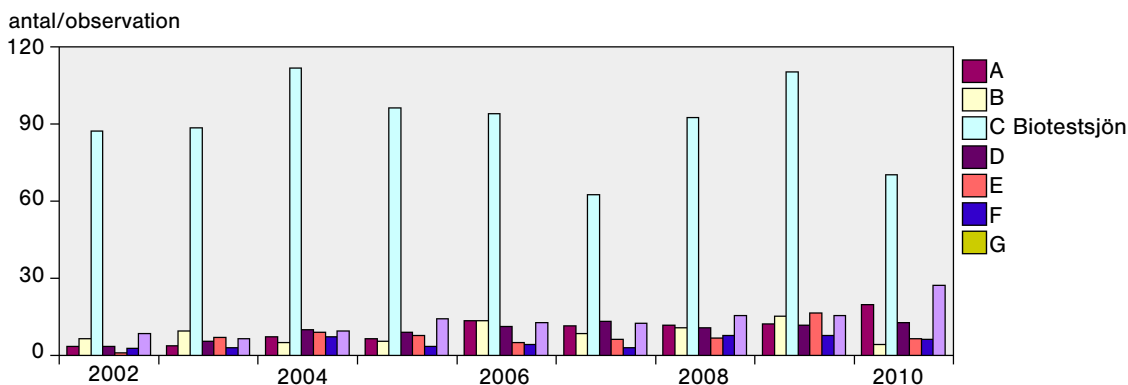
Inventeringar av fågel i kylvattenrecipienterna har endast gjorts i Forsmark. Resultaten härifrån torde dock ha överförbarhet även till Simpevarp med Hamnefjärden. Ringhals utsläppsområde har betydligt mindre betydelse för fågel, beroende på dels att is inte är lika vanligt förekommande som vid Ostkusten, dels att närområdet är litet jämfört med Biotestsjön och Hamnefjärden.

Efter inledande studier i början av 1980-talet påbörjades en mer långsiktig kontroll 1999 i Biotestsjön och dess omgivande vatten. De arter som studeras i programmet är storskarv, storskrake, häger, vigg, knipa, gräsand och knölsvan. Resultaten rapporteras i årsrapporter. Även andra arter följs, t.ex. havsörn, men dessa studier ingår inte i kontrollprogrammet.

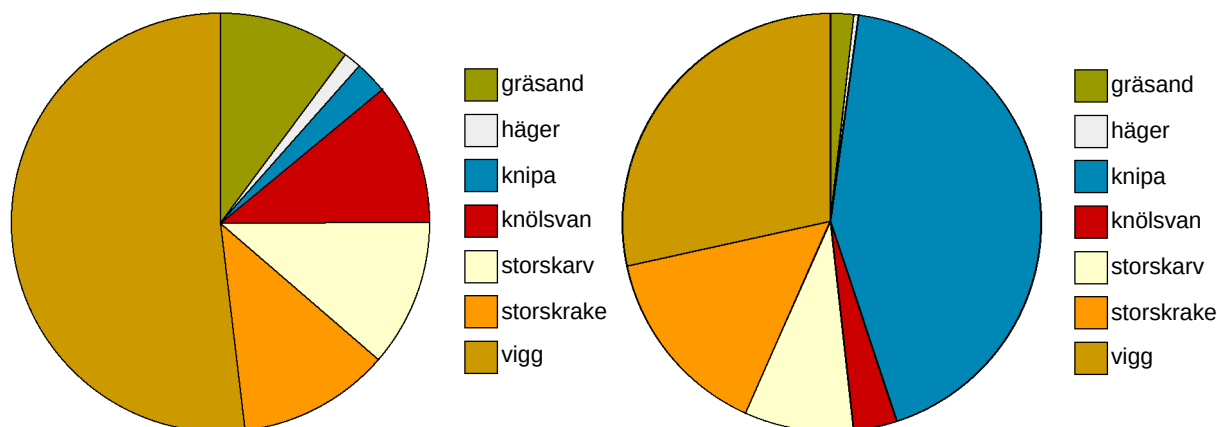
Tillgången till öppet vatten i Biotestsjön har inneburit, att många fåglar övervintrat i anläggningen. Förändringen skedde inte momentant efter att kraftverket togs i drift. Vid inventeringarna i början av 1980-talet var tätheterna av änder under vintern betydligt lägre än vid de senaste årens kontroller. De vanligaste arterna var vigg, knipa, gräsand och storskrak.

Jämfört med i den närliggande skärgården har tätheten av sjöfågel varit betydligt högre i Biotestsjön under senare år (figur 5.33; 5.34). Detta gäller särskilt vigg, som ökat från ett fåtal övervintrande i början på 1980-talet till mer än 1 000 individer, när inventeringarna återupptogs 1999. En trolig anledning till den kraftiga ökningen är den mycket goda tillgång till lämplig föda som orsakades av kylvattentillförseln, särskilt tusensnäckor, som blev mycket vanliga i Biotestsjön

Vid sidan av vigen är knippan den dominerande andfågeln i Öregrundsgrepen (figur 5.34). Den har dock aldrig förekommit i höga tätheter i Biotestsjön. Knippan föredrar östersjömussla, men denna art minskade mycket kraftigt i täthet i Biotestsjön som en effekt av värmen, vilket kan vara en förklaring till varför knippan inte gärna söker sig dit.



Figur 5.33. Antal fåglar per observation och km² (totalantalet gräsand, häger, knipa, storskarv, knölsvan, vigg och storskrake) i delområdena A–B, D–G omedelbart utanför Biotestsjön samt C, Biotestsjön. Källa: SLU:s Kustlaboratorium.



Figur 5.34. Artfördelning av fågel 2010 i Biotestsjön (vänster fig.) samt i områdena utanför Biotestsjön (höger fig.). Källa: SLU:s Kustlaboratorium.

Mycket kraftiga förändringar har noterats även för andra arter. I början av 1980-talet noterades skarv vid bara ett tillfälle. När inventeringarna återupptogs 1999, var skarven en fast förekommande och vanlig art i Biotestsjön. Ökningen av skarv är inte unik för Biotestsjön, utan den är en följd av artens allmänna expansion i området. Gräsand, häger och knölsvan har också blivit betydligt vanligare i Biotestsjön.

Tätheten av sjöfågel sjunker mycket kraftigt under våren. Biotestsjön tycks inte vara någon attraktiv häckningsmiljö, och det är bara ett fåtal andkullar som kläcks.

De mångåriga undersökningar som gjorts i Öregrundsgrepen indikerar, att förekomsten av rastande och övervintrande sjöfågel påverkas av isläget, såväl lokalt som längre norrut efter kusten (Alf Sevastik, pers. komm.). Milda vintrar stannar fåglar kvar längre innan de sträcker. De anländer därför senare till Öregrundsgrepen. Deras uppträdande i Biotestsjön påverkas också av den lokala isläggningen. Tillgången till öppet vatten i omgivningen gör, att de inte ansamlas lika tydligt till Biotestsjön. Riktigt stränga vintrar finns också observationer, som tyder på att fåglarna lämnar området och fortsätter sträcket söderut.

Den stora mängden övervintrande fågel bidrar till att attrahera havsörn och andra rovfåglar. Tätheten av havsörn i Biotestsjön och dess närhet under vintern torde vara högre än i något annat svenskt kustområde. En del av örnarna häckar i omgivningen, men många kommer också långväga ifrån.

Tillgången till goda rast- och övervintringslokaler med hög produktion och bra tillgänglighet till föda har stor betydelse för överlevnaden och sannolikt även för fåglarnas kondition, vilket påverkar häckningsresultatet. Kylvattenrecipienterna har därför bidragit till en ökad produktion av sjöfågel och havsörn långt utanför närområdena.

FRAMTIDEN

Förändringarna i Forsmark och Simpevarp torde ha stora likheter. I det framtida klimatscenariot blir många vintrar isfria, och om isen lägger blir isperioden kort. Detta leder sannolikt till, att många arters vandringsmönster förändras. Benägenheten att sträcka söderut och lämna våra kustvatten kommer att minska. Kylvattenrecipienternas dragningskraft kommer att avta, då öppet vatten finns i stort sett överallt, även om de i framtiden ändå kommer att vara goda lokaler för fågel.

Prognosen för bottenfauna tyder på, att födounderlaget för dykänderna blir svagt i när-områdena, särskilt Biotestsjön och Hamnefjärden, vilket bidrar till en minskad anlockning. Tätheten av framför allt vigg kommer därför att minska avsevärt. För simänderna, främst gräsanden, kan närområdena fortfarande vara attraktiva med kvarvarande vegetation efter sommaren. Deras täthet bedöms därför inte minska lika kraftigt. Anlockning av fisk bedöms fortfarande ske under vinterhalvåret, vilket kan ge underlag för skarv, skrakar och häger. Tätheten av dessa arter kommer därför sannolikt inte att påverkas i någon högre grad. En minskad täthet av fågel totalt sett leder till mindre anlockning av havsörn.

Förändringarna blir tydliga i Forsmark och Simpevarp, medan prognosen för Ringhals blir mer osäker. Här kan större grundområden än idag bli uppvärmda. Om detta leder till utslagning av blåmussla minskar födounderlaget för ejder. Eventuella invandrare med höga temperaturkrav kan utgöra föda för rastande och övervintrande fågel, men den samlade effekten är svårbedömd.

5.7 Sammanfattande konsekvensanalys

5.7.1 Inledning

I tidigare avsnitt har prognoser gjorts för hur olika organismgrupper kommer att påverkas av det varmare klimat som förutses för perioden 2040–2069. Förutsägelserna för framtiden har i princip endast grundats på data för organismernas reaktion på temperaturen, d.v.s. föga hänsyn har tagits till deras beroende av varandra i näringsväven. I föreliggande avsnitt görs sådana kopplingar, och en samlad bedömning av framtida väsentliga, klimatberoende förändringar presenteras för de olika kraftverken. Vi har härvidlag utgått från de modellerade intagstemperaturer som presenteras i kapitel 3, dagens reaktoreffekter och kylsystem och en temperaturhöjning om 11 °C i alla kondensorer året runt. Denna temperaturhöjning är i de allra flesta ekologiska sammanhang relevant för intervallet 10–12 °C.

Vad gäller det framtida klimatet nämndes i avsnitt 3.5, att den beräknade temperaturhöjningen på intagsvattnet mellan perioderna 1970–1999 och 2040–2069 är ungefär 2 °C för årsmedelvärdet för alla tre kraftverken. Vidare är temperaturökningen relativt jämnt fördelad över årets månader med undantag för Forsmark. Där är ökningen mindre än 1 °C första kvartalet och runt 3–5 °C under andra kvartalet (se även appendix 4). Den senare ökningen är mycket osäker, då beräkningar visat, att den använda globala klimatmodellen resulterar i för låga värden under våren för en historisk kontrollperiod (Meier m. fl., 2011). Det innebär att is förekommer i alltför stor utsträckning i april, men även i maj, under perioden 1970–1999. Denna bias har rimligen mindre betydelse i ett varmare klimat, när is förekommer mer sällan under vårmånaderna. För juni stämmer modellen bättre överens med observationer.

Allmänt gäller, att andra scenarier och modeller ger andra temperaturförändringar, vilket diskuterades i avsnitt 3.6. De värden, som redovisas i denna rapport, ligger över en hundraårsperiod något över medelvärdena från fyra olika scenarioberäkningar.

Bedömningarna görs för dels förluster i kylsystemen, dels effekter i recipienten beroende på värmepåverkan och nämnda förluster. Recipienten indelas i "närområdet" och det där utanför liggande "fjärrområdet". Med "närområde" menas här det område där temperaturpåverkan är så tydlig, att den kan ge mätbara biologiska effekter. Det kan beskrivas i relation till kylvattenplymens utbredning antingen i ytan eller utmed botten. Ytan är mest relevant för plankton och pelagisk fisk, botten för bottenlevande organismer och de fiskar, som lever på dessa. Vid avgränsningen av närområdet har förutsatts, att övertemperaturen permanent måste vara minst 1 °C eller tillfälligt minst 3 °C för att biologiskt mätbara och väsentliga effekter skall kunna uppkomma. Området innanför isotermerna ifråga har alltså fått utgöra två alternativa närområden. Den senare definitionen ger klart störst område.

Avsevärda volymer vatten pumpas årligen genom systemen. De förluster av plankton, fiskägg, fisklarver och vuxen fisk som sker i intag och kylsystem kan påverka stora och svåravgränsade områden. Eftersom närområdena vid alla kraftverken är små, måste en effekt som uppstår här även påverka utanförliggande områden för att bedömas som väsentlig. Anlockning till varmt vatten kan dra in fisk från stora ytor med potential att orsaka skada långt utanför närområdet.

5.7.2 Effekter i kylsystemen

Utvärderingar av de samlade erfarenheterna av de svenska kärnkraftverkens kylvattenhantering har visat, att de allvarligaste effekterna uppstår genom förluster av fisk i kylvattenintagen. De beräknas öka för varmvattenarterna, eftersom deras bestånd blir större. Detta gäller, speciellt för Ringhals, även arter med idag sydlig utbredning. De starkare bestånden är dock mindre känsliga för förluster. Bestånden av kallvattenarter minskar och därmed förlusterna; hur mycket är framför allt beroende av hur strömmings- och sillbestånden utvecklas. Även om färre fiskar går förlorade i intagen, kan dödligheten hos vissa arter få större ekologisk betydelse än idag genom att den drabbar svaga bestånd.

Vad gäller förluster i kylvattenvägarna efter kondensorn, kommer enligt vår bedömning en klimatändring att medföra väsentliga förändringar endast för djurplankton. Förlusterna av djurplankton var, när de undersöktes i det tidiga driftskedet, omfattande till följd av predation från fastsittande organismer i kylsystemen, medan temperaturen i kylvattnet mycket sällan nådde dödliga nivåer. Under 2000-talets varmare somrar har detta dock skett vid flera tillfällen, framför allt i Ringhals. Samtidigt finns också indikationer på att värmen kan ha slagit ut de planktonfiltrerande djuren i den varma delen av kylsystemen. I ett varmare klimat kommer av allt att döma denna utslagning att inträffa nästan varje år. Då tiden för återkolonisering ofta är lång, inte minst för den i sammanhanget viktiga blåmusslan, blir predationen i framtiden avsevärt mindre. Å andra sidan kommer stora mängder plankton att i stort sett årligen slås ut till följd av att letaltemperaturen överskrider under juli och augusti.

Trots att planktontätheten är som högst under högsommaren, blir den sammanvägda effekten av den ökade dödligheten hos plankton och filtrerare positiv genom att effekten är kortvarig för plankton men långvarig för filtrerarna.

Predationen i kylvattenvägarna är proportionell mot deras längd, varför den positiva effekten blir stor i Forsmark och Ringhals men måttlig, c:a hälften, i Simpevarp. En viss kompensering för planktonförlusterna förekom tidigare i form av utdrivande larver av främst de havstulpaner som växte i tunnlarna. Detta kommer att upphöra i framtiden. Om man når högre sommartemperaturer i kylsystemen än dem vi kalkylerat med, innebär detta ökade förluster av plankton men ingen nämnvärd ytterligare reduktion av påväxten, eftersom den i stort sett elimineras redan vid lägre temperatur; nettoeffekten blir alltså negativ i detta fall.

5.7.3 Effekter i recipienterna

Beträffande recipienterna finns stora likheter mellan Forsmark och Simpevarp vad gäller dels kylvattenutsläppens placering, dels ekosystemets utseende; kylvattnet leds ut i slutna system och flertalet arter är gemensamma med ett starkt inslag av limniska varmvattenarter. Prognoserna för Forsmark och Simpevarp kan därför i stora drag göras gemensamt. I Ringhals ligger utsläppen vid öppen kust, och alla arter är marina samt inslaget av varmvattenarter relativt litet.

Forsmark och Simpevarp

I de slutna närområdena vid Forsmark och Simpevarp – Biotestsjön, F3:s kanal och Hamnefjärden – lever flera kvantitativt viktiga bottendjur redan nära, och tidvis över, letala temperaturnivåer. Sannolikt kommer de arter som idag är dominerande att fluktuera kraftigt eller helt försvinna. Det är oklart om andra arter, som nu finns i Östersjön, eller nya invandrare kan ersätta dessa samhällsbyggande bottendjur.

Idag liksom i framtiden kommer relativt stora mängder limniska varmvattenfiskar att under höst, vinter och vår uppehålla sig i Biotestsjön och Hamnefjärden. Tätheterna torde dock begränsas av att tillgången på föda minskar genom temperaturberoende dödlighet hos bottendjur. Bilden blir likartad för rastande och övervintrande sjöfågel. Arter, t.ex. vigg, som är beroende av inte bara öppet vatten utan även tillgång till bottendjur som föda kommer att utnyttja områdena i betydligt mindre utsträckning. Lägre fisktätheter och minskad förekomst av fågel försämrar också födounderlaget för havsörn.

Sannolikt kommer såväl övervintrande fisk som fisk, som vandrar in i områdena ifråga under våren, att i stor utsträckning leka där under vår och försommar. I båda fallen tidigareläggs leken, men de förra kommer att börja leka betydligt tidigare än de senare.

Könsorganen hos vårlekare, t.ex. abborre, mört och gädda, som utsätts för hög temperatur under höst och vinter, riskerar att skadas med sänkt romproduktion som följd. Denna förlust av ägg kommer att öka påtagligt i ett varmare klimat. Ett annat, för abborren specifikt och med stigande temperatur rimligen förvärrat problem, är att många romsträngar förstörs i Biotestsjön, F3:s kanal och Hamnefjärden. Dessa skador leder i ett varmare klimat rimligen till att färre larver kläcks hos de vårlekande arterna. Invandring av lekfisk utifrån, som inte exponerats för hög temperatur, kommer dock att delvis kompensera denna förlust.

En tidigare lek medför tidigare kläckning. Överlevnaden hos larver och yngel är starkt positivt korrelerad till tillväxthastigheten. Temperaturklimatet i Hamnefjärden och Biotestsjön kommer att vara gynnsammare för larver och yngel än idag fram tills dess att optimum för tillväxt överskrids. Till följd av minskade planktonförluster i kylsystemen under vår och försommar blir även födotillgången för ung fisk bättre än idag. Preferenstemperaturerna för yngel överskrids sällan idag, men i framtiden sker det i juni eller senast juli. Sommarlekarna, t.ex. björkna och sarv, har troligen något högre preferenstemperaturer än vårlekarna, men tiden mellan kläckning och preferenstemperaturens överskridande blir ändå kort. En stor del av ynglen, kanske flertalet, kommer att vandra ut från närområdena, när preferenstemperaturen överskrids, vilket framför allt i Biotestsjön innebär en betydligt tidigare utvandring än idag.

Jämfört med idag kommer flertalet år klimatändringens positiva effekt på tillväxten under våren troligen inte räcka för att kompensera den negativa under speciellt hösten till följd av utvandring till kallare vatten. Yngel, som stannar kvar i de varmaste områdena under sommaren, kommer att ha stora svårigheter att hinna äta i den takt den höga temperaturen kräver, i synnerhet som plankontillgången kommer att försämrats under högsommaren; i den mån de överlever, blir deras tillväxt betydligt sämre än idag. Då yngel i naturliga vatten får en mycket snabbare tillväxt i framtiden tack vare klimatändringen, blir i alla händelser den i närområdena födda fiskens försprång avsevärt mindre än idag, och därmed även skillnaden vad gäller överlevnad och rekrytering.

Fiskars preferens- och optimumtemperaturer sjunker med storleken. Fisk som är äldre än ett år kommer därför i stor utsträckning att lämna Biotestsjön, F3:s kanal och Hamnefjärden redan i maj, sommarlekarna möjligen i juni, d.v.s. tidigare och i större omfattning än idag.

Någon större tillväxt kommer därmed inte att hinna ske, innan fisken vandrar ut, speciellt inte för fisk, som vandrat in under våren, och för de relativt sent lekande sommarlekarna. När närområdena åter kan utnyttjas under hösten, är tillväxtsången i stort sett slut. Om klimatmodellen som ovan diskuterats överdriver temperaturökningen i Forsmark i maj, äger utvandringen rum något senare, vilket dock inte på något avgörande sätt förändrar slutsatserna.

Temperaturberoende dödlighet bland bottendjuren i närområdena försämrar födotillgången, vilket också bidrar till en mindre tillväxt. Fisk, som tillbringar hela eller delar av sin tid i dessa områden, kommer alltså att växa sämre än idag, medan motsatsen gäller varmvattenfisk i omgivande vatten; skillnaden dem emellan blir alltså liten.

Den troligen oftast sämre tillväxten hos ynglen medför, att tidig könsmognad inte blir lika vanligt förekommande som idag. Detta leder i sin tur till en längre generationstid och mindre rekrytering. Ålen leker inte i våra vatten, men prognoserna för tillväxt och könsmognad gäller även den. Även när det gäller könsmognad minskar alltså skillnaden mellan närområdena och omgivande vatten.

Vuxen fisk har vid några tillfällen dött i Hamnefjärden och F3:s kanal till följd av höga temperaturer, och så kan i framtiden befaras ske även i Biotestsjön. Problemet motverkas av att flertalet fiskar lämnar områdena i fråga, innan temperaturen når letal nivå. Risk finns dock, att vissa individer håller sig kvar i kallare delar av Hamnefjärden och Biotestsjön. Om och när temperaturen till slut blir för hög, tvingas de passera alltför varmt vatten för att nå kallare, öppet vatten. Bedömningen är att den temperaturberoende dödligheten riskerar att öka.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att såväl rekrytering som tillväxt, d.v.s. produktionen, kommer att minska hos fisk, som leker och tidvis vistas i Biotestsjön, F3:s kanal och Hamnefjärden, medan den vad gäller de aktuella varmvattenarterna kraftigt ökar i opåverkade områden. Närområdena kommer därigenom att spela en avsevärt mindre roll för omgivande vatten än de gör idag. Betydelsen av förändringen blir klart större i Forsmark än i Simpevarp, eftersom de slutna områdena är c:a tio gånger så stora i Forsmark. Hur negativ utvecklingen blir för närområdena beror främst av övertemperaturens storlek under vår och sommar.

Utanför Biotestsjön och Hamnefjärden är närområdena små. Kraftiga förändringar torde ske i bottenvegetation och bottenfauna, men endast på mycket begränsade ytor i utsläppens närhet, varför effekterna inte blir av någon större betydelse. Den enda väsentliga effekt som observerats i områdena ifråga kan kopplas till anlockning av strömming i Simpevarp. Anlockningen pågår från senhösten t.o.m. leken i april-maj. Då leken sker ungefär en månad tidigare än normalt, leder det till att tidigt kläckta larver driver ut till kallt vatten och bedöms i stor utsträckning dö av låg temperatur och brist på föda; djurplankton förekommer i alltför låga tätheter under tidig vår. I framtiden kommer risken för födobrist att kvarstå och därmed den negativa effekt som idag drabbar tidigt födda strömmingslarver; situationen förvärras dock knappast.

Tidig lek hos anlockad strömming har vissa år observerats även i Forsmark. Här var den dock begränsad till den omedelbara närheten av utloppen ur Biotestsjön och F3:s kanal. Effekterna är avsevärt mindre än i Simpevarp och torde liksom där inte väsentligt förändras av en klimatändring.

Vad gäller kylvattenanvändningens inverkan på fjärrområdena vid Forsmark och Simpevarp, är de viktigaste förändringarna i framtiden de nämnda försämringarna av den till Biotestsjön och Hamnefjärden knutna fiskproduktionen samt minskade betydelsen för rastande och övervintrande fågel. Den ökade tillförseln av levande djurplankton med kylvattenströmmen

utom under högsommaren innebär däremot en ökad tillgång på fiskföda; framför allt gäller detta Forsmark. Den kan främst utnyttjas av strömmingsyngel.

Ringhals

Intagstemperaturen kommer även i framtiden att vara högre vid Ringhals än vid de andra två verken. Cirka två månader kan den i medeltal komma att överskrida 20 °C. I det område som får störst temperaturpåverkan (ständigt >5 °C) kan man därför förvänta överskridande av letaltemperaturerna för många bottendjur, t.ex. blåmussla, och därmed utslagning av bestånden. Det är också sannolikt, att många andra arter kommer att få svårt att kolonisera området. Strandkrabban, som är en dominerande art av betydelse som fiskföda och idag anlockas till varmvattnet även sommartid, kommer i framtiden att undvika detta. Lägre tätheter av idag vanliga arter kommer åtminstone delvis att kompenseras av nya invandrade arter med höga temperaturoptima; det japanska jätteostronet har redan etablerat sig.

Den beräknade klimatändringen förskjuter tidpunkten då fiskars preferenstemperatur passeras med endast någon vecka försommar och höst. Detta innebär, att uppträdandet av idag vanliga fiskar i närområdet under höst-vinter-vår inte kommer att förändras väsentligt, även om en ökad anlockning av varmvattenarter är sannolik. I närområdets inre del, där bottenfaunan till stor del slås ut, kan dock förekomsten av fisk befaras minska hela året. Om sillbeståndet i Kattegat ökar, skulle en betydande anlockning kunna ske under senhöst-tidig vår.

Närområdet utgör inte något väsentligt lekområde. I vilken utsträckning yngel söker sig dit är oklart. I den mån så sker, kommer den ökade förekomsten av plankton i och också närmast utanför närområdet att något gynna främst rekryteringen av höstlekande sill, plattfiskar och torsk genom bättre födotillgång för larver och yngel under våren.

Den pelagiska horngäddan uppträder i området under våren och kommer då sannolikt att anlockas, eftersom dess preferenstemperatur då ännu ej nåtts. Fisk som rör sig i kylvatten-plymens gasöversmättade ytvatten löper risk att dö i gasblåsesjuka. Denna redan observerade dödlighet kan befaras öka till följd av ökad anlockning.

Redan idag överskrids i närområdet tidvis även varmvattenfiskars preferenstemperaturer, vilket i stort sett eliminerat anlockning under högsommaren. I framtidens varmare vatten blir tätheterna av t.ex. ål och skärsnultra t.o.m. lägre än i omgivande vatten under juni-september. I området med minst 3 °C övertemperatur överskrids då även preferenstemperaturen för varmvattenfiskarnas yngel under juli-augusti varma år. Sådana somrar kommer förekomsten av idag vanliga fiskarter att vara ringa i området ifråga. Möjligheten för dessa att under tillväxtsången utnyttja kylvattnet för att växa bättre i temperaturer nära de optimala upphör i stort, vartill också försämrade födotillgångar bidrar.

Ett varmare klimat medför med största sannolikhet en ökad förekomst av sydliga fiskarter med högre temperaturoptima än de nu vanliga. Tjockläppad mulle och havsabborre finns redan i närområdet och kan förväntas öka. Inslaget av dessa och andra sydliga arter blir särskilt markant under sommaren, då dagens dominerande varmvattenarter i stor utsträckning kommer att lämna det uppvärmda området. Tillväxten hos anlockade fiskar med höga optima kommer att gynnas av kylvattnet, om tätheten av födoorganismer inte är för låg.

Närområdet utnyttjas i viss utsträckning som rastlokal för fågel, i synnerhet under vintern. Färre isvintrar och framför allt sämre tillgång på föda till följd av temperaturberoende dödlighet hos bottendjur minskar dess framtida betydelse.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att närområdets betydelse för produktionen av fisk och fågel kommer att minska. Till en del torde produktionsförlusten kompenseras av invandrade fiskarter med högre temperaturoptima. Hur negativ utvecklingen blir beror främst av övertemperatures storlek under vår och sommar.

Vad gäller fjärrområdet kan den viktigaste effekten härledas till försämringarna av fiskproduktionen i närområdet. De jämfört med de tidiga driftskedena minskade förlusterna av djurplankton i kylsystemen kommer dock att innebära en ökad biologisk mångfald och en ökad tillgång på fiskföda i fjärrområdet.

5.7.4 Sammanfattande prognoser för de olika kraftverkslägena

Prognoserna utgår från dagens reaktoreffekter och kylsystem och en temperaturhöjning om 11 °C i alla kondensorer året runt.

Forsmark

- Förlusterna av fisk i kylvattenintagen ökar vad gäller varmvattenarter och minskar vad gäller kallvattenarter.
- Mängden levande djurplankton, som passerar genom kylsystemet, minskar under högsommaren men ökar under övriga årstider. Den totala förlusten minskar kraftigt.
- Födounderlaget för fisk och fågel i Biotestsjön försämras p.g.a. periodvis utslagning av viktiga bottendjur.
- Hos vårlekare som abborre, gädda och mört ökar frekvensen skador på könsorgan hos de individer som under den kalla årstiden en längre tid uppehåller sig i Biotestsjön.
- Produktionen av årsyngel och därmed rekryteringen minskar i Biotestsjön.
- Tillväxten hos fisk, som tidvis uppehåller sig i Biotestsjön, minskar.
- I Biotestsjön uppkommer en temperaturberoende dödlighet hos vuxen fisk.
- Biotestsjöns positiva betydelse för fiskbestånden utanför Forsmark reduceras genom att skillnaden mellan anläggningen och omgivande vatten i yngelproduktion och tillväxt hos vuxen fisk minskar.
- Biotestsjöns betydelse som rast- och övervintringslokal för fågel minskar.
- Tillförseln av levande djurplankton till fjärrområdet ökar kraftigt utom under högsommaren.

Simpevarp (Oskarshamnsverket)

- Förlusterna av fisk i kylvattenintagen ökar vad gäller varmvattenarter och minskar vad gäller kallvattenarter.
- Mängden levande djurplankton, som passerar genom kylsystemet, minskar under högsommaren men ökar under övriga årstider. Den totala förlusten minskar.
- Födounderlaget för fisk och fågel i Hamnefjärden försämras p.g.a. periodvis utslagning av viktiga bottendjur.
- Hos vårlekare som abborre, gädda och mört ökar frekvensen skador på könsorgan hos de individer som under den kalla årstiden en längre tid uppehåller sig i Hamnefjärden.
- Produktionen av årsyngel och därmed rekryteringen minskar i Hamnefjärden.
- Tillväxten hos fisk, som tidvis uppehåller sig i Hamnefjärden, minskar.
- Hamnefjärdens betydelse för fiskbestånden utanför Simpevarp reduceras genom att skillnaden mellan viken och omgivande vatten i yngelproduktion och tillväxt hos vuxen fisk minskar.
- Hamnefjärdens betydelse som rast- och övervintringslokal för fågel minskar.

- Rekryteringen av vårlekande strömming kommer även i framtiden att påverkas negativt av kylvattnet men knappast värre än idag.
- Tillförseln av levande djurplankton till fjärrområdet ökar utom under högsommaren.

Ringhals

- Förlusterna av fisk i kylvattenintagen ökar vad gäller varmvattenarter, inte minst sådana med idag sydlig utbredning, och minskar vad gäller kallvattenarter.
- Mängden levande djurplankton, som passerar genom kylsystemet, minskar under högsommaren men ökar under övriga årstider. Den totala förlusten minskar kraftigt.
- Födounderlaget för fisk och fågel i närområdet försämras p.g.a. utvandring och periodvis utslagning av viktiga bottendjur.
- Tillväxten hos fisk, som tidvis uppehåller sig i närområdet, minskar.
- Förekomsten av arter med sydlig utbredning och höga temperaturoptima, vilka inte förekom i området under de första driftåren, ökar i omfattning i närområdet, och deras tillväxt gynnas av varmvattnet.
- Tillförseln av levande djurplankton till fjärrområdet ökar kraftigt utom under högsommaren.
- En ökad förekomst av plankton i och närmast utanför närområdet kan komma att något gynna rekryteringen av höstlekande sill, plattfiskar och torsk genom bättre födotillgång för larver och yngel under våren.
- Närområdets betydelse för fiskbestånden utanför Ringhals minskar vad gäller inhemska arter men ökar för invandrande sydliga.

6. Utformningen av framtida kraftverk

Den genomförda studien bygger på erfarenheter från befintliga kärnkraftverks utformning och drift och den kunskap som samlats under fyra decenniers undersökningar av kylvattnets effekter i den marina miljön. Eventuella framtida kraftverk kommer dock att få en annan utformning och att döma av utvecklingen i andra länder blir reaktorerna betydligt större och kräver därmed möjligheter att kyla bort ännu större värmemängder än nu. Som framgått i kapitel 5 ger redan värmebelastningen från dagens kraftverk negativa effekter, bl.a. uppnås tidvis många organismers letaltemperaturer med dödlighet som följd. Dessa effekter förstärks i ett varmare klimat, och dessutom uppkommer nya miljöstörningar. Om kylbehovet samtidigt ökar, kan inverkan på ekosystemet bli allvarlig. Det är därför angeläget, att kylvattensystemen i framtida kraftverk utformas så att miljöeffekterna minimeras.

Den för miljön mest kritiska faktorn är utsläppstemperaturen. I denna studie har en temperaturhöjning om 11 °C varit utgångspunkten och fått representera ett temperaturintervall om 10–12 °C, vilket täcker större delen av kraftverkens hittillsvarande drift. I vissa fall har dock kylvattnet under långa tidsperioder uppvärmts 13–14 °C, kortvarigt ännu mer. I ett varmare klimat är så höga temperaturhöjningar under vår och sommar oacceptabla ur miljösynvinkel. Planktonförlusterna skulle kraftigt öka, och ekosystemen i de slutna närområdena vid Forsmark och Simpevarp allvarligt skadas. Utsläppstemperaturen sjunker vanligen, om man använder djupintag varför den lösningen förordas ur ekologisk synpunkt. Då man även av driftsekonomiska skäl eftersträvar kallt intagsvatten, kommer djupintag sannolikt att bli standard för framtida kylsystem. Det bör i det sammanhanget uppmärksammas, att det kylvatten som tas in till Oskarshamnsverkets tredje aggregat från 15 meters djup vid vissa vädersituationer har samma temperatur som vattnet i ytvattenintagen vid stranden. Det inträffar, när det varma ytvattnet pressas in mot kusten, där ytskiktet blir djupare och temperatursprångskiktet sjunker. Det är därför önskvärt, att intaget förläggs så djupt att insug av varmt ytvatten undviks i största möjliga utsträckning.

Vid djupintagen vid Oskarshamnsverket föreligger ingen salthaltsskiktning av kustvattnet. Det är emellertid fallet vid Ringhals. Om djupintag skulle planeras här, är det angeläget att skiktningen tas i beaktande. Risken finns att intagsvattnet blir saltare än ytvattnet i området, varvid det utsläppta kylvattnet efter viss avkylning sjunker till nivåer under ytskiktet. Härigenom förhindras värmeavgivningen till atmosfären, och större bottenarealer än vid "flytande" kylvatten påverkas.

Vid ett givet kylbehov kan övertemperaturen hållas nere genom ett ökat vattenflöde. Ett sådant medför relativt sett få problem och den lösningen är att föredra framför ökad uppvärmning och därmed höjd utsläppstemperatur. Det bör emellertid beaktas att i närområdena ökar utdriften av bl.a. unga stadier av fisk. Erosionen av botten kan också öka.

I de öppna recipienterna spelar relationen mellan temperaturhöjning och flöde mindre roll; det totala kylbehovet samt utformningen och lokaliseringen av kylvattenutsläppen är här avgörande och bestämmer hur stora närområdena blir. Blir de stora med omfattande uppvärmning av botten, kan utslagning av vissa bottenlevande kallvattenfiskar under den kalla årstiden med för dem passande temperatur kan få betydande omfattning vid alla kraftverkslägena. En sådan utveckling får anses positiv, då fisken får bättre förutsättningar att välja temperaturer närmare dem för optimal tillväxt, än vad de har i opåverkade vatten. Därmed förlängs tillväxtsäsongen. I den mån strömmingen fortfarande är en vanlig art, kommer anlockningen i Simpevarp och Forsmark och den därtill kopplade förlusten av tidigt kläckta larver att öka.

I ett varmare klimat torde effekterna i närområdena bli övervägande negativa, varför deras ytor bör minimeras. Så kan ske genom att utsläppen förläggs till öppen, vindexponerad kust som medger snabb värmeavgivning till atmosfären samt utformas så, att så mycket spädvatten som möjligt blandas in i kylvattenplymens initialske. Det innebär att utsläppet inte bör ske parallellt med kusten utan tvärs den. Härigenom minskar också risken för att bukter och vikar stängs inne av kylvattenplymen, som är fallet för Båtfjorden vid Ringhals. Utsläppen bör utformas så att så liten bottenkontakt som möjligt uppstår.

Genom att utgå från dagens kraftverk och den omfattande kunskap som finns om såväl hydrografiska som ekologiska förhållanden i deras recipienter har de genomförda analyserna gett underlag för generella bedömningar av effekterna av en klimatändring. De viktigaste problemområdena har identifierats, och analysen har visat i vilken riktning olika processer går. Inför planeringen av nya kraftverk måste dock till dem anpassade, mer detaljerade, studier göras. Detta motiveras av svenska kustens variationsrika geografi, hydrografi och inte minst av det förhållandet att för kylvattenvägar och närområden är verkens utformning av större betydelse än den simulerade klimatändringen. Det är vår förhoppning, att våra mer principiella bedömningar kan tjäna som utgångspunkt för dessa studier.

7 Referenser

1 Inledning

Ehlin, U., Lindahl S., Neuman E. och Sandström O. 2009. Miljöeffekter av stora kylvatten-utsläpp. Elforsk rapport nr 09:79.

2. Havsområdenas hydrografi och kraftstationslägena

Belkin, I.M. 2009. Rapid warming of Large Marine Ecosystems. Progress in Oceanography, Volume 81, Nr 1-4, April 2009, 207-213.

Siegel, H., M. Gerth, G. Tschersich. 2006. Sea Surface Temperature development of the Baltic Sea in the period 1990–2004, Oceanologia, 48 (S): 119-131.

3 Tänkbara förändringar på kylvattnets intagstemperatur

IPCC. 2007. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Meier, H.E.M., H. Andersson, C. Dieterich, K. Eilola, B. Gustafsson, A. Höglund, R. Hordoir and S. Schimanke. 2011. Transient scenario simulations for the Baltic Sea Region during the 21st century. SMHI Rapport Oceanografi Nr 108.

Meier, H. E. M., R. Döscher and T. Faxén. 2003. A multiprocessor coupled ice-ocean model for the Baltic Sea: Application to salt inflow, J. Geophys. Res., 108(C8), 3273, doi:10.1029/2000JC000521, 2003.

Räisänen, J., Hansson U., Ullerstig A., Döscher R., Graham L. P., Jones C., Meier H. E. M., Samuelsson P. and Willén U. 2004. European climate in the late twenty-first century: regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. Clim. Dyn. 22, 13-31.

5. Ekologiska konsekvenser av kylvattenanvändning i ett varmare klimat

Adill, A., Mo K. & A. Sevastik. 2011. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2010. Fiskeriverkets Kustlaboratorium.

Grundström, R. 1976. Zooplanktonundersökningar vid kärnkraftverket i Barsebäck. Naturvårdsverket, opubl. rapport. 15 s.

Sandström, O. 1980. The ecology of the plankton fauna in the Gulf of Bothnia. FD avh., Umeå Universitet.

Sjöblom, V. 1961. Wanderungen des Strömlings (*Clupea harengus* L.) in einigen Schären- und Hochseegebieten der nördlichen Ostsee. Ann. Zool. Soc. "Vanamo", 23.

Treasurer, J. W. & F. G. T. Holiday. 1981. Some aspects of the reproduction biology of perch *Perca fluviatilis* L. A histological description of the reproductive cycle. J. Fish. Biol. 18: 359-376.

8 Deltagare i projektgruppen för rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp i ett varmare klimat"

Ulf Ehlin, Ehlin Consulting AB, projektledare.

- Hydrolog och oceanograf, utbildad vid Uppsala och Göteborgs universitet.
- Verksam vid SMHI 1961–1992. Deltog i lokaliserings- och kontrollundersökningarna för samtliga svenska kärnkraftverk. Ansvarig för uppbyggnaden av SMHIs oceanografiska verksamhet. Direktör för Hydrologiska och oceanografiska avdelningen 1980–1992.
- Exekutivsekreterare för the Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinki Commission (HELCOM) och chef för sekretariatet i Helsingfors 1992–1996.
- Direktör och chef för Stockholm International Water Institute 1997–1999, vetenskaplig direktör 2000–2007.

Karin Borenäs, SMHI

- Professor i oceanografi, Göteborgs Universitet.
- Har arbetat på Inst. för Geofysik, Oslo 1988–1989; Woods Hole Oceanographic Institution 1990–1992; Göteborgs Universitet 1992–2000; SMHI:s forskningsavdelning sedan 2001.
- Huvudsakliga forskningsområden har varit tunga bottenströmmar, ismodellering, fjärranalys, analys av mät- och modelldata.
- Är ledamot i Svenska Nationalkommittén för Geovetenskap samt svensk representant i IAPSO.
- Ingår i ICES Working Group on Oceanic Hydrography som ger ut den årliga rapporten ICES Report on Ocean Climate.

Erik Neuman, Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.

- FD i zoologi, Stockholms Universitet.
- Verksam vid Statens naturvårdsverk 1968–1991.
- Ansvarig för de biologiska kontrollundersökningarna vid kärnkraftverken 1971–2000.
- Chef för Fiskeriverkets kustlaboratorium 1991–2000.
- Startade 2000 konsultföretaget Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.
- Den egna forskningen har behandlat flera aspekter av temperaturförhållandenas inverkan på fiskars ekologi.

Olof Sandström, Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.

- FD i marin ekologi, Umeå Universitet.
- Verksam vid Statens naturvårdsverk och Fiskeriverket med kylvattenundersökningar 1980–2000.
- Sedan 2000 delägare i konsultföretaget Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.
- Arbetat med utredningar i samband med tillståndsprövningar för de svenska kärnkraftverken.
- Huvudsaklig forskningsinriktning har varit temperatureffekter på fiskars livshistoria, d.v.s. sambanden mellan tillväxt, energilagring och fortplantning.

Appendix 1

Fiskförluster i vatten- och kärnkraftverk

Rapport från workshop i Forsmark 16–17 december 2010

Olof Sandström

Skärgårdsutveckling SKUTAB AB

Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp, etapp 2

Elforsk projekt nr KK 003

Ehlin Consulting AB – Skärgårdsutveckling SKUTAB AB – SMHI

Redaktion: Olof Sandström

Lay-out: Berth Nyman

Februari 2011

Innehåll

1. Inledning	124
2. Genomgång av fiskförlusternas omfattning. Erfarenheter från kärnkraftverk och vattenkraftverk	124
2.1. Kärnkraftverken	124
2.2. Vattenkraftverken	128
3. Erfarenheter av prövade åtgärder för att minska förlusterna	130
3.1. Beteendepåverkande ljud-, ljus- och elspärrar	130
3.2. Fysiska hinder	132
4. Diskussion	134
4.1. Har vattenkraft- och kärnkraftindustrin likartade problem?	134
4.2. Kan det finnas likartade lösningar?	134
4.3. Kan ett framtida samarbete vara fruktbart?	135
5. Sammanfattande slutsatser	135
6. Referenser	136

1. Inledning

I ELFORSKs rapport nr 09:79, *Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp – erfarenheter från de svenska kärnkraftverken* (Ehlin m fl 2009), analyseras resultaten av den omfattande undersökningsverksamhet som bedrivits alltsedan kraftverken byggdes. Slutsatsen efter denna genomgång var, att de kanske allvarligaste ekologiska effekterna har bestått av fiskförluster i kylvattenintagen. Dessa förluster har dessutom varit svåra att åtgärda. Problemen har vissa likheter med de förluster av bl a utvandrande smolt och blankål som sker vid passage av vattenkraftverkens turbiner. Förluster av fisk och andra vattenorganismer är också ett vanligt problem vid andra stora intag av vatten till industrianläggningar.

Efter att rapporten presenterats för den av ELFORSK tillsatta styrgruppen beslöts att projektet skulle fortsätta i en andra etapp. Den huvudsakliga målsättningen för denna är att skapa bättre underlag för miljöriskbedömning vid kylvattenanvändning i samband med framtida klimatändring. I projektet ingår även att genomföra en workshop där deltagare som representerar kärnkraftindustrin, vattenkraftindustrin och fiskforskningen samlas för att analysera kunskapsläget och erfarenheterna från genomförda och pågående studier samt föreslå åtgärder, fortsatta studier och försöksverksamhet.

Skärgårdsutveckling SKUTAB AB gavs ansvaret att arrangera denna workshop som hölls i Forsmark den 16–17 december 2010. Deltagare var Jan Andersson (Fiskeriverket, Kustlaboratoriet), Ulf Ehlin (Ehlin Consulting AB), Thomas Eriksson (Forsmarks Kraftgrupp AB), Arne Fjälling (Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet), Larry Greenberg (Karlstad Universitet), Eva Hydén (Forsmarks Kraftgrupp AB), Hans Lundqvist (SLU Umeå), Staffan Lundström (Luleå Tekniska Universitet), Olof Sandström (SKUTAB), Erik Sparrevik (Vattenfall Consultant AB), Johan Tielman (E.ON Vattenkraft Sverige AB) och Lars Wrangsten (ELFORSK). Personer som kallats till workshopen men var förhindrade att delta var Olle Calles (Karlstads Universitet) och Willem Dekker (Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet). Samtliga dessa har bidragit till och granskat den rapport som här ges, där de genomgångar som gjordes under workshopen samt därpå följande diskussioner sammanfattas.

2. Genomgång av fiskförlusternas omfattning. Erfarenheter från kärnkraftverk och vattenkraftverk

2.1. Kärnkraftverken

Övervakning av fiskförlusterna i kärnkraftverkens kylvattenintag tillhör de viktigare delarna i kontrollprogrammen och har i varierande omfattning skett alltsedan verken byggdes. Huvudman för genomförandet har varit Naturvårdsverkets Kustvattenenhet fram till 1991 då ansvaret övertogs av Fiskeriverket i samband med att en del av enheten överfördes till Fiskeriverket och bildade Kustlaboratoriet. Detta har inneburit att man haft kontinuitet i undersökningarna och ett samlat ansvar för databaser. Programmen har utvecklats av den genomförande organisationen i samråd med kraftverken och tillsynsmyndigheterna.

För att säkerställa kraftverkens drift avskiljs större partiklar, bl a fisk, innan kylvattnet når kondensorn. Det är relativt små skillnader mellan verken i de tekniska konstruktionerna. För att avskilja grövre föremål finns vertikala galler med 10–25 mm spaltvidd i samtliga silstationer. Mindre partiklar som passerar gallren avskiljs på bandsilar med två mm maska i Forsmark och Simpevarp och fem mm i Ringhals. Fiskägg och fisklarver är så små, att de kan passera genom kylvattenintagen, medan yngel och större fisk samlas upp på gallren och silarna och hanteras som rens i silstationerna. I Forsmark och Simpevarp saknas i stort sett pelagiska ägg och larver av fisk, varför det mesta fångas upp i silstationerna. Andelen

ägg och larver som passerar igenom silstationerna är betydligt större i Ringhals. De vanligaste arterna utgörs här av torsk, sill, rödspätta och flundra. Glasål tillhör också de larver som passerar igenom silarna.

Hantering av rens varierar mellan intagsstationerna. I Ringhals pumpas rensen, med fisk, tillbaka till havet. I Simpevarps block 1 och 3 samlas rensen i containrar som töms i havet. Rensmassor från block 2 återförs till havet via utgående kylvatten efter malning. Fisk, som fångas upp i silstationerna i Forsmark, transporteras tillsammans med övrigt rens till deponi.

Övervakningen av fiskförluster i Ringhals består av kontroller med finmaskiga håvar i intagskanalen för att beräkna indriften av fiskägg, larver och små yngel. Provtagning av fiskägg och fisklarver görs under januari–april, medan småfisk och större fiskyngel kontrolleras under februari–april. I denna undersökning kontrolleras även glasål. Mängden större fisk som fångas i silstationen och därefter pumpas tillbaka till havet kontrolleras inte.

I Simpevarp görs kontroller i block 1 och 2 i form av stickprovtagning nattetid under april till september. Endast större fisk kontrolleras. I block 3 sker ingen övervakning.

Kontrollen i Forsmark görs i den gemensamma silstationen för block 1 och 2 under åtta veckor på våren och tolv veckor på hösten. I samband med beslutad effekthöjning har kontrollen utökats till hela året. All avsilad större fisk samt stickprov på småfisk och yngel insamlas under ett helt dygn varje vecka. Ingen kontroll sker i silstationen till block 3.

Resultaten av kontrollundersökningarna presenteras i årsrapporter från respektive kraftverk samt i mer sammanfattande s k femårsrapporter. Rapporterna finns på Fiskeriverkets hemsida. Är man intresserad av äldre litteratur kan man kontakta Kustlaboratoriet, som har större delen av rapportproduktionen sedan 1970-talet tillgänglig som PDF-filer.

Förlusterna av större fisk i Ringhals kontrolleras inte regelbundet, men i samband med effekthöjning gör Fiskeriverket riktade undersökningar för att skatta dödligheten hos fisk innan den pumpas tillbaka till havet (Andersson m fl 2011). Enligt tidigare studier har överlevnaden ansetts vara hög för robusta arter som ål och äkta tunga. I undersökningen ingår också kontroll av dödlighet hos glasål som passerar genom kraftverket. Fiskeriverkets resultat visar, att dödligheten hos glasål var c:a 10%. Av de större ålar, som fångas upp i silstationen, var c:a 15% döda sannolikt beroende på direkta skador i samband med hanteringen av rensmassorna i silar och pumpar. Ål och äkta tunga som överlevt hanteringen var nästan alla levande även efter en månads sumpning.

Förlusterna i Ringhals av ägg, larver och yngel som passerar genom kraftverket är i stort sett omöjliga att minska med andra åtgärder än att sänka kylvattentaget till djupare nivå där dessa tidiga stadier är mindre vanligt förekommande. Under perioden 2002–2007 förlorades 2,3–9,4 miljoner torsklarver och 80 000–20 miljoner sillyngel per år. Enligt Fiskeriverkets bedömning var förlusternas betydelse för fisket efter sill och torsk mycket små i relation till beståndens storlek i berörda havsområden (Andersson m fl 2011). Mellan 80 000–590 000 glasålar per år passerade också genom kraftverket. Dödligheten hos glasålar har sedan 2003 som mest kunnat orsaka ett bortfall av 12 ton gulål årligen med en medelvikt motsvarande den i yrkesfiskets landningar.

Förlusterna av större fisk i Simpevarp och Forsmark, dvs förluster som skulle kunna minskas med tekniska åtgärder, presenterades vid workshopen. Förlusterna av "större" fisk i Simpevarp åren 2003–2009 visas i tabell 1. Värdena utgör beräknade totalförluster i de två

Tabell 1. Fiskförluster (antal) i silstationerna till Oskarshamn 1 och 2. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium.

Oskarshamn 1

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	totalt	medel
abborre	9466	4079	3226	6257	1388	4965	5043	30345	4918
flundra	9568	7574	5428	6596	5569	6736	6930	50399	7200
gädda	183	85	105	496	117	285	92	1363	195
lake	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mört	3165	810	6533	1623	1871	3790	2726	20518	2931
simpa	0	0	80	0	0	0	0	80	11
strömming	3182	11421	1340	5917	758	3279	14253	40150	5736
torsk	52	0	0	0	0	135	57	244	35
ål <40cm	1264	1003	93	225	457	335	423	3800	543
ål >40cm	159	85	296	0	241	146	621	1748	250
övrigt	45	514	0	0	41	222	510	1332	190
totalt	27084	21492	17099	21114	10442	19893	32855	149979	21426

Oskarshamn 2

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	totalt	medel
abborre	815	4680	4621	5756	1597	1730	1889	21088	3013
flundra	979	5952	6474	8602	4543	2266	6010	34826	4975
gädda	0	0	0	67	87	0	33	187	27
lake	34	0	0	0	175	0	0	209	30
mört	148	1000	881	992	797	1125	927	5870	839
simpa	34	0	0	0	0	0	0	34	5
strömming	3290	40212	7988	14941	2379	926	19218	88954	12708
torsk	0	0	0	0	0	0	71	71	10
ål <40cm	215	1161	1158	792	343	283	367	4319	617
ål >40cm	80	198	313	328	344	35	33	1331	190
övrigt	68	2049	97	116	0	284	722	3336	477
totalt	5663	55252	21532	31594	10265	6649	29270	160225	22889

blocken under kontrollperioden april–september. Dominerande arter har varit strömming, flundra, abborre och mört. Sammanlagt har i medeltal c:a 1 600 ålar förlorats per år under den sex månader långa kontrollperioden. Förlusterna i block 3 är okända, men bedöms vara små beroende på att man här har ett djupvattenintag. Stickprovskontroller 1985–1988 i intagsbassängen visade, att förekomsten av fisk vid intaget var liten. Bara få döda fiskar förekom i sedimenterat rensmaterial. Strömming var den helt dominerande arten.

Kontroll av fiskförluster gjordes även vid Barsebäcks kärnkraftverk. Då Öresund, speciellt den svenska sidan, är en mycket viktig vandringsväg för ålyngel in till Östersjön lades stor vikt vid att kontrollera ålyngelförlusterna i kraftverkets silstation. Maskvidden i silarna var här två mm, vilket innebär att minst 50% av glasålarna och i stort sett samtliga äldre ålar fångades upp och dog. År 1982 beräknades c:a 700 000 nypigmenterade ålyngel ha drivit in i silstationen. Denna förlust bedömdes så allvarlig, att Vattendomstolen beslutade att kompensationsutsättningar av ålyngel skulle ske.

I Forsmark, där kontrollen även omfattar småvuxna arter (< 100 mm), har 45 fiskarter och ett kräftdjur, ullhandskrabba, noterats sedan kontrollen inleddes 1987. Flertalet av de fiskarter som någon gång observerats i södra Bottenhavet har således förekommit i det analyserade materialet.

De vanligast förekommande arterna har varit storspigg och strömming (figur 1, 2), företrädesvis årsyngel. Resultaten redovisas som totalfångster i kraftverket under kontrollperioderna. Förlusterna under annan tid har inte beräknats. Variationerna mellan år har varit mycket

stora, sannolikt beroende på skillnader i reproduktionsutfall. Som mest har c:a 13 miljoner storspiggfjärilar förlorats (våren 2009) och c:a 9 miljoner strömningar (hösten 1991).

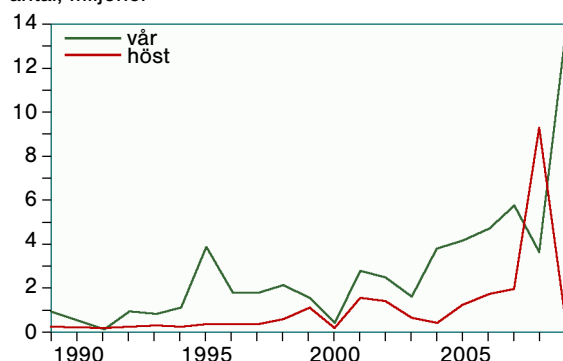
Förlusterna av ål har ansetts vara det största problemet i Forsmark, främst beroende på den bekymmersamma beståndssituationen. Sedan övervakningen började i slutet av 1980-talet har både antal och medelvikt ökat betydligt (figur 3). Åren 2007 och 2008 beräknades över 1 200 ålar med en medelvikt av c:a 900 gram omkomma varje år i kraftverkets silstationer under höstens kontrollperiod. Det totalt under året förlorade antalet ålar är betydligt högre.

Att antalet ålar ökat trots den allmänna nedgången i det europeiska ålbeståndet är förvånande. En hypotes har varit, att en utsättning som gjorts i forskningssyfte i Forsmarksområdet skulle ha bidragit, men undersökningar som gjorts tyder på att detta inte är sannolikt. Den stigande medelvikten indikerar, att huvuddelen av den under senare år kontrollerade ålen varit nära blankålsstadiet.

Förlusterna av andra kommersiellt viktiga arter än ål har varit relativt små. För abborre har förlusterna de flesta åren varit mindre än 20 000, med de högsta värdena vid vårens kontroller (figur 4). Hösten 1997 utgör ett undantag, då mer än 60 000 abborrar, huvudsakligen årsyngel och ettårig fisk, beräknades omkomma i silstationen.

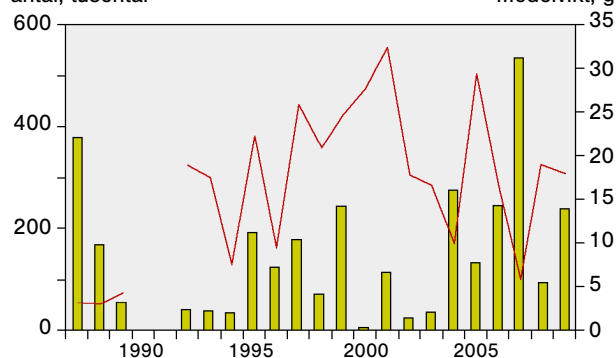
Förlusterna av gös var under 1980- och större delen av 1990-talen mycket små (figur 5). De högsta värdena uppmättes under våren. En ökning noterades 1999 följt av jämförelsevis stora förluster till en topp 2004, då mer än 20 000 gösar beräknades dö i silstationen. Medelvikterna indikerar, att företrädesvis ett- och tvååriga fiskar förekom i materialen.

antal, miljoner

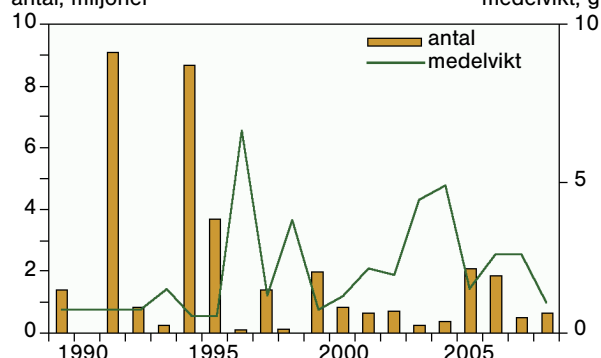


Figur 1. Beräknade totalförluster av storspigg under vårens och höstens kontrollperioder i silstationerna till Forsmarks kraftverk. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium.

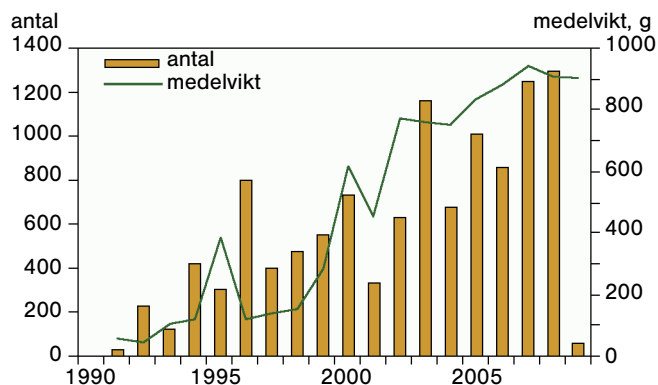
antal, tusental



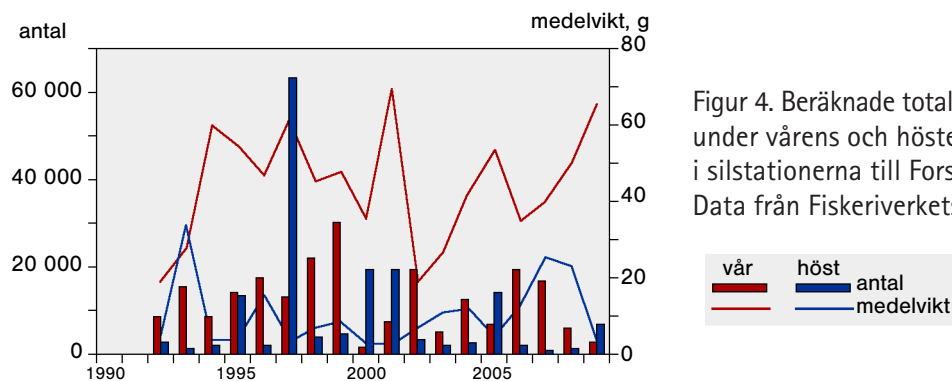
antal, miljoner



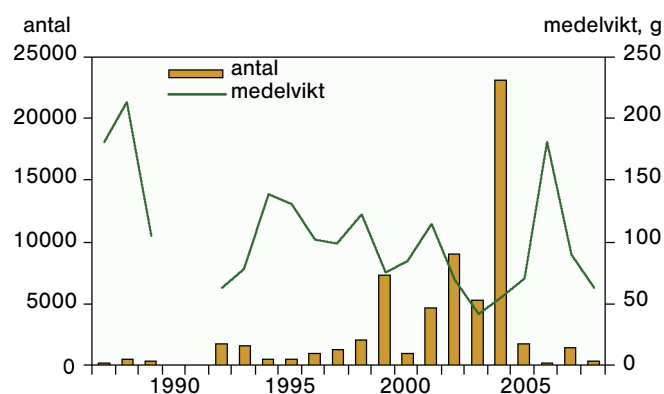
Figur 2. Beräknade totalförluster av strömning under vårens (vänster fig.) och höstens (höger fig.) kontrollperioder i silstationerna till Forsmarks kraftverk. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium.



Figur 3. Beräknade totalförluster av ål under höstens kontrollperioder i silstationerna till Forsmarks kraftverk. Lågt antal 2009 förklaras av tekniska problem vid insamlingen. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium.



Figur 4. Beräknade totalförluster av abborre under vårens och höstens kontrollperioder i silstationerna till Forsmarks kraftverk. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium.



Figur 5. Beräknade totalförluster av gös under vårens kontrollperioder i silstationerna till Forsmarks kraftverk. Data från Fiskeriverkets kustlaboratorium

2.2. Vattenkraftverken

Den normala hanteringen vid tillståndsprövningarna vid vattenkraftverken när det gäller skada på fisk har varit, att man bedömt produktionen av i första hand lax- och öringssmolt uppströms kraftverket och skattat dödligheten vid passage av turbinerna med någon accepterad faktor. Skadan på fisket har därefter kompensats genom t ex ersättningar och utsättningar av odlad smolt. Några kontrollprogram för att följa förlusterna har aldrig föreskrivits av domstolarna. De faktiska förlusterna i vattenkraftverken är därför okända och dessutom tekniskt svåra att mäta. Då antalet anläggningar är stort, ägarna många och andelen små anläggningar hög har detta sammantaget bidragit till att man inte kan redovisa någon totalförlust av t ex ål i de svenska vattenkraftverken baserat på uppmätta data. Kunskapen om andra arter än lax, öring och ål är dessutom mycket bristfälliga. Då lax och öring bara förekommer i enstaka exemplar i kärnkraftverkens kylvattenintag koncentreras den följande genomgången till ål.

För att kunna bedöma ålförlusterna i vattenkraftverken har man arbetat med en annan metodik än direkta mätningar i anläggningarna. Fiskeriverket har utvecklat en modell för att skatta ålproduktionen i svenska sjöar. Modellen bygger på sjöarea, närsaltshalter,

medeltemperaturer och avstånd till havet med en korrektionsfaktor baserad på longitud och latitud. Varma och näringsrika sjöar producerar t ex betydligt mer ål än kalla och näringsfattiga. Har man en uppfattning om hur många blankålar som årligen produceras uppströms ett kraftverk, kan man beräkna den årliga dödligheten om man känner mortaliteten vid passagen genom turbinerna (se t ex Montén, 1985). Den totala naturliga produktionen av blankål i inlandsvattnen i avsaknad av mänskligt betingad dödlighet och vid gällande rekryteringsnivå har med denna modell beräknats till c:a 290 000 individer för år 2006 (Förvaltningsplan för ål, Jordbruksdepartementet Jo 2008/3901). Till detta kan läggas ett betydande tillskott från utsättningar av ålyngel och små gulålar.

Omfattande studier har gjorts av mortalitetsrisken vid passage av turbinerna. Här har man också undersökt betydelsen av turbintyp. Montén (1985) undersökte förlusterna av både laxsmolt och ål i olika typer av turbiner. Han beräknade också den samlade dödligheten när ålar måste passera flera kraftverk på vägen till havet. En ål som måste passera tre kraftverk har t ex bara c:a 10% chans att överleva om dödligheten i varje verk är c:a 50%. I en studie på blankål som passerade två kraftverk i Ätran nådde slutligen 28% av dem havet, vilket motsvarade 18% av biomassan eftersom dödligheten i turbinerna var storleksberoende (Calles m fl 2010a).

Det finns också en del praktiska undersökningar under senare år i bl a Göta älv, Ätran, Kävlingeån, Säveån, Emån och Mörrumsån. Mortaliteten vid turbinpassage varierade kraftigt beroende på fiskart, fiskens storlek samt kraftverkets utformning och design. En viktig aspekt var hur stor andel av vattnet som gått vid sidan av kraftverket under den aktuella utvandringsperioden. Det finns vattenkraftverk med allt från försumbar effekt till så gott som 100% mortalitet. Dödligheten är ofta högst för ål, till följd av dess långsmala kropp (Calles & Bergdahl 2009).

NINA i Norge har publicerat en färsk review över ål och vattenkraftutbyggnad (Thorstad 2010). Här görs en översikt av andelen ål som går genom kraftverk under nedströmsvandringen, dödlighet och predation vid passagen, effekterna av gasövermättnad samt åtgärder för att minska förlusterna.

Dödligheten har orsakats av att ålen fastnat i skyddsgrindar eller galler vid turbinintaget eller att den råkat ut för kollision med rotorblad eller andra delar av turbinen, klämskador, tryckändringar eller predation efter passagen. Till exempel så dog alla ålar >680 mm på ett intagsgaller med 20 mm spaltvidd i Ätran, vilket motsvarade 54% av de ålar som försökte passera gallret (Calles m fl 2010a). Skador kan också uppkomma som effekt av gasövermättnad.

Enligt undersökningar som refereras i Thorstad (2010) har dödligheten i europeiska kraftverk varierat mellan 9% och 100%. De stora variationerna förklaras delvis av turbintypen (Francislöphjul orsakar ofta större skada än Kaplanlöphjul), löphjulens rotationshastighet, fallhöjden etc. Det har dock visat sig, att man inte kan dra några generella slutsatser när det gäller förlusterna vid en viss turbintyp, då det verkar finnas andra faktorer som också påverkar mortalitetsrisken. Sannolikt måste man studera det enskilda kraftverket för att få någorlunda säkra mått, men flera modeller för att skatta dödlighet för fisk som passerar genom turbiner finns framtagna och kan ge en relativt god uppfattning om vilken skaderisk som föreligger för fisk som passerar kraftverket (Montén 1985; Ferguson m fl 2008).

I förvaltningsplanen redovisas beräknad blankålsproduktion för svenska vattendrag där effekten av vattenkraftverk summeras. Baserat på antaganden av risken för dödlighet vid kraftverkspassager uppskattas den samlade mortaliteten till 96%. Den totala dödligheten av blankål i de svenska vattenkraftverken uppskattades 2006 till c:a 280 000 individer.

3. Erfarenheter av prövade åtgärder för att minska förlusterna

Utvecklingen av åtgärder och forskningen kring detta har främst skett inom vattenkraftsindustrin. Under åren har man provat många metoder för att avleda fisk. Man kan förenklat indela åtgärderna i beteendepåverkande spärrar och fysiska hinder.

3.1. Beteendepåverkande ljud-, ljus- och elspärrar

Mats Larsson, Vattenfall Power Consultant AB, gjorde 2006 en genomgång av de svenska erfarenheterna av beteendepåverkande spärrar på uppdrag av Forsmark Kraftgrupp AB. De försök som redovisas utgjordes av:

- Laboratorieförsök i Älvkarleby 1989–1990 med stroboskopljus på blankål och öring.
- Laboratorieförsök i Älvkarleby med lågfrekvent ljud och stroboskopljus på öring, röding, laxungar och blankål.
- Fältförsök i Norrtäljeån med stroboskopljus på blankål, öring och laxsmolt.
- Fältförsök i Norrtäljeån på naturligt förekommande arter.
- Fältförsök i Mörrumsån på utvandrande lax- och havsöringsmolt med en akustisk fiskspärr.
- Fältförsök i Mörrumsån med en kombinerad akustisk- och luftbubblespärr.
- Erfarenheter från elspärrar.
- Laboratorieförsök i Älvkarleby 1989–1990 med stroboskopljus på blankål och öring.
- Laboratorieförsök i Älvkarleby med lågfrekvent ljud och stroboskopljus på öring, röding, laxungar och blankål.
- Fältförsök i Norrtäljeån med stroboskopljus på blankål, öring och laxsmolt.
- Fältförsök i Norrtäljeån på naturligt förekommande arter.
- Fältförsök i Mörrumsån på utvandrande lax- och havsöringsmolt med en akustisk fiskspärr.
- Fältförsök i Mörrumsån med en kombinerad akustisk- och luftbubblespärr.
- Erfarenheter från elspärrar.

När resultaten sammanfattades konstaterade Larsson, att:

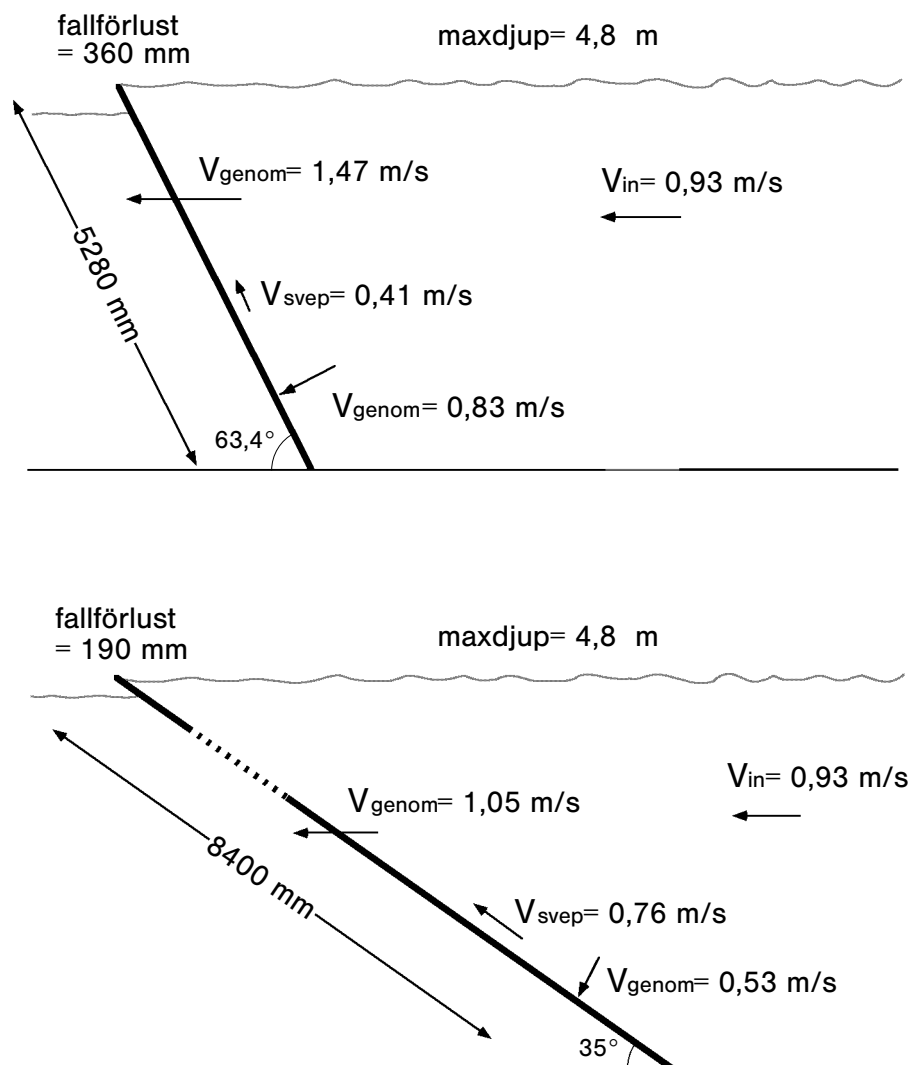
- Ingen av de redovisade avledningsmetoderna bedöms fungera på alla de fiskarter som förekommer vid Forsmark. Särskilt hänsynskrävande arter bör därför definieras innan lämplig metodik fastställs.
- Stor vikt måste läggas på designen av en avledningsanordning, inte minst avseende fiskens möjlighet att ledas förbi spärren.
- Stroboskopljus är en förhållandevis effektiv metod för att avleda vandrande blankål under mörker, då ålen är som mest aktiv.
- Stroboskopljus hade en mycket begränsad avledningsförmåga på andra arter än ål.
- Ljus kan sannolikt attrahera andra arter som exempelvis strömming och skarpsill som också förekommer i området.
- Inte i något av de redovisade försöken har ljud varit en effektiv metod för att avleda fisk. Metoden kompliceras också av att fisk reagerar olika på ljud beroende på art. Känsligast är fisk med utvecklad simblåsa. Infraljudspärrar i frekvenserna 5–10 Hz har dock i norska studier visats vara effektiva för att avleda laxsmolt vid laboratorieförsök.
- Försöken i Mörrumsån med luftbubblor i kombination med ljud utvecklades och förbättrades hela tiden mellan de olika försöksåren. Under gynnsammare förutsättningar med lägre vattenhastighet och bättre avledningsmöjligheter bedöms metoden ha än större potential.
- Tidigare försök med elspärr i Sverige (Stornorrfors) var inte lyckade. Däremot finns från Norge erfarenheter från försök med elspärr för uppvandrande fisk som fungerat väl. I det norska försöket anlades spärren i en betongkanal vilket ansågs vara en av förklaringarna till det goda resultatet.

Slutsatsen efter Larssons genomgång var, att den metod som borde provas ytterligare i Forsmarks fall var infraljudspärrar, medan andra beteendepåverkande hinder bedömdes vara alltför ineffektiva. Infraljudsmetodiken har utvecklats under senare år. Goda effekter har uppnåtts vid försök med blankål (Sand m fl 2000), och man har tagit fram teknik för fullskaleförsök i fält. Kontakter togs med ett belgiskt företag, Profish Technology, som byggt upp en anläggning vid kärnkraftverket i Tihange vid Meuse i Belgien.

Forsmarks Kraftgrupp AB bidrog till finansieringen av ett försök som Profish Technology gjorde med blankål som exponerades för infraljud i burar. Resultaten av detta försök, och parallella studier av vandrande ål vid ett intag till vattenkraftverk, var dock negativa, då det inte kunde visas att infraljud i testade frekvenser hindrade ålens vandring. Goda effekter på cyprinider och percider noterades dock vid intaget till Tihange när infraljudspärren slogs på.

Rekommendationen av Profish Technology var, att man i Forsmarks fall bygger en fysisk fiskspärr i intagskanalens mynning. Av flera anledningar är dock en sådan konstruktion inte möjlig i Forsmark.

Deltagarna i workshopen var eniga om, att de prövade beteendepåverkande ljud- ljus- och elspärrarna inte varit tillräckligt effektiva för storskalig praktisk tillämpning.



Figur 6. Gamla galler (övre figur) i Ätrafors kraftverk ersattes med nya (nedre figur) med möjlighet till uppsamling av ål i gallrets flyktöppningar för att minska åldödligheten. Från Calles & Bergdahl (2009).

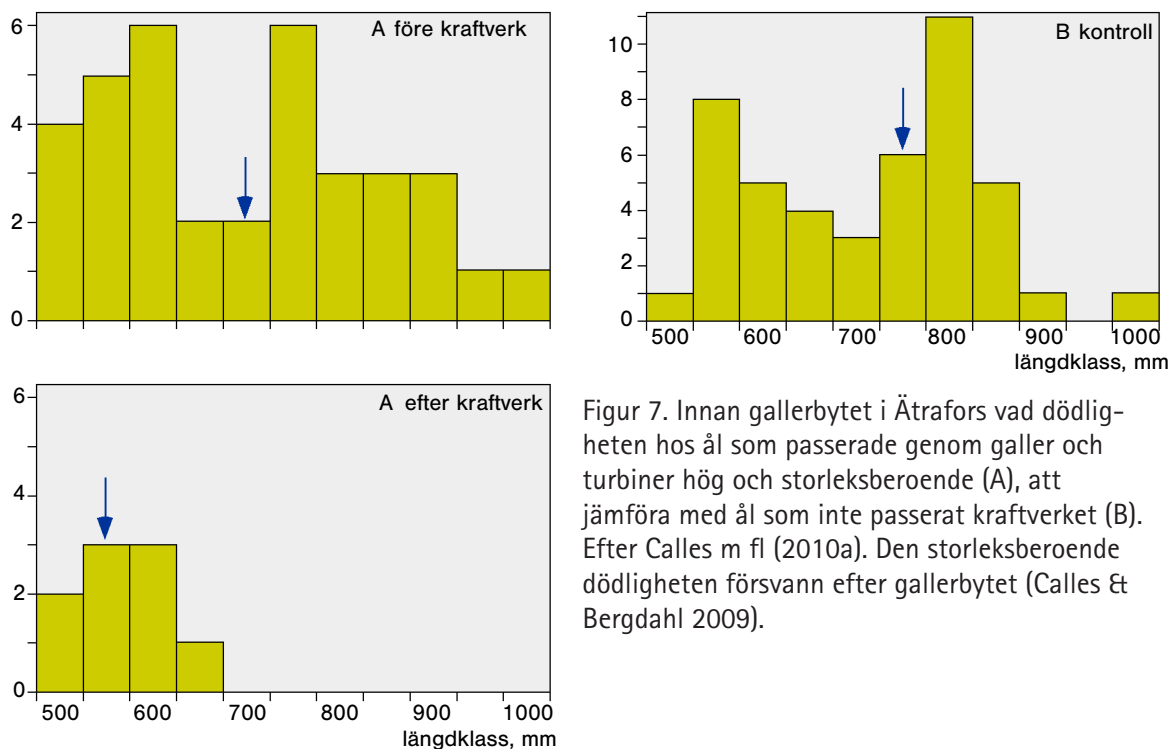
3.2. Fysiska hinder

Den teknik som prövats under senare år med mer positiva resultat har varit fysiska hinder som utvecklats parallellt med beteendestudier. Arbetet har bedrivits vid vattenkraftverken och i mycket stor utsträckning riktats mot laxfisk, främst utvandrande smolt. Beroende på det ökande intresset att skydda ål, har man dock under de senaste åren också gjort försök att avleda nedströmsvandrande ål från vattenintagen med hjälp av fysiska hinder.

Grindar och galler kan minska förlusterna avsevärt, men man kan få bekymmer med igen-sättning samtidigt som ålar också fastnar på gallren. Mer än hälften av den nedströmsvandrande ålen dog av sådana klämskador i Ätrafors kraftverk (Calles & Bergdahl 2009) där man också noterade att dödligheten ökade med fiskens storlek (Calles m fl 2010a). Ombyggnad av gallren gav betydligt minskad dödlighet. När de gamla 20 mm gallren (63° lutning) ersattes med nya längre 18 mm galler (35° lutning; figur 6) ökade passageframgången från 28% till 92% och den tidigare storleksberoende dödligheten försvann (figur 7).

Ytterligare ett exempel på åtgärd för förbättrad nedströmspassage finns från Alsterälven där man anlagt tre rörformade flyktöppningar vid ett konventionellt 20 mm galler. Öppningarna är placerade på olika djup och man har observerat att nedströmsvandrande blankål föredrar öppningen belägen vid botten för passage (Calles m fl 2010b). Ålen tycks kunna lokalisera öppningarna trots att gallret har en liten yta och brant lutning, sannolikt till följd av låga vattenhastigheter.

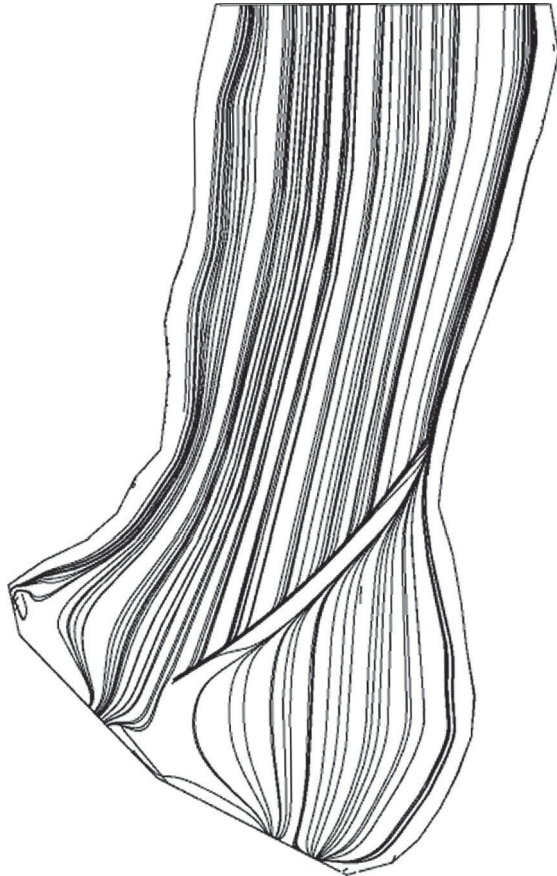
Det finns också exempel på effektiva åtgärder för att minska förlusterna av lax- och öring-smolt i vattenkraftverken. Vid Övre Finsjö kraftverk i Emån noterade man hög dödlighet bland öring-smolt som passerade de små Francisløphjulen (upp mot 70%; Greenberg m fl, in revision). Man bytte då ut det gamla branta 20 mm gallret mot ett nytt låglutande galler med



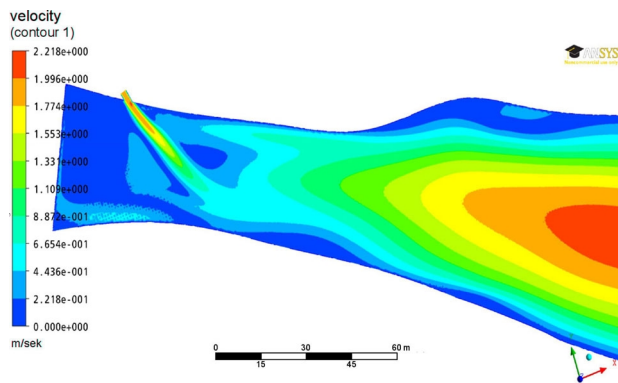
Figur 7. Innan gallerbytet i Ätrafors vad dödligheten hos ål som passerade genom galler och turbiner hög och storleksberoende (A), att jämföra med ål som inte passerat kraftverket (B). Efter Calles m fl (2010a). Den storleksberoende dödligheten försvann efter gallerbytet (Calles & Bergdahl 2009).

18 mm spalt och s k flyktöppningar belägna i ytan. Uppföljningen från våarna 2009–2010 visade att 17 olika fiskarter påträffades i avledaren och att öringsmolten i större utsträckning passerade kraftverket än tidigare (Kriström *et al.*, 2010).

Uppströms kraftverken i Sikfors och Stornorrfors har man installerad smoltavledare för att leda smolten till en fiskväg så att de inte ska gå igenom turbinerna. Metoden är testad i andra länder och teoretiska modeller visar på möjligheterna med metoden, se figur 8 och 9 nedan (Lundström m fl 2010). Det återstår dock att testa smoltavledarna i fält. Metoder att locka uppströms vandrande fisk är också utvärderade med gott resultat (Lindmark 2008, Green m fl 2010).



Figur 8. Teoretisk funktion av en smoltavledare (Lundström m fl 2010).



Figur 9. Simulering av ett lockvatten i tunnelviken i Stornorrfors (vänster fig) och praktiskt försök i Sikfors (höger fig; Andersson 2010, Lindmark 2008).



4. Diskussion

4.1. Har vattenkraft- och kärnkraftindustrin likartade problem?

En viktig fråga för workshopen var, att analysera om det finns likartade problem av betydande omfattning vid såväl vattenkraft- som kärnkraftverken. Även om man kunde konstatera, att det finns skillnader i t ex berörda fisksamhällen, så finns också likheter när det gäller problemens allvar och karaktär. En uppenbar gemensam nämnare är ål. Beroende på ålens ekonomiska betydelse har förlusterna i kärnkraftverken alltid bedömts som problematiska. Under senare år har en ny dimension tillkommit vad gäller ål, då hela beståndet hotas vilket motiverar särskilda åtgärder, inte bara i fisket. Ålen tillhör normalt karaktärsarterna i grunda vatten, varför beståndsminskningar kan vara allvarliga för den biologiska mångfalden. Även om de sammantagna förlusterna i vattenkraftverken totalt är väsentligt större än i kärnkraftverken, kan förlusterna i Simpevarp och Forsmark anses vara av sådan omfattning, att de bör ses som ett allvarligt problem för kraftverken.

Även om ålen är en gemensam nämnare konstaterade workshopen, att man inte skall bortse från andra arter. Det gemensamma problemet är, att fisk måste hindras från att sugas in i vattenintagen, oberoende av vilken art det är fråga om.

4.2. Kan det finnas likartade lösningar?

När workshopen konstaterat, att det finns gemensamma problem av allvarlig karaktär, diskuterades möjligheten till lösningar. Baserat på erfarenheterna av beteendepåverkande spärrar föreslogs, att andra lösningar som verkar vara mer effektiva bör utvecklas. Vilken teknik man än försöker ta fram, är det viktigt att man samtidigt ökar kunskapen om fiskars beteenden i olika situationer. Fysiska hinder av olika typ kan vara effektiva, men det krävs kunskap om hur fiskar reagerar på dem för att optimera effekten. För vissa arter finns kunskap om hur de beter sig under vandring och när de kommer i kontakt med vattenintag eller avledande hinder (Russon m fl 2010, DWA 2005). En stor del av denna kunskap har inhämtats i vattendragen (t ex Rivinoja 2005, Calles & Greenberg 2009, Östergren & Rivinoja 2008), men en hel del ytterligare forskning kommer att krävas för att lösa problemen. Det är dessutom inte säkert, att dessa erfarenheter direkt kan överföras till kustvattnen, där de svenska kärnkraftverken är förlagda.

Workshopen rekommenderade, att beteendestudier borde prioriteras, parallellt med en utveckling av fysiska avledare. Beteendestudierna bör inte koncentreras enbart till laxfisk och ål, utan bör även omfatta andra arter som utgör problem i speciellt kärnkraftverken. Detta är av särskild betydelse om man planerar bygga nya reaktorer, då man har möjlighet att redan under konstruktionsfasen bygga bort risker för fiskförluster. När det gäller ål, finns en del kunskap om hur de beter sig under nedströmsvandring i älvar, men man vet mycket lite om hur de beter sig på vägen in mot ett kylvattenintag och hur de reagerar vid intagsgallren. Man önskade också erinra om, att intag av vatten till andra ändamål än vatten- och kärnkraft är stort, och att effekterna på fisk i stort sett är helt okända i Sverige. Myndigheternas syn på riskerna för skador på fisk i samband med vattenanvändning har också skärpts under senare tid, vilket är tydligt i tillståndsärenden.

4.3. Kan ett framtida samarbete vara fruktbart?

Deltagarnas samstämmiga uppfattning var, att det finns mycket att vinna på framtida samarbete och att man även kan tänka sig att gemensamt planera och delta i projekt. De närmare formerna för hur detta kan ske beror dock på kraftindustrins intresse av att initiera ny verksamhet. Gruppens uppfattning var också, att det kan förväntas ett ökat behov av underlag för tekniska lösningar och miljökonsekvensbedömningar vid om- och nybyggnad av kärnkraftverk och ombyggnad av vattenkraftverk. För detta krävs kunskap, och denna genereras effektivast i samarbetsprojekt.

I Sverige pågår för närvarande genomförandet av den nationella förvaltningsplanen för ål (Jordbruksdepartementet Jo2008/3901). Målet för denna är, att reducera den av människan orsakade dödligheten så, att minst 40% av den blankålsutvandring som skulle ha skett utan mänsklig inverkan säkras. För detta krävs åtgärder som minskar dödligheten i första hand i fisket men även i vattenkraftverken. Vattenkraftsindustrin och Fiskeriverket har med anledning av detta 2010 gemensamt utformat en avsiktsförklaring, som omfattar strategi och målsättning för att minska förlusterna i kraftverken till högst 60% av den potentiella produktionen av blankål ovanför det första kraftverket i vattendragen. Målet gäller för Sverige totalt, inte för de enskilda kraftverken. De åtgärder som är möjliga att genomföra utgörs av inrättande av fiskvägar, skonsam drift under perioder med stor blankålsvandring, fångst och nedtransport förbi kraftverk samt kompensation genom t ex utsättningar.

Även om förlusterna i kärnkraftverken totalt sett är små jämfört med dem i vattenkraftverken, ligger åldödligheten i såväl Forsmark och Simpevarp på sådan nivå, att man kan jämföra den med åtminstone några av de prioriterade åtgärdsobjekt som föreslås inom ramen för avsiktsförklaringen. Man har att välja mellan ett antal olika metoder för att nå önskvärd reduktion av förlusterna. Här återstår utredningar och forskning, där problemlösningen med fördel kan ske i samverkan mellan vatten- och kärnkraftindustrin.

5. Sammanfattande slutsatser

- Fiskförluster i vattenintag är ett allvarligt problem vid såväl kärnkraftverk som vattenkraftverk.
- Förluster sker även vid andra intag av vatten för t ex kylning.
- Vid kärnkraftverken mäts fiskförlusterna i av myndigheter fastställda kontrollprogram.
- Förlusterna i vattenkraftverken beräknas med ledning av mortalitet i turbiner samt bedömningar av vattendragets betydelse som produktionsområde.
- Beteendepåverkande ljud-, ljus- och elspärrar är inte tillräckligt effektiva hinder för fisk.
- Återpumpning av fisk till havet kan minska förlusterna av robusta arter som ål och äkta tunga i kärnkraftverken.
- Anpassning av fysiska hinder har gett goda resultat i vattenkraftverken.

- Problemen är i många fall likartade vid vatten- och kärnkraftverken.
- Även om ålförlusterna är det viktigaste gemensamma problemet bör man söka lösningar som hindrar fisk från att sugas in i vattenintagen oberoende av vilken art det är fråga om.
- Beteendestudier bör prioriteras, parallellt med en utveckling av fysiska avledare.
- Beteendestudier bör inte koncentreras enbart till laxfisk och ål, utan även omfatta andra arter som utgör problem i speciellt kärnkraftverken.
- Det finns mycket att vinna på framtida samarbete och man kan tänka sig att gemensamt planera och delta i projekt.
- Ökad kunskap krävs för miljökonsekvensbedömningar vid om- och nybyggnad av kärnkraftverk och ombyggnad av vattenkraftverk; denna genereras effektivast i samarbetsprojekt.

6. Referenser

Andersson, A.G. 2010. Simulations and measurements of free surface flow in regulated rivers. Licentiate thesis/Luleå University of Technology, ISSN:1402-1757

Andersson, J., Cardinale M., Fagerholm B., Hjelm J. & E. Pettersson. 2011. Fiskförluster i kylvattenintagen vid Ringhalsverket. Kompletterande undersökningar 2006–2010. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Dnr 12-19-11.

Calles, O. & D. Bergdahl. 2009. Ålens nedströmspassage av vattenkraftverk – före och efter åtgärd. Forskningsrapport, Karlstad University Studies 2009:19, 41 s.

Calles, O. & L. Greenberg. 2009. Connectivity is a two-way street – the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. River Research and Applications, 25, 1268–1286.

Calles, O., Olsson I., Kemp P., Comoglio C., Schmitz M. & L. Greenberg. 2010a. Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. Freshwater Biology (in press).

Calles, O., Andersson J., Österling M., Gustafsson S., Vezza P., Comoglio C., Levein U. & M. Löfqvist. 2010b. Ålprojekt Alsterälven – Lägesrapport för 2010. Forskningsrapport 2010:04, Naturresurs rinnande vatten, Karlstads universitet.

DWA. (2005). Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection., DWA German Association for Water, Wastewater and Waste, Hennef.

Ehlin, U., Lindahl S., Neuman E., Sandström O. & J. Svensson. 2009. Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp. Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. Elforsk rapport 09:79.

Green, T., Lindmark E.M., Lundström T.S. & L.H. Gustavsson. 2010. Flow characterisation of an attraction channel as entrance to fishways. River Research and Application Published on-line DOI: 10.1002/rra.1426 (2010).

Ferguson J.W., Ploskey G.R., Leonardsson K., Zabel R.W. & H. Lundqvist. 2008. Combining turbine blade-strike and life cycle models to assess mitigation strategies for fish passing dams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 65, 1568–1585.

Greenberg, L. A. & O. Calles. 2010. Restoring ecological connectivity in rivers to improve conditions for anadromous brown trout *Salmo trutta*. In: Kemp. P. (ed.) Salmonid fisheries: freshwater habitat management, Wiley-Blackwell, pp. 148–163.

Greenberg, L.A., Calles O., Andersson J. & T. Engqvist. (In revision). Effect of trash diverters and overhead cover on downstream migrating brown trout smolts. Ecological Engineering.

Kriström, B., Calles O., Greenberg L.A., Leonardsson K., Paulrud A. & B. Ranneby. 2010. Samhällsekonomisk analys av alternativa åtgärder i flödespåverkade vattendrag: Emån och Ljusnan. Vetenskaplig slutrapport. (Cost-Benefit Analysis of River Regulation: The case of Emån and Ljusnan. Scientific summary report). Elforskrapport.

Larsson, M. 2006. Erfarenheter av utförda fiskspärrsförsök. Vattenfall Power Consultant AB, opubl. rapport.

Lindmark, E.M. 2008. Flow design for migrating fish. Doctoral Thesis, Luleå University of Technology, Sweden. ISSN: 1402–1544.

Lundström, T.S., Hellström J.G.I., & Lindmark E.M. 2010. Flow design of guiding device for downstream fish migration. In: "River Research and Applications, 26 (2), 166–182 (2010) DOI: 10.1002/rra.1250 (2010).

Montén, E. 1985. Fisk och turbiner. Om fiskars möjligheter att oskadda passera genom kraftverksturbiner. Vattenfall, Stockholm. 116 s.

Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in flow regulated rivers. PhD thesis, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2005:114, Umeå, Sweden.

Russon, I.J., Kemp P.S. & O. Calles. 2010. Response of downstream migrating adult European eels (*Anguilla anguilla*) to bar racks under experimental conditions. Ecology of Freshwater Fish, 19, 197–205.

Sand, O., Enger P.S., Karlsen H.E., Knudsen F. & T. Kvernstuen. 2000. Avoidance responses to infrasound in downstream migrating European silver eels, *Anguilla anguilla*. Environmental Biology of Fishes 57: 327–336.

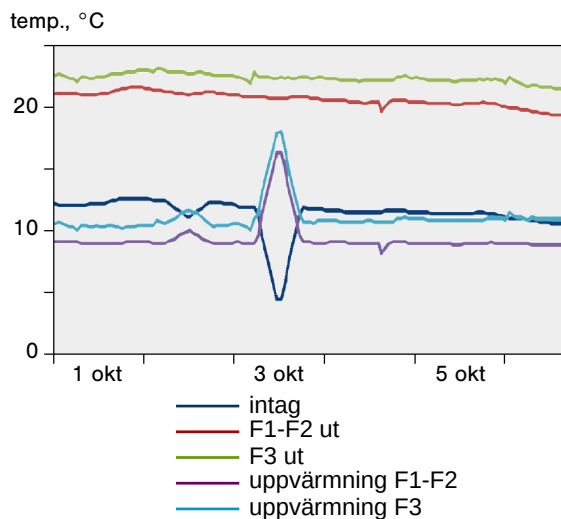
Thorstad, E. B. (red.). 2010. Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging – en kunnskapsoppsummering. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), rapport 1:2010.

Östergren, J. & P. Rivinoja. 2008. Overwintering and downstream migration of Sea sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows – northern Sweden. River Research and Applications, 24, 551–563.

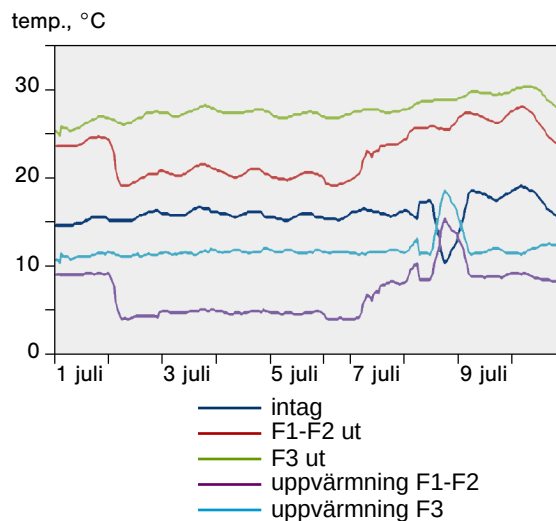
Appendix 2

Historiska kylvattentemperaturer, kompletterande diagram

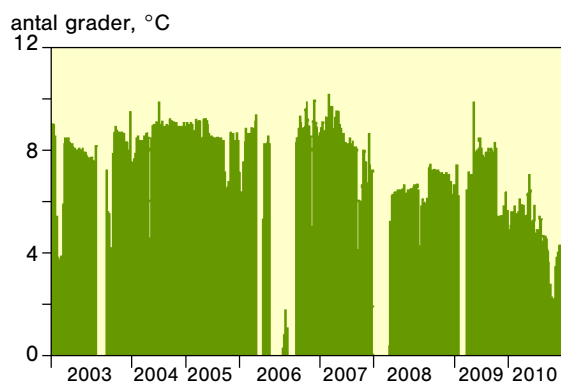
Forsmark



Figur A2.1. Intags- och utsläppstemperaturer vid F1-F2 och F3 samt uppvärmningen av kylvattnet vid F1-F2 och F3 i oktober 2004.



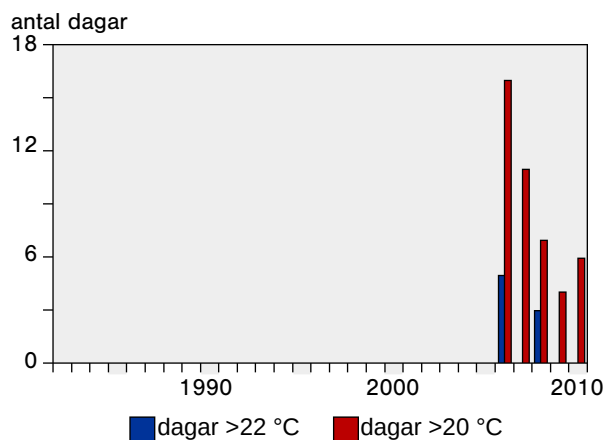
Figur A2.2. Intags- och utsläppstemperaturer vid F1-F2 och F3 samt uppvärmningen av kylvattnet vid F1-F2 och F3 i juli 2005.



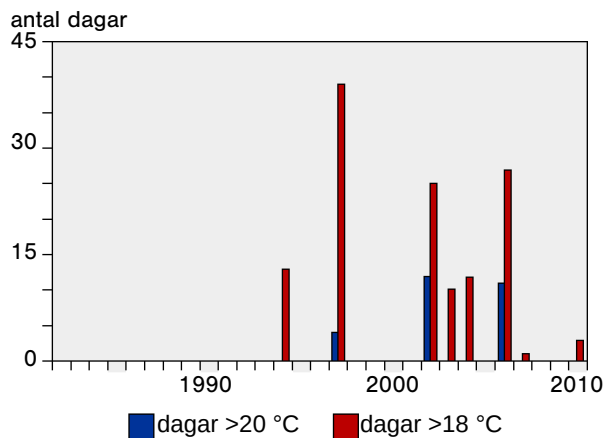
Figur A2.3. Kylvattnets uppvärmning vid F1-F2 under juni-augusti 2003-2010

Appendix 2, (forts.)

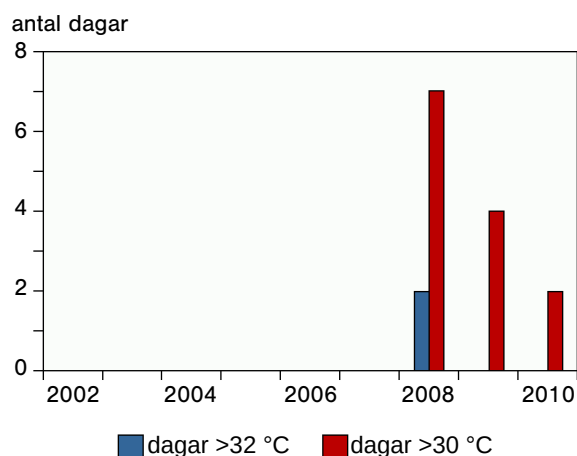
Oskarshamnsverket



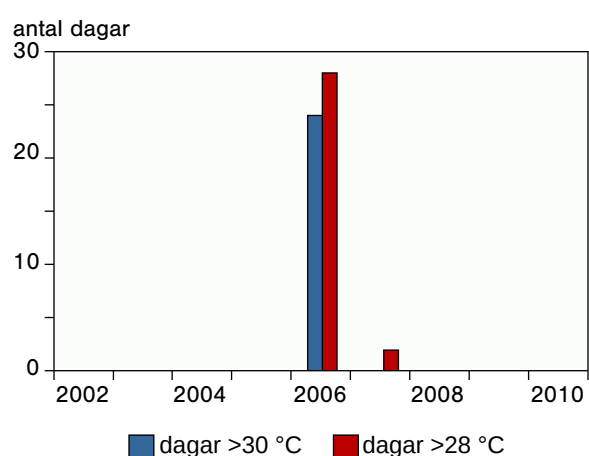
Figur A2.4. Antal dagar med intagstemperaturer överstigande angivet gradtal vid O1. Data saknas innan 2006.



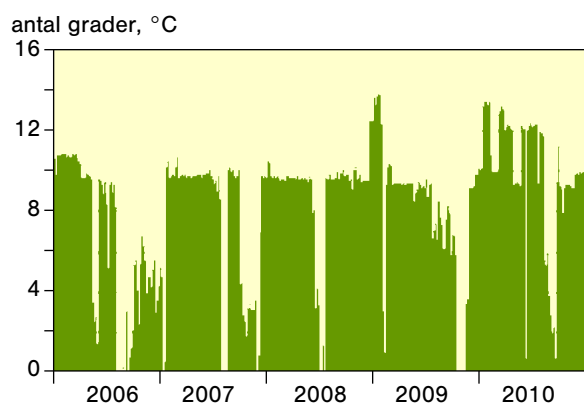
Figur A2.5. Antal dagar med intagstemperaturer överstigande angivet gradtal vid O3. Data saknas före 1993.



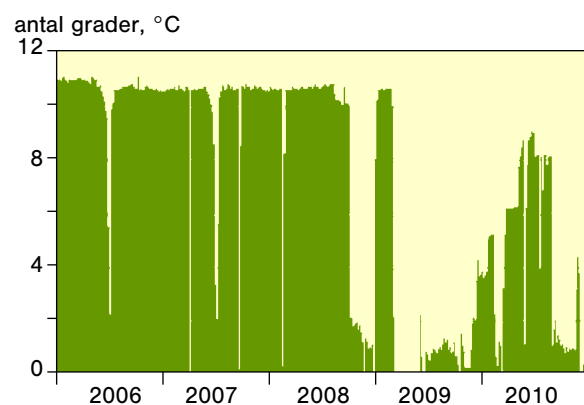
Figur A2.6. Antal dagar med utsläppstemperatur överstigande angivet gradtal vid O1. Data saknas före 2006.



Figur A2.7. Antal dagar med utsläppstemperatur överstigande angivet gradtal vid O3. Data saknas före 2006.



Figur A2.8. Kylvattnets uppvärmning vid O1 2006–2010.

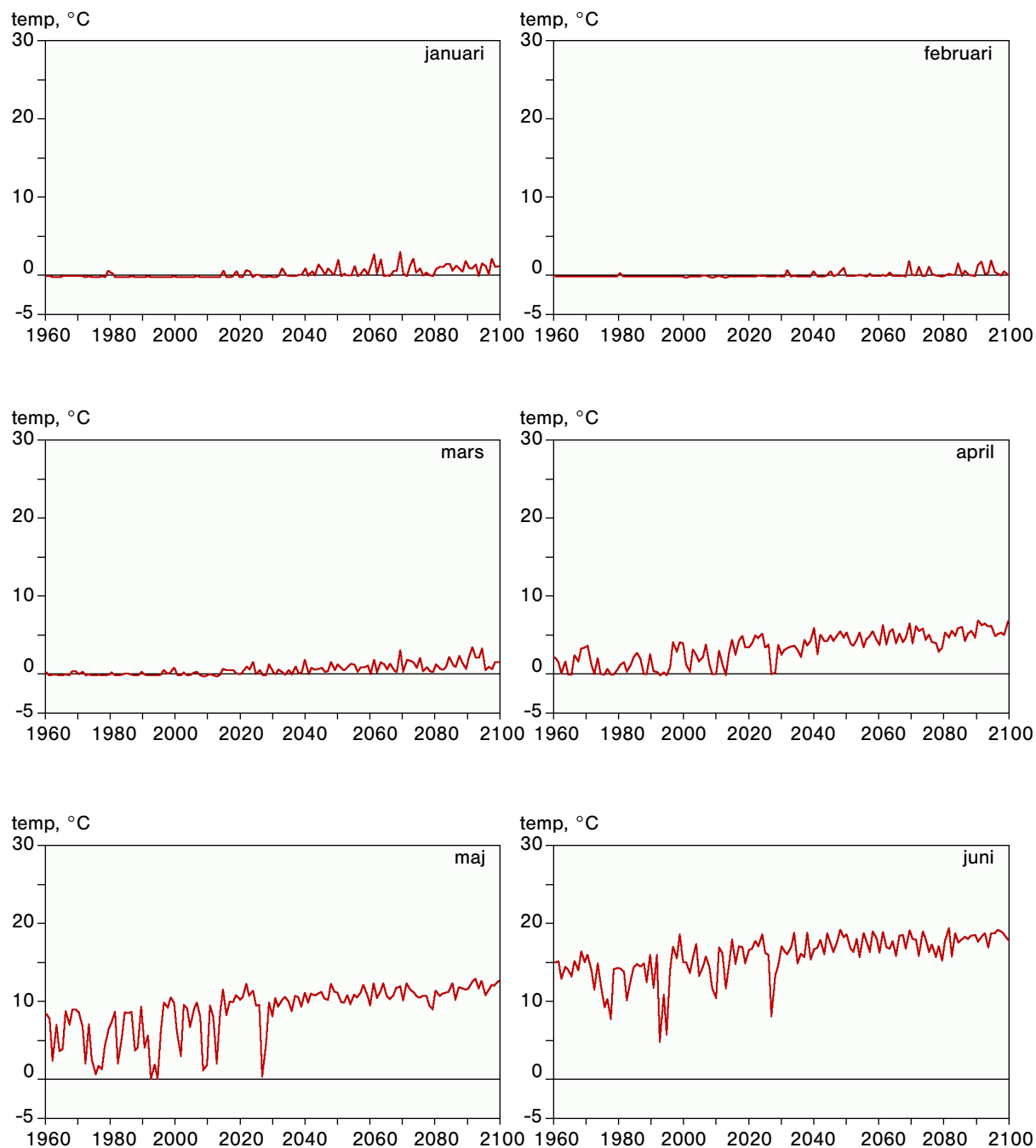


Figur A2.9. Kylvattnets uppvärmning vid O3 åren 2006–2010.

Appendix 3

Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099

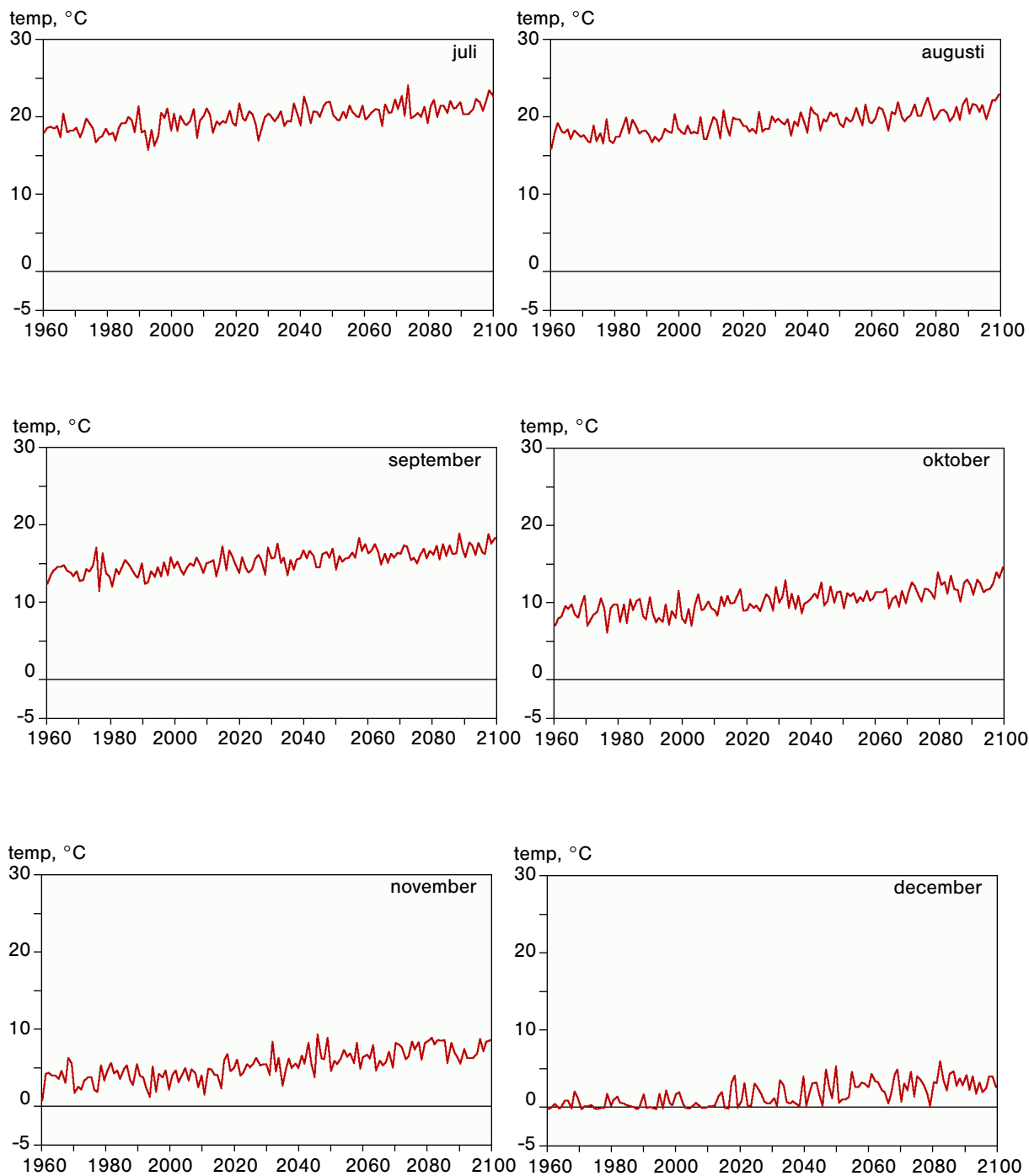
Forsmark, månadsmedelvärden för temperatur, 1961–2099.



Appendix 3, (forts.)

Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099

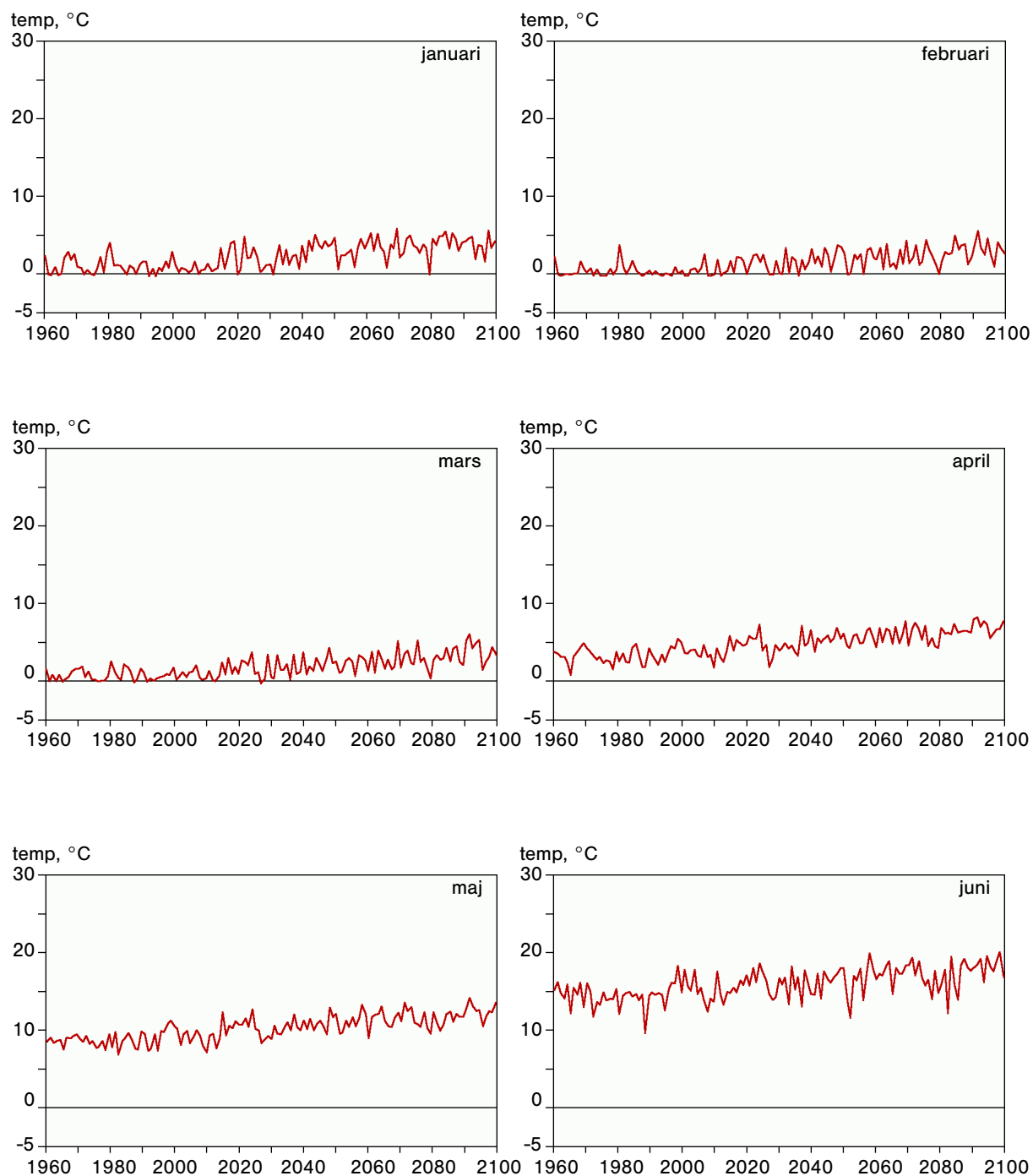
Forsmark, månadsmedelvärden för temperatur, 1961–2099.



Appendix 3, (forts.)

Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099

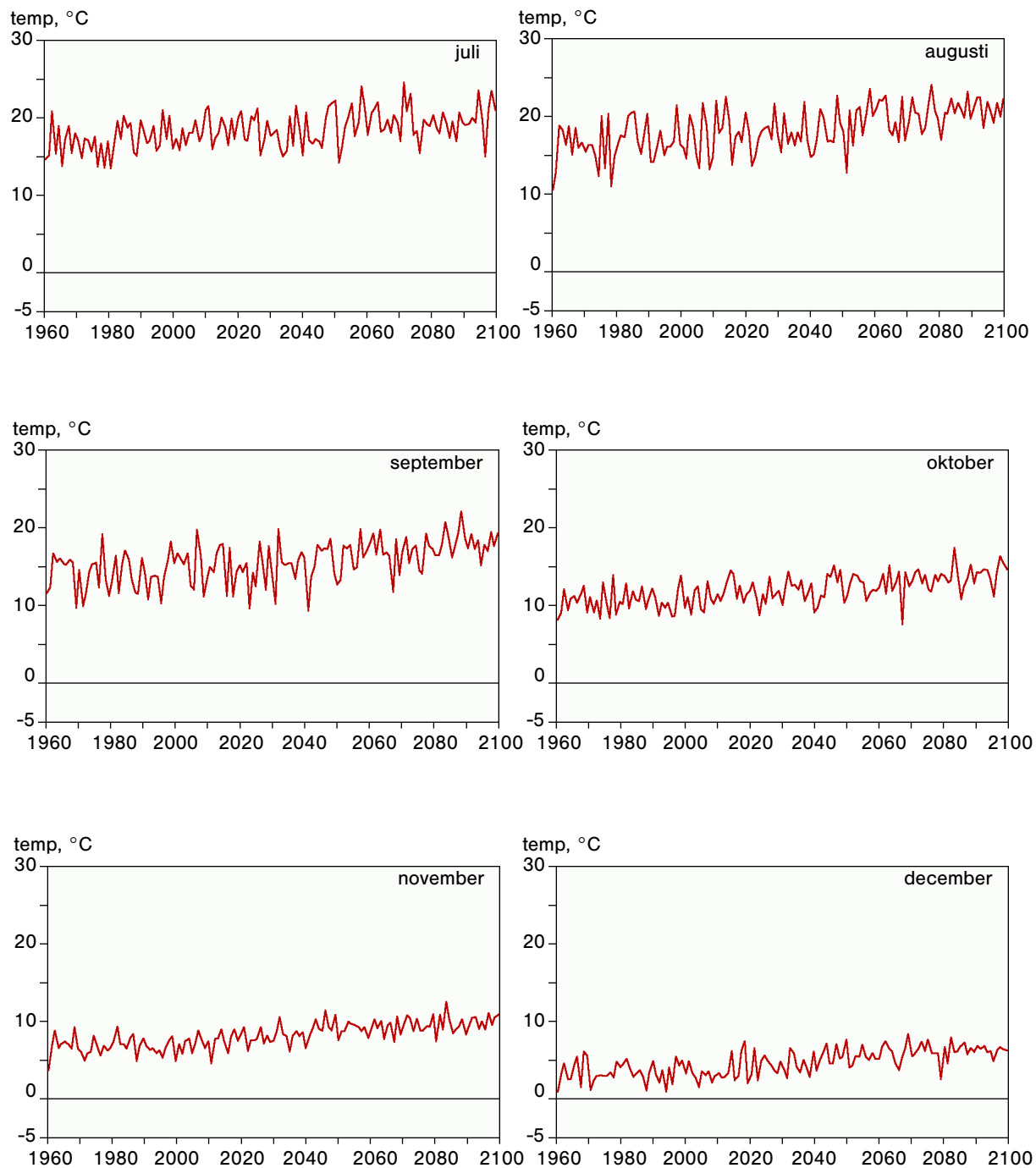
Simpevarp, månadsmedelvärden för temperatur, 1961–2099.



Appendix 3, (forts.)

Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099

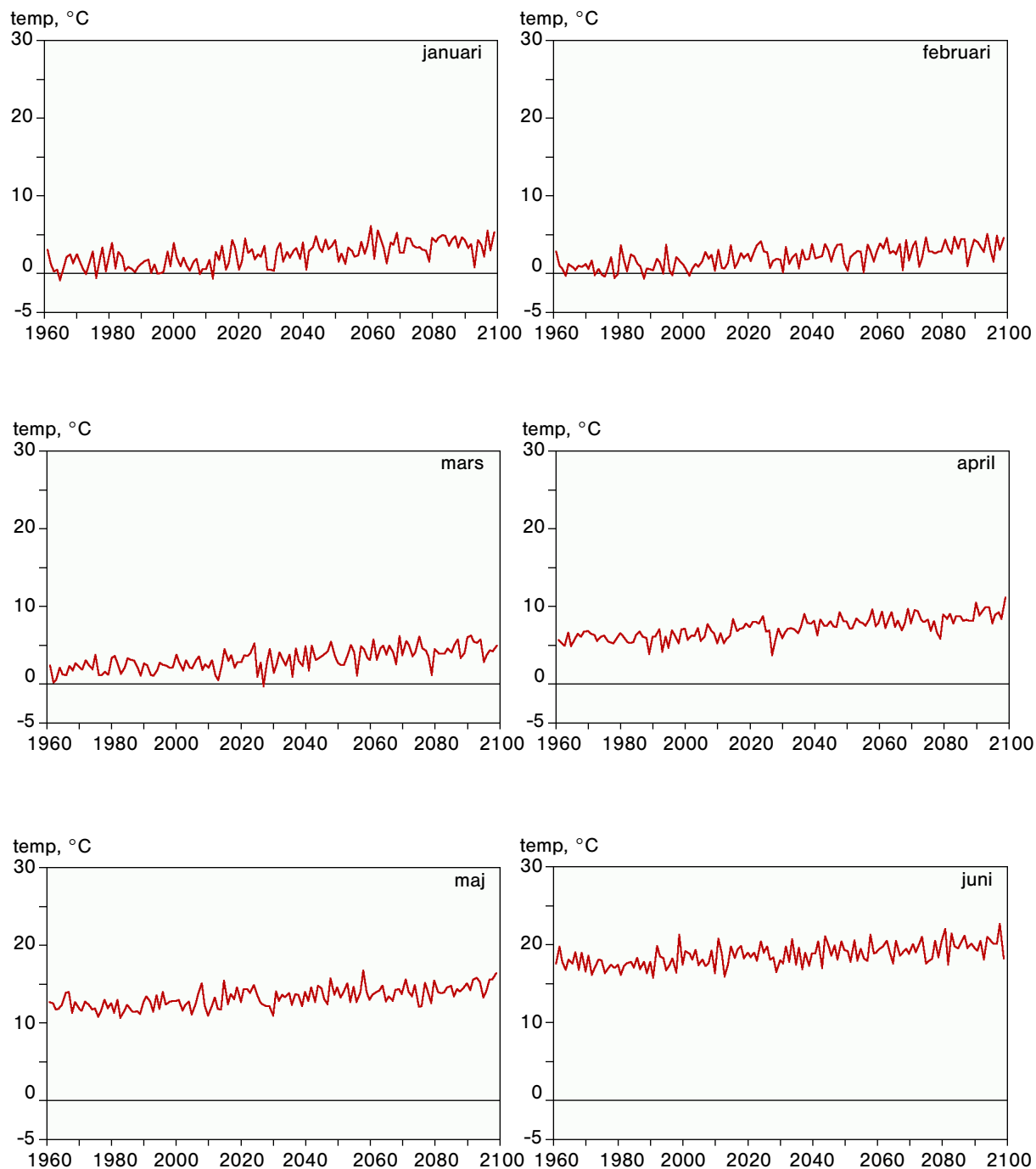
Simpevarp, månadsmedelvärden för temperatur, 1961–2099.



Appendix 3, (forts.)

Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099

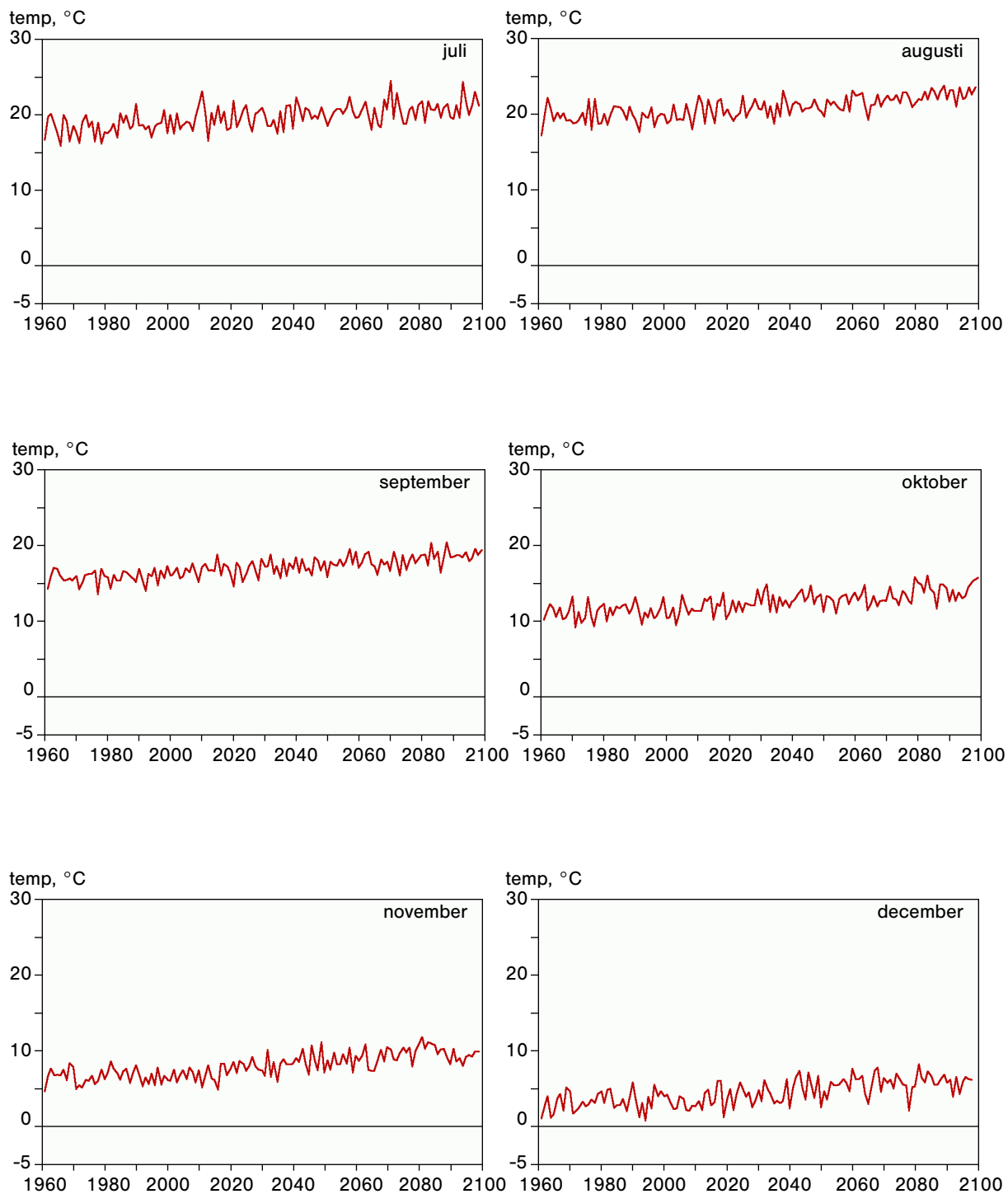
Ringhals, månadsmedelvärden för temperatur, 1961–2099.



Appendix 3, (forts.)

Modellerade tidsserier för alla månader, 1961–2099

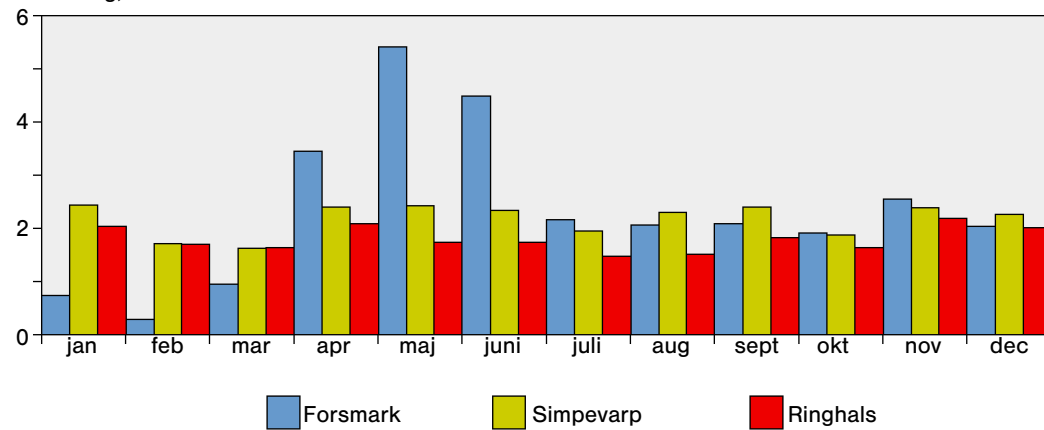
Ringhals, månadsmedelvärden för temperatur, 1961–2099.



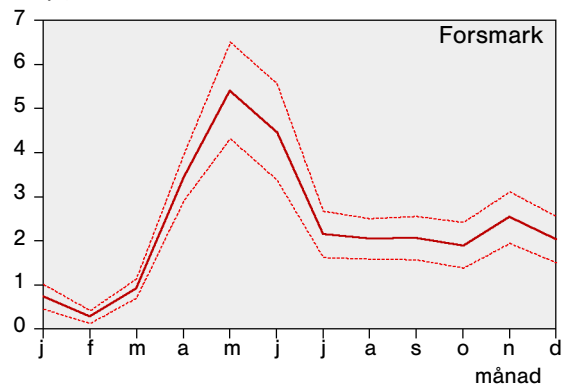
Appendix 4

Modellerad förändring i temperatur från 1970–1999 till 2040–2069

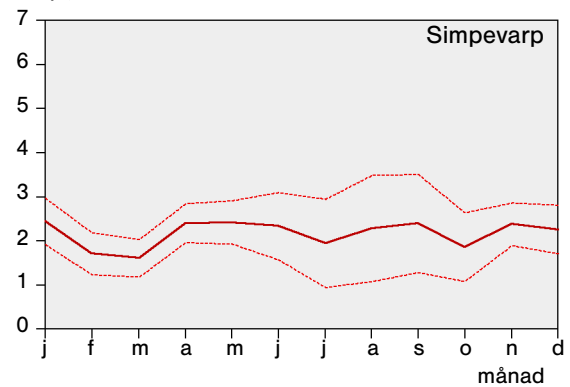
förändring, °C



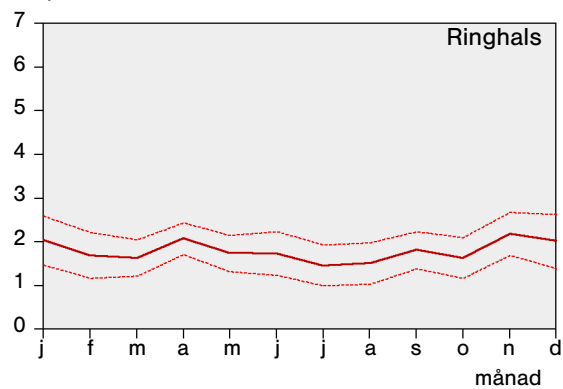
temp., °C



temp., °C



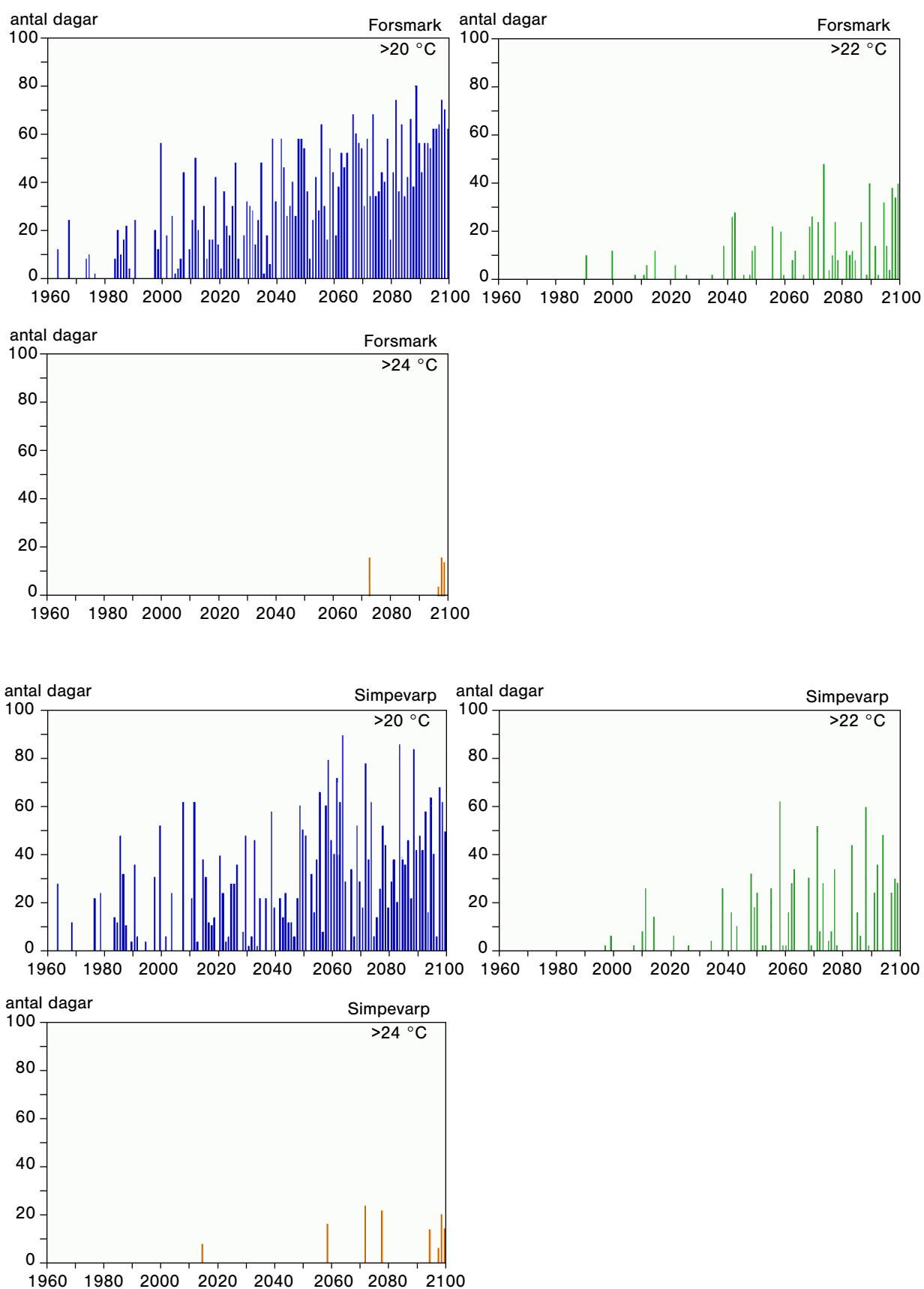
temp., °C



— förändring i temperatur
 95% konfidensintervall för förändringen

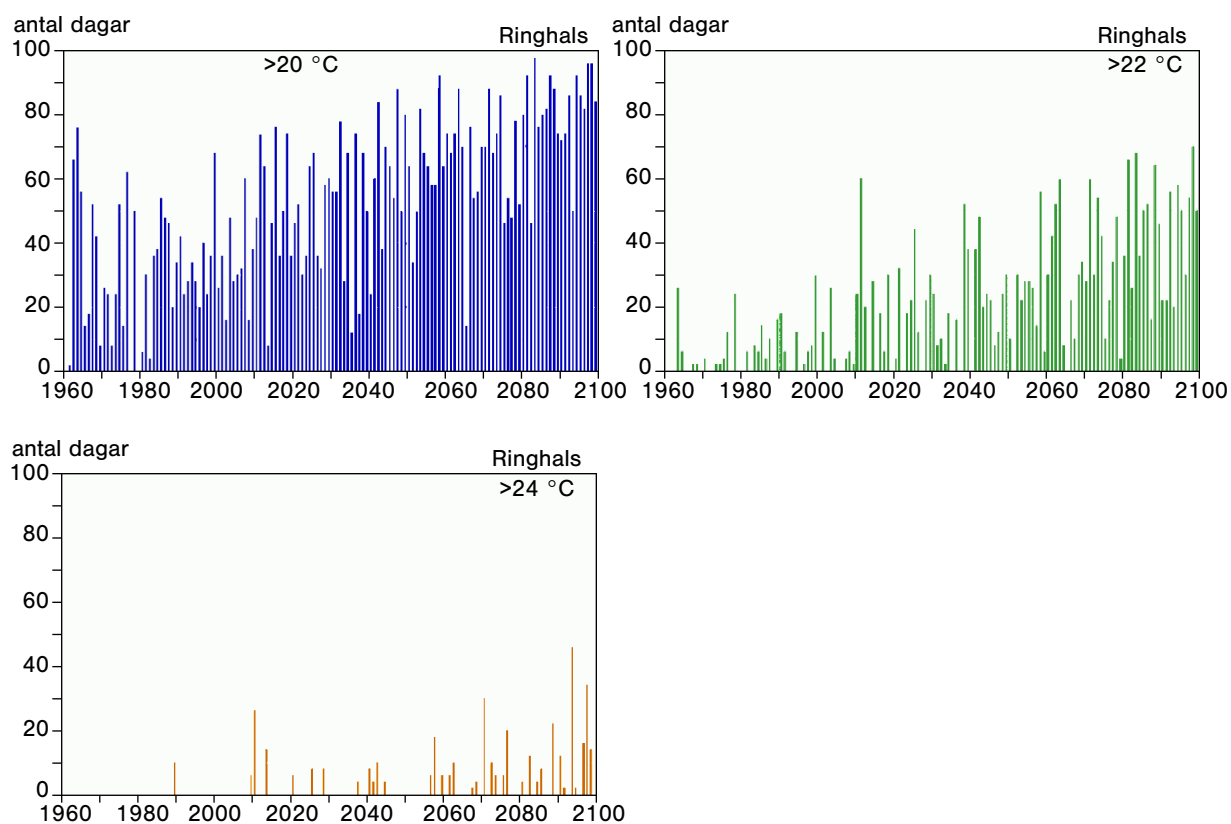
Appendix 5

Det modellerade antalet dagar/år, för perioden 1961–2099, med temperaturer över 20, 22 resp. 24 °C för de tre kraftverklägena.



Appendix 5, (forts.)

Det modellerade antalet dagar/år, för perioden 1961–2099, med temperaturer över 20, 22 resp. 24 °C för de tre kraftverkslägena.



Appendix 6

Litteraturstudie avseende akvatiska organisms reaktion på temperatur genomförd av Anders Adill, Anna Lingman, Kerstin Mo och Susanne Tärnlund vid SLU:s kustlaboratorium.

Appendix 6, (forts.)

Tabell, vegetation

latin (svenska)	övre letal, °C.	optimum tillväxt, °C.	livsstadium (køn)	optimum standard- metabolism, °C	kommentarer	referens
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)			adult	4-10	Högre produktion vid 0 °C än 25 °C då produktionen minskade. produktion jämfört med dem från Irländska sjön.	1
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)			adult	15-20	Högre produktion vid 0 °C än 25 °C då produktionen minskade. Skottspetsarna från Irländska sjön uppvisade dessutom högre produktion jämfört med dem från Bottenhavet .	1
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)			adult		Högre produktion under maj-sept. när vattentemperaturen låg mellan 15-21 °C (jämfört med resterande delen av året).	2
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)	31		adult		Skador under 18 °C respektive 26 °C. Salthalten stor betydelse, där skadorna förvärrades vid låg salthalt.	3
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)	33		embryo		Adaption ökade överlevnaden.	4
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)	40 (sommarplantor), c:a 35 (vinterplantor)		adult	25 (sommarplantor), 15-20 (vinterplantor)		5
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)	>30		adult		<i>Fucus</i> klarar extrema temperaturer under kortare tidsperioder.	6
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåstång)	30-35	<17,5	adult		Snabb linjär tillväxt första timmen/timmarna i samband med temperaturökning. Därefter minskar hastigheten särskilt vid högre temperaturer. Temperaturoptimum bestämt efter 2-3 veckors försök.	7
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärja)		≥25	grodplantor		Obefintlig tillväxt vid 0 °C, låg vid 5 °C, ökande till 25 °C. Optimum kan tänkas vara >25 °C.	8
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärja)		25	adult			8
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärja)			adult		Basaldelar överlever svenska vintrar och klarar därmed några minusgrader.	9
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärja)		25	grodplantor		Ökande tillväxt från 10 °C till 25 °C, mellan 25-30 °C lika som vid 10 °C. Optimum vid 34 PSU.	10

Appendix 6, (forts.)

Tabell, vegetation (forts.)

latin (svenska)	övre letal, °C.	optimum tillväxt, °C.	livsstadium (køn)	optimum standard- metabolism, °C	kommentarer	referens
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärlja)		25	adult		Tillväxt mellan 10-30 °C vid 8,5-34 PSU. Daglängd stor betydelse.	11
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärlja)		25	gametutsläpp		Uppvisar högre känslighet för lägre salthalt. Utsläpp ej möjligt vid lägre än 13,6-18,7 PSU. Daglängd stor betydelse.	11
<i>Sargassum muticum</i> (saragassosnärlja)		25	zygotutveckling		Uppvisar högre känslighet för lägre salthalt. Utveckling ej möjlig lägre än 13,6-18,7 PSU. Daglängd stor betydelse.	11
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (perukalg/grov agaralg)			adult	20-30/30	Olika optima beroende på växtplats. Lägre produktion vid 35 °C, men högre då än vid 5-10 °C.	12
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (perukalg/grov agaralg)		25 (20-30)	hon gametofyt		Lägre tillväxt vid 10 °C, lägst vid 5 °C.	13
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (perukalg/grov agaralg)		20 (15-25)	tetrasporofyt		Lägre tillväxt vid 10 °C, lägst vid 5 °C.	13
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (perukalg/grov agaralg)	37		adult	25	Vid högsta tolererade temperaturen 35 °C uppstod vissa skador. Lägre daglig tillväxt vid 20-30, lägst vid 10 °C.	14
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (perukalg/grov agaralg)		10-22	adult		Linjär ökande tillväxt från 0 °C till 22 °C på 0,25 meters djup, på 5 meters djup sjönk i stället tillväxten med ökande temperatur (enligt figur). Tillväxten sjönk vid salthalt 5,5 PSU eller lägre.	15
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (perukalg/grov agaralg)			adult		Överlevt alla vintrar på (svenska) västkusten sedan den upptäcktes.	9
<i>Cladophora glomerata</i> (grönslick)			adult	17-30	Maximal produktion vid 17-30 °C (0-11 PSU). Ingen eller mycket låg produktion under 9 °C (samtliga salthalter).	16
<i>Cladophora glomerata</i> (grönslick)	33-35	10-30, växer över 30	adult		Review-artikel.	17
<i>Cladophora glomerata</i> (grönslick)			adult		Basala delarna övervintrar och överlever definitivt temperaturer en bra bit under 0 °C.	9
<i>Cladophora glomerata</i> (grönslick)		25 alt. 30	adult		Olika optima beroende på vilken mätmetod som använts.	18
<i>Cladophora rupestris</i> (bergborsting)			adult	10-20, upp till 30	Aktiv under 9°C vid salthalt 34 PSU eller högre. Vid 0 PSU inhibering vid 25-30°C. Störst skador vid 6-11 PSU.	16
<i>Cladophora rupestris</i> (bergborsting)	25-30		adult			19
Bacillariophyta (kiselalger/diatomeér) Att samla temperaturdata för fylumet kiselalger (Bacillariophyta) som består av c:a 200 släkten och c:a 100 000 arter (www.wikipedia.se) är inte en möjlig uppgift inom ramen för denna studie. Eftersom kiselalger/diatomeér är en divers grupp med encelliga,						

Appendix 6, (forts.)

Referenslista, vegetation

- 1 Nygård, C.A. & M.J. Dring. 2008. Influence of salinity, temperature, dissolved inorganic carbon and nutrient concentration on the photosynthesis and growth of *Fucus vesiculosus* from the Baltic and Irish Seas. *European Journal of Phycology* 43 (3): 253–262.
- 2 Kotta, J., Orav-Kotta, H. Paalme, T. Kotta, I. & H. Kukk. 2006. Seasonal changes in situ grazing of the mesoherbivores *Idotea baltica* and *Gammarus oceanicus* on the brown algae *Fucus vesiculosus* and *Pylaiella littoralis* in the central Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia* 554: 117–125.
- 3 Russell, G. 1987. Spatial and environmental components of evolutionary change: interactive effects of salinity and temperature on *Fucus vesiculosus* as an example. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 41: 371–376.
- 4 Li, R. & S.H. Brawley. 2004. Improved survival under heat stress in intertidal embryos (*Fucus spp.*) simultaneously exposed to hypersalinity and the effect of parental thermal history. *Marine Biology* 144: 205–213.
- 5 Niemack, R.A. & A.C. Mathieson. 1978. *Botanica Marina* 21: 221–227. Physiological Studies of Intertidal Furoid Algae.
- 6 Collen, J. & I.R. Davison. 2001. Seasonality and thermal acclimation of reactive oxygen metabolism in *Fucus vesiculosus* (*Phaeophyceae*). *Journal of Phycology* 37 (4): 474–481.
- 7 Strömberg, T. 1977. Short-term effects of temperature upon the growth of intertidal Fucales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 29 (2): 181–195.
- 8 Norton, T.A. 1977. Ecological experiments with *Sargassum muticum*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 57: 33–43.
- 9 Wallentinus, I. Muntligen (Kontakt inger.wallentinus@marecol.gu.se)
- 10 Hales, J.M. & R.L. Fletcher. 1989. Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. *Botanica Marina* 32 (2): 167–176.
- 11 Hales, J.M. & R.L. Fletcher. 1990. Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. 5. Receptacle initiation and growth, and gamete release in laboratory culture. *Botanica Marina* 33 (3): 241–249.
- 12 Phooprang, S., Ogawa H. & K. Hayashizaki. 2008. Photosynthetic and respiratory responses of *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss collected from Kumamoto, Shizuoka and Iwate, Japan. *Journal of Applied Phycology* 20: 743–750.
- 13 Yokoya, N.S., Kakita H., Obika H. & T. Kitamura. 1999. Effects of environmental factors and plant growth regulators on growth of the red alga *Gracilaria vermiculophylla* from Shikoku Island, Japan. *Hydrobiologia* 398/399: 339–347.
- 14 Raikar, S.V., Iima M. & Y. Fujita. 2001. Effect of temperature, salinity and light intensity on the growth of *Gracilaria spp.* (*Gracilariales, Rhodophyta*) from Japan, Malaysia and India. *Indian Journal of Marine Sciences* 30 (2): 98–104.
- 15 Weinberger, F., Buchholz B., Karez R. & M. Wahl. 2008. The invasive red alga *Gracilaria vermiculophylla* in the Baltic Sea: adaptation to brackish water may compensate for light limitation. *Aquatic biology* 3: 251–264.

Appendix 6, (forts.)

- 16 Thomas, D.N., Collins C. & G. Russell. 1988. Interactive Effects of Temperature and Salinity upon Net Photosynthesis of *Cladophora glomerata* (L.) Kutz and *C. rupestris* (L.) Kutz. *Botanica Marina* 31: 73–77.
- 17 Whitton, B.A. 1970. Biology of *Cladophora* in freshwaters. *Water Research* 4: 457–476.
- 18 Necchi, O. Jnr. 2004. Photosynthetic responses to temperature in tropical lotic macroalgae. *Phycological research* 52 (2): 140–148.
- 19 Cambridge, M.L., Breeman A.M., van Oosterwijk R. & C. van den Hoek. 1984. Temperature responses of some North Atlantic *Cladophora* species (*Chlorophyceae*) in relation to their geographic distribution. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 38 (1): 349–363.

Appendix 6, (forts.)

Tabell, plankton

latin (släktets svenska namn)	övre letal, °C.	kommentarer	referens
<i>Acartia clausi</i> (hoppkräfta)*	27,7	Ursprungstemp. 5 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia clausi</i> (hoppkräfta)*	32,5	Ursprungstemp. 10 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia clausi</i> (hoppkräfta)*	32,6	Ursprungstemp. 15 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia clausi</i> (hoppkräfta)*	33	Ursprungstemp. 20 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia spp</i> (hoppkräfta)	36,1	15 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Acartia spp</i> (hoppkräfta)	33,6	15 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 95% överlevande.	2
<i>Acartia spp</i> (hoppkräfta)	36	50% överlevande. Flera arter; <i>A. longiremis</i> , <i>A. bifilosa</i> , <i>A. tonsa</i> , <i>A. discaudata</i> .	5
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	37	"There was, however, still no acclimation to 37 °C. This temperature, therefor appears to be beyond the limit of tolerance of <i>Acartia tonsa</i> even for short periods whatever the season."	3
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	34	Ursprungstemp. 5 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	35	Ursprungstemp. 10 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	38	Ursprungstemp. 15 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	41,3	Ursprungstemp. 20 °C. Mt Hope bay, Massachusetts-Rhode Island.	1
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	38,5	Ursprungstemp. 15 °C. Puerto Rico.	1
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	42	Ursprungstemp. 20 °C. Puerto Rico.	1
<i>Acartia tonsa</i> (hoppkräfta)*	39,2	Ursprungstemp. 20 °C. Biscayne bay.	1
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	15	6,3‰ salthalt (original medium), 50% överlevande efter 70 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	20	6,3‰ salthalt (original medium), 50% överlevande efter 47 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	25	6,3‰ salthalt (original medium), 50% överlevande efter 11 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	15	2,5‰ salthalt, 50% överlevande efter 46 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	20	2,5‰ salthalt, 50% överlevande efter 39 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	25	2,5‰ salthalt, 50% överlevande efter 30 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	15	10‰ salthalt, 50% överlevande efter 22 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	20	10‰ salthalt, 50% överlevande efter 21 timmar.	4
<i>Bosmina coregoni maritima</i> (hinnkräfta)	25	10‰ salthalt, 50% överlevande efter 7 timmar.	4
<i>Bosmina maritima</i> (hinnkräfta)	35	50% överlevande.	5
<i>Bosmina spp</i> (hinnkräfta)	39,1	15 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Bosmina spp</i> (hinnkräfta)	35,1	15 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 95% överlevande.	2
<i>Bosmina spp</i> (hinnkräfta)	39,1	30 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Bosmina spp</i> (hinnkräfta)	34,1	30 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 95% överlevande.	2
<i>Centropages dorsispinatus</i> (hoppkräfta)*	29,6	24 h UILP (Upper incipient lethal temp.). 20 °C acklimatiseringstemp.	9
<i>Centropages dorsispinatus</i> (hoppkräfta)*	29,2	48 h UILP (Upper incipient lethal temp.). 20 °C acklimatiseringstemp.	9
<i>Centropages hamatus</i> (hoppkräfta)	35	50% överlevande	5
<i>Centropages hamatus</i> (hoppkräfta)	15	Honor. 50% överlevande efter 5 dagar.	8
<i>Centropages hamatus</i> (hoppkräfta)	30	Honor. 100% döda efter 5 dagar.	8
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	100% döda vid chocktemperatur från ursprungstemp. 5 °C (efter 15 min.).	7
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	100% döda vid chocktemperatur från ursprungstemp. 10 °C (efter 15 min.).	7
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	100% döda vid chocktemperatur från ursprungstemp. 15 °C (efter 15 min.).	7
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	100% döda vid chocktemperatur från ursprungstemp. 20 °C (efter 45 min.).	7
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	40	100% döda vid chocktemperatur från ursprungstemp. 25 °C (efter 15 min.).	7
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	60% döda vid chocktemperatur från ursprungstemp. 25 °C (efter 60 min.).	7
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	36,1	15 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	34,1	15 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 95% överlevande.	2

*Arter som är mindre vanliga vid de svenska kärnkraftverken, men som tillhör samma släkte som vanligt förekommande arter.

Appendix 6, (forts.)

Tabell, plankton (forts.)

latin (släktets svenska namn)	övre letal, °C.	kommentarer	referens
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	36,1	30 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	33,3	30 min. omedelbar exponering från 24,6 °C. 95% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	30	15 min. omedelbar exponering från 2,4 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	30,5	15 min. omedelbar exponering från 6,8-9 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	33	15 min. omedelbar exponering från 12,2-15,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	34	15 min. omedelbar exponering från 16,1-20,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	15 min. omedelbar exponering från 21,1-23,8 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	36	15 min. omedelbar exponering från 25,8 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	30	30 min. omedelbar exponering från 2,4 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	23,5	30 min. omedelbar exponering från 6,8-9 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	31	30 min. omedelbar exponering från 12,2-15,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	33	30 min. omedelbar exponering från 16,1-20,6 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	34	30 min. omedelbar exponering från 21,1-23,8 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	35	30 min. omedelbar exponering från 25,8 °C. 50% överlevande.	2
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	30	Acklimatiserade till 25 °C. Exponerade i 24 h. 0% överlevande.	6
<i>Eurytemora affinis</i> (hoppkräfta)	30	Acklimatiserade till 20 °C. Exponerade i 24 h. 80% överlevande.	6
<i>Evadne normanni</i> (hinnkräfta)	33	50% överlevande.	5
<i>Oithona similis</i> (hinnkräfta)	32	50% överlevande.	5
<i>Pseudocalanus minutus</i> (hinnkräfta)	34	50% överlevande.	5

Referenslista, plankton

- 1 Gonzalez, J.G. 1974. Critical thermal maxima and upper lethal temperature for the calanoid copepods *Acartia tonsa* and *A. clausi*. Marine Biology 27. pp. 219–223.
- 2 Lauer, *et al.* 1974. Entrainment studies on Hudson river organisms. Enligt boken Schubel, Barton, Marcy. 1978. Power plant entrainment, a biological assessment.
- 3 Reeve, M.R. and E. Cosper E. 1970. The acute effects of heated effluents on the copepod *Acartia tonsa* from a sub-tropical bay and some problems of assessments. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- 4 Ackefors, H. 1971. Podon *Polyphemoides leuckart* and *Bosmina coregoni Maritima* (P.E. Müller) in relation to temperature and salinity in field studies and laboratory experiments. J. exp. mar. Biol. Ecol. Vol 7. pp. 51–70.
- 5 Grundström, R. 1976. Zooplanktonundersökningar vid kärnkraftverket i Barsebäck.
- 6 Heinle, D.R. 1969. Temperature and zooplankton. Chesapeake Sci., 10 (3–4). Pp. 186–209
- 7 Schubel, Barton and Marcy. 1978. Power plant entrainment, a biological assessment.
- 8 Halsband-Lenk, C., Hirche H. and Carlotti F. 2002. Temperature impact on reproduction and development of congener copepod populations. Journal of experimental marine biology and ecology, 271 (2). pp. 121–153.
- 9 Jiang, Z.-B. *et al.* 2009. Potential impact of rising sea water temperature of copepods due to power plants in subtropical areas. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 368. pp. 196–201.

Appendix 6, (forts.)

Tabell, bottenfauna

<i>latin (svenska)</i>	<i>preferens-temperatur, °C.</i>	<i>nedre letal, °C</i>	<i>övre letal, °C</i>	<i>optimum tillväxt, °C.</i>	<i>kommentarer</i>	<i>referens</i>
Balanus improvisus (slät havstulpan)		saknas	saknas	20	Cirernas aktivitet maximala vid 30 °C, men rör sig inte alls vid 35,5 °C	1
Carcinus maenas (strandkrabba), vuxna			≥26	25	Reproducerar sig inte över 18 °C.	2
Carcinus maenas (strandkrabba), larver						3
Cordylophora caspia (klubbhydroid)		5–10	35–37,7		Kolonierna dör på hösten när temp. faller till 10 °C samt i temp. över 35–36 °C, men vilstadier kan överleva mellan –10 °C och 37,7 °C.	4, 5
Corophium volutator (slammärla)			37,5		Lab. Vid 5 ‰.	6
Corophium volutator (slammärla)	15–20				Antal generationer per säsong styrs av temperaturen.	7
						8
Crassostrea gigas (japanskt jätteostron)			32		Juvenila och vuxna.	9, 10
Dreissena polymorpha (vandramussla)			29		Tål salthalter upp till 6‰.	11
Electra crustulenta (mossdjuret Tångbark)					Optimum för konsumtion 22 °C.	12
(Conopeum reticulum (mossdjur))			29		LD50. Hälften av kolonierna dog efter 12 timmar.	13
(Electra pilosa (mossdjur))			28,6		LD50. Hälften av kolonierna dog efter 12 timmar.	13
(Membranipora membranacea (mossdjur))			25		LD50. Hälften av kolonierna dog efter 12 timmar.	13
Gammarus spp (märlkräftor)			36–39		Lab. 50% dog efter 30 min. Acklimatiserade vid 25,6 °C.	14
Idotea baltica (tånggräsugga)				9 resp. ≥14	Adulta resp. juvenila.	15
Macoma balthica (östersjömussla)	0–15			<<15	Energibalansen blir negativ över 15 grader och dödligheten ökar.	16
Macoma balthica (östersjömussla)	(<4)				Rekryteringen dålig (<300/m ²) när medeltemperaturerna i jan-feb vintern innan låg över 4 °C i Wadden See. Tillväxt negativt korr. med ökad temp. (mellan 10–14 °C i april-juni) hos 1 år gamla musslor. Viktförlust positivt korr. med ökad temp (mellan 0–6 °C i december-februari) hos 1,5 år gamla musslor.	17, 18
Macoma balthica (östersjömussla)			30–31	16-apr	Lab. LT50 24 timmar. Acklimatiserade vid 20–25 °C.	19
Macoma balthica (östersjömussla)					Tillväxer endast på våren mellan 4 och 16 °C. Inte på hösten i samma temperaturer.	20,21
					Tillväxtsäsongen startar i början på mars istället för sent i mars om vintern varit varm. Om försommaren varit varm slutar tillväxtsäsongen tidigare i juli. På lab. utlöstes flyktbeteende hos musslor acklimatiserade till 12 °C som utsattes för stimuli (0 °C) i flytande havsvatten.	
Mysis mixta (punggräka)	5–9				Rigabukten.	22
Mytilus edulis (blåmussla)		under 6	25–29		Överlever vid extremkyla under korttidsexponering på lab.	23
Mytilus edulis (blåmussla)				20	Tillväxten ökar linjärt mellan 3 och 20 °C. Minskar sedan kraftigt.	24
Neomysis integer (punggräka)			20–25	19–21	Lab. Juvenila.	25
Neomysis integer (punggräka)			20–25		Sommargenerationen, adulta.	25
Neomysis integer (punggräka)			12–okt		Vintergenerationen, adulta.	25
Neomysis integer (punggräka)	17–20				Rigabukten.	22
Nereis diversicolor (rovborstmask)				25	Lab. 30 dagar gamla vid 3 temp. 15–25 °C, salinitet 15 ppt, vid försök att optimera odlingsförhållanden.	26
Ostrea edulis (ostron)			25		Ingen överlevde mer än 7 dagar vid 16 psu.	27
Potamopyrgus antipodarum (nyzeeländsk tusensnäck)		c:a 0	28			28

Appendix 6, (forts.)

Referenslista, bottenfauna

- 1 Southward, A.J. 1957. On the behaviour of barnacles. III. Further observations on the influence of temperature and age on cirral activity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 36 (2). pp. 323–334.
- 2 Neal, K. and P. Pizzolla. 2008. *Carcinus maenas*. Common shore crab. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 17/06/2011]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/speciesfullreview.php?speciesID=2885>
- 3 Dawirs, R. R. 1985. Temperature and larval development of *Carcinus maenas* (Decapoda) in the laboratory; predictions of larval dynamics in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 24: 297–302.
- 4 Tyler-Walters, H. and P. Pizzolla. 2007. *Cordylophora caspia*. A hydroid. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 23/05/2011]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/generalbiology.php?speciesID=3044>
- 5 Folino-Rorem, NC. & J. Indelicato. 2005. Controlling biofouling caused by the colonial hydroid *Cordylophora caspia*. *Water Research*. 39: 2731–2737.
- 6 Mills, A. and J.D. Fish. 1980. Effects of salinity and temperature on *Corophium volutator* and *C. arenarium* (Crustacea: Amphipoda), with particular reference to distribution. *Mar.Biol.* 58 (2), 153–161.
- 7 Wilson, W.H. & K. Parker. 1996. The life history of the amphipod, *Corophium volutator*: the effects of temperature and shorebird predation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 196, 239–250.
- 8 Meadows, P.S. & A.A. Ruagh. 1981. Temperature preferences and activity of *Corophium volutator* (Pallas) in a new choice apparatus. *Sarsia* 66: 67–72.
- 9 Flores-Vergara, C., Cordero-Esquivel B., Cerón-Ortiz A.N. & B.O. Arredondo-Vega. 2004. Combined effects of temperature and diet on growth and biochemical composition of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) spat. *Aquac. Res.* 35, 1131–1140.
- 10 Bougrier, S., Geairon P., Deslous-Paoli J.M., Bather C. & G. Jonquière. 1995. Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture* 134: 143–154.
- 11 http://www.frammandearter.se/5arter/pdf/Dreissena_polymorpha.pdf
- 12 Lisbjerg, D. & J.K. Petersen. 2001. Feeding activity, retention efficiency, and effects of temperature and particle concentration on clearance rate in the marine bryozoan *Electra crustulenta*. *Mar Ecol Prog Ser*, 215: 133–141.
- 13 Menon, N.R. 1972. Heat tolerance, growth and regeneration in three North Sea bryozoans exposed to different constant temperatures. *Mar. Biol.* 15: 1–11.
- 14 Lauer, J., Waller W.T., Bath D.W., Meeks W., Heffner R., Ginn T., Zubarik L., Bibko P. & P.C. Storm. 1974. Entrainment studies on Hudson river organisms. Pages 37–82 in L.D. Jensen, ed. *Entrainment and Intake Screening*, Proc. Second Entrainment and Intake Screening Workshop, Feb. 5–9, 1973, The John Hopkins Univ., Baltimore, MD.
- 15 Strong, K.W. & G.R. Daborn. 1980. The influence of temperature on energy budget variables, body size, and seasonal occurrence of the isopod *Idotea baltica* (Pallas). *Can. J. Zool.* 58: 1992–1996.

Appendix 6, (forts.)

- 16 De Wilde, P.A.W.J. 1975. Influence of temperature on behaviour, energy metabolism and growth of *Macoma balthica* (L.). In: Barnes H (ed) Proc 9th Eur Mar Biol Symp, Oban, Scotland, 2–8 Oct 1974. Aberdeen University Press, Aberdeen, pp 239–256.
- 17 Beukema, J.J., Dekker R. & J.M. Jansen. 2009. Some like it cold: populations of the tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.) suffer in various ways from a warming climate. Mar Ecol Prog Ser 384: 135–145.
- 18 Dekker, R. & J.J. Beukema. 2007. Long-term and large-scale variability in productivity of the tellinid bivalve *Macoma balthica* on Wadden Sea tidal flats. Mar Ecol Prog Ser 337: 117–134
- 19 Kennedy, V.S. & J.A. Mihursky. 1971. Upper temperature tolerances of some estuarine bivalves. Chesapeake Sci 12: 193–204.
- 20 Beukema, J.J., Knol E. & G.C. Cadée. 1985. Effects of temperature on the length of the annual growing season in the tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.) living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. J Exp Mar Biol Ecol 90: 129–144.
- 21 Sörlin, T. 1988. Floating behaviour in the tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.). Oecologia 77: 273–277.
- 22 Kotta, I.A. 1979. The effect of water temperature on the distribution, reproduction and seasonal dynamics of abundance of *Neomysis vulgaris* and *Mysis mixta* in the north-eastern Gulf of Riga. (Vliyanie temperatury vody na raspredelenie, razmnozhenie i sezonnyu dinamiki chislennosti *Neomysis vulgaris* i *Mysis mixta* v severo-vostochnoj chasti Rizhskogo zaliva). Rybokhoz. Issled. Bass. Balt. Morya, 14: 63–70.
- 23 Tyler-Walters, H. 2008. *Mytilus edulis*. Common mussel. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 31/05/2011]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/generalbiology.php?speciesID=3848>
- 24 Almada-Villela, P.C., Davenport J. & L.L.D. Gruffydd. 1982. The effects of temperature on the shell growth of young *Mytilus edulis* L. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 59: 275–288.
- 25 Budd, G. 2008. *Neomysis integer*. An opossum shrimp. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 16/06/2011]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/speciesfullreview.php?speciesID=3884>
- 26 Passos, F.C. & C. da Fonseca. 2001. Laboratory rearing of *Nereis diversicolor* O.F. Mueller 1776 under different conditions of temperature, salinity and sediment type. Aquaculture 2001: Book of Abstracts. 224 pp.
- 27 Jackson, A. and Wilding C. 2009. *Ostrea edulis*. Native oyster. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 09/06/2011]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/speciesfullreview.php?speciesID=3997>
- 28 http://www.frammandearter.se/5arter/pdf/Potamopyrgus_antipodarum.pdf

Appendix 6, (forts.)

Tabell, fisk

art	latin	preferens-temperatur °C	disturbing °C	undre övre letal °C	acclimation °C	optimum konsumtion °C	maximum konsumtion °C	optimum tillväxt °C	livstadium – storlek	optimum standard-metabolism, °C	maximum standard-metabolism, °C	lek-temperaturer °C	lek-säsong	såsongsvariation	referenser	kommentar
abborre	Perca fluviatilis					29	32		yngel	32	35		vår-försommar	daglängds-beroende	1, 3, 4 1, 3, 4 9	< 0,5g < 0,5g
abborre	Perca fluviatilis			24, 28, 29,7 31,4	6, 15, 20, 25				adult			5 (6-15) 17				
abborre	Perca fluviatilis		30,5, 32,0	33, 36	20,8, 27,8				juvenil						8	15 cm
abborre	Perca fluviatilis			33	26			26	adult						36	2-åriga, 15-16 cm
abborre	Perca fluviatilis	26,8/23,7						26	adult						32	Beräkningsmodell av linjär regression
abborre	Perca fluviatilis		8-11, 26-29	8	29-35			12-16	yngel						19	
abborre	Perca fluviatilis			6	16			25-30	ägg						40	
abborre	Perca fluviatilis								juvenil						32	
björkna braxen	Blicca bjoerkna		27,9, 33,0		30,2-35,7							12 (16-25) 8 (12-20) 24			2	
Abramis brama	Abramis brama				14,0, 20, 25,7, lab & fält										2	
Abramis brama	Abramis brama				30,2				adult						9	
braxen	Abramis brama				30,2											
braxen	Abramis brama		(31,8, 33,0), 30,0, 29,5	(34,7, 35,7) (27,8, 25,7)	31,8, 32,0										2	
braxen	Abramis brama	9-(13) 19, 13-(18) 24			20,8, 16,8										17	
elritsa	Phoxinus phoxinus		23-31	0	7-8, 14-25				juvenil						42	
elritsa	Phoxinus phoxinus	13-25							adult						40	
gers	Acerina cernua		29,8	34,5	24,1-25,7	19	28		adult						45	6-27 gram
gers	Acerina cernua								juvenil						8	2,8-6,2 cm
gers	Acerina cernua			28,1, 30,4	15, 20				adult			(6,4-12) 22			9	larvstadium
gers	Acerina cernua							25-30	yngel						32*	
gers	Acerina cernua							21	yngel						44	årsyngel
gers	Acerina cernua			28,4, 30, 33-34	17,7(1et 28,4)				?			0,2 (4-17) 23			2	
gers	Acerina cernua			33,98	25, 27,5, 30										14	
gädda	Esox lucius								yngel							
gädda	Esox lucius							26	yngel						38	Larver av gädda
gädda	Esox lucius	23-24						19-21	juvenil						28	
gädda	Esox lucius								juvenil						34**	
gädda	Esox lucius		31,6, 33,0, 33,3	35,4-37	23,4-25,6	24	34		modellering						4	3,9-9,3 cm
gös	Sander lucioperca								yngel						8	
gös	Sander lucioperca								adult			5,5 (8-22) 26			2	
gös	Sander lucioperca	30/29							modellering							
gös	Sander lucioperca	29						28-30	juvenil						26	Beräknat från optimum och letaltemperatur
gös	Sander lucioperca			36-37				28-30	juvenil						32	1-åriga
gös	Sander lucioperca														36	13 cm
havsabborre	Dicentrarchus labrax															
horngädda	Belone belone															
id	Leuciscus idus															
				23,7-27,2	6-22 fält							4-15			2	

* (refererar till Kammerer 1907

** opublicerade data

Appendix 6, (forts.)

Tabell, fisk (forts.)

art	latin	preferens-temperatur °C	disturbing °C	undre övre letal °C	letal °C	acclimation °C	optimum konsumtion °C	maximum konsumtion °C	optimum °C	livsstadium – storlek	optimum standard- metabolism, °C	maximum standard- metabolism, °C	lek- temperaturer °C	lek- säsongs- variation	referenser	kommentar
id	Leuciscus idus	8,5-(12) 18,5,		37,9	25	0-11, 18-22				yngel					8	3,2-5,8 cm
id	Leuciscus idus	12,5-(12&15)													17	
lake	Lota lota	22,5								adult					43	
lake	Lota lota	18		21						adult					43	
lake	Lota lota			12						ägg					2	
lax	Salmo salar	9-17							0-3	yngel					16	45 dagar
lax	Salmo salar			33	27	25,7-26,2	fält		16-20	juvenil					30	Parr
löja	Alburnus alburnus			37,7						yngel			(14) 17-28		8	1-1,9 cm
löja	Alburnus alburnus														2	
makrill	Scomber scombrus			21	11	11,4- 34,			15-16	embryo			5 (8-19,4) 22		2	
mört	Rutilus rutilus	29,2, 33,0		27,3-35,5		11,4- 34,	lab & fält								12	
mört	Rutilus rutilus	15-18,6								adult					9	
mört	Rutilus rutilus			27,3, 29,4,		15, 20, 25				adult					11	
mört	Rutilus rutilus			31,5		15, 20, 26				?					40	
mört	Rutilus rutilus			28,5, 29,8,						ägg					18	juvenil <10 gram
mört	Rutilus rutilus			31				30	26,8	juvenil					23	adult (1,2-300 gram)
mört	Rutilus rutilus			>27		5, 10, 15,	20, 25			adult					46	
oxsimpa	Taurulus bubalis									adult					2	3,5-8,5 cm
piggvar	Scophthalmus maxima			38,3, 37,7		26,5-27,8			16-19	juvenil					27	
ruda	Carassius carassius	34,6, 36,0							14,2						26	Beräknat från preferens- och optimal tillväxttemperatur
rödspätta	Pleuronectes platessa			24,6, 27,3						modellering					25	5-10 cm
rödspätta	Pleuronectes platessa	16-17		26,5		12-14				adult					20	
rödspätta	Pleuronectes platessa									yngel					22	
rödspätta	Pleuronectes platessa		0	14						embryo					26	Beräknat från preferens- och letaltemperatur
rötsimpa	Myoxocephalus scorpius								17/22,6	modell					33	
sandstubb	Pomatoschistus minutus									adult			(14) 18-28		2	
sandstubb	Pomatoschistus minutus	17,3		31		28,4, 19,8,				adult					9	
sarv	Scardinius erythrophthalmus		30,0, 33,6	31,2-38,2		27,8, 20,				adult					9	
sarv	Scardinius erythrophthalmus			31,2		fält och lab				adult					9	
sik	Coregonus lavaretus			31,2		20				?					2	fält
sik	Coregonus lavaretus	28		29,5				26		modellering			1-3		4	Refererar till Kempniska, H. 1960
sik	Coregonus lavaretus	20		25		10,5-14,8				?					2	labstudie
sik	Coregonus lavaretus	11-15,4; 8-12								yngel			vårelek Öster-sjön 5-13.		16	
sill/strömming	Clupea harengus									adult					37	
sill/strömming	Clupea harengus			19,5-21,2		8,1-11,2				adult					6	9-30 cm

Appendix 6, (forts.)

Tabell, fisk (forts.)

art	latin	preferens- temperatur °C	disturbing °C	övre letal °C	acclimation °C	optimum konsumtion °C	maximum konsumtion °C	optimum tillväxt, °C	livstadium- storlek	optimum standard- metabolism, °C	maximum standard- metabolism, °C	lek- temperaturer, °C	lek- säsong	säsongs- variation	referenser	kommentar
sill/strömming	Clupea harengus			23 25		13	15		modellering						4	Sill, modell, vuxna
	Clupea harengus		-1,8 -1,5 -0,7 -1,0 -0,5	22,3 22,7 23,5 22,0 22,8	7,5 11,0 15,0 11,0 15,5	15	17		yngel						4 21	Sill, modell, 0+ 0,6-0,8 cm
	Clupea harengus															
sill/strömming	Clupea harengus			16	12-14				embryo						21	48 timmar, 5-10 cm
	skrubb-skädda	9-10, 15-16		29					yngel adult						20 35	
småspigg	Platichthys flesus			32,5 (A), 32,6 (J)	27	26,5			adult och juvenil						39	Försök på både juvenila (J) och adulta (A) individer.
Pungitius	Pungitius pungitius															
stensimpa	Cottus gobio															
stensnulta	Ctenolabris rupestris			34,4	25-26,2				juvenil						8	
	Gasterosteus aculeatus	9-12							adult						35	
	Gasterosteus aculeatus															
	Gasterosteus aculeatus															
	Gasterosteus aculeatus	4-20	22-37 >11	28,5					adult adult juvenil						15 40 41	
Gasterosteus	Gasterosteus aculeatus	4-8													9	
sutare	Tinca Tinca			30,2, 32, 33,8 37,8	15, 20, 25 26,1				adult						8	
sutare	Tinca Tinca		32,5-33,2						yngel							
svartmunnad smörbult	Tinca Tinca															
tvockläppad mulle	Crenimugil labrosus															
torsk	Gadus morhua	3-7		-1,±0					embryo						22 24	salinitet 32-34
torsk	Gadus morhua								adult						10 5 40	
tånglake	Zoarces viviparus			28,8 33-39 (38)	12 14,29			22	adult adult						13	
ål	Anguilla anguilla	8-29	0-8, 30-39												7 9	
öring	Anguilla anguilla			24,3, 25,9, 26,7	6, 15, 20			12,8-13,6	yngel							
öring	Salmo trutta								juvenil adult							
öring	Salmo trutta			23,2, 26, 26,4	6, 15, 20											
öring	Salmo trutta															
öring	Salmo trutta	22-26		28				1-7 12	adult yngel juvenil			1 (2-6) 8			2 19 31	larvstadium Parr
öring	Salmo trutta	17,6							adult						29	

Appendix 6, (forts.)

Referenslista, fisk

1. Karås, P. och G. Thoresson. 1992. An application of a bioenergetics model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). Jour. Fish Biol. 41: 217–230.
2. Alabaster, J. S. & Lloyd, R. 1980. Water Ouality Criteria for Freshwater Fish.
3. Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in south Swedish lakes. Ph thesis, University of Lund.
4. Hewett, S. W. & Johnson B. L. 1992. Fish bioenergetics model 2. University of Wisconsin, Sea Grant Institute, WIS-SG-92-250, Madison.
5. Sadler, K. 1979. Effects of temperature on the growth and survival of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). J. Fish Biol. 1979: 15, 499–507.
6. Brawn, V. M. 1960. Temperature tolerance of unacclimated herring (*Clupea harengus* L.). Jour. Fish. Res. Bd Can. 1960: 17(5), 721–725.
7. Elliott, J. M. 1975. The growth rate of brown trout, *Salmo trutta* L, fed on maximum rations. J. Anim. Ecol. 44, 805–821.
8. Horoszewicz, L. 1973. Lethal and 'disturbing' temperatures in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperature. J. Fish Biol. 5: 165–181.
9. Alabaster, J.S. 1963. The effect of heated effluents on fish. Int. J. Air Wat. Poll. 7: 541–563.
10. Zakhartsev, M. V., De Wachter B., Sartoris F. J., Pörtner H. O. and Blust R. 2003. Thermal physiology of the common eelpout (*Zoarces viviparus*). J Comp Physiol B (2003) 173: 365–378
11. Cocking, A. W. 1959. The effect of high temperature on roach (*Rutilus rutilus* L.) 1. The effect of constant high temperatures. J. Exp. Biol. 36, 203–216.
12. Alabaster, J.S. and A.L. Downing. 1958. The behaviour of roach (*Rutilus rutilus* L.) in temperature gradients in a large outdoor tank. Proc. Inde-Pacific Fish. Coun. (III): 49–71.
13. Bishai, H.M. 1960. Upper lethal temperatures for larval Salmonids. J. Int. Explor. Mer. 25, 129–133.
14. Scott, D.P. 1964. Thermal resistance of pike (*Esox lucius* L.), muskellunge (*E. masquinongy* Mitchill), and their F1 hybrid. Jour. Fish. Res. Bd Can. 21(5): 1043–1049.
15. Jordan, C. M. & Garside E. T. 1972. Upper lethal temperatures of threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus* (L.), in relation to thermal and osmotic acclimation, ambient salinity, and size. Can. J. Zool. 50, 1405–1411.
16. Mantelman, I.I. 1960. Distribution of the young of certain species of fish in temperature gradients. Fish. Res. Bd Can. No. 257. 58 pp.
17. Lenkiewicz, Z. 1964. Temperature preferendum of some freshwater fishes. Folia Biol. 12(1): 132–138.
18. Van Dijk P.L.M., G. Staaks & I. Hardewig. 2002. The effect of fasting and refeeding on temperature preference, activity and growth of roach, *Rutilus rutilus*. Oecologia 130: 496–504.
19. Grodzinski, Z. 1971. Thermal tolerance of the larvae of three selected Teleost fishes. Acta Biol. Cracov. Ser. Zool. 39: 289–298.
20. Waede, M. 1954. Beobachtungen zur osmotischen, chemischen und thermischen Resistenz der Scholle (*Pleuronectes platessa*) und Flunder (*Pleuronectes flesus*). Kieler Meeresforsch. 10, 58–67.

Appendix 6, (forts.)

21. Blaxter, J.H.S. 1960. The effect of extremes of temperature on herring larvae. J. Marine Biology Ass. U. K. 39: 605–608.
22. Johansen, A. C. & Krogh A. 1914. The influence of temperature and certain other factors upon the rate of development of the eggs of fishes. Conseil perm. Internat. Pour l'explor. De la mer, Publ. De circonstances , No 68.
23. Hölker, F. & S.S. Haertel. 2004. Short communication. Application of a bioenergetics model to roach. J. Appl. Ichtyol. 20: 548–550.
24. Scott, J.S. 1982. Depth, temperature and salinity preferences of common fishes of the Scotian Shelf. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 3(1): 29–39.
25. Zahn, M. 1963. Jahreszeitliche Veränderungen der Vorzugstemperaturen von Scholle (*Pleuronectes platessa* Linne) und Bitterling (*Rhodeus sericeus* Pallas). Verh. Dtsch. Zool. Ges. 37: 562–580.
26. Jobling, M. 1981. Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperatures. J. Fish Biol. 19: 439–455.
27. Ursin, E. 1963. On the incorporation of temperature in the von Bertalanffy growth equation. Medd. Danmarks Fiskeri Havundersogelser 4 (1): 1–16.
28. Mccauley, R.W. and J.M. Casselman. 1981. The final preferendum as an index of the temperature for optimum growth in fish. Proc. World Symp. Aquaculture Ef. Recir. Sys. Vol. II: 81–93.
29. Ferguson, R.G. 1958. The preferred temperature of fish and their midsummer distribution in temperate lakes and streams. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1958(15): 4, pp. 607–624.
30. Elliott, J.M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. Freshwater Biology, 25: 61–70.
31. Swift, D. R. 1961. The annual growth rate cycle in brown trout (*Salmo trutta*) and its cause. J. Exp. Biol. 38, 595–604.
32. Hokanson, K.E.F. 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. Jour. Fish. Res. Bd Can. 34 (10): 1524–1550.
33. Hesthagen, I. 1977. Migrations, breeding, and growth in *Pomatoschistus minutus* (Pallas) (*Pisces, Gobiidae*) in Oslofjorden.
34. Mccauley, R.W. and J.M. Casselman. 1981. The final preferendum as an index of the temperature for optimum growth in fish. Proc. World Symp. Aquaculture Ef. Recir. Sys. Vol. II: 81–93.
35. Lachance, S., P. Magnan and G.J. Fitzgerald. 1987. Temperature preferences of three sympatric sticklebacks (*Gasterosteidae*). Can. J. Zool. 65: 1573–1576.
36. Willemsen, J. 1978. Influence of temperature on feeding, growth and mortality of pikeperch and perch. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2127–2133.
37. Ojaveer, F. 1981. Influence of temperature, salinity, and reproductive mixing of Baltic herring groups on its Embryonal development. Rapp. Reun. Cons. Int. Explor. Mer. 178: 409–415.
38. Hokanson, K.E.F., McCormick J.H. and Jones B.R. 1973. Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (Linnaeus). Trans. Am. Fish. Soc. 1973: 102 89–100.

Appendix 6, (forts.)

39. Elliott, J.M. and J.A. Elliott. 1995. The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. *Freshwater Biol.* 33: 411–418.
40. Elliott, J.M. 1981. Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. Pickering AD (ed): *Stress and fish*. pp 209–245.
41. Roed, K. H. 1979. Temperature preference of the 3-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L (*Pisces*), collected at different seasons. *Sarsia* 64, 137–141.
42. Bless, R. 1992. Einsichten in die Ökologier der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.) – praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. Bonn-Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für naturschutz und Landschaftsökologie.
43. Shodjai, F. 1980. Entwicklungs-, stoffwechsel- und ernährungsphysiologische Untersuchungen an der Aalquappe (*Lota lota* L.) unter Berücksichtigung ihrer Eigenschaft als Kulturfisch. Dissertation Universität Kiel.
44. Edsall, T. T. 1993. Growth–Temperature Relation for Young-Of-The-Year Ruffe. *J. of Great Lakes Research*. Volume 19, issue 3, pp 630–633.
45. Tarvainen, M., A. Anttalainen, H. Helminen, T. Keskinen, J. Sarvala, I. Vaahto & J. Karjalainen. 2008. A validated bioenergetics model for ruffe *Gymnocephalus cernuus* and its application to a northern lake. *J. Fish Biol.* 73: 536–556.
46. Jones, A., Brown J. A. G., Douglas M. T., Thompson S. J. & Whitfield R. J. 1981. Progress towards developing methods for the intensive farming of turbot (*Scophthalmus maximus* L.) in cooling water from a nuclear power station. In *Aquaculture in heated effluents and recirculation systems* (Tiews, K., ed.), Vol. 2, pp. 481–496. Berlin: Heenemann.

ELFORSK

SVENSKA ELFÖRETAGENS FORSKNINGS- OCH UTVECKLINGS - ELFORSK - AB

Elforsk AB, 101 53 Stockholm. Besöksadress: Olof Palmes Gata 31

Telefon: 08-677 25 30, Telefax: 08-677 25 35

WWW.elforsk.se