



Aqua reports 2013:19

## **Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk**

Sammanfattande resultat av  
undersökningar fram till år 2012

Anders Adill, Kerstin Mo, Alf Sevastik, Jens Olsson, Lena Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk  
Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2012

Anders Adill, Kerstin Mo, Alf Sevastik, Jens Olsson, Lena Bergström

Adress

SLU, Institutionen för akvatiska resurser,  
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

November 2013

SLU, Institutionen för akvatiska resurser

Aqua reports 2013:19

ISBN: 978-91-576-9184-2 (elektronisk version)

Vid citering uppge:

Adill, A., Mo, K., Sevastik, S., Olsson, J., Bergström, L. (2013). Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk - Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2012.

Aqua reports 2013:19. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 69 s.

Rapporten kan laddas ned från

<http://www.slu.se/aquareports>

<http://epsilon.slu.se/>

E-post

[Anders.adill@slu.se](mailto:Anders.adill@slu.se)

Rapportens innehåll har granskats av:

Jan Andersson

Sara Bergek

Omslagsfoton

Framsida: Anders Adill. Baksida: Fredrik Landfors.

Övriga foton

Sidan 5: Göran Hansson

Sidan 24: Fredrik Landfors

Sidan 49: Yvette Heimbrand 3 st.

## Sammanfattning

Denna rapport sammanfattar långsiktiga och pågående trender i kustvattenmiljön utanför Forsmarks kärnkraftverk från mitten av 1970-talet fram till och med år 2012. Resultaten baseras på de fältundersökningar som utförs inom kärnkraftverkets kontrollprogram för att följa effekter av kylvattenanvändning på fisk, fågel och bottenfauna.

Vid Forsmarks kärnkraftverk pumpas stora mängder brackvatten genom kraftverket för att kyla kondensatorerna. Efter användning pumpas det använda kylvattnet ut i närrecipienten, som får en temperaturhöjning med cirka 7-9°C. Kylvattenhanteringen har en direkt miljöpåverkan genom att det havsvatten som används innehåller levande organismer som dras med in i systemet, eller filtreras bort vid intaget och dör. Det uppvärmda kylvatten som når närrecipienten har därtill effekter på djurens fysiologi, födotillgång och beteendemönster, vilket i sin tur kan påverka deras tillväxt och reproduktion. Dessa förändringar är väl dokumenterade under de år som kontrollprogrammet har pågått, framförallt när det gäller fisk. I rapporten presenteras trender i utvecklingen över tid hos fisk, bottenfauna och fågel. Data jämförs där det är möjligt med motsvarande trender i referensområden samt i andra delar av Bottenhavet och Östersjön.

En stor del av de förändringar som observerats i Forsmarks skärgård under senare år kan sannolikt sammankopplas med kylvattenutflödet, i synnerhet efter år 2004 när det galler som tidigare hindrade fiskar från att vandra in och ut ur Biotestsjön togs bort. Detta syns som en ökad invandring av lekfisk i Biotestsjön och en tillkomst av arter som inte funnits där på länge. Samtidigt ses förändrade tillväxtmönster hos abborre i Biotestsjön samt utanför, i Forsmarks skärgård. I viss mån ses även förändrade utbredningsmönster hos sjöfågel som skulle kunna kopplas till förändrad födotillgång. För bottenfauna kan man inte avgöra om det finns mönster, på grund av avsaknad av data under senare år.

Resultaten antyder att en större del av fiskbestånden i Forsmarks skärgård än tidigare är beroende av att Biotestsjön är en fungerande miljö för reproduktion och tillväxt. Detta är positivt så länge förhållandena i Biotestsjön och övriga områden som påverkas av kylvattenutsläpp är gynnsamma, men negativt för omgivande skärgård om rekryteringen i dessa områden inte skulle fungera, eller om fiskens hälsa skulle påverkas. Dessa aspekter blir särskilt aktuella i och med den planerade effekthöjningen vid Forsmarks kärnkraftverk, som sannolikt skulle kunna accentuera de observerade effekterna, samt den planerade byggnaden av ett slutförvar, om

denna påverkar tillgången på alternativa rekryteringsmiljöer för fisk i närområdet.

Dödligheten i silstationen är fortsatt hög, om än med stor mellanårsvariation i antal och artsammansättning. Mätningar vid silstationen visar dock på en ökad dödlighet av ål, som inte kan förklaras av generella uppgångar i beståndet. Ökningen är troligen en effekt av att mer ål än tidigare vistas i Forsmarks skärgård, vilket skulle kunna bero på en anlockning av ål till området för kylvattenutsläpp.

En annan förändring som inträffat under senare år är att en ny introducerad art, musslan *Mytilopsis leucopheata*, har observerats i området sedan 2011. Arten har orsakat problem i kylvattenvägarna i andra kärnkraftverk i Östersjön, och områden med förhöjd vattentemperatur har tidigare identifierats som potentiella plattformar för fortsatt etablering av arten i andra områden.

## Summary

During the production of energy at the Forsmark nuclear power plant, large volumes of brackish sea water are transported through the system and used in the cooling process. The cooling water is subsequently transferred out in the local recipient, which is affected by a temperature increase of about 7-9°C. The local biota is affected as the sea water that is used contains organisms that are transported through the cooling system, or subject to mortality in a filter positioned at the water intake. The heated water that reaches nearby areas affects local biota and their physiology, behavior and food availability, which may also result in effects on growth patterns and reproductive success. These effects have been well documented during the years that the surveillance program has been running, especially with respect to fish. The report presents temporal trends in the development of fish communities, benthic invertebrates and sea birds in the Forsmark archipelago and in the Biotest basin, which is the first recipient of main part of the released cooling water. When possible, data is compared to corresponding data from reference areas and other parts of the Baltic Sea.

Several of the changes observed in local biota recent years may be potentially connected to the release of cooling water. This is especially seen after 2004, when the grid that was previously positioned at the entrance of the Biotest basin was removed. The grid served to hinder fish migration into and out of the basin. After its removal, strong spawning migrations of fish into the Biotest basin started to occur, and species not observed in the basin in many years was seen. In parallel, an increased growth rate of Perch (*Perca fluviatilis*) was observed, both in the Biotest basin and in the nearby archipelago. For sea birds, some changes in local distribution patterns were seen that could potentially be related to changes in food availability. With respect to benthic invertebrates it was not possible to detect trends due to the lack of data for recent years.

The results indicate that a large part of the coastal fish population in the Forsmark archipelago is using the Biotest basin for spawning. This would potentially have a positive effect on the fish population at archipelago scale if ambient condition in the Biotest basin were also beneficial for recruitment success. This was not possible to clarify based on available data. However, it also conveys a risk for failure of the population at large, if recruitment success is worse in the Biotest basin than in surrounding areas, or if ambient conditions in the Basin impose negative effects on fish health. The observed patterns would potentially be accentuated if the efficiency of the power

plant is further increased, as is currently planned, as this would also entail an increased use of cooling water. They would also be accentuated if local conditions for spawning in nearby areas were worsened, as this would reduce the availability of alternative recruitment areas and potentially further increase spawning migrations into the basin.

The mortality rate of fish at the cooling water intake has remained at a high level, although variation was strong among years. Counting at the intake, however, indicated an increased rate of mortality in eel (*Anguilla anguilla*), which could not be connected to overall increases in the local eel population. The results may indicate an increased aggregation of eel in the vicinity of the power plant.

Another change in recent years was the first observations of a new species of bivalve, the non-indigenous species *Mytilopsis leucopheata*. The species was observed in small but increasing abundances in the vicinity of the power plant, starting in 2011. The species has been observed to cause problems in cooling waters systems in other nuclear power plants in the Baltic Sea. The observation deserves attention as areas of artificially increased water temperatures have been identified as potential stepping stones for the further introduction and establishment of non-indigenous species.

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>1</b>
1.1	Innehåll och syfte	1
1.2	Användningen av kylvatten vid Forsmarks kärnkraftverk	3
1.2.1	Recipientkontrollen vid Forsmarks kärnkraftverk	3
1.2.2	Forskning om temperatureffekter i Biotestsjön	4
1.2.3	Effekthöjningsprogrammet	4
1.3	Effekter av kylvattenanvändningen på omgivande ekosystem	7
1.3.1	Effekter i kylvattenintaget	7
1.3.2	Effekter i utsläppsområdet	7
1.3.3	Den bioenergetiska modellen	9
1.4	Storskaliga förändringar i Östersjöns ekosystem sedan 1970-talet	10
1.4.1	Provtagning med kustöversiktsnät	13
<b>2</b>	<b>Metodik</b>	<b>14</b>
2.1	Fisksamhälle	14
2.1.1	Kontroller vid kylvattenintaget	16
2.1.2	Provfisken med nät	16
2.1.3	Övriga provfiskemetoder	19
2.2	Bottenfauna	20
2.3	Fågel	21
2.4	Omgivningsdata	22
<b>3</b>	<b>Resultat från pågående undersökningar inom kontrollprogrammet</b>	<b>23</b>
3.1	Fisksamhällets utveckling i Forsmark	23
3.1.1	Förändringar i artsammansättning	23
3.1.2	Förändringar i fångsten av abborre	26
3.1.3	Ålder hos abborre	28
3.1.4	Rekrytering hos abborre	31
3.2	Fisksamhällets utveckling i Biotestsjön	34
3.3	Dödlighet i silstationen	39
3.4	Bottenfauna	45
3.4.1	Bottenfauna i Biotestsjön	45
3.4.2	Ny främmande art	47
3.4.3	Forsmarks skärgård och referensområden	50
3.5	Fågel	53

<b>4</b>	<b>Diskussion och slutsatser</b>	<b>58</b>
4.1	Förändringar i fisksamhället och en ökad tillväxt hos abborre	58
4.2	Förändringar i Biotestsjön efter galleröppnandet	59
4.3	Ökad lekvandring i Biotestsjön	60
4.4	Födottillgång i Biotestsjön	61
4.5	Ny främmande art	63
	<b>Referenser</b>	<b>65</b>
	<b>Appendix I</b>	<b>68</b>



# 1 Inledning

## 1.1 Innehåll och syfte

Forsmarks kärnkraftverk är beläget vid kusten i nordöstra Uppland. Kraftverket producerar 20-25 TWh elektrisk energi årligen. Anläggningen har tre kokvattenreaktorer, varav den första togs i drift år 1980. För att följa upp hur kärnkraftverket påverkar sitt närområde utförs kontinuerliga miljöundersökningar. Studier i omgivande vattenmiljö utförs framförallt för att se hur den omfattande kylvattenanvändningen vid kraftverket påverkar fisk och andra organismer på kusten. Resultatet från undersökningarna presenteras i årliga rapporter. Vart femte år görs därtill en mer sammanfattande rapportering, där resultaten utvärderas mer ingående. Dessa så kallade femårsrapporter är även avsedda för att kunna identifiera eventuella behov av revideringar i de långsiktiga undersökningsprogrammen.

Föreliggande femårsrapport sammanfattar långsiktiga och pågående trender i kustvattenmiljön utanför Forsmarks kärnkraftverk från mitten av 1970-talet fram till och med år 2012. Analyserna har utförts för att identifiera förändringar i kustvattenmiljön som kan ha ett samband med driften av kärnkraftverket, och relatera dessa till storskaliga förändringar i Östersjön under samma tidsperiod. Fokus för analyserna är på förändringar i olika delar av fisksamhället, samt på bottenfauna och fågel.

Rapporten inleds med en bakgrundsbeskrivning. I den sammanfattas den förväntade påverkan från kärnkraftverket på kustområdet, med en översikt av tidigare och nu aktuella miljöundersökningar i området. Här ges även en överblick av resultat från tidigare års undersökningar inom kontrollprogrammet, liksom vilka mer storskaliga förändringar i Östersjöns ekosystem som ägt rum under de år som kontrollprogrammet har pågått. I den efterföljande metodikdelen presenteras vilka undersökningar som utförts inom kontrollprogrammet, med avseende på fisk, fågel respektive bottenfauna, och vilka undersökningar som sker idag. I

resultatdelen presenteras resultat från de undersökningar som fortfarande pågår inom kontrollprogrammet, med fokus på förändringar över tid. Rapporten avslutas med en diskussion av erhållna slutsatser.



**Figur 1.1.** Översikt av undersökningsområdet i södra Bottenhavet och lägena för intagskanalen till kraftverket via Asphällafjärden, Biotestsjön, närrecipienten i Forsmarks skärgård samt lokaliseringen av referensområdet Finbo.

## 1.2 Användningen av kylvatten vid Forsmarks kärnkraftverk

Produktion av elektrisk energi vid kärnkraftverket kräver stora mängder kylvatten. Vid Forsmarks kärnkraftverk pumpas i dagsläget cirka 140 000 liter brackvatten per sekund genom kraftverket för att kyla kondensatorerna. Kylvattnet tas in via en kanal från Asphällafjärden (figur 1.1). När kylvattnet når kondensatorerna i kraftverket höjs dess temperatur kraftigt och därefter pumpas det ut via ett tunnelsystem. Kylvattnet från aggregat ett och två pumpas ut i Biotestsjön och vattnet från aggregat tre pumpas ut i en närliggande kanal. Efter transport genom Biotestsjön och det tredje aggregatets kylvattenkanal släpps kylvattnet slutligen ut vid en gemensam punkt till Öregrundsgrepen.

Kylvattnet som passerar kondensatorerna i kraftverket värms upp med cirka 10°C jämfört med temperaturen vid intaget. Som ett resultat av denna höjning får närrecipienten, Biotestsjön och det tredje aggregatets kanal, en temperaturhöjning med cirka 7-9°C jämfört med områdena utanför anläggningen.

### 1.2.1 Recipientkontrollen vid Forsmarks kärnkraftverk

Forskning och miljöundersökningar har varit en viktig del av verksamheten ända sedan uppbyggnaden av svenska kärnkraftverk inleddes. I början utfördes mycket grundliga undersökningar med fokus på kraftverkens lokalisering, främst i relation till lokala hydrografiska och ekologiska förhållanden. Omfattande förundersökningar och basundersökningar utfördes för att ge underlag till att fastställa en lämplig placering och utformning av kylvattnets intags- och utsläppsanordningar. I samband med att kärnkraftverken togs i drift inleddes kontrollprogram som syftade till att klarlägga kylvattenanvändningens påverkan på miljön i kustområdena för att upptäcka eventuella negativa miljöeffekter (Ehlin m.fl. 2009).

De nu pågående biologiska undersökningarna vid Forsmarks kärnkraftverk syftar till att undersöka vilka effekter intaget och utsläppet av kylvatten kan ha på omgivande havsmiljö. Övervakningen har genom åren kommit att fokusera på kontroller av fiskförluster vid silstationen i kylvattenintaget, samt på effekter av det uppvärmda kylvattnet på fisk och bottendjur. Dessa undersökningar utförs i Biotestsjön och i närrecipienten utanför anläggningen (Forsmarks skärgård). För jämförelse utförs därtill parallella undersökningar i ett referensområde i Finbofjärden på Åland (figur 1.1).

Resultaten av de första fem årens drift i kraftverket sammanfattades och rapporterades av Sandström (1985). Efter detta infördes bland annat upprepade undersökningar i silstationerna. Under kommande rapporteringar har

rapporteringarna belyst resultat från kontrollverksamheten och från forskningsprojekt som har finansierats av kraftbolagen (Sandström 1990; Mo m.fl. 1996; Sandström m.fl. 2002 och Karås m.fl. 2010).

### 1.2.2 Forskning om temperatureffekter i Biotestsjön

Utöver de undersökningar som var direkt kopplade till tillståndsgivning och kontroll inleddes under 1980-talet även en forsknings- och utvecklingsverksamhet vid kärnkraftverket för att öka kunskapen om biologiska och ekologiska effekter av den stora kylvattenanvändningen. Undersökningarna har till stor del fokuserat på fisk men även andra delar av ekosystemet, så som makrovegetation, bottenfauna, alger och mikrober har varit föremål för djupare utvärderingar. De problemområden som identifierats har bland annat varit temperaturhöjningens effekter på produktion och nedbrytning av biologiskt material, faunans reaktioner på värmeutsläppen, parasitering och sjukdomar hos fisk, samt fiskars rörelse i förhållande till kylvattenplymen (Sandström & Svensson 1990; Ehlin m.fl. 2009).

I början av 1990-talet upphörde kraftindustrins finansiering av kylvattensforskning, och forskning på effekter av kylvattenanvändande har sedan dess varit av låg omfattning (Ehlin m.fl. 2009). Anledningen var att man ansåg de allvarligaste effekterna av kylvattenanvändandet var kartlagda och att många av de tidiga farhågorna med verksamheten inte hade besannats. Dessutom var det svårt att finna huvudmän för forskningen i samband med att Vattenfall bolagiserades. Genom åren har kraftindustrin dock bidragit till diverse projekt som har direkt eller indirekt koppling till kärnkraftsverksamheten. Ett större projekt var den sammanställning av kunskap om kylvattenflöden ”Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp, erfarenheter från de svenska kärnkraftverken” som utfördes av Ehlin m.fl. (2009).

När det gäller forskning kring global uppvärmning och klimatforskning är Biotestsjön en nästintill idealisk plats för att studera effekter av uppvärmt vatten på akvatiska organismer. De senaste åren har grupper från olika svenska universitet genomfört studier i Forsmarksområdet och intresset för att bedriva forskning i området växer.

### 1.2.3 Effekthöjningsprogrammet

Enligt beslut i Miljödomstolen år 2008 beviljades Forsmarks Kraftgrupp Aktiebolag (FKA) tillstånd att på sikt höja den termiska effekten vid kraftverkets tre reaktorer<sup>1</sup>. Ett av många villkor i domen var att effekterna på havsmiljön skulle kontrolleras genom ett särskilt recipientkontrollprogram. Det ökade energiuttaget i kärnkraftverket förväntas påverka den fysiska vattenmiljön och dess organismer

---

<sup>1</sup> Nacka Tingsrätt, Miljödomstolen, enhet 3, mål nr. M 1666-07, M 5786-07

främst genom ett ökat kylvattenflöde genom kraftverket, och därmed ytterligare höjda vattentemperaturer i närrecipienten. När effekthöjningen är slutförd beräknas kylvattenflödet ha ökat med 28 kubikmeter per sekund för samtliga tre anläggningar och utsläppstemperaturen i Biotestsjön förväntas ha höjts från 10,3°C till 11,0°C.

Sedan hösten 2009 har undersökningarna inom det särskilda *effekthöjningsprogrammet* genomförts. Ett exempel på undersökningar är en ökad kontroll av fiskförluster i silstationerna till att omfatta hela årscykler. För att undersöka effekter av ökad temperatur i recipienten och utsläppsområdet har bland annat inventeringar av sikyngel i plymområdet och studier av lekansamling hos strömming utförts, liksom en förstärkt åldersanalys av abborre i Biotestsjön (Adill m.fl. 2012). Dessutom har bottenfaunasamhällena övervakats i utsläppsområdet utanför Biotestsjön. Eftersom bottensedimenten i detta område har försvunnit under åren, på grund av den starka strömmen från kylvattenutsläppet, har studierna genomförts med fokus på hårbottenlevande arter. Bottenfaunan har övervakats genom att följa koloniseringen på artificiella substrat som placerats i utsläppsområdet och kylvattenintaget särskilt för ändamålet.

Varje delmoment inom effekthöjningsprogrammet utförs under tre år innan kraftverket genomfört höjningen av den termiska effekten. När samtliga undersökningar är gjorda skall resultaten sammanfattas i en rapport och utvärderas för att se om data är tillräckligt för att kunna göra en senare jämförelse med motsvarande studier efter den sista effekthöjningen.



**Figur 1.2.** Biotestsjön sett söderifrån. Inloppet av kylvatten till anläggningen syns till vänster och utloppet till Öregrundsgrepen längst upp i bilden. Lagunen ligger till höger.

### **Biotestsjön**

Biotestsjön är en cirka 90 hektar stor anläggning och det område som är mest påverkat av uppvärmt kylvatten (se figur 1.1 och 1.2). Biotestsjön byggdes i samband med att kylvattenvägarna vid Forsmarks kärnkraftverk anlades. Då sprängdes bergtunnlar under havsbotten i Forsmarks innerskärgård och det uppstod stora mängder sprängmassa. Dessa användes för att valla in en del av utsläppsområdet. Syftet med Biotestsjön var att skapa möjlighet till forskning för att studera effekter av kylvattenutsläppet på omgivande miljö. Biotestsjön tar emot kylvatten från reaktor 1 och 2, medan en kanal i nära anslutning tar emot kylvatten från reaktor 3.

Biotestsjön färdigställdes 1977. Driften av reaktor 1 påbörjades våren 1980 och då började uppvärmt kylvatten strömma in. Två år senare, 1982, startade produktionen vid reaktor 2 och kylvattenutsläppet till anläggningen blev maximal, 90 000 liter per sekund. Vid normal produktion höjs temperaturen i kylvattnet med cirka 10°C när det passerar kondensatorerna. I Biotestsjön är temperaturen normalt ungefär 8°C varmare än vid kraftverkets kylvattenintag. Ett undantag är området Lagunen, där temperaturen är lägre, vanligtvis 3-4°C svalare än i de centrala delarna av Biotestsjön.

I samband med anläggningen försågs Biotestsjön med ett galler vid sitt utlopp, för att hindra större fisk från att vandra in och ut från området. Detta fiskgaller stoppade fisk ner till en storlek på cirka 10 cm. Vid Biotestsjöns södra del byggdes ett reservutskov som skulle kunna öppnas för att leda ut kylvatten när det ordinarie utloppet behövde underhållas eller stängas. Detta inträffade tidvis i relativt stor omfattning, och då leddes kylvattnet i stället direkt in i Forsmarks skärgård (Sandström 2002). Sedan våren 2004 har Biotestsjön varit ett öppet system. Då avlägsnades fiskgallret och all fisk fick möjlighet att vandra in och ut ur anläggningen. I samband med gallerborttagandet blev reservutskovet överflödigt, eftersom det inte längre fanns behov av underhållsarbeten vid utsläppet. Detta resulterade i att inget kylvatten har släppts ut i Forsmarks innerskärgård sedan 2004.

På grund av det starka vattenflödet är vattnets omsättningstid i Biotestsjön mycket kort. Den största delen av kylvattnet rinner igenom anläggningen på cirka 3-6 timmar. I områden där genomströmningen är som högst är botten eroderad och bottenstratum består av berg, sten och grus. I de mer skyddade delarna av Biotestsjön finns vissa inslag av sediment kvar.

### 1.3 Effekter av kylvattenanvändningen på omgivande ekosystem

Den stora volym havsvatten som krävs för att kyla kondensatorerna vid energiproduktionen har en direkt miljöpåverkan i närområdet. Dessa effekter på omgivande miljö har dokumenterats i samband med kärnkraftverkets kontrollprogram och de särskilda forskningsprogram som upprättats.

#### 1.3.1 Effekter i kylvattenintaget

Brackvattnet som används som kylvatten innehåller levande organismer som följer med in i kraftverket i samband med intaget. De största organismerna avskiljs med stora bandsilar vid intaget till kraftverket för att inte kylsystemen skall skadas eller täppas igen. Fisk och maneter hör till de organismer som fastnar i silarna och dör. Fiskförlusternas omfattning har de senaste åren varit cirka 30 miljoner individer per år och har främst utgjorts av småväxta fiskarter eller yngel (Adill m.fl. 2011; Adill m.fl. 2012).

Mindre organismer, till exempel djurplankton, växtplankton, fiskägg och nykläckta fiskyngel kan passera genom silarna. Dessa utsätts för stora tryck- och temperaturförändringar när kylvattnet når kondensatorerna. Påverkan på planktonorganismerna är inte direkt dödlig. Dock kan mekaniska skador uppstå som senare leder till att de dör (Sandström 1990). Däremot sker ett stort bortfall av djurplankton längs kylvattenvägarna ut från kraftverket. På tunnlarnas väggar har filtrerande djur etablerat sig, till exempel havstulpaner och musslor, som konsumerar enorma mängder plankton (Ehlin m.fl. 2009; Sandström 1990). Under ett år uppgår förlusterna av kräftdjurplankton i Forsmarks kylvattensystem till över hundra ton. Störst påverkan har noterats för hoppkräftor, av vilka uppemot 50 % förloras i kylvattenvägarna (Sandström, 1990; 1991). Fiskägg och fisklarver är i regel mer känsliga för tryck- och temperaturhöjningar än plankton, och kan dö strax efter passagen (Sandström 1990).

#### 1.3.2 Effekter i utsläppsområdet

Det utgående kylvattnet påverkar kustområdets organismer på en rad olika sätt. Påverkan beror främst på att kylvattnet orsakar en höjning av närområdets vattentemperatur. Fiskar och andra vattenlevande djur är växelvarma, vilket innebär att de har samma temperatur som sin omgivning. De är i och med detta anpassade för att i så stor omfattning som möjligt flytta sig till temperaturförhållanden som är optimala för deras fysiologi. Hur en individuell fisk reagerar på en förhöjd vattentemperatur beror dels på dess genetiska egenskaper, dels på hur väl den är anpassad till sin lokala miljö. En del arter är så kallade varmvattenarter och har en högre temperaturpreferens. Dessa söker sig till områden med högre vattentemperatur under stora delar av året. Kallvattenarter, å andra sidan, kommer att undvika varmare vattenlager, till exempel de i

kylvattenutsläppets närhet, under den största delen av året. Under sen höst och vinter är förhållandena nära kylvattenutsläppet dock gynnsamma för kallvattenarter, som då kan söka sig dit.

Studier av fågelsamhällen inom kontrollprogrammen har tydligt visat hur driften av kärnkraftverket har påverkat områdets fågelliv. Kuststräckan vid Forsmark har historiskt sett varit en viktig rastningsplats för sjöfågel, främst för sträckande fåglar (Sandström m.fl. 2002). Sedan Biotestsjön färdigställdes och uppvärmt kylvatten började strömma igenom anläggningen har området fått ökad betydelse för fåglarna. Eftersom Biotestsjön, stora delar av utsläppsområdet i Öregrundsgrepen och intagsområdet i Asphällafjärden förblir isfria under vintern skapar detta förutsättningar för fågel att övervintra. Dessa betingelser har gjort att många fåglar föredrar att stanna kvar i Forsmark under vinterhalvåret istället för att flytta söderut (Sandström m.fl. 2002). Koncentrationen av fågel till recipienten är som störst under vinterhalvåret, och då är även observationerna av de arter som ingår i kontrollprogrammet som högst (Adill m.fl. 2012).

Kylvattenutsläppet påverkar även bottenfauna och andra fastsittande organismer. Stora förändringar har skett i bottenfaunans artsammansättning sedan kraftverket togs i drift (Sandström & Svensson 1990). Förändringarna kan relateras dels till ändrade fysiologiska förhållanden som direkt påverkar djurens tillväxt och överlevnad, men även till indirekta effekter. Till exempel kan dödligheten av bottenfauna påverkas av förändringar i mängden fisk och fågel, eftersom dessa äter bottendjur i stor omfattning, och även tillgången på bottenfaunans egen föda kan förändras (Mo m.fl. 1996). Bottenfaunasamhällets artsammansättning påverkas därtill starkt av hur havsbotten ser ut. Närmast kylvattenutflödet är bottarna kraftigt eroderade på grund av den starka vattenströmmen. Områden som tidigare bestod av mjukbotten har gradvis övergått till hårbotten sedan kärnkraftverket byggdes. Undersökningar i Biotestsjön visar att vissa arter som tidigare har dominerat i området har minskat sedan kärnkraftverket togs i drift. Samtidigt har andra arter ökat, ofta sådana som är mer toleranta mot en föränderlig miljö. Parallella förändringar har även setts hos undervattensvegetationen i Biotestsjön (Sandström & Svensson 1990). Vissa arter minskade i omfattning i ett tidigt skede av kraftverkets drift, i samband med att kylvattnet började strömma genom anläggningen. Till de arter som minskade hörde olika arter av nate och kransalger. Den tidigare vanligt förekommande blåstången och hårsärv försvann helt, medan grönalger blev desto vanligare (Sandström & Svensson 1990).

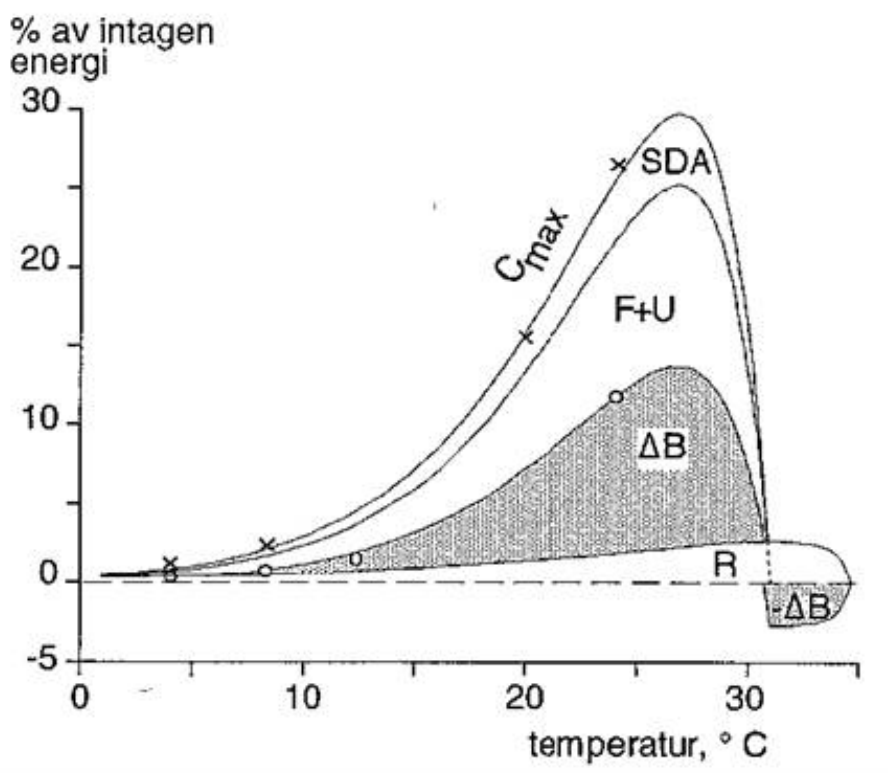


### 1.3.3 Den bioenergetiska modellen

Inom de tidiga forskningsprogrammen utfördes omfattande studier av hur vattentemperaturen påverkar fiskens energifördelning. Forskningen bidrog till att öka kunskapen om energins väg från föda till olika processer i fisken, så som ämnesomsättning, andning, tillväxt, rörelse och produktion av könsprodukter. Modellarter för studierna var huvudsakligen abborre, mört och ål. Som ett resultat av dessa studier utvecklades bland annat en biogenetisk modell för abborre (Karås 1987, Karås & Thoresson 1992). Modellen beskriver hur abborre använder energin i födan till kroppens olika processer, såsom grundmetabolism, tillväxt och rörelse med bakgrund i den omgivande temperaturen (figur 1.3.3.). Modellen visar att temperaturen har en stor inverkan på abborrens födokonsumtion och därigenom även på dess tillväxt.

Abborrens optimumtemperatur, det vill säga den temperatur vid vilken abborren har bäst tillväxt, varierar beroende på fiskens storlek. Generellt har mindre individer inom samma art högre optimumtemperatur än större individer (Sandström & Svensson 1990). Hos abborre ligger optimumtemperaturen för årgamla yngel kring 28°C och kring drygt 20°C för vuxen fisk. Den specifika tillväxthastigheten hos abborre i temperaturer som ligger under den optimala påverkas negativt främst genom att födokonsumtionen är låg. I förhållanden då temperaturen är över den optimala hämmas tillväxten främst genom att förbränningen ökar snabbare än födointaget (Mo m.fl. 1996). Resultaten visar även att årstiden påverkar konsumtionen och därmed tillväxten hos abborre, på grund av att dagslängden varierar under året. Abborren är en visuell predator, som använder sin syn när den jagar. Den behöver därför ljus för att kunna finna föda. Detta syntes tydligt i analyser av data från nätfisken i Biotestsjön under 80-talet, där störst aktivitet (flest fångade abborrar) observerades under sommaren när temperaturen är hög och dagarna är långa (Mo m.fl. 1996).

Genom åren har den bioenergetiska modellen modifierats och utvecklats och kan, tillsammans med temperaturdata, användas som ett verktyg för att beräkna tillväxthastighet för abborre. På basen av modellen kunde man se att tillväxthastigheten hos juvenila abborrar var nära den maximala vid rådande temperaturer i Biotestsjön under 1980-talet (Sandström m.fl. 2002). Däremot var tillväxten lägre än den maximala under första halvan av 1990-talet. Detta skulle kunna förklaras av att temperaturen i Biotestsjön periodvis har varit alltför hög för att abborren skulle hinna konsumera föda i den takt som en ökad förbränning kräver. Den förhöjda värmen i anläggningen kan därmed vara ett problem för en stationär art som abborre i Biotestsjön.



**Figur 1.3.3.** Sambandet mellan temperatur och energifördelning hos en tre gram stor abborre. C är den maximala konsumtionen, SDA är den energi som åtgår att bryta ner födan samt omhändertaga energi och materia, F+U är fekalier och urin, B är tillväxt och R är respiration.

#### 1.4 Storskaliga förändringar i Östersjöns ekosystem sedan 1970-talet

Under de decennier som gått sedan Forsmarks kärnkraftverk anlades har det skett en generell förändring i den omgivande miljön (Österblom m.fl. 2007; Casini m.fl. 2008; Möllman m.fl. 2009). Storskaliga miljöförändringar i Östersjön dokumenteras i samband med den nationella och regionala miljöövervakningen (Havs- och vattenmyndigheten 2012a; 2012b). I Bottenhavet har salthalten minskat och vattentemperaturen ökat under denna tidsperiod, vilket stämmer överens med den generella trenden i Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2012a). Under de senaste tre decennierna har salthalten minskat med en halv enhet, och temperaturen ökat med en och en halv grad.

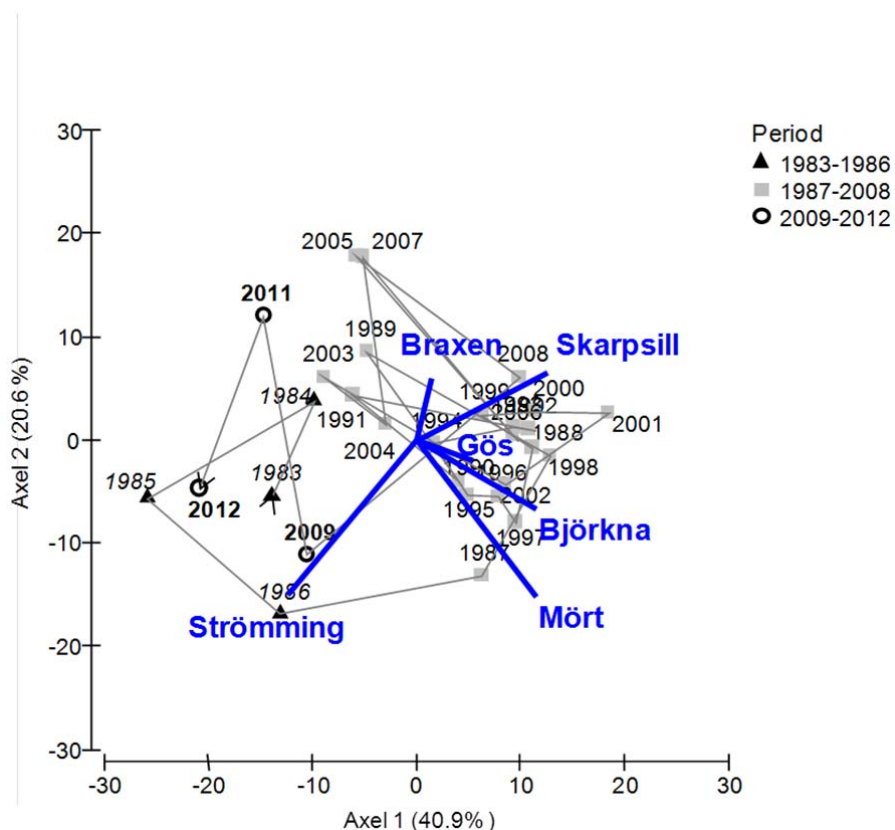
Förändringarna i Östersjöns miljö, med en minskande salthalt och ökande vattentemperatur, sammanfaller väl med de förändringar i artsammansättning som kustfisksamhällen genomgått under samma tid (Olsson m.fl. 2012).

Sammanfattningsvis så har de marina fiskarterna minskat, medan sötvattensarter med en preferens för högre vattentemperaturer har ökat.

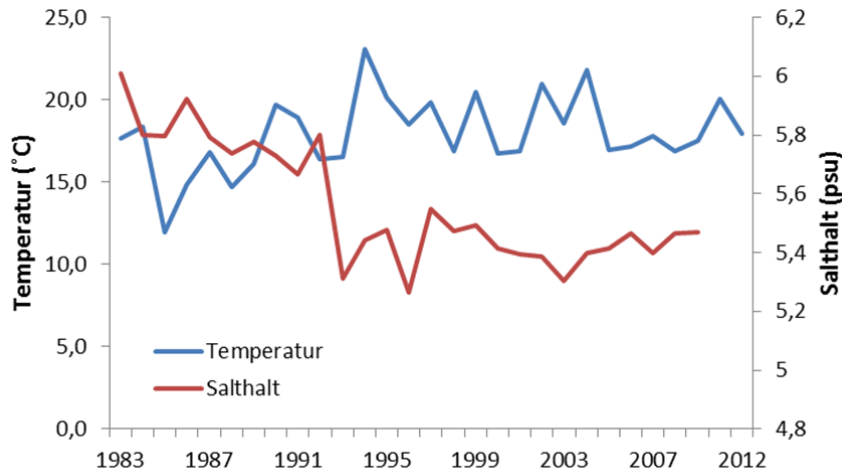
I Forsmark visar data från provfisken med kustöversiktsnät under hösten att marina arter som torsk och strömming var relativt vanliga från mitten av 1970-talet fram till slutet av 1980-talet (Olsson m.fl. 2012). Därefter minskade förekomsten av dessa arter, medan andra kallvattenarter, såsom nors, sik och hornsimpa blev allt vanligare. Mellan åren 1993 och 2002 ökade den relativa förekomsten av sötvattenarter som abborre, gers och mört.

En liknande utveckling kan ses i data från provfisken med kustöversiktsnät i augusti mellan 1983 och 2008 i Forsmark, där även arter som gös och björkna ökat över tid. Förändringarna kunde sammankopplas med trender i salthalt i Bottenhavet under samma tid och till vattentemperaturen under provfisket i augusti. Det fanns dock ingen koppling till näringsbelastning eller näringsämneskoncentration. Andra potentiellt viktiga påverkansfaktorer, såsom förändrat fisketryck, miljögiftsbelastning och predation från säl och skarv beaktades inte i studien, på grund av bristande dataunderlag (Olsson m.fl. 2012).

De förändringar som kan ses i kustnära fisksamhällen har varit än mer uttalade i öppet vatten. I Östersjöns utsjö genomgick hela födoväven en betydande strukturförändring i slutet av 1980-talet, som har kopplats till ett för högt fiske och minskad rekrytering av torsk i kombination med förändrade klimatförhållanden (Casini m.fl. 2008; Möllmann m.fl. 2009). Förändringarna har bland annat innefattat en drastisk minskning av torskbeståndet och en kraftig ökning av torskens främsta bytesdjur, skarpsill (Casini m.fl. 2009). Att förändringarna skett ungefär samtidigt i kustfisksamhällen och i utsjön, trots olikheterna i artsammansättning, antyder att det finns ett samband mellan ekosystemprocesser i utsjön och på kusten.



**Figur 1.4a.** Grafen visar hur artsammansättningen i kustfisksamhället har förändrats i Forsmarks skärgård under åren 1983-2012 och är baserad på data från provfiske med kustöversiktsnät i fyra stationer i den inre sektionen närmast kraftverket (Figur 2.1) (år 2010 skedde inget provfiske). Illustrationen är baserad på en multivariat ordinationsanalys (PCO; Zuur m.fl. 2007). År som ligger nära varandra i figuren har likartad artsammansättning enligt Bray-Curtis likhetsindex. Tidsserien kan delas in i tre perioder med mer likartad sammansättning. Dessa anges av symbolerna och är definierade med hjälp av en kronologisk klusteranalys (Legendre och Legendre 1998). I gränsen mellan perioderna har större förändringar i artsammansättning inträffat. De tjocka linjerna anger vilka arter som har haft högst relativ abundans under de olika perioderna, genom att peka mot år som har högre förekomst av den angivna arten. Abborre har haft högst abundans under provfiskeperioden men uppvisat väldigt små förändringar mellan år, och syns därför inte i figuren.



**Figur 1.4b.** Temperatur och salthalt åren 1983-2012. Temperatur är värden uppmätta i samband med provfiske i augusti i Forsmarks skärgård (Kustöversiktsnät, sektion 1). Salthalt är uppmätt i ytvattnet vid mätstation SR5 i Bottenhavets utsjö.

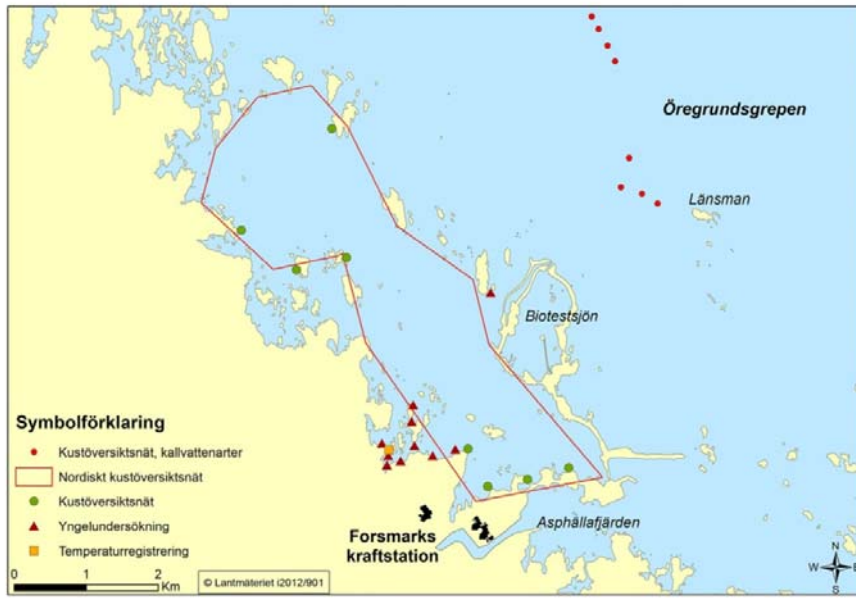
#### 1.4.1 Provtagning med kustöversiktsnät

De resultat som visas i figur 1.4a är baserade på provtagning med kustöversiktsnät i Forsmarks skärgård. Denna provtagning upphörde inom ramen för kontrollprogrammet år 2010, men under de två efterföljande åren har Kustlaboratoriet fortsatt övervakningen med andra finansieringslösningar. Detta beror på att man har ansett det var av största vikt att upprätthålla tidserien, som är en av de längsta mätserierna för kustfisk i Östersjön idag. Data används bland annat som underlag inom den nationella och internationella bedömningen av tillståndet för kustfisk i Östersjöregionen (HELCOM 2012). Resultaten från provfisket visar tydligt hur fisksamhällets artsammansättning har förändrats över tid. I den inre sektionen, vid området för de fyra provfiskestationerna närmast kraftverket (figur 2.1a), inträffade de mest tydliga förändringarna under åren 1986-1987 samt 2008-2009. I början av tidserien (fram till år 1986) förekom relativt mycket strömning och lite sötvattensarter. Under de efterföljande åren, fram till slutet av 2000-talet ökade den relativa förekomsten sötvattensarter kraftigt, t ex braxen, björkna, gös, och mört. Även skarpsill ökade medan strömning minskade. Sedan 2009 har artsammansättningen dock återigen blivit mer lika den som observerades under början av tidsserien. Detta syns i figur 1.4a genom att punkter från de tidigare åren och från 2009-2012 överlappar. Bland annat har förekomsten av strömning, som är en marin art, ökat på nytt under senare år. Förändringen skulle kunna kopplas till att salthalten i Bottenhavet under de senaste åren visat en tendens till att öka medan temperaturen i augusti vid provfisket har varit relativt låg (figur 1.4b).

## 2 Metodik

### 2.1 Fisksamhälle

Fiskundersökningar inom kontrollprogrammet har under åren främst genomförts vid kylvattenintaget till kraftverket, inne i Biotestsjön, i Forsmarks skärgård samt i referensområdena Finbofjärden och Gräsö (figur 2.1a-b och 2.1.2). Referensområdena valdes enligt huvudkriterierna att de skulle vara opåverkade av lokala föroreningar eller annan större mänsklig aktivitet, samt att de skulle vara representativa för kustområden i södra Bottenhavet med avseende på topografi och djupförhållanden. Finbofjärden, beläget i nordvästra Åland, infördes som referensområde i ett tidigt skede (1975), medan östra Gräsö tillkom 1989 i samband med en revision av höstprovfisket.



Figur 2.1a-b. Undersökningsområdena Forsmark och referensområdet i Finbofjärden med provtagningspunkter.

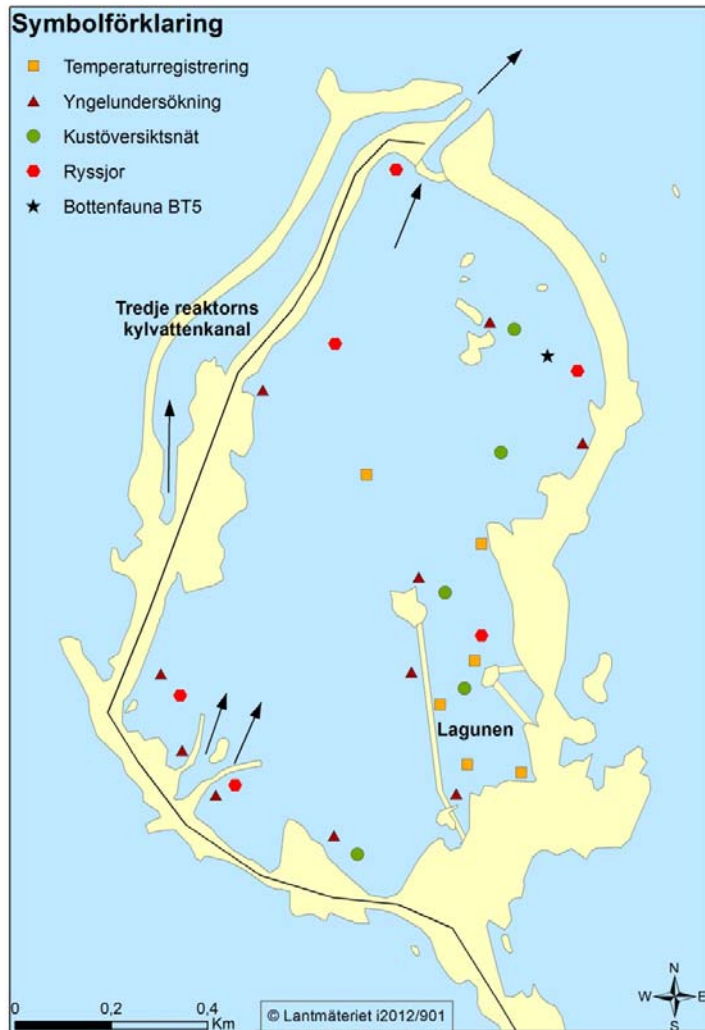
### 2.1.1 Kontroller vid kylvattenintaget

Kontrollerna av fiskförluster vid kylvattenintaget är avsedda att täcka in förlusttopparna för ekologiskt viktiga arter. Provtagningen påbörjades 1986 och har sedan 1992 genomförts årligen under en period på våren och en period på hösten. Provtagningsperioderna omfattar åtta veckor på våren och tolv veckor på hösten. Perioderna fastslogs på basen av resultat från mer omfattande undersökningar på 1980-talet. Varje vecka under kontrollperioden samlas rensmassor in under ett dygns tid, och alla större fiskar i rensmassorna artbestäms, räknas och vägs. För mindre fisk och yngel tas stickprov som artbestäms, räknas och vägs. Resultaten från provtagningen räknas upp så att de representerar hela kontrollperioden och den totala kylvattenmängd som används för samtliga tre reaktorer.

### 2.1.2 Provfisken med nät

Provfisken med nät har under åren genomförts med ett flertal olika redskap, beroende på uppföljningens syfte. För att följa långtidsutvecklingen i fisksamhällena i recipienten och i referensområdena har främst provfiskenät använts. Dessa är speciellt framtagna nät uppbyggda av sammanfogade sektioner med olika maskstorlek för att fånga fiskarter av olika storlek och slag. Under de första åren i kontrollverksamheten användes kustöversiktsnät (Thoresson 1996) som var speciellt framtagna för att undersöka fiskbestånd längs Östersjöns kuster. År 2002 infördes ett nytt provfiskenät, nordiska kustöversiktsnät (Söderberg 2009), som kom att ersätta kustöversiktsnäten vid provfiskena i Forsmarks skärgård och i referensområdet Finbofjärden.





**Figur 2.1.2.** Punkter för provtagning av fisk och fisksamhällen i Biotestsjön

*Provfisken med kustöversiktsnät i Biotestsjön.* Provfiske med kustöversiktsnät har genomförts i Biotestsjön sedan den färdigställdes 1977 (figur 2.1.2). Undersökningarna har främst utförts under höstarna, eftersom temperaturen då är förhållandevis stabil i Biotestsjön och det vanligtvis inte sker några större avbrott i driften vid kärnkraftverket. År 2003 infördes under en period nätprovfisken under hela året, med anledning av borttagandet av fiskgallret vid Biotestsjöns utlopp. Fiskena pågick till 2007. Syftet med dessa fisken var att studera anlockning och skyende av olika fiskarter i Biotestsjön, eftersom möjligheten uppstått även för

större fisk att vandra ut och in i anläggningen i och med gallerborttagandet. På basis av resultaten beslutades att nätprovfiskena i Biotestsjön i fortsättningen skulle genomföras under en vårperiod och en höstperiod. Provfisket i Biotestsjön under våren övervakar framför allt varmvattenarternas förekomst i anläggningen under rekryteringsperioden, då stora vandringar av fisk sker. Under höstens provfiske finns möjlighet att få en bild hur det mer stationära beståndet ser ut i anläggningen. Under hösten genomförs även ett referensfiske i Forsmarks innerskärgård med kustöversiktsnät (figur 2.1a).

*Provfisken med kustöversiktsnät i Forsmarks skärgård och referensområde Finbofjärden.* I Forsmarks skärgård, utanför Biotestsjön, har undersökningar med nät pågått sedan före kärnkraftverket togs i drift. Fiskena har genomförts både i ytterskärgården inom utsläppsområdet från Biotestanläggningen, och i innerskärgården i området mellan kraftverket och Biotestsjön (figur 2.1a). I innerskärgården har undersökningarna genomförts under sensommaren, vanligtvis i början av augusti. Fisket har varit riktat mot stationära varmvattenarter som abborre och mört. Fisket genomfördes med kustöversiktsnät från 1983 (Thoresson 1996) fram till och med 2009, då det ersattes av provfiske med nordiska kustöversiktsnät (Söderberg 2009). Under en övergångsfas mellan 2002 och 2009 genomfördes parallella undersökningar med kustöversiktsnät och nordiska kustöversiktsnät. Under samma period har motsvarande provfiske även genomförts i referensområdet i Finbofjärden.

I kylvattenplymens yttre del genomfördes ett provfiske med kustöversiktsnät riktat mot kallvattenarter åren 1975-2002 (figur 2.1a). Detta provfiske, som utfördes när vattentemperaturen var lägre än 12° C, hade som syfte att följa utvecklingen hos till exempel sik, torsk, strömming och hornsimpa. Under åren 1989-2001 utfördes ett motsvarande provfiske i referensområdet i ytterskärgården öster om Gräsö. Provfiskena fick dock avbrytas på grund av för stora störningar av säl och hårda vindar.

*Provfisken med nordiska kustöversiktsnät.* Från år 2002 infördes nätundersökningar med nordiska kustöversiktsnät i Forsmarks innerskärgård och i referensområdet i Finbo (figur 2.1a-b). Dessa kom år 2010 att helt ersätta de tidigare provfiskena med kustöversiktsnät. Provfiskena genomförs under sensommaren. Syftet är liksom tidigare att följa varmvattenarternas utveckling i området. Undersökningarna med dessa nät baseras på stratifierad provtagning där varje provtagningspunkt (nätstation) har slumpats ut inom olika djupintervall (0 - 3 m, 3 - 6 m och 6 - 10 m; Söderberg 2009).

Provfisken med nät utförs under natten, med läggning kl. 14-17 på eftermiddagen och vittjning kl. 07-10 dagen därpå. Vid samtliga nätfiskeundersökningar artbestäms fångsten och antalet individer per storleksklass om 1 cm noteras tillsammans med den sammanlagda vikten (gram) av varje

enskild art. Resultaten redovisas som fångster per ansträngning, där en ansträngning motsvarar fiske med ett nät under en natt. I tillägg genomförs provtagning på abborre för bestämning av ålder, könkvot och tillväxt. Detta genomförs på sommaren i Forsmark och i referensområdet Finbo samt på hösten (oktober) i Biotestsjön och i referensområdet i Forsmark. Fiskens hörselstenar (otoliter) och gällock används för att analysera individens ålder och tillväxt.

### 2.1.3 Övriga provfiskemetoder

För att övervaka arter som vanligtvis inte fångas i nät, eller fiskbestånden i områden där nätfiske inte går att genomföra, används i stället andra redskap som till exempel ryssjor, strandnot, fällor och små undervattensdetonationer.

*Övervakning av ål.* För att övervaka förekomsten av ål i Biotestsjön infördes provfisken med småryssjor 1992. Syftet med provfisket var att övervaka utvecklingen hos ål efter de kraftiga utsättningar av ål som utförts år 1984 (12 000 ålyngel) och 1989 (500 000 ålyngel) i Biotestsjön (Mo m.fl. 1996). Målsättningen för utsättningarna var delvis att kompensera de förluster av ål som skedde i kraftverkets kylvattenintag. Provfisken utfördes till en början i Biotestsjön och utsläppskanalen för treans reaktor, med Forsmarks innerskärgård som referensområde. Sedan 2003 har undersökningar genomförts kontinuerligt i Biotestsjön. Från 2008 och framåt koncentrerades provtagningarna till april månad (figur 2.1.2). Samtliga fiskar artbestäms och längdmäts.

*Yngelprovtagning med små undervattensdetonationer.* Täthet och tillväxt av årsyngel har undersökts årligen sedan år 1974 med hjälp av detonationsteknik. Undersökningarna utförs under hösten i Biotestsjön och i Forsmarks innerskärgård (figur 2.1a och 2.1.2). Små sprängladdningar detoneras i vattnet i strandnära områden och den fisk som avlider eller bedövas insamlas med håv. Samtliga fångade fiskar artbestäms, längdmäts och delas in som antingen årsyngel eller äldre fisk. Vid osäkerhet om fiskens ålder, d v s om det är frågan om årsyngel eller äldre fisk, verifieras detta genom analys av fiskens gällock eller otolit.

## 2.2 Bottenfauna

I Forsmark sker kvantitativ provtagning av bottenfauna årligen i maj månad inom basprogrammet (Thoresson 1992). Provtagningen sker med van Veen-huggare på två lokaler; en lokal som tidvis berörs av kylvattenplymen (Länsman; FM 119; 16 m djup) samt en lokal i Öregrundsgrepens djupränna (Engelska grundet; FM 121; 41-42 m djup (figur 2.2). I referensområdet i Finbofjärden provtas fyra stationer varav en utgör reserv (figur 2.1b). Syftet med programmet är att täcka det område som är mest påverkat av kylvattenplymen samt påverkan i Öregrundsgrepen som helhet, med Finbo som referens. Mellan 1978 och 1990 togs prover både på våren och på hösten, men sedan 1991 tas prover endast på våren.

Den lokal som tidvis är påverkad av kylvattenplymen (Länsman) provtogs åren 1978 till 1980, samt 1982 och våren 1983 med en lättare och mindre huggare (Ekmanhuggare), och proverna sållades genom ett såll med maskvidd 0,6 mm istället för det 1 mm såll som används vid provtagning med van Veen-huggare. De här olikheterna gör att resultaten inte blir helt jämförbara, varför endast resultat från prover tagna med van Veen-huggare på våarna rapporteras. Även stationen i djuprännan (Engelska Grundet) provtogs med Ekmanhuggare våren 1978 samt vissa år under 1980-talet. Ingen provtagning skedde mellan åren 1997 och 2003. I Biotestsjön sker sedan 2008 ingen övervakning av bottenfauna. Tidigare övervakning redovisas i appendix I.



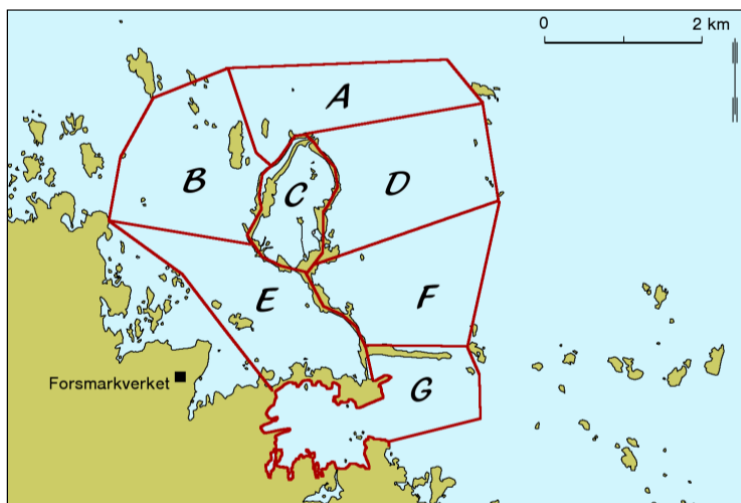
**Figur 2.2.** Undersökningsområdet i Forsmark med provtagningspunkter för bottenfauna-provtagning.

### 2.3 Fågel

Inventering av sjöfågel har utförts varannan vecka under hela året enligt punkttaxeringsmetoden (Naturvårdsverket 1978). Utgående från olika observationsplatser har vissa arter räknats under en bestämd tid. Inventeringsområdet har indelats i sju zoner, A–G, där område C är Biotestsjön. Zonerna A, D och G är områden som direkt påverkas av kylvattenanvändning medan zonerna B, E och F är relativt opåverkade (figur 2.3). Inför analyserna indelas de arter som studerats i funktionella grupper enligt sitt födoval. Grupperna

är växtätare (gräsand och knölsvan), bottenfaunakonsumenter (knipa och vigg), samt fiskätare (storskrake, mellanskarv och häger).

Resultaten från inventeringarna har sammanställts per art och zon (A-G). För att undersöka tätheter av fågel under olika årstider redovisas resultaten separat för vinter (december-mars), häckningsperiod (april-juli) och höst (augusti-november). I jämförelsen av fågelförekomst har hänsyn tagits till delområdenas storlek genom resultaten beräknats per ytenhet.



**Figur 2.3.** Inventeringsområdet för sjöfågel och dess indelning i sju zoner (A-G).

## 2.4 Omgivningsdata

Insamling av temperaturdata sker kontinuerligt med dataloggers. I Biotestsjön samlas data in vid en position i mitten av anläggningen samt i fem punkter i en gradient från innersta delen av lagunen till dess yttre del (figur 2.1a och 2.1.2). I Forsmarks innerskärgård insamlas temperaturdata med dataloggers under den isfria perioden. Motsvarande registrering sker även i referensområdet i Finbofjärden. Temperaturdata har använts i samband med analyserna av provfiskedata.

## 3 Resultat från pågående undersökningar inom kontrollprogrammet

### 3.1 Fisksamhällets utveckling i Forsmark

#### 3.1.1 Förändringar i artsammansättning

Förändringar i fisksamhällets sammansättning övervakas sedan år 2002 med nordiska kustöversiktsnät. Under de elva år som provtagningarna pågått har sammanlagt 19 olika arter fångats. De vanligast förekommande arterna har varit abborre, strömming, mört och gers (tabell 3.1.1). Fisksamhället har under de studerade åren genomgått en riktad förändring i artsammansättning, där den mest tydliga förändringen inträffade mellan åren 2008 och 2009 (figur 3.1.1a). Under åren 2003-2008 karaktäriserades fisksamhället av relativt höga antal av varmvattenarterna abborre, mört, braxen och löja, men från år 2009 har det relativa inslaget av strömming och gers blivit mer betydande. Båda dessa arter har uppvisat ökande förekomst sedan provfisket inleddes<sup>2</sup>. Utvecklingen för gös har varit den omvända, och arten har minskat i förekomst sedan 2003<sup>3</sup>.

Vid motsvarande provfiske i referensområdet Finbo har fisksamhället varit mer stabilt under samma period och det finns inga tendenser till förändringar i artsammansättningen likt de som observerats i Forsmark (figur 3.1.1b). Liksom i Forsmark har dock förekomsten av strömming ökat<sup>4</sup>. Referensområdet i Finbo och Forsmark skiljer sig även från varandra genom att fångstnivåerna har varit betydligt högre i Finbo, framförallt av abborre och mört<sup>5</sup>.

---

<sup>2</sup> Linjär regression 2003-2012,  $R^2=0,65$ ,  $p<0,01$  för gers,  $R^2=0,40$ ,  $p<0,05$  för strömming.

<sup>3</sup> Linjär regression 2003-2012,  $R^2=0,39$ ,  $p=0,05$  för gös.

<sup>4</sup> Linjär regression 2003-2012,  $R^2=0,56$ ,  $p<0,05$ .

<sup>5</sup> Variansanalys ANOVA 2003-2012,  $F_{1,19}=17,63$ ,  $p<0,01$  för abborre,  $F_{1,19}=74,20$ ,  $p<0,01$  för mört.

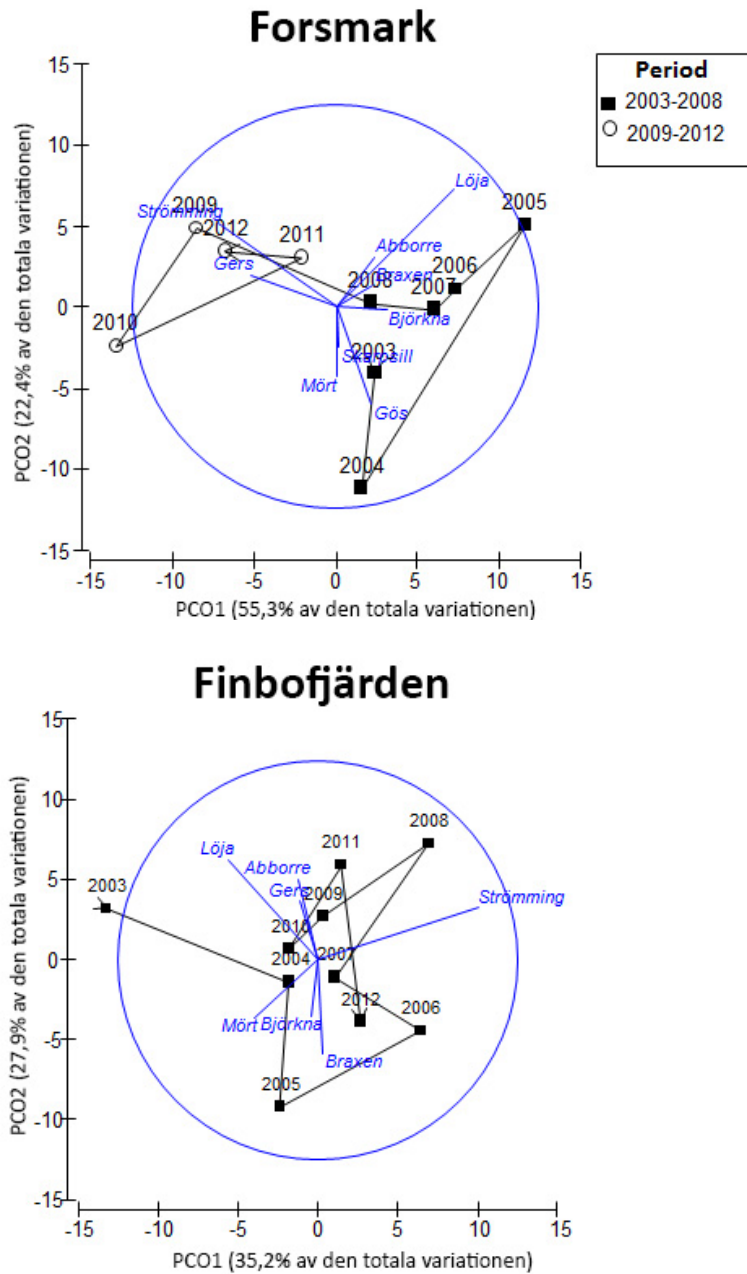


Figur 3.1. Vittjning av nordiska kustöversiktsnät.

Tabell 3.1.1. Total fångst registrerad vid provfiske med Nordiska kustöversiktsnät i Forsmarks skärgård (till vänster) och i referensområdet Finbo (till höger) 2003-2012.

Art	Forsmark - antal	Finbo - antal
Abborre	11438	16191
Strömming	2989	4241
Mört	2821	11025
Gers	2589	2151
Björkna	1190	1569
Löja	740	1027
Gös	238	219
Braxen	192	316
Skarpsill	52	157
Svart smörbult	33	7
Storspigg	18	0
Sik	17	8
Id	9	5
Vimma	9	0
Tånglake	4	4
Gädda	3	29
Mindre havsnål	2	4
Nors	2	238
Skrubbskädda	2	38
Hornsimpa	0	33
Piggvar	0	1
Sarv	0	1





**Figur 3.1.1a-b.** Graf över förändringar i artsammansättning hos kustfisksamhället i a) Forsmarks skärgård och b) referensområdet i Finbo åren 2003-2012. År som ligger nära varandra i figuren har likartad artsammansättning. Tidsserien för Forsmark kunde delas in i två perioder som skiljer sig åt ifråga om artsammansättning. Dessa perioder anges med olika symboler i figuren. Ingen motsvarande förändring har skett i Finbo. Linjerna anger vilka arter som haft relativt hög abundans

under olika år, genom att peka mot år med högre förekomst av den angivna arten. Grafen är baserad på en multivariat ordinationsanalys (PCO; Zuur m.fl. 2007), där likheten mellan punkter är beräknad med hjälp av Bray-Curtis likhetsindex. Förekomsten av perioder med likartad artsammansättning har analyserats med hjälp av en kronologisk klusteranalys (Legendre & Legendre 1998). Data är från provfiske med nordiska kustöversiktsnät.

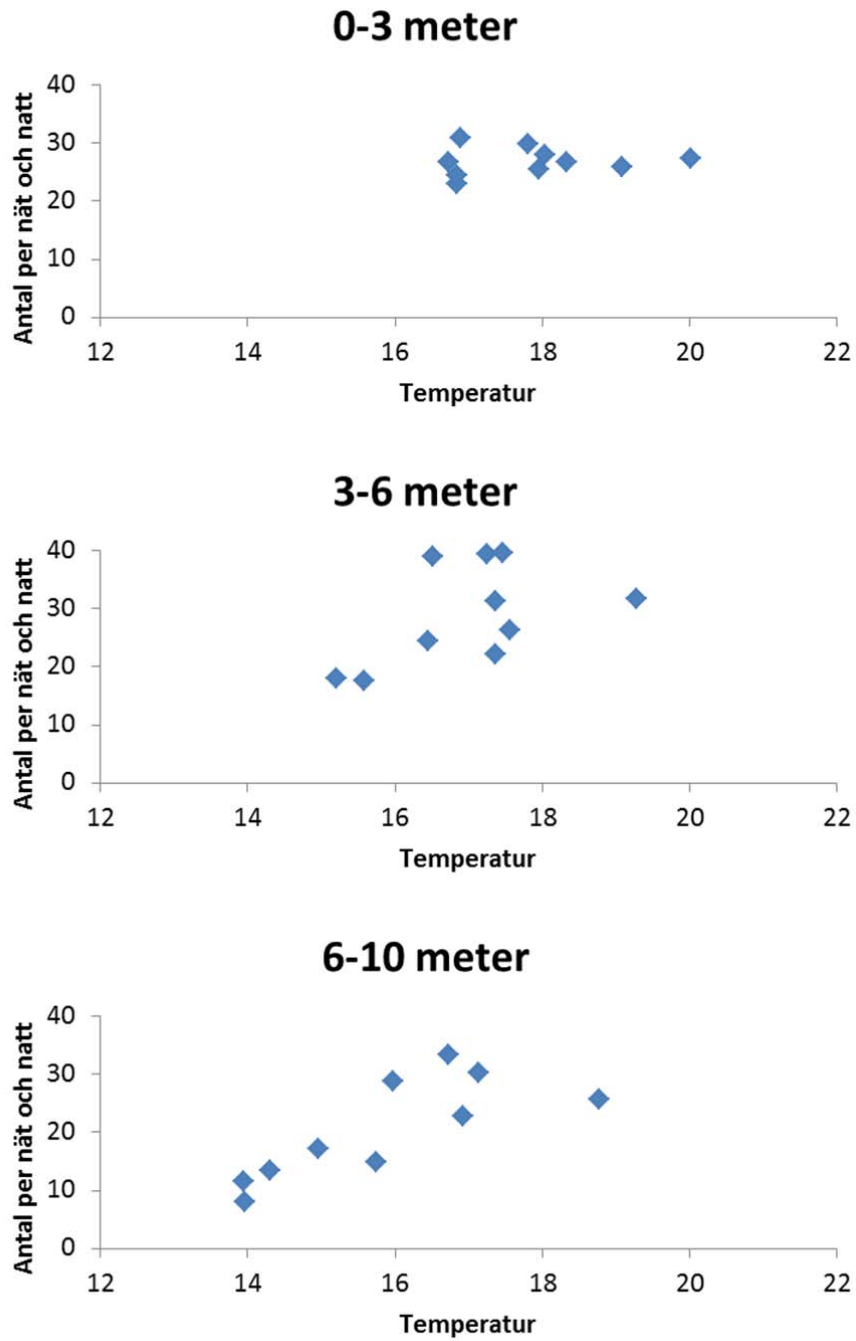
### 3.1.2 Förändringar i fångsten av abborre

Hos abborre, som är den vanligast förekommande arten i provfisket, har mellanårsvariationen i fångsterna varit låg under den studerade tioårsperioden (2003-2012). Det har dock förekommit stora skillnader i fångstens storlek mellan de olika djupstratifieringarna. Fångsterna av abborre i de djupaste stratifieringarna (6-10 meter) visar ett tydligt samband med temperatur, så att förekomsten av abborre är betydligt lägre när temperaturen sjunker ner mot cirka 16°C<sup>6</sup> (figur 3.1.2a). Motsvarande mönster ses inte inom de grundare stratifieringarna (0-3 meter och 3-6 meter) där fångsten av abborre är oberoende av temperaturen<sup>7</sup> (figur 3.1.2a). Detta samband indikerar att det främst är temperaturen, inte populationsstorleken, som styr fångsterna av abborre på de djupare stationerna (6-10 meter). Med anledning av detta genomförs analyserna av abborrfångsterna i denna rapport endast avseende stratifieringarna 0-3 meter och 3-6 meter.

---

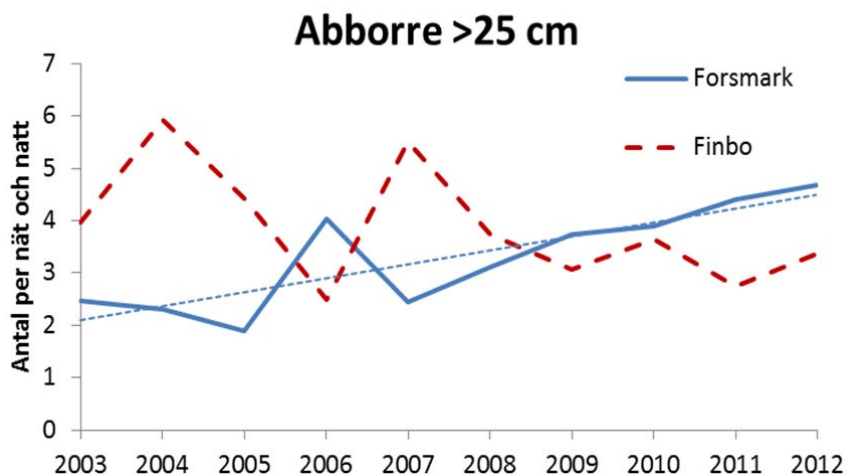
<sup>6</sup> Variansanalys ANOVA 2003-2012,  $F_{1,9}=40,19$ ,  $p<0,01$

<sup>7</sup> Variansanalys ANOVA 2003-2012,  $F_{1,9}=0,04$ ,  $p=0,84$  för 0-3 m,  $F_{1,9}=0,20$ ,  $p=0,67$  för 3-6 m



**Figur 3.1.2a.** Fångst av abborre på djupstratum 0-3 m, 3-6 m och 6-10 m vid provfiske med Nordiska kustöversiktsnät åren 2003-2012.

Även om den totala fångsten av abborre under provfiskeperioden inte visar någon förändring över tid, har fångsterna av stor abborre (>25 cm) ökat och nästan fördubblats<sup>8</sup> (figur 3.1.2b). Motsvarande trend finns inte i provfisket i referensområdet i Finbo<sup>9</sup>. I Finbo var fångsten av stor abborre under de tidigare åren vanligtvis högre än den vid Forsmark. Sedan 2008 är dock mönstret det omvända, med en generellt större fångst av stor abborre i Forsmark än i Finbo.



**Figur 3.1.2b.** Fångst av abborre som är 25 cm eller större i Forsmark och i referensområdet Finbo åren 2003-2012. Trendlinjen anger signifikant förändring över tid (Forsmark).

### 3.1.3 Ålder hos abborre

Analyser av åldersprover från abborre visar att abborrens tillväxt under de första levnadsåren har ökat i Forsmark över tid<sup>10</sup> (figur 3.1.3a). Denna trend syns inte för abborrarna i referensområdet Finbo under samma period<sup>11</sup>. Under perioden när åldersprov samlades in mellan 1977 och 2000 visade analyserna att abborrar från Forsmark och referensområdet i Finbofjärden samvarierade och tillväxten var på ungefär samma nivåer (Sandström, 2002). Från och med årsklasserna 2003 och framåt avviker dock förstaårstillväxten i Forsmark jämfört med referensområdet i Finbo<sup>12</sup>. Under den senare delen av 2000-talet har den ökade tillväxten varit tydlig och påminner om hur situationen såg ut i Biotestsjön under tidigt 1980-tal, när

<sup>8</sup> Linjär regression 2003-2012,  $R^2=0,69$ ,  $p<0,01$

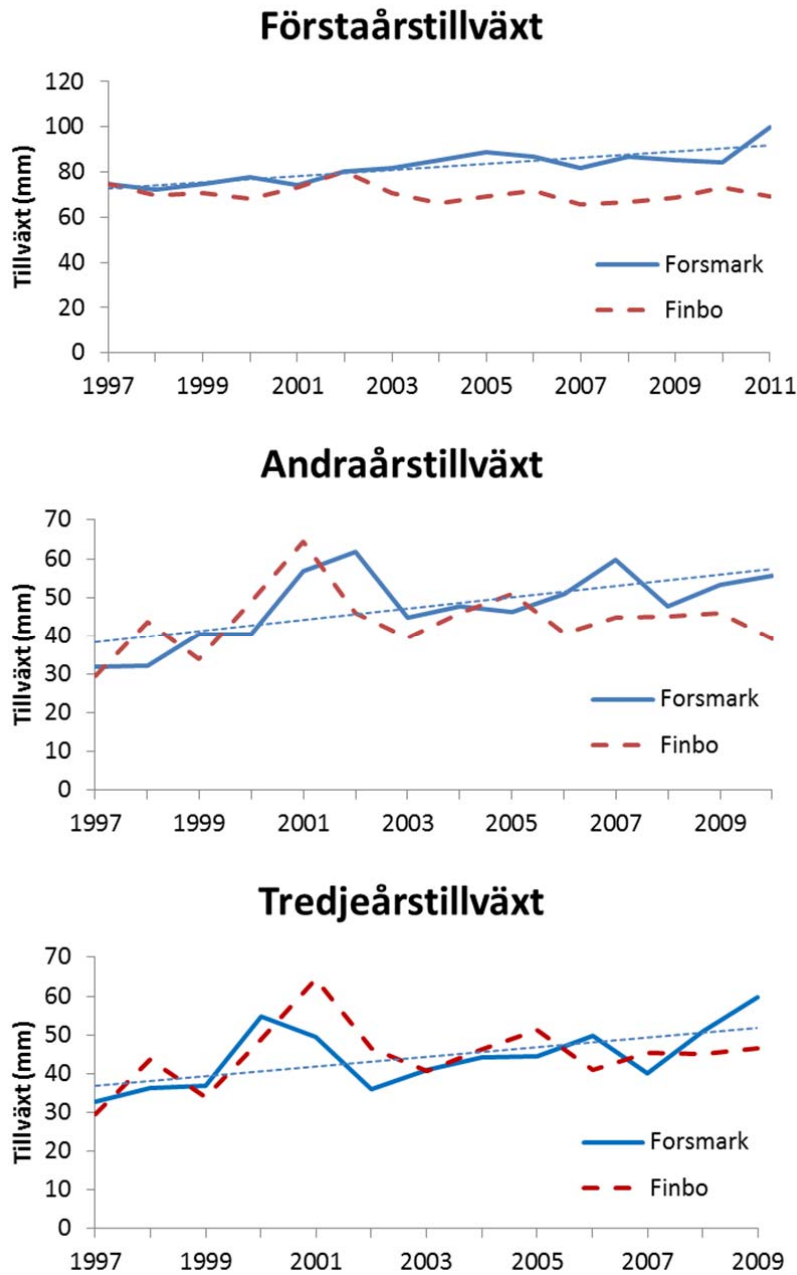
<sup>9</sup> Linjär regression 2003-2012,  $R^2=0,27$ ,  $p=0,12$

<sup>10</sup> Linjär regression 1997-2011,  $R^2=0,72$ ,  $p<0,01$  för första året,  $R^2=0,43$ ,  $p<0,01$  för andra året,  $R^2=0,36$ ,  $p<0,05$  för tredje året

<sup>11</sup> Linjär regression 1997-2011,  $R^2=0,11$ ,  $p=0,22$  för första året,  $R^2=0,02$ ,  $p=0,62$  för andra året,  $R^2=0,07$ ,  $p=0,37$  för tredje året

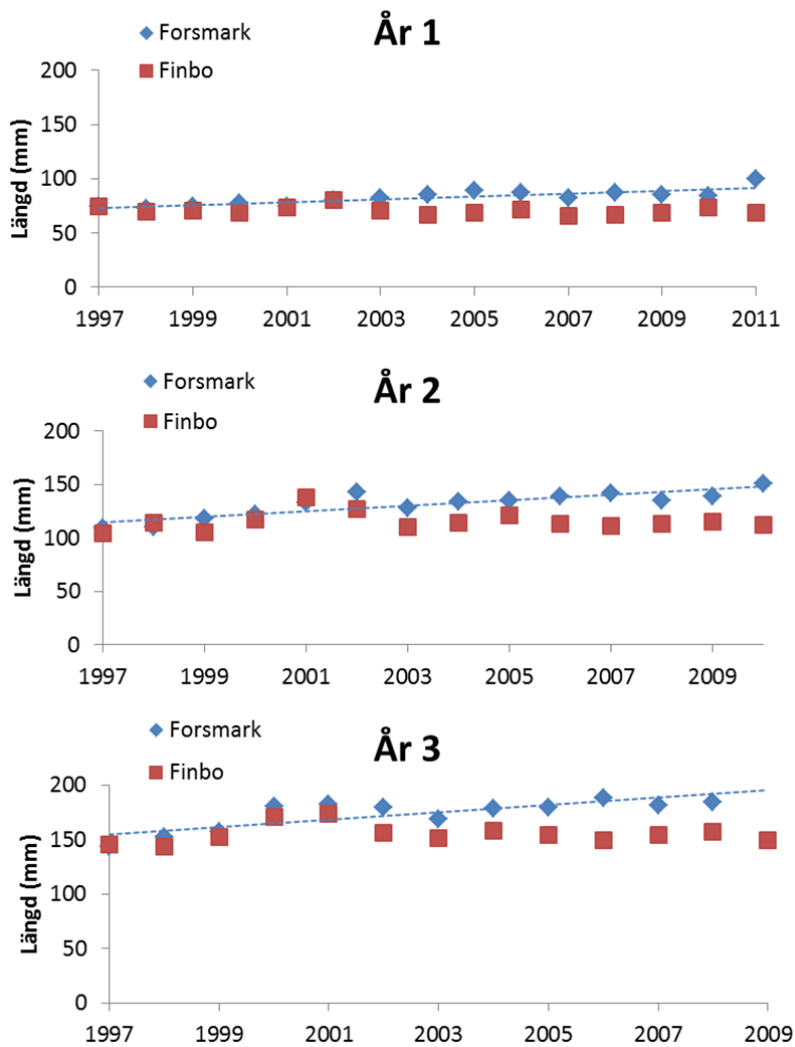
<sup>12</sup> Variansanalys ANOVA 2003-2011,  $F_{1,17}=78,73$ ,  $p<0,01$

uppvärmt kylvatten först började strömma igenom anläggningen och gav upphov till en ökad tillväxt hos årsynglen (Sandström m.fl. 2002).



Figur 3.1.3a. Tillväxt hos abborre under första, andra och tredje levnadsåret. Trendlinjerna anger signifikant förändring över tid (Forsmark).

Den ökade tillväxthastigheten hos abborrar i Forsmark under 2000-talet har resulterat i att de har nått större storlek vid given ålder än under tidigare år<sup>13</sup> (figur 3.1.3b). För abborre i referensområdet Finbo finns ingen sådan trend, och storleken påminner om den under 1980- och 1990-talet<sup>14</sup>.



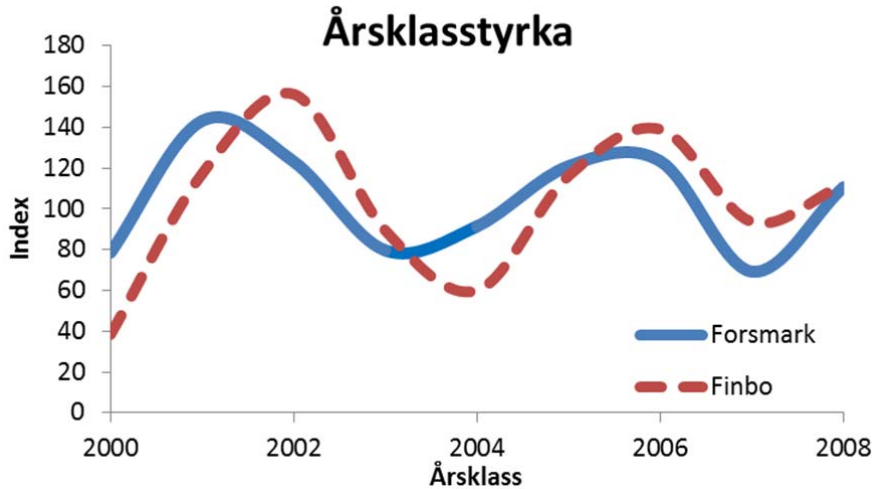
**Figur 3.1.3b.** Längd vid given ålder hos abborre under första, andra och tredje levnadsåret. Trendlinjen anger signifikant förändring över tid (Forsmark).

<sup>13</sup> Linjär regression 1997-2011,  $R^2=0,72$ ,  $p<0,001$  för ettåringar,  $R^2=0,74$ ,  $p<0,001$  för tvååringar,  $R^2=0,71$ ,  $p<0,001$  för treåringar

<sup>14</sup> Variansanalys ANOVA 1997-2011,  $F_{1,29}=31,12$ ,  $p<0,001$  för ettåringar,  $F_{1,27}=15,39$ ,  $p<0,001$  för tvååringar,  $F_{1,25}=16,59$ ,  $p<0,001$  för treåringar

### 3.1.4 Rekrytering hos abborre

Rekryteringen hos abborre, baserat på årsklasstyrka (Thoresson 1992), visar på en god samvariation mellan Forsmark och Finbo under 2000-talet<sup>15</sup>, med förhållandevis starka årsklasser åren 2001, 2002, 2005 och 2006 (figur 3.1.4a).



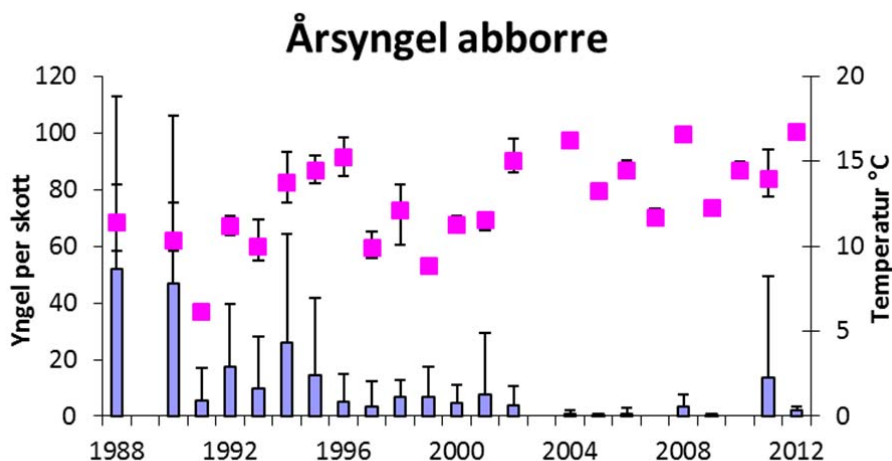
**Figur 3.1.4a.** Årsklasstyrka för abborre i Forsmark och i referensområdet Finbo beräknat på relativ förekomst vid en ålder av 2-4 år (index 100 motsvarar genomsnittet för alla årsklasser under den studerade perioden).

Vid de årliga yngelundersökningarna i Forsmarks innerskärgård, som pågått sedan 1980-talet, har utvecklingen dock visat på minskade tätheter av abborryngel<sup>16</sup> (figur 3.1.4b). Under slutet av 1980-talet och hela 1990-talet var tätheterna av årsyngel förhållandevis höga, och fångsterna visade samvariation med åldersfördelningarna från nätprovfiskena (Karås m.fl. 2010). På 2000-talet minskade dock yngelförekomsten drastiskt, och vissa år har till och med fångsterna av abborryngel uteblivit. Undantaget var 2008 och 2011 då tätheterna var högre än på många år. Abborrynglen i Biotestsjön har genom åren varit betydligt större än i Forsmarks skärgård, vanligtvis cirka 20-40 mm<sup>17</sup>. Under de senaste åren har dock årsynglen varit ungefär lika stora i de bägge områdena (figur 3.1.4c).

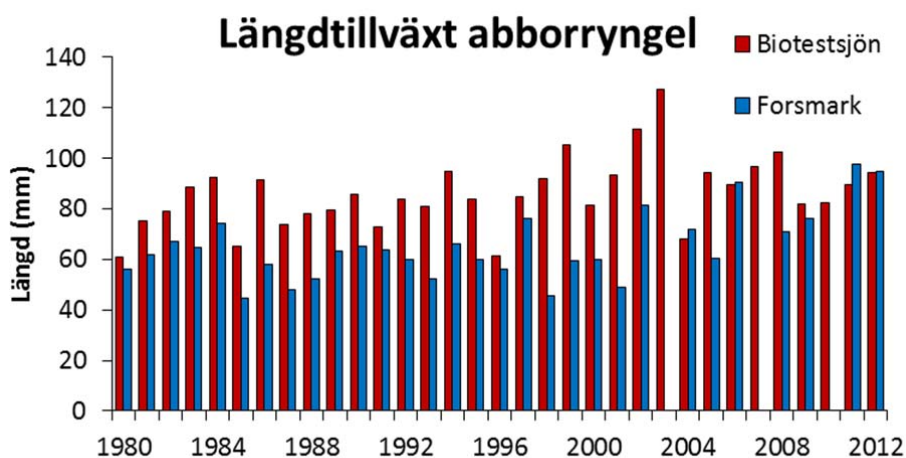
<sup>15</sup> Pearsons korrelationskoefficient,  $r=0,72$ ,  $p<0,05$

<sup>16</sup> Linjär regression,  $R^2=0,34$   $p<0,01$

<sup>17</sup> Variansanalys ANOVA,  $F_{1,62}=37,65$ ,  $p<0,001$



Figur 3.1.4b. Fångster av årsyngel av abborre i Forsmark samt temperaturer (rosa punkter) vid provtagningsstillfallet åren 1988-2012.



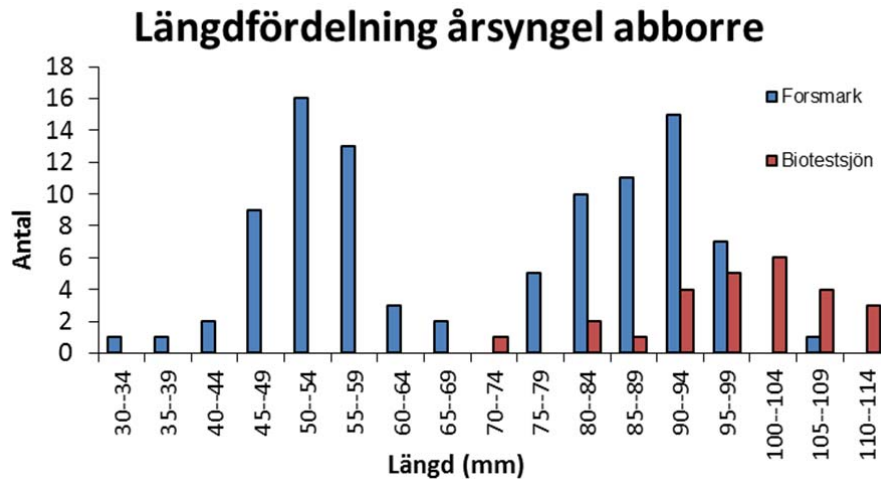
Figur 3.1.4c. Längdtillväxt hos abborryngel i Biotestsjön och referensområdet i Forsmarks skärgård mellan åren 1980-2012.

Vid 2008 års yngelundersökningar i Forsmark visade längdfördelningarna hos årsyngel av abborre på ovanligt stor spridning och två separata grupper kunde urskiljas<sup>18</sup> (figur 3.1.4d). Den större gruppen var marginellt mindre än årsynglen av abborre från Biotestsjön under samma period. Beräkningar med den bioenergetiska modellen (Se figur 1.3.3) baserat på temperaturdata från

<sup>18</sup> Variansanalys ANOVA,  $F_{1,95}=756,65$ ,  $p<0,001$



Biotestsjön och Forsmark visar att dessa två grupper kan härstamma från bägge områdena, gruppen av mindre yngel från Forsmarksområdet och den av större yngel från Biotestsjön. Enligt modellering med hänsyn till säsongstemperaturen i Forsmark skulle årsynglen teoretiskt sett kunna uppnå en maximal längd på cirka 65 mm. Med hänsyn till de temperaturer som rådde i Biotestsjön under samma period fanns däremot en potential för abborrynglen att bli maximalt drygt 106 mm.

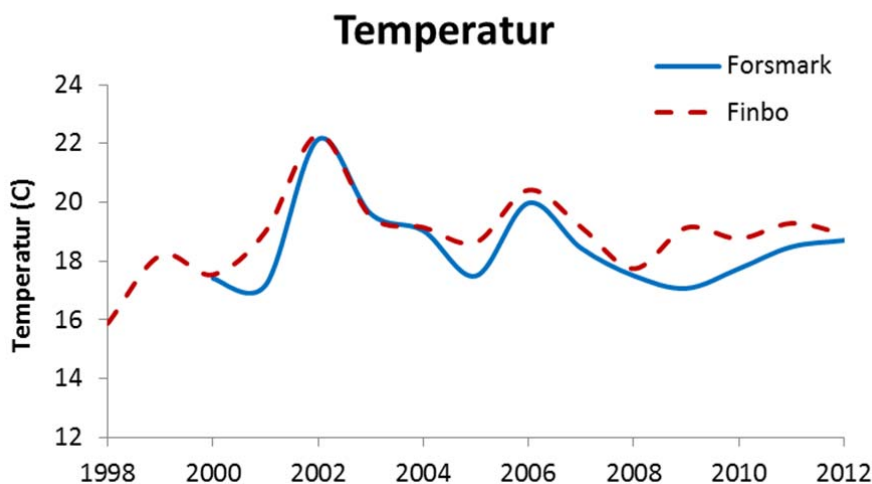


Figur 3.1.4d. Längdfördelningar för abborryngel i Forsmark och Biotestsjön 2008.

Sammantaget visar analyserna av fångst- och individdata från provfiskena i Forsmark och referensområdet Finbo tydligt att någonting har påverkat tillväxten hos abborre i Forsmarks skärgård positivt under senare år, samt att det skett en mer uttalad förändring i fisksamhällets artsammansättning i Forsmark än i Finbo. Jämförande analyser av fångstdata visar inte på en liknande trend hos andra vanliga arter i området, till exempel mört, strömming och gers.

Faktorer som påverkar tillväxten hos abborre i Forsmark är väl studerade inom kontrollprogrammen och de forskningsprojekt som genomförts under åren. En av de viktigaste faktorerna som påverkar tillväxten hos abborre och andra fiskar är den omgivande temperaturen (Sandström 1990). Abborren är en typisk varmvattenart som har sin optimaltemperatur på drygt 20°C för vuxen fisk och cirka 28°C för yngel. När temperaturen är lägre än optimum sjunker aktiviteten hos abborren och energiförbrukningen är minimal. Temperaturen i Forsmarks skärgård och referensområdet Finbo visar inte på några skillnader och har haft en tydlig samvariation sedan slutet av 1990-talet<sup>19</sup> (figur 3.1.4e).

<sup>19</sup> Pearsons korrelationskoefficient,  $r=0,88$ ,  $p<0,001$



**Figur 3.1.4e.** Medeltemperaturen under augusti månad i Forsmarks skärgård och i referensområdet Finbo åren 1998-2012.

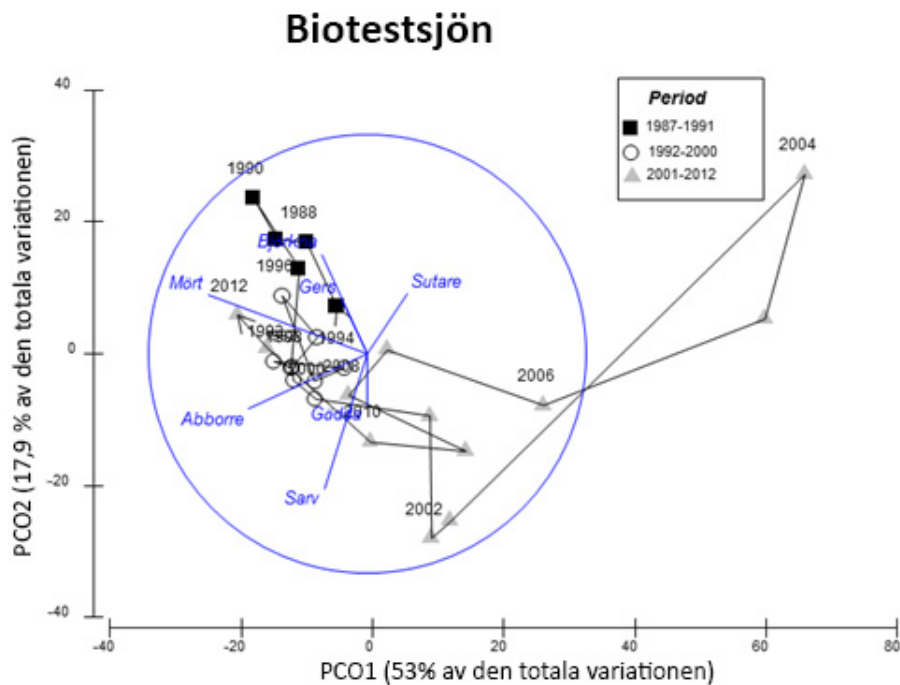
### 3.2 Fisksamhällets utveckling i Biotestsjön

Fiskbeståndens utveckling i Biotestsjön har undersökts från tiden innan anläggningen var färdigställd (1977) fram till idag. Under perioden innan elproduktionen inleddes, 1977-1980, visade resultaten att fisksamhället i Biotestsjön var likt det som fanns i övriga Forsmarksområdet. Ett undantag var dock att vandrande kallvattenarter, fiskar med lågt temperaturoptimum, som sik, hornsimpa och strömming minskade eller försvann från anläggningen när invallningen var fullbordad (Karås m.fl. 1984). Anledningen till detta var troligtvis att temperaturen blev för hög under sommarhalvåret i den grunda Biotestsjön. I samband med att elproduktionen startades och uppvärmt kylvatten släpptes ut i Biotestsjön, skedde stora förändringar i fisksamammansättningen inne i anläggningen. Samtliga kallvattenarter försvann helt från området samtidigt som varmvattenarterna mört, löja, björkna och abborre började bli alltmer förekommande (Karås m.fl. 1984). Framförallt ökade tätheterna av mört och abborre under de första åren efter driftstart, och då främst unga och små individer (Mo m.fl. 1996).

Från slutet av 1980-talet fram till 2012 har fisksamhällena i Biotestsjön genomgått tre större förändringar i den relativa artsammansättningen (figur 3.2a). De dominerande arterna i Biotestsjön har konsekvent varit abborre och mört, med undantag av ett fåtal år med höga tätheter av sarv och björkna. Fram till början av 1990-talet var fångsterna stora i Biotestsjön, framförallt av mört. Under 1990-talet

började dock fångsternas storlek minska och vid tidpunkten för galleröppningen 2004 var fångsterna rekordlåga<sup>20</sup> (figur 3.2b).

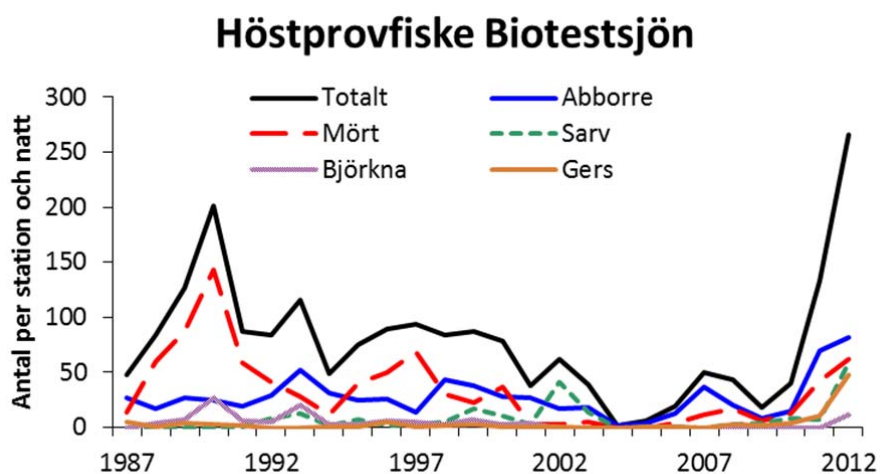
Under 2000-talet visade fångsterna på en stor variation mellan år, gällande både artsammansättning och förekomst av den fisk som fångades. Mängden fisk har sedan gallerborttagandet 2004 ökat betydligt i Biotestsjön. År 2012 noterades de största fångsterna som någonsin registrerats i Biotestsjön<sup>21</sup> (figur 3.2b). Till skillnad från tidigare år var inslagen av sarv, gers och björkna större under 2012, samtidigt som dominansen av abborre och mört inte var lika uttalad. Sedan gallren avlägsnades fångas även kallvattenarter som sik, nors, lake, öring och regnbåge igen inne i Biotestsjön, dock endast som ett fåtal individer per år och art.



**Figur 3.2a.** Graf över förändringar i artsammansättning hos kustfisksamhället i Biotestsjön 1987-2012. År som ligger nära varandra i figuren har likartad artsammansättning. Tidsserien kunde delas in i tre perioder som skiljer sig åt ifråga om artsammansättning. Dessa perioder anges med olika symboler i figuren. Linjerna anger vilka arter som haft relativt hög abundans under olika år, genom att peka mot år med högre förekomst av den angivna arten. Grafen är baserad på en multivariat ordinationsanalys (PCO; Zuur m.fl. 2007), där likheten mellan punkter är beräknad med hjälp av Bray-Curtis likhetsindex. Förekomsten av perioder med likartad artsammansättning har analyserats med hjälp av en kronologisk klusteranalys (Legendre & Legendre 1998).

<sup>20</sup> Linjär regression 1990-2004,  $R^2=0,52$ ,  $p<0,01$

<sup>21</sup> Linjär regression 2004-2012,  $R^2=0,60$ ,  $p=0,01$

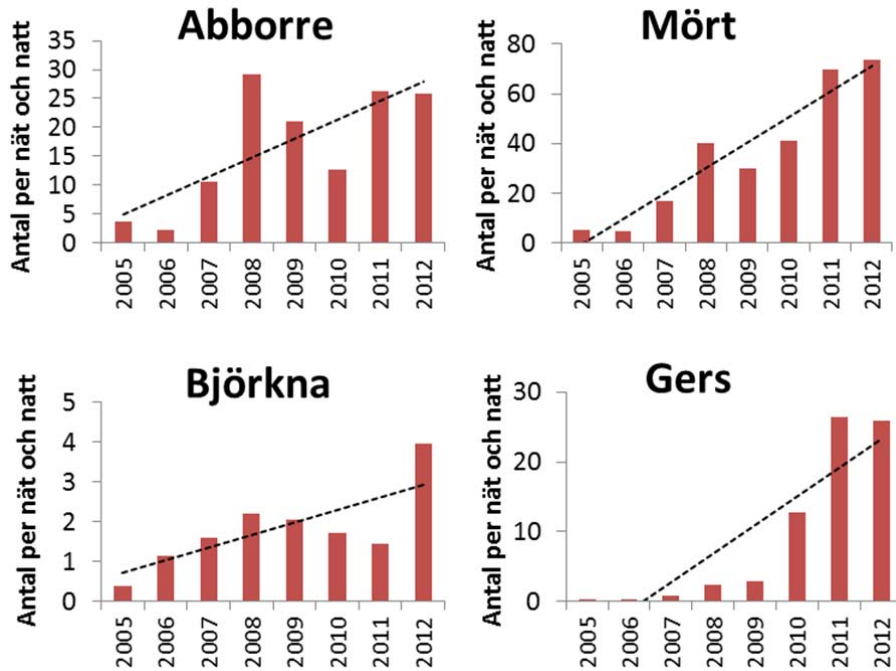


**Figur 3.2b.** Fångster vid nätprovfisken i Biotestsjön under den första vittjningen på hösten mellan 1987-2012.

Vid provfiskena under vårperioden, som genomförts sedan 2003, har en liknande utveckling skett. Sedan gallren avlägsnades har fångsterna i Biotestsjön successivt ökat, framförallt av abborre och mört (figur 3.2c)<sup>22</sup>. De högsta fångsterna av mört har i huvudsak skett under april månad, medan abborrens fångsttoppar varit koncentrerade till maj (Adill m.fl. 2012). Under de senaste åren har även fångsterna av gers och björkna ökat vid vårprovtagningarna<sup>23</sup> (figur 3.2c).

<sup>22</sup> Linjär regression 2005-2012,  $R^2=0,57$ ,  $p<0,05$  för abborre,  $R^2=0,91$ ,  $p<0,01$  för mört

<sup>23</sup> Linjär regression 2005-2012,  $R^2=0,79$ ,  $p<0,01$  för gers,  $R^2=0,57$ ,  $p<0,05$  för björkna

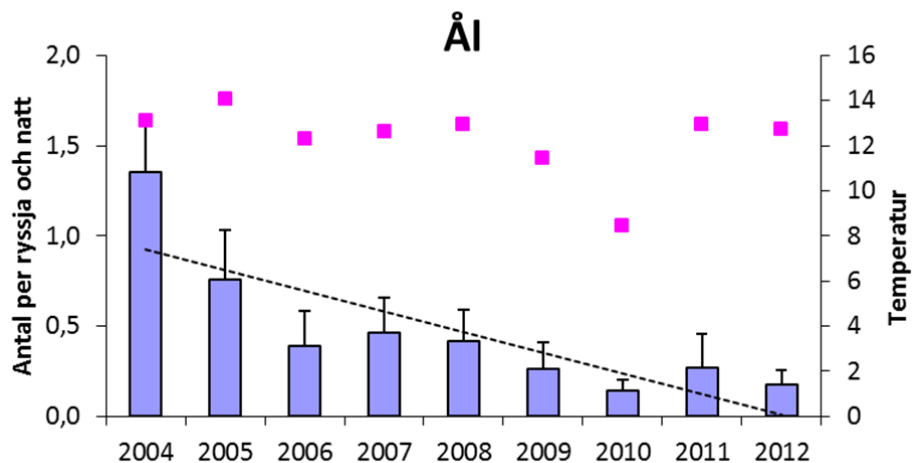


**Figur 3.2c.** Fångster av abborre, mört, björkna och gers under vårperioden i Biotestsjön. Trendlinjen anger signifikant förändring över tid.

Något som har försvårat analyserna av provfisket med nät i Biotestsjön sedan slutet av 1990-talet är störningar från ål (Adill m.fl. 2010). År 1989 genomfördes ett projekt med utsättning av 500 000 ålyngel i Biotestsjön för att kompensera bortfallet av vuxen ål i kraftverkets silstationer. Eftersom ålar har högt temperaturoptimum, lämpar sig anläggningens varma vatten väl för ål (Sadler 1979). I mitten av 1990-talet genomfördes en uppföljning av projektet där en mängd ål fångades och åldersanalyserades. Resultatet visade att omkring 73 % av samtliga fångade ålar härstammade från utsättningarna år 1989 (Mo m.fl. 1996; Karås m.fl. 2010). I takt med att dessa ålar växte sig större började man i slutet av 1990-talet se allt mer frekventa störningar vid nätfiskena, i form att betning på fisk som fastnat i näten. Från denna tid och fram till dagens fiske kunde störningarna uppgå till cirka 25 så kallade ålbulor per nät (Adill m.fl. 2010). Detta fenomen har inte rapporterats från något annat provfiske längs Sveriges kuster eller andra kontrollprogram. Vid tiden före gallrens borttagande beräknade man att det fanns cirka 20 000 ålar i Biotestsjön (Karås m.fl. 2010). Redan året efter gallerborttagandet hade det beräknade antalet ålar minskat till cirka 12 000, som en följd av utvandring. Åldersanalyser på ål utförda strax innan gallren togs bort

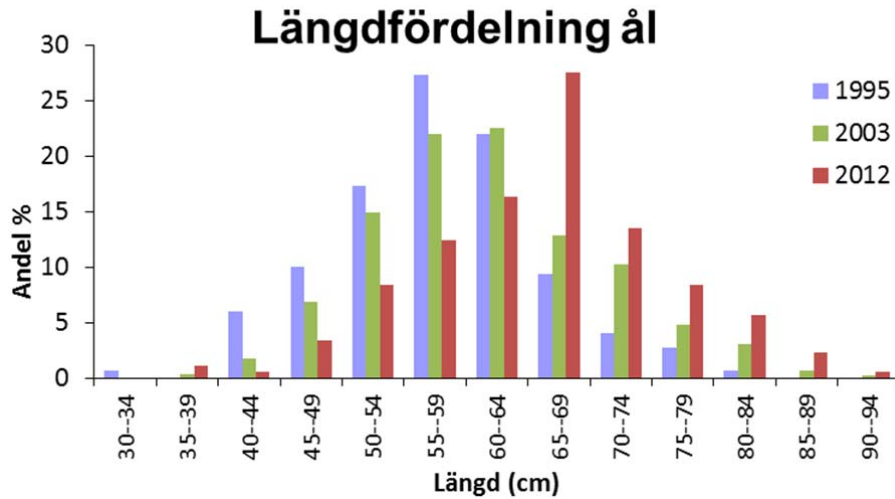
indikerade att endast 5 % av fångsterna härstammade från utsättningarna 1989 (Karås m.fl. 2010). Resultatet visar på anläggningens dragningskraft för ål och att det hade förekommit invandring av ål till Biotestsjön trots att vandringsvägen varit blockerad.

Det riktade provfisket efter ål under april månad i Biotestsjön visar att antalet ålar fortsätter att minska i anläggningen efter galleröppnandet<sup>24</sup> (figur 3.2d). Analys av längdfördelningarna indikerar dock att det samtidigt även förekommer en nyrekrytering av ål till Biotestsjön (figur 3.2e).



**Figur 3.2d.** Fångster av ål i Biotestsjön under april månad samt medeltemperaturen vid vittningarna (rosa punkter). Data från åren 2004-2012. Trendlinjen anger signifikant förändring över tid.

<sup>24</sup> Linjär regression 2004-2012,  $R^2=0,68$ ,  $p<0,01$



Figur 3.2e. Längdfördelning hos ål fångad vid provfiske under april månad 1995, 2003 och 2012.

### 3.3 Dödlighet i silstationen

Omfattningen av fiskförluster vid kraftverkets kylvattenintag har under de senaste tio åren varit på nivåer mellan 2 miljoner och 15 miljoner individer per provtagningsperiod (det vill säga en 8 veckors period under våren respektive en 12 veckors period under hösten). I undersökningarna noteras alla förekommande fiskarter (tabell 3.3). De största förlusterna sker av småväxta arter som till exempel storspigg, småspigg och sandstubb. Även årsyngel av större arter kan förekomma i stora mängder, speciellt under höstprovtagningarna. Helt dominerande arter i undersökningarna, både under våren och på hösten, har varit storspigg, småspigg strömming och sandstubb.

**Tabell 3.3.** Förluster av fisk i silstationerna mellan 2003-2012 under våren och hösten.

<b>Art</b>	<b>Vår</b>	<b>Höst</b>	<b>Totalt</b>
Storspigg	55 308 377	33 811 643	89 120 020
Strömming	1 627 642	8 575 828	10 203 470
Småspigg	2 151 450	7 138 010	9 289 460
Sandstubb	2 287 079	321 347	2 608 426
Löja	223 613	750 167	973 780
Nors	719 255	200 965	920 220
Mindre Havsnål	407 610	448 250	855 860
Kusttobis	106 827	70 796	177 623
Abborre	89 255	32 445	121 700
Skarpsill	9 802	106 008	115 810
Gers	96 527	7 828	104 355
Mört	40 278	14 952	55 230
Braxen	11 151	31 663	42 814
Gös	33 254	1 475	34 729
Smörbult	27 032	557	27 589
Ål	2 315	9 324	11 639
Tängsnälla	845	2 861	3 706
Björkna	2 473	751	3 224
Tänglake	2 357	231	2 588
Piggvar	42	2 027	2 069
Flodnejonöga	1 092	767	1 859
Gädda	231	1 124	1 355
Elritsa	42	1 260	1 302
Ruda	614	68	682
Siklöja	11	515	526
Tängspigg	336	158	494
Sik	5	410	415
Hornsimpa	0	247	247
Lax	0	242	242
Sarv	11	226	237
Skrubbskädda	79	121	200
Sutare	32	84	116
Lake	32	16	48
Horngädda	11	16	27
Ullhandskrabba	11	16	27
Vimma	0	26	26
Tobiskung	11	0	11
Vanlig Ringbuk	11	0	11
Id	5	0	5



Under vårperioderna har storspigg varit den mest förekommande arten för samtliga år (75-95 % av det totala antalet individer; figur 3.3a). Mängden storspigg i silstationen har ökat gradvis sedan studierna inleddes, med toppnoteringar under 2009 och 2010<sup>25</sup> (figur 3.3b). Förlusterna av storspigg under vårarna består framförallt av vuxna individer. Även förlusterna av småspigg har ökat i omfattning. Resultaten visar att småspigg har blivit vanlig i Forsmarks skärgård under 2000-talet<sup>26</sup> (figur 3.3c).

Förlusterna av fisk under höstperioderna har huvudsakligen bestått av strömning, storspigg och småspigg (figur 3.3a). Till skillnad från vårprovtagningarna, då förlusterna tydligt domineras av vuxna individer, utgörs proverna under hösten till stor del av individer födda under året. I början på 1990-talet, när provtagningarna inleddes, förekom vissa år med stora förluster av strömning, främst strömmingsyngel. Därefter har variationen mellan år varit stor, men förlusterna av strömning har de senaste åren legat på relativt låga nivåer (figur 3.3d). Utvecklingen kan till stor del spegla hur framgångsrik strömmingsrekryteringen varit i Forsmarksområdet. För storspigg och småspigg ser man tydligt att förlusterna har ökat under hela 2000-talet. Merparten av storspiggen under hösten är årsyngel, vilket visar på den omfattande rekrytering av arten som sker i kustvattnet vid Forsmark (Bergström m.fl. manuskript).

Förlusten av ål i silstationerna har sedan början av 1990-talet varit ökande, både vad gäller storlek och antal ålar som fastnar (figur 3.3.e)<sup>27</sup>. På basen av ålarnas medelvikt ser man att de huvudsakligen varit blankålar, det vill säga ålar som påbörjat sin könsmognad och vandring mot lekområdena i Sargassohavet.

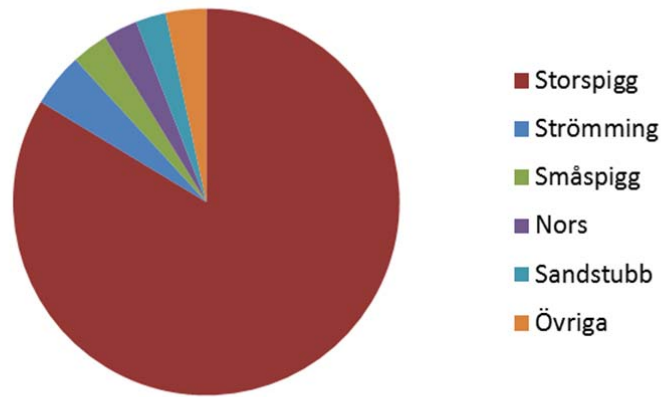
---

<sup>25</sup> Linjär regression 1989-2012,  $R^2=0,42$ ,  $p<0,01$

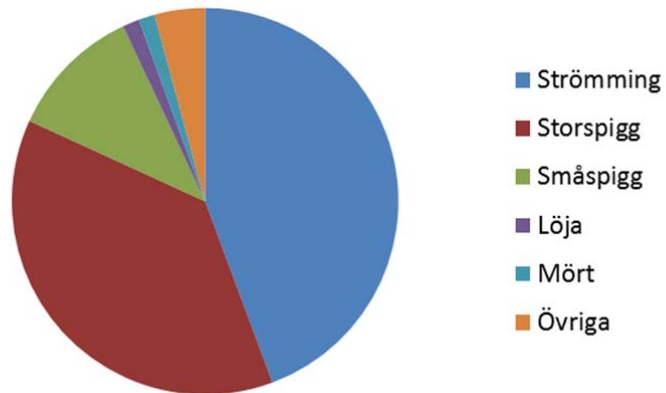
<sup>26</sup> Variansanalys ANOVA,  $F_{1,24}=5,54$ ,  $p<0,05$

<sup>27</sup> Linjär regression 1991-2012,  $R^2=0,67$ ,  $p<0,01$  för antal,  $R^2=0,85$ ,  $p<0,01$  för medelvikt

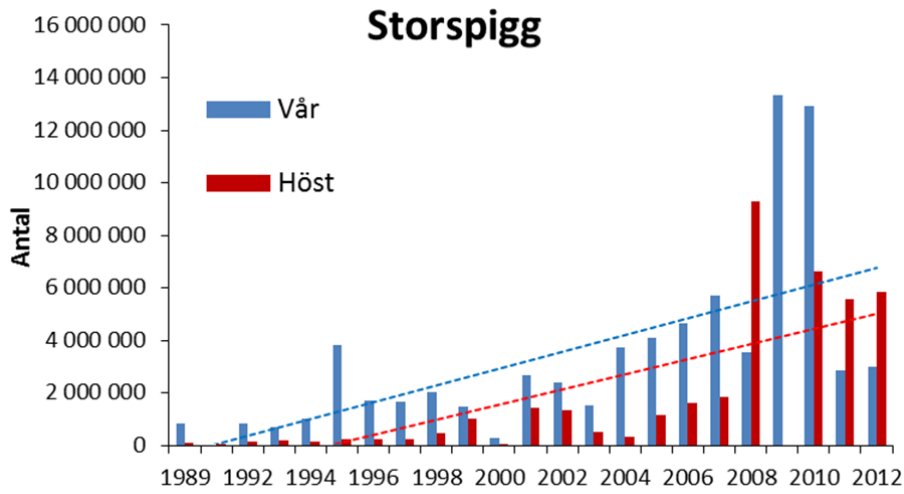
### Artfördelning vår



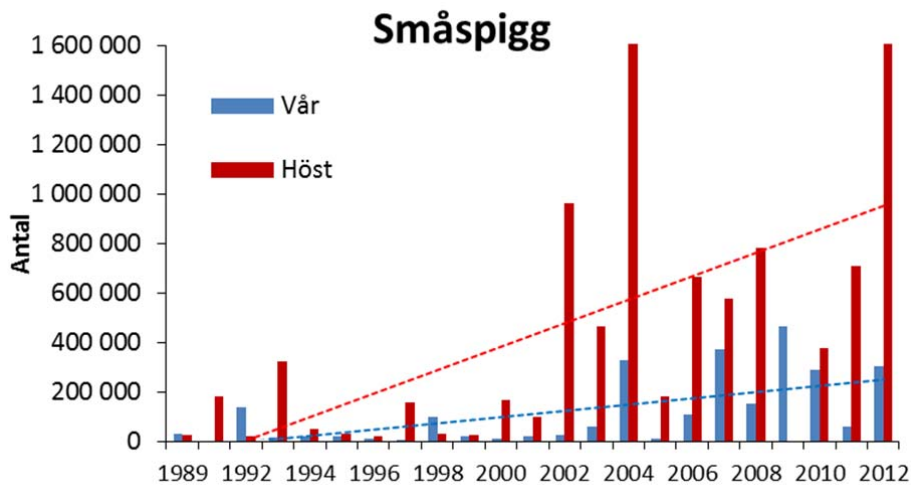
### Artfördelning höst



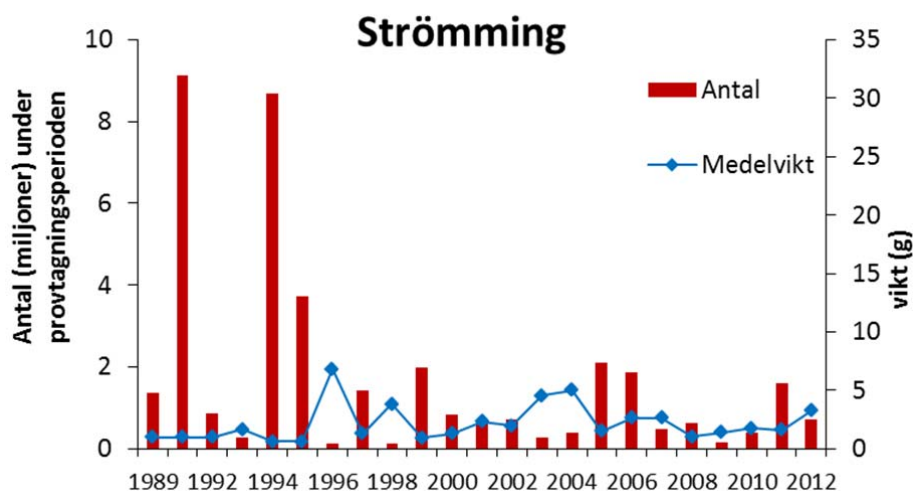
**Figur 3.3a.** Artfördelning för fiskförluster i silstationerna under vår- och höstperioderna åren 1987-2012.



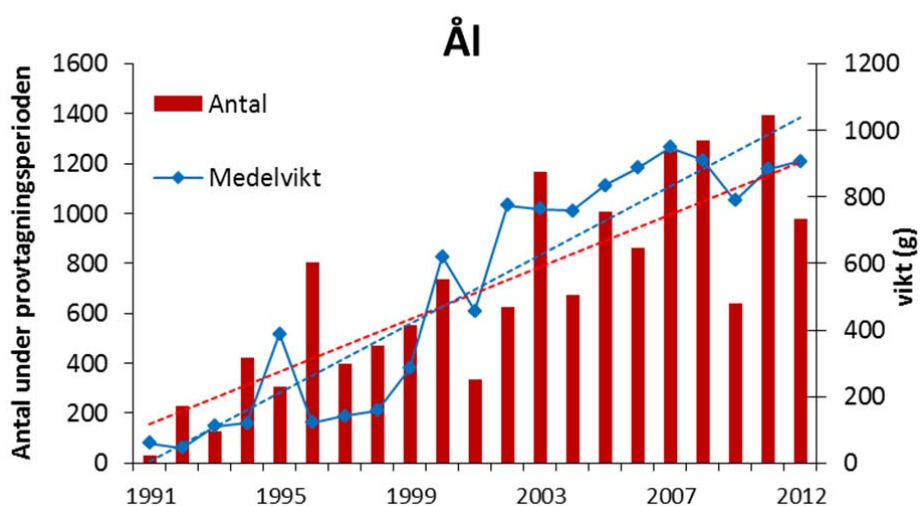
**Figur 3.3b.** Förluster av storspigg i silstationerna under provtagningsperioden 1989-2012. Trendlinjerna anger signifikant förändring över tid.



**Figur 3.3c.** Förluster av småspigg i silstationerna under provtagningsperioden 1989-2012. Trendlinjerna anger signifikant förändring över tid.

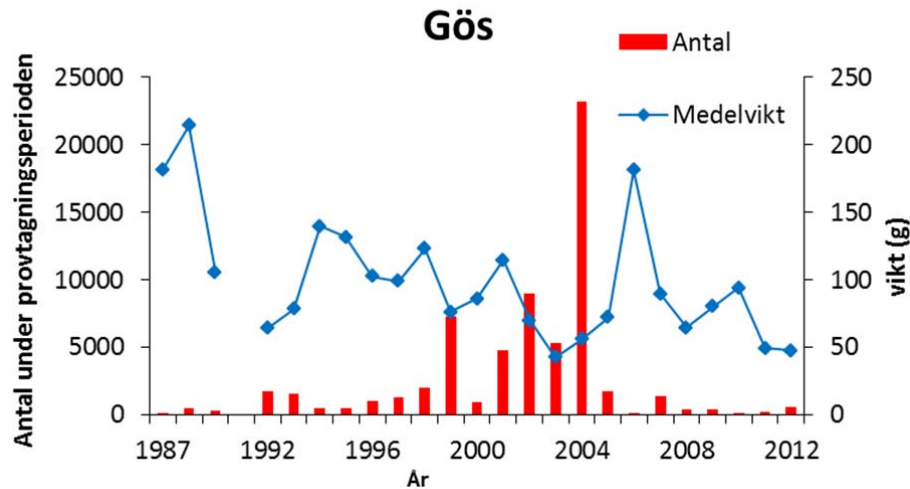


Figur 3.3d. Förluster av strömming samt medelvikt i silstationerna under höstperioderna 1989-2012.



Figur 3.3e. Förluster av ål samt medelvikt i silstationerna under höstperioderna 1991-2012. Trendlinjerna anger signifikant förändring över tid.

Förekomsten av abborre, gös, mört och andra varmvattenarter i silstationerna har varit relativt låga genom åren, och representerats främst av förluster av årsyngel under hösten. Vid några tillfällen har dock förlusterna varit betydande. År 1991 förlorades cirka 60 000 abborryngel, och 1997 cirka 900 000 juvenila mörtar och 60 000 årsyngel av abborre. Från slutet av 1990-talet och några år framåt förekom även en period med höga förluster av vuxen gös under våren, med den högsta noteringen år 2004 (figur 3.3f).



Figur 3.3f. Förluster av gös samt medelvikt i silstationerna under vårperioderna

### 3.4 Bottenfauna

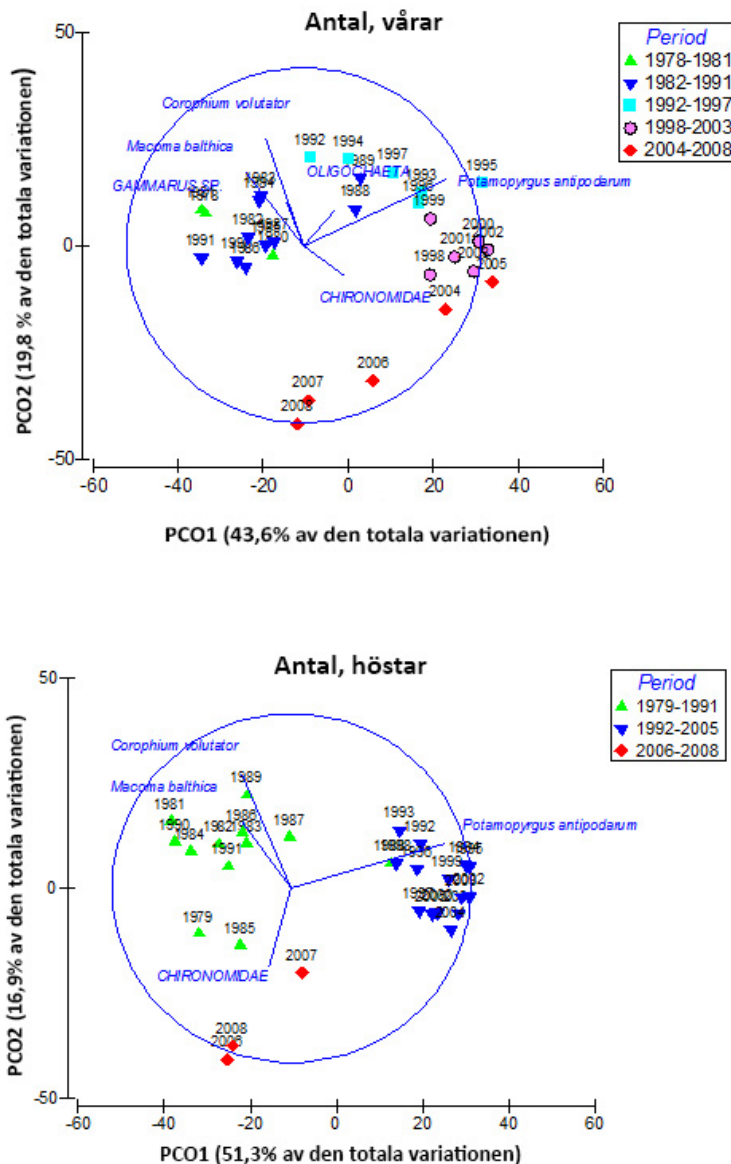
#### 3.4.1 Bottenfauna i Biotestsjön

I Biotestsjön skedde snabbt förändringar bland dominerande arter på mjukbottenarna efter att kärnkraftverket togs i drift 1980 (figur 3.4.1a) (Mo 1994). Effekter av längre tids påverkan av kylvattnet på bottenarna och faunan har därefter följts i sammanfattande femårsrapporter fram till 2007 (Sandström 1990; Mo m.fl. 1996; Sandström m.fl. 2002 och Karås m.fl. 2010). Den senaste femårsrapporten, som fokuserade på vad som hänt efter att fiskgallren togs bort 2004, visade att även de få arter som nu fanns kvar i Biotestsjön minskade i antal och att biomassorna var alarmerande låga 2006-2007. Provtagningarna från stationen som löpt sedan 1978 (BT5) utfördes även under 2008 och resultaten visade på fortsatt artfattig fauna med extremt låga biomassor (figur 3.4.1b). Analys av faunans artsammansättning över tid visade att tydliga förändringar skedde på våarna mellan åren 2003 och 2004 och på höstarna mellan åren 2005 och 2006<sup>28</sup>.

Under 1980-talet var juvenila Östersjömusslor (*Macoma balthica*) jämförelsevis talrika, medan det bara fanns enstaka stora musslor i proverna. Opportunistiska arter som slammärlor (*Corophium volutator*) och Nyzeeländsk tusensnäcka (*Potamopyrgus antipodarum*) blev därefter vanligare. Under senare delen av 1990-talet blev slammärlorna mindre vanliga för att i stort sett helt försvinna ur proverna på 2000-talet, då den Nyzeeländska tusensnäckan var den enda riktigt talrika arten

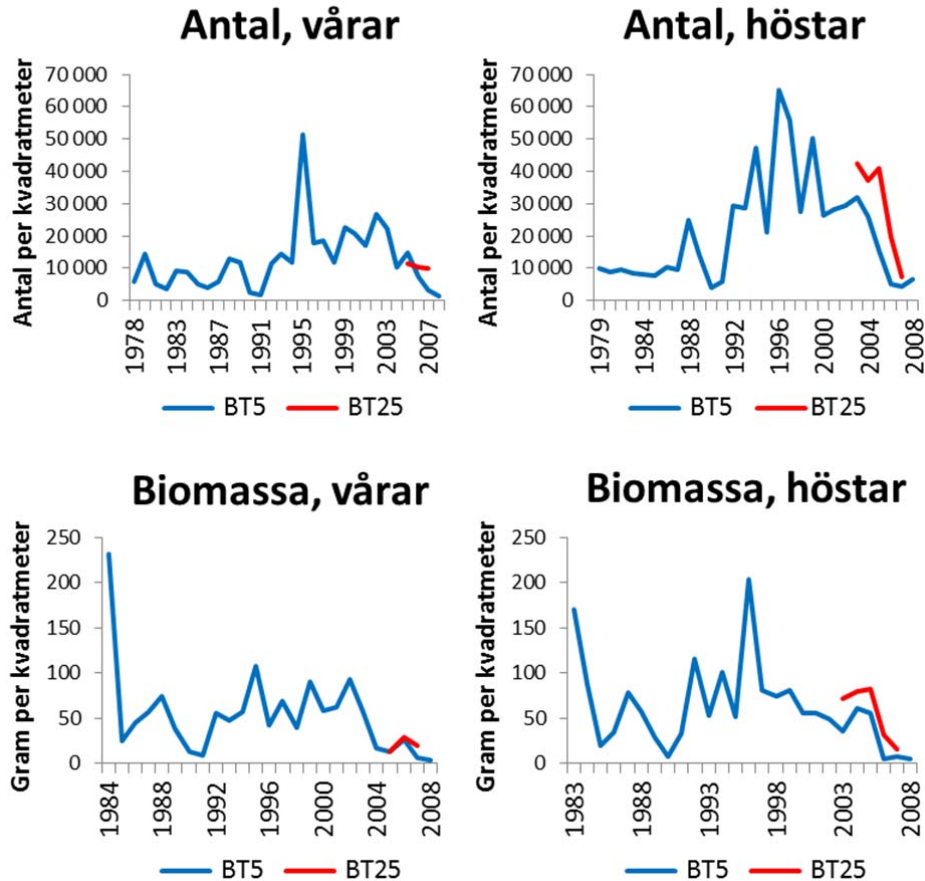
<sup>28</sup> Kronologisk klusteranalys, alfa=0,05 för vårar, alfa=0,01 för höstar.

på stationen, som också dominerade biomassorna. Under de senaste provtagna åren har även dessa blivit fåtaliga och faunan bestod nästan enbart av små fjädermygglarver (*Chironomidae*).



**Figur 3.4.1a.** Graf över förändringar i artsammansättning hos mjukbottenfaunan på den station som provtagits sedan 1978 (BT5). År som ligger nära varandra i figuren har likartad artsammansättning. Pilarna anger vilka arter som dominerade under olika år och pilens längd anger styrkan i dominansen. Symbolerna anger sammanhängande tidsperioder med likartad artsammansättning.

Grafen är baserad på en multivariat ordinationsanalys (PCO), där likheten mellan punkter är beräknad med hjälp av Bray-Curtis likhetsindex och tidsperioderna med kronologisk klusteranalys (Legendre & Legendre 1998). Data är baserat på antal djur 1978-2008 från vårar (övre figur) och höstar (nedre figur).



**Figur 3.4.1b.** Figurerna visar totala antalet bottenlevande djur per kvadratmeter (överst) och biomassorna av dem (nederst) vid de provtagningar som skett under vårar (till vänster) och höstar (till höger) från den station som provtagits sedan 1978 (BT5, blå linje). I samband med galleröppnandet 2004 togs dessutom prover från 25 provpunkter slumpade över hela Biotestsjön (BT25) våarna 2005-2007 och under höstarna 2003-2007. Data från dessa utökade provtagningar anges med den röda linjen.

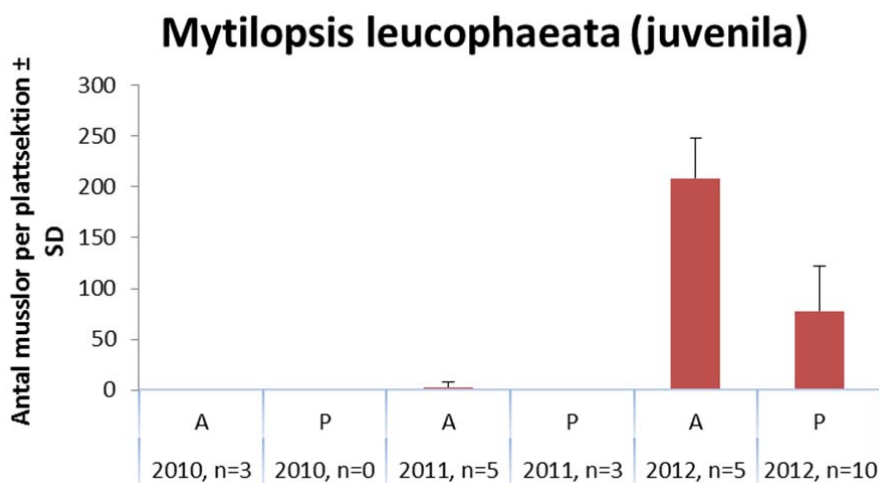
### 3.4.2 Ny främmande art

Vid de undersökningar med artificiella substrat som bedrivits inom effekthöjningsprogrammet (se stycke 1.1.3) åren 2010 - 2012 hittades år 2011 tre exemplar av en ny introducerad art i Asphällafjärden, musslan *Mytilopsis leucopheata*. Redan vid provtagningarna följande år, 2012, observerades en tydlig ökning. Antalet noterade musslor på substraten ökade från  $0,6 \pm 0,9$  till  $25 \pm 5$

(Medel  $\pm$  Stdav) per plattsektion i Asphällafjärden och från 0 till  $9 \pm 5$  (medel  $\pm$  Stdav) i plymområdet (Figur 3.4.2a). Alla musslor på substraten var juvenila, mellan 0,5 och 4 mm (figur 3.4.2b).

Vid upptagning av temperaturmätare inne i Biotestsjön inför vintern, i slutet av november 2012, observerades ett flertal musslor som hade fäst sig på temperaturmätaren. På en yta av mindre än 15 kvadratcentimeter noterades 12 exemplar av vuxna musslor. Musslornas storlek var mellan 5 och 15 mm, i medeltal 10 mm (figur 3.4.2c).

*Mytilopsis leucophaea* har inget svenskt namn, men kallas på engelska oftast för "Conrad's false mussel" eller "dark falsemussel". Arten har sitt ursprung i Mexikanska Golfen, där den inte bildar särskilt täta bestånd. *Mytilopsis* betyder *Mytilus*-liknande, men arten är inte särskilt nära släkt med vår inhemska blåmussla (*Mytilus edulis*) utan tillhör familjen *Dreissenidae*. Den är närmast släkt med vandrarmussla, även kallad zebarmussla, (*Dreissena polymorpha*) och quaggamussla (*Dreissena bugensis*), som är välkända invasiva arter i många områden av Östersjön, inklusive kylvattensystem.

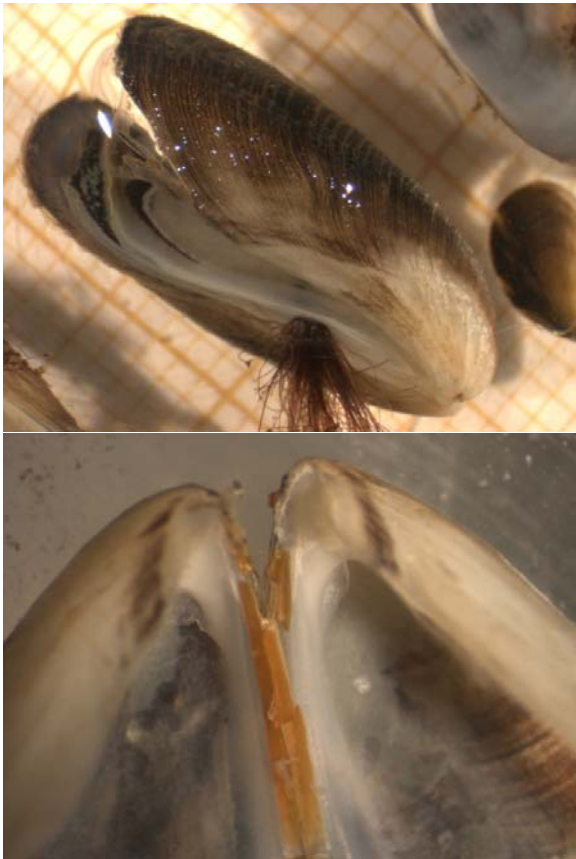


**Figur 3.4.2a.** Antal musslor per plattsektion på artificiella substrat utplacerade i Asphällafjärden (A) och kylvattenplymen (P). Åren 2010 och 2011 bestod varje plattsektion av 5 plexiglasplattor (20x20 cm). 2012 bestod varje plattsektion av 3 plattor.





**Figur 3.4.2b.** *Mytilopsis leucophaeata*, juvenila exemplar (1-4 mm) från artificiella substrat som legat i Asphällafjärden 19 juni-1 oktober 2012.



**Figur 3.4.2c.** Vuxna exemplar av *Mytilopsis leucophaeata* har i svenska vatten hittills endast observerats inne i den året runt uppvärmda Biotestsjön. Musslan ovan var en av det tiotal musslor som återfanns på en temperaturmätare Biotestsjön den 29 november 2012.

### 3.4.3 Forsmarks skärgård och referensområden

Undersökningar av mjukbottenfaunan i Forsmarks skärgård omfattade tolv stationer under början av 1980-talet, men har nu reducerats till två stationer. En av stationerna som fortfarande provtas berörs tidvis av kylvattenplymen och är belägen nära ön Länsman (FM 119, 16 m djup), medan den andra är belägen nära Engelska Grundet i Öregrundsgrepens djupränna (FM121, 41 m djup).

På den bottenfaunastation som tidvis berörs av kylvattenplymen (Länsman) var antal djur, arter och biomassor ökande hos bottenfaunan fram till 1990-talet (Adill m.fl. 2012). En sådan trend brukar ofta sammankopplas med en begynnande eutrofiering (t ex Pearson & Rosenberg 1978). Ett liknande mönster sågs dock även på referensstationerna, där jämförbara undersökningar inleddes 1990, vilket gör det svårt att direkt särskilja om förändringen berodde på kylvattenutsläppet, eller på storskaliga förändringar, såsom förändrade klimatförhållanden, allmän eutrofiering eller interaktion mellan arter. Sedan mitten av 2000-talet var dock biomassorna oförändrat höga i Forsmarksområdet, medan de minskade på motsvarande referensstationer (figur 3.4.3a och 3.4.3c)<sup>29</sup>. De olika utvecklingarna i områdena indikerade att bottenfauna i de två områdena påverkats på olika sätt. Vid provtagningarna 2011 och 2012 var förekomsten av bottenfauna mycket låg vid Länsman. Individtätheterna var lika låga som under 1980-talet och 1990-talets början, medan biomassorna var lägre än vid någon tidigare undersökning. Artantal och faunans översiktliga artsammansättning skiljde sig däremot inte från de närmast föreliggande åren. Skillnaden berodde framför allt på att det i proverna endast förekom enstaka exemplar av större östersjömusslor, som utgjort över 90 % av den totala biomassan vid tidigare provtagningar (figur 3.4.3c). Dock noterades östersjömusslor av mindre storlek. En liknande förändring sågs bland de första förändringarna i Biotestsjöns fauna efter kraftverkets start 1980 (Mo 1984; Sandström 1990; Mo m.fl. 1996; Sandström m.fl. 2002; Karås m.fl. 2010).

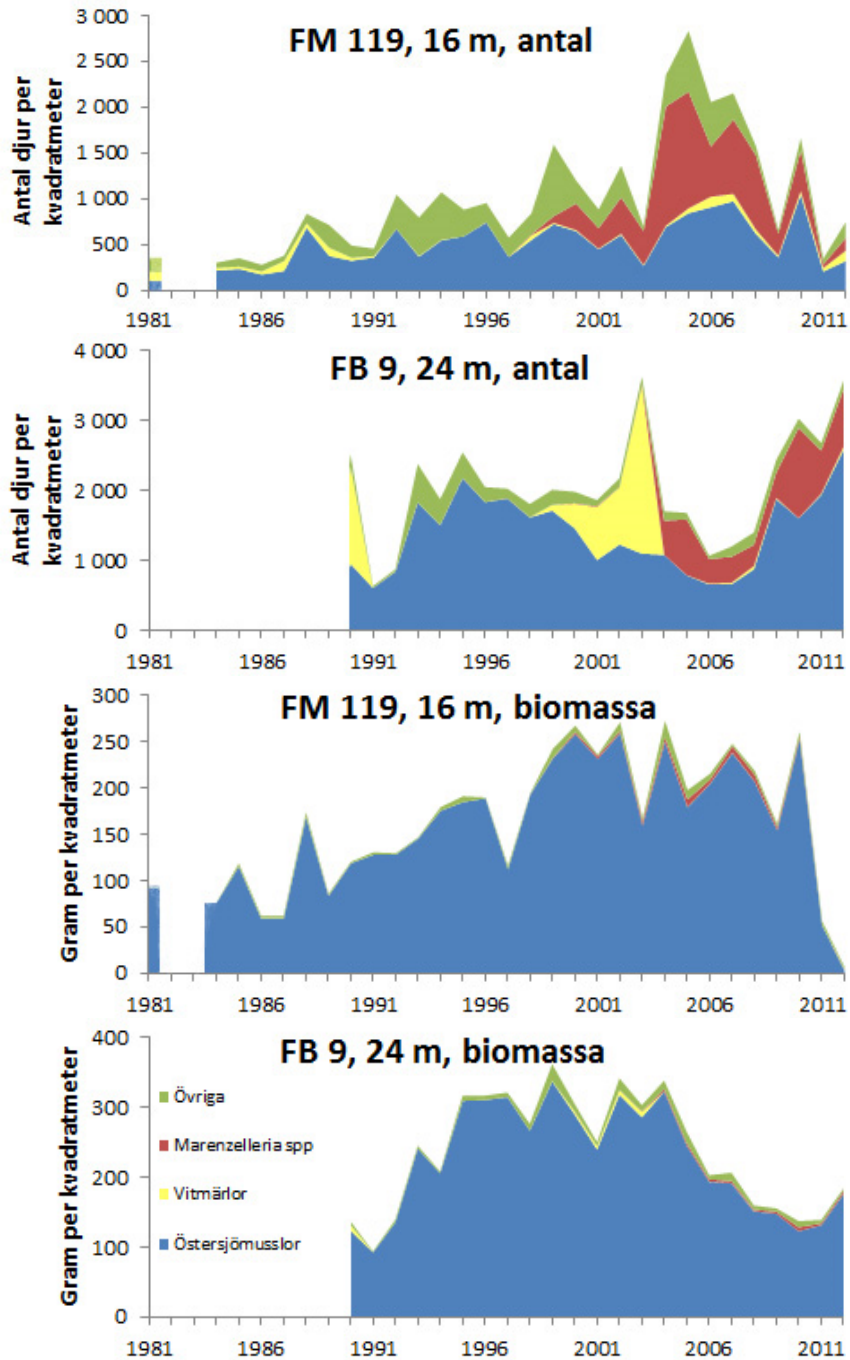
På den djupare och gytjigare ackumulationsbotten i Öregrundsgrepens djupränna, som inte är direkt berörd av kylvattnet (Engelska Grundet, FM121, 41 m), var faunans utveckling liknande den på motsvarande station i referensområdet (figur 3.4.3b). Biomassorna av östersjömusslor har varit lägre än tidigare under den senaste åttaårsperioden<sup>30</sup>, men uppvisade ingen minskande trend under samma period (figur 3.4.3c)<sup>31</sup>. De stora förändringar som skett på dessa bottenar torde ha ett samband med generella förändringar och förändrad sammansättning bland dominerande arter i södra Bottenhavet (Adill m.fl. 2012; Sandström 2002; Olsson m.fl. 2013).

---

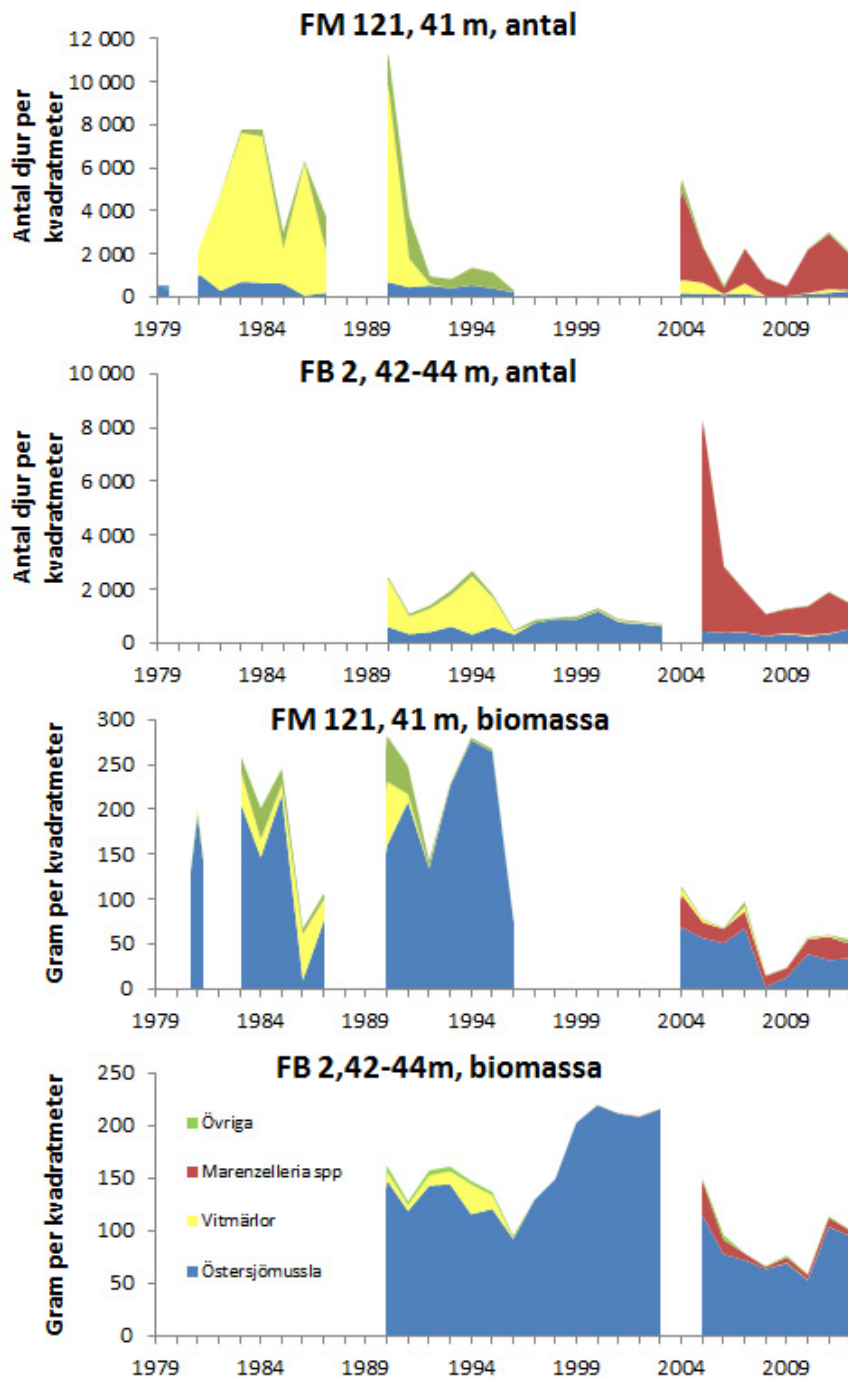
<sup>29</sup> Linjär regression 2005-2012,  $R^2=0,4$ ,  $p=0,08$  för FM119,  $R^2=0,5$ ,  $p=0,04$  för FB9

<sup>30</sup> Envägs Anova: 2005-2012 jämfört med 1990-1996;  $p<0,001$  för FM121 och  $p=0,001$  FB2

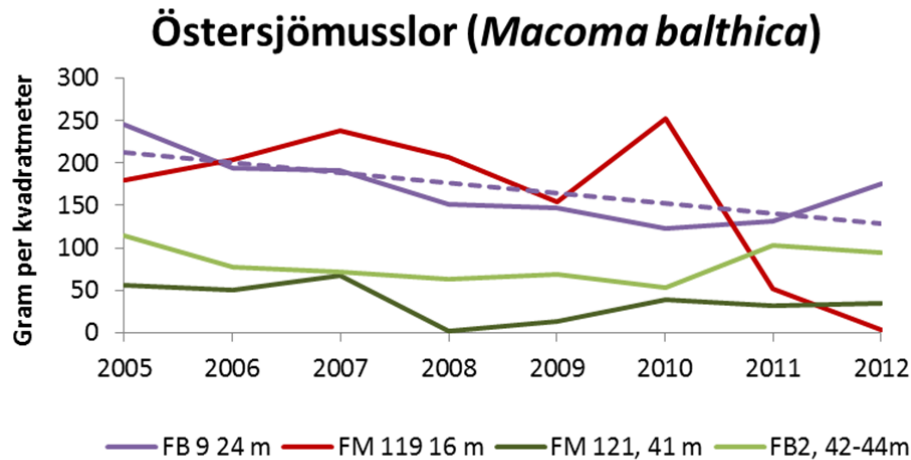
<sup>31</sup> Linjär regression 2005-2012,  $R^2=0,2$ ,  $p=0,3$  för FM121,  $R^2=0,01$ ,  $p=0,9$  för FB2



**Figur 3.4.3a.** Bottendjurens individantal och biomassa per kvadratmeter i Forsmarksområdet (Station FM119, Länsman) åren 1981-2012 (data saknas för 1982-1983), samt på motsvarande referensstationen i Finbofjärden (FB 9, 24m) åren 1990-2012. Data är från våren. I figurerna anges antal respektive biomassa av de tre vanligaste arterna totalt sett.



**Figur 3.4.3b.** Bottendjurens individantal och biomassor per kvadratmeter i Forsmarksområdet (Station FM121,Engelska grundet) åren 1981-2012 (data saknas för 1982-1983, samt för 1997-2003), samt på motsvarande referensstationen i Finbofjärden (FB2) åren 1990-2012. Data är från våren. I figurerna anges antal/biomassa av tre vanligaste arterna totalt sett.



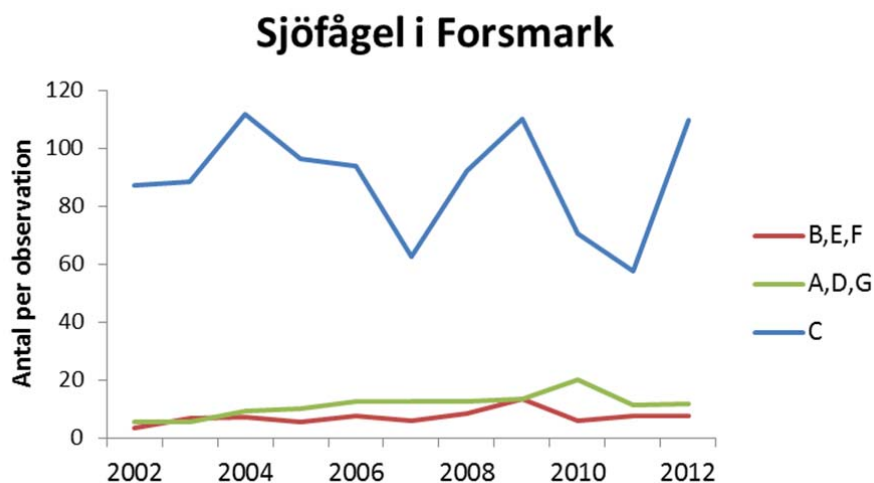
**Figur 3.4.3c.** Biomassa av östersjömussla (*Macoma balthica*) under de åtta senaste åren i Forsmark samt i referensområdet i Finbofjärden. Trendlinjen är signifikant minskande under tidsperioden.

### 3.5 Fågel

De förutsättningar som främst styr var de olika arterna av sjöfåglar vistas verkar vara tillgången till rätt slags föda och öppet vatten (Sandström m.fl. 2002). Det enskilt viktigaste området i Forsmarks skärgård för de studerade fåglarna inom kontrollprogrammet är Biotestsjön. Tätheterna av sjöfågel i Biotestsjön överskrider den i samtliga områden omkring anläggningen (figur 3.5.1a)<sup>32</sup>. Under stora delar av året är även de områden som påverkas av kylvattenanvändningen (delområde A, D och G) viktiga lokaler för sjöfågel. Betydelsen av dessa områden tyckts ha ökat för vissa arter de senaste åren. Knipa är en art som gärna föredrar områden som påverkas av kylvattenanvändningen, och som påträffas här året om<sup>33</sup>. Även utvecklingen för vigg och storskrake visar på ökade förekomster i dessa områden sedan början på 2000-talet, även om deras förekomst här är betydligt lägre än i Biotestsjön. Dessa arter söker sig troligen ut från Biotestsjön och till dessa områden för att födotillgången här är riklig och att områdena förblir isfria.

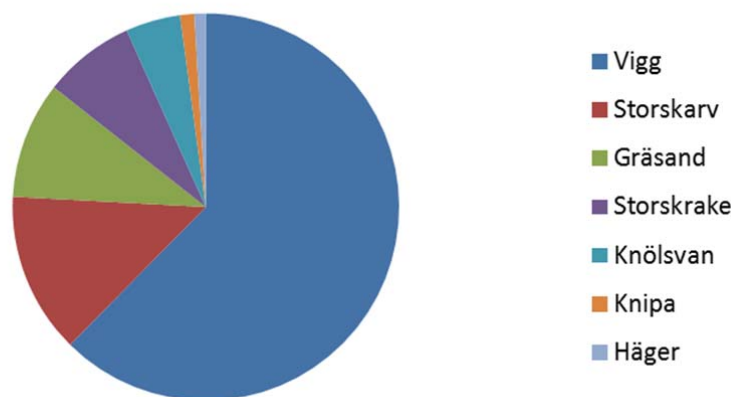
<sup>32</sup> Variansanalys ANOVA 2002-2012,  $F_{2,32}=187,99$ ,  $p<0,001$

<sup>33</sup> Variansanalys ANOVA 2002-2012,  $F_{2,32}=16,45$ ,  $p<0,01$



**Figur 3.5.1a.** Total förekomst av de studerade sjöfågelarterna inom kontrollprogrammet i Forsmarksområdet. C =Biotestsjön, A,D,G =områden påverkade av kylvatten, B,E,F= områden opåverkade av kylvatten.

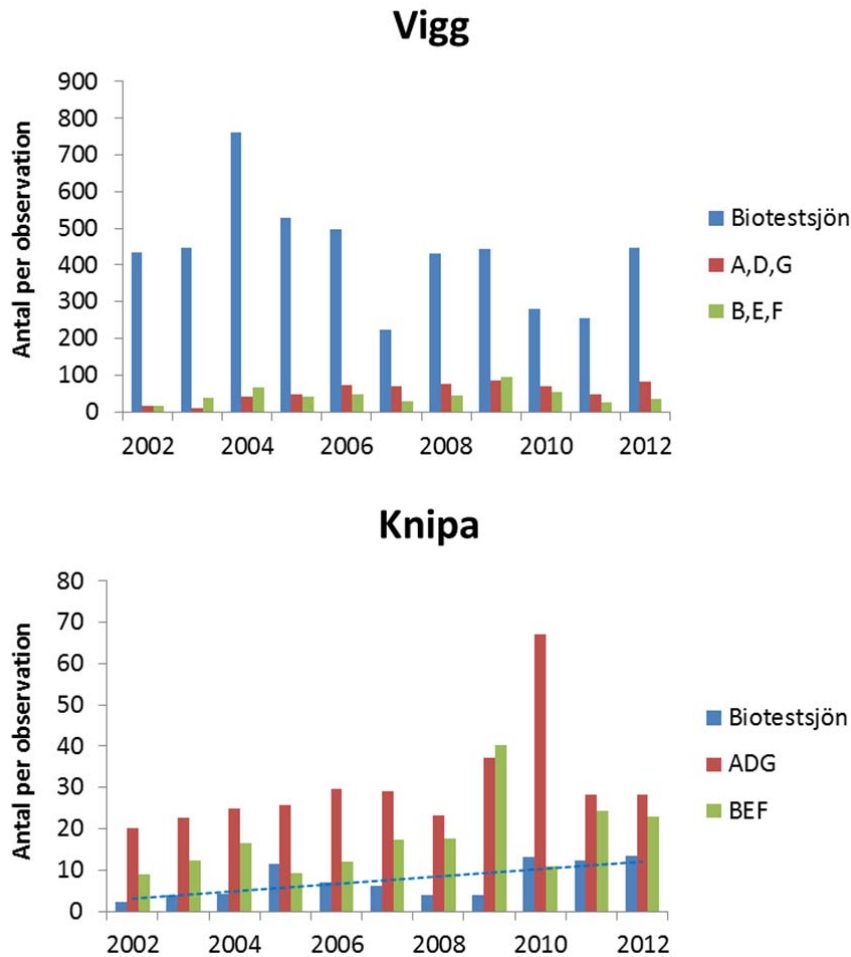
### Fågelförekomst (%) i Biotestsjön



**Figur 3.5.1b.** Relativ fördelning (%) av de studerade fågelarterna i Biotestsjön.

Den vanligaste fågelarten i Biotestsjön är vigg, som kan finnas i hundratal inne i anläggningen (Figur 3.5.1b, 3.5.1c). Viggen är en stor konsument av tusensnäckor (*Hydrobia* spp, *Potamopyrgus* spp), som har varit vanliga på bottenarna i Biotestsjön sedan driftstarten och som verkar gynnas av denna typ av miljö. Den andra vanliga bottenjursätande fågeln, knipan, föredrar i stället musslor som föda, men förekommer sparsamt i anläggningen. Den i Bottenhavet i övrigt vanligt förekommande östersjömusslan verkar missgynnas av värmen från kylvattnet.

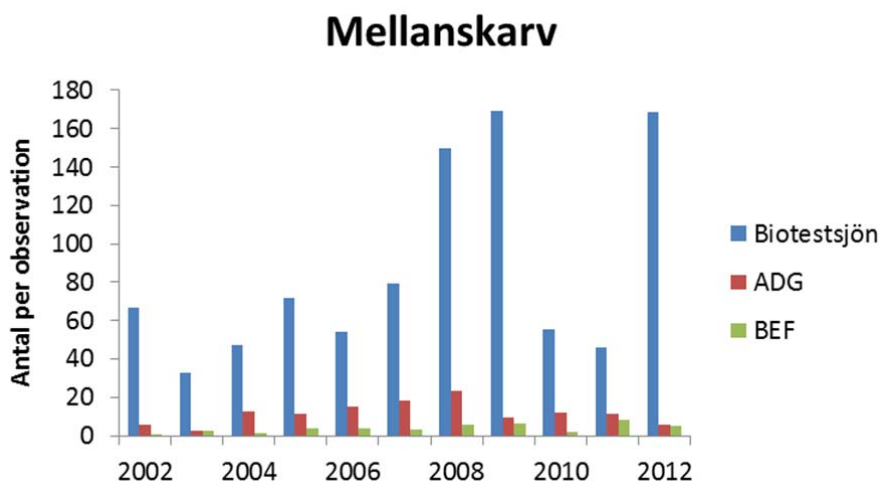
Arten minskade kraftigt i Biotestsjön då kärnkraftverket togs i drift, och därför saknas numera en viktig födokälla för knipor i Biotestsjön (Sandström m.fl. 2002). Under de senaste åren har dock knipa ökat igen i Biotestsjön under vintermånaderna (Figur 3.5.1c)<sup>34</sup>. Förändringen kan indikera att det återigen finns lämplig föda i anläggningen, som lockar till sig knipor. Under 2011 upptäcktes också en ny mussla (en främmande art), *Mytilopsis leucophaeata*, i Forsmarksområdet och 2012 hittades den även i Biotestsjön. Omfattningen av denna musslas etablering i området är inte känd i dagsläget, men det är mycket tänkbart att den kan lämpa sig som föda för knipa.



**Figur 3.5.1c.** Förekomst av vigg och knipa i Biotestsjön, och i områdena A,D,G och B,E,F. Trendlinjen anger signifikant förändring över tid.

<sup>34</sup> Linjär regression 2002-2012,  $R^2=0,36$ ,  $p<0,05$

De fiskätande fågelarterna häger, mellanskarv och storskrake söker sig också till närrecipienten och finns i stora tätheter i Biotestsjön under hela året (Figur 3.5.1d, 3.5.1e). Från tidigt 2000-tal fram till 2009 ökade mellanskarv kraftigt i Forsmark och hade ett antal lyckade häckningar i området, bland annat på Länsman utanför utsläppspunkten i Öregrundsgrepen<sup>35</sup>. Från 2009 och framåt har dock utvecklingen avstannat<sup>36</sup>. Det är inte klart i vilken omfattning mellanskarven födosöker i själva Biotestsjön, eller om de främst använder anläggningen för rastning och vila. Med bakgrundskunskap om vilka mängder fisk skarven konsumerar (Boström m.fl. 2012; Östman m.fl. 2012) är det sannolikt att fiskbestånden i Biotestsjön kraftigt skulle reduceras om den födosökte där, men några sådana trender ses inte i resultaten från provfiskena. De senaste åren har det heller inte funnits några häckande kolonier av mellanskarv i undersökningsområdet. Den närmaste lokalen med förnyring av mellanskarv har funnits i Lövsstabukten i Tierps kommun. Häger har haft en liknande utveckling som mellanskarv och ökade kraftigt fram till 2009, men därefter har observationerna blivit färre (Figur 3.5.1e).

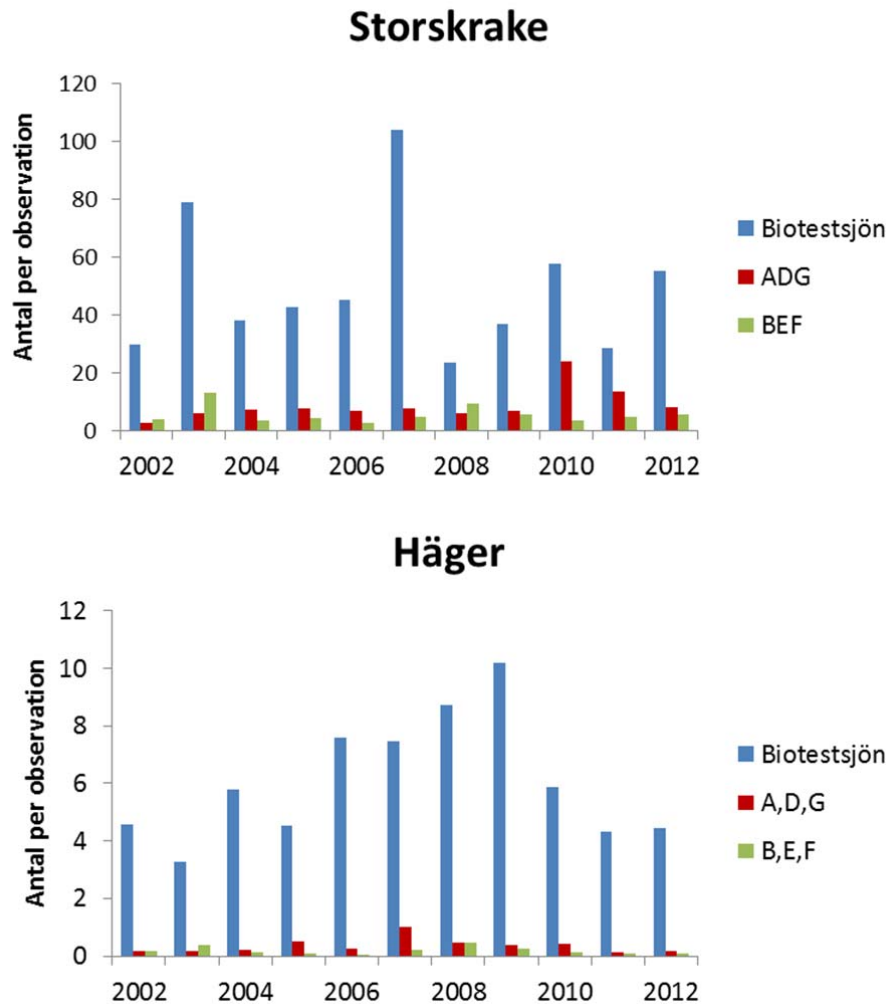


Figur 3.5.1d. Förekomst av mellanskarv i Biotestsjön, i områdena A,D,G och B,E,F.

<sup>35</sup> Linjär regression 2002-2009,  $R^2=0,67$ ,  $p<0,05$

<sup>36</sup> Linjär regression 2002-2012,  $R^2=0,27$ ,  $p=0,10$





Figur 3.5.1e. Förekomst av storskrake och häger i Biotestsjön, i områdena A,D,G och B,E,F.

Gräsand och knölsvan är två arter som etablerat sig i Biotestsjön och som vistas i anläggningen i stor utsträckning jämfört med övriga områden<sup>37</sup>. Eftersom dessa arter kan nyttja vegetation som näring är förutsättningarna för att hitta lämplig föda i Biotestsjön mycket goda. Båda arterna har observerats använda anläggningen för häckning.

<sup>37</sup> Variansanalys ANOVA 2002-2012,  $F_{1,21}=70,98$ ,  $p<0,01$  för knölsvan,  $F_{1,21}=37,45$ ,  $p<0,01$  för gräsand

## 4 Diskussion och slutsatser

### 4.1 Förändringar i fisksamhället och en ökad tillväxt hos abborre

*Fisksamhällets artsammansättning i Forsmarks skärgård har genomgått tydliga förändringar under de år som kärnkraftverket varit i drift. Man kan inte utesluta att dessa har ett visst samband med driften av Forsmarks kärnkraftverk. Förändringarna kan dock framför allt relateras till storskaliga förändringar i Östersjön, såsom generellt minskande salthalter och ökande vattentemperaturer. Temperaturökningen i Östersjön kan förstärka de risker och negativa effekter på omgivande organismer som temperaturökningen i kylvattenvägarna medför.*

Sett till den senaste tioårsperioden har fisksamhället gått från en nära renodlad dominans av varmvattenarter till ett starkare inslag av även strömming och gers. Trenden för gös har dock varit minskande. Den tydligaste förändringen i fisksamhället inträffade mellan år 2008 och 2009. Den totala fångsten av abborre har inte förändrats, men däremot har fångsterna av stor abborre (>25 cm) nästan fördubblats. De övergripande förändringarna i artsammansättning ses även i referensområdet i Finbo, men är inte lika tydliga. Ökningen av stor abborre ses inte i Finbo. På en mer generell nivå skiljer sig Forsmarksområdet från andra provfiskeområden i Bottniska viken och norra Östersjön genom en starkare ökning av abborre över tid, och en tydligare minskning av karpfiskar (HELCOM 2012).

Den ökande fångsten av stor abborre skulle kunna förklaras med en ökad tillväxt under abborrens första levnadsår. Från och med årsklasserna 2003 och framåt avviker tillväxten under första levnadsåret för abborre i Forsmark från den i referensområdet Finbo. Utvecklingen påminner om den som ägde rum i Biotestsjön under tidigt 1980-tal, när uppvärmt kylvatten först började strömma igenom anläggningen och gav upphov till en ökad tillväxt hos abborryngel (Sandström 2002). Förändringarna kan sannolikt kopplas till skillnader i omgivande temperatur, som är en av de viktigaste påverkansfaktorerna på tillväxten hos abborre och andra fiskar (Sandström 1990).

De årliga yngelundersökningarna i Forsmarks innerskärgård visar dock att den svaga rekrytering av abborre som observerats tidigare år (Karås m.fl. 2010) har fortsatt under senare tid, med undantag av 2008 och 2011. En liknande negativ utveckling har även noterats i Egentliga Östersjöns kustområden, där rekryteringen av abborre har varit kraftigt reducerad sedan andra hälften av nittioalet (Ljunggren m.fl. 2005). En förändring har dock setts i fråga om ynglens storlek. Abborryngel fångade i Forsmarks skärgård har ökat i medelstorlek sedan 2006 och vissa av individerna har närmast sig storleken hos de yngel som fångas i Biotestsjön. Det är sannolikt att många av årsynglen i Forsmarks skärgård härstammar från Biotestsjön där det uppvärmda vattnet bidragit till en hög tillväxthastighet.

#### 4.2 Förändringar i Biotestsjön efter galleröppnandet

*I Biotestsjön har kontinuerliga förändringar i fisksamhällets artsammansättning varit uppenbara sedan anläggningen färdigställdes. Denna utveckling har fortsatt även under senare år och i vissa avseenden accentuerats i samband med galleröppnandet. Resultat från provfisken indikerar ett ökat utbyte av fisk mellan Biotestsjön och Forsmarks skärgård.*

Innan kylvattenutsläppen inleddes var fisksamhället i Biotestsjön likartat det i övriga Forsmarksområdet, dock med än lägre förekomst av vandrande kallvattenarter (Karås 1984). När elproduktionen startades och uppvärmt kylvatten släpptes ut i Biotestsjön försvann kallvattenarter helt från området, medan varmvattenarter, som mört, löja, björkna och abborre, blev allt mer dominerande (Karås m.fl. 1984). Framförallt ökade tätheterna av unga och små individer av mört och abborre (Mo m.fl. 1996). Så länge som vandring in i Biotestsjön begränsades av gallersystemet vid utloppet, fram till maj 2004, var Biotestsjön ett nästintill isolerat system för fisk. Den enda in- och utvandring som förekom var av fiskar mindre än cirka 10 cm, vilka var tillräckligt små för att kunna passera igenom gallren. Sedan gallret togs bort har det dock blivit möjligt för fisk av alla storlekar att vandra in i Biotestsjön från omgivande vatten.

Under de år som provfisken pågått i Biotestsjön kan man se tre karakteristiska perioder i fisksamhällets artsammansättning. Av dessa var de två första perioderna relativt sett mer lika varandra, medan en tydligare förändring sågs i början av 2000-talet. Denna sammanfaller tidsmässigt med åren för borttagandet av fiskgallret. Åren före gallerborttagandet, 2001-2003, var fångsterna rekordlåga, men efteråt ökade flera arter påtagligt. De ökade fångsterna har varit mest tydliga under våren, i samband med lekperioden. En ökad anlockning har setts framför allt hos mört och abborre, men även hos gers, björkna och sarv. Efter att gallren

avlägsnades fångas även kallvattenarter igen inne i Biotestsjön, om än i lågt antal. Kallvattenarterna har observerats framför allt under vinterhalvåret, när temperaturförhållandena i Biotestsjön sannolikt är nära optimala för kallvattenarter, medan de skyr området under den varma delen av året.

Antalet ålar i Biotestsjön har minskat efter galleröppnandet, som en följd av utvandring av de ålar som tidigare varit instängda i Biotestsjön. Åldersanalyser av ål indikerar dock att det även sker invandring till Biotestsjön, så att denna lockar till sig ål från omgivningen. Detta kan möjligen förklara varför dödligheten av ål i silstationerna är fortsatt hög och att denna ökning i så fall inte nödvändigtvis speglar storskaliga förändringar hos förekomsten av ål i regionen.

Det har även skett en förskjutning i tid av när leken inträffar. Innan gallren avlägsnades lekte abborre och mört tidigare under säsongen i Biotestsjön än i Forsmarks skärgård (Adill m.fl. 2010). Efter galleröppnandet har leken dock förskjutits framåt i tiden för abborre och mört så att den närmar sig tidpunkten för lek i Forsmarks skärgård.

### 4.3 Ökad lekvandring i Biotestsjön

*Sedan gallret togs bort noteras en ökande mängd fisk i Biotestsjön under lekperioden på våren. Detta skulle kunna förväntas ge upphov även till en stor lokal rekrytering. Yngelundersökningarna i Biotestsjön visar dock att förekomsten av abborryngel är fortsatt låg jämfört med 1980- och 1990-talet. Möjliga förklaringar är att abborrens rekryteringsframgång är försvagad eller att yngel sköljs eller vandrar ut ur Biotestsjön under olika delar av utvecklingsfasen. Observerat tillväxtmönster i den omgivande skärgården tyder på att så kan vara fallet.*

Undersökningar har visat att abborre kan vandra relativt långa sträckor, över 10 km, för att nå speciellt attraktiva lekplatser (Saulamo & Neuman 2002). Undersökningar av lekbeteende hos mört i sjöar har visat att de i stor omfattning uppsöker samma lekplatser varje år (L'Abée-Lund 1985). Dessa studier stärker antagandet att Biotestsjön har stor dragningskraft för lek för abborre i hela Forsmarksområdet.

En förklaring till försvagad rekryteringsframgång skulle kunna vara skador på gonader eller misslyckad lek. Tidigare studier i tredje reaktorns kylvattenskanal har visat att en stor andel av abborrhonorna hade döda, resorberade ägg i romsäckarna (Mo m.fl. 1996). Förändringarna hos äldre individer var så tydliga att de kunde observeras okulärt och så omfattande att fisken sannolikt inte kunde fortplanta sig. Skadorna på gonaderna noterades vara en effekt av anlockning till det uppvärmda kylvattnet, så att långtidsexponeringen ledde till missbildningar i äggen. Trots att abborrarna hade möjlighet att fritt vandra ut till kallare vatten och

därigenom undvika denna risk för skada, tycktes den inte utnyttja detta (Mo m.fl. 1996). Kontroller av gonader hos vuxen abborre i Biotestsjön under senare år visar dock inga tecken på missbildningar eller andra defekter som skulle påverka fortplantningens framgång negativt.

En annan förklaring till låg yngelförekomst i Biotestsjön kan vara att en stor andel av de nykläckta larverna inte överlever i Biotestsjön, eller att de snabbt sköljs bort från anläggningen på grund av den starka vattenföringen. Tidigare observationer i utsläppspunkten antyder att en sådan uttransport av yngel kan vara av betydande omfattning. Det är dock osannolikt att fiskyngel i ett tidigt utvecklingsstadium kan klara den temperaturskillnad som uppstår i transporten mellan Biotestsjön och området utanför. Abborryngel som utsätts för vattentemperaturer under 10° C får ofta svårt att simma och sjunker ned till botten där risken att dö är överhängande (Karås 1987). Det finns dock ingen anledning att anta att den här typen av uttransport skulle ha ökat under senare år, i jämförelse med tidigare år av höga yngelförekomster.

En ytterligare möjlig förklaring är att det förekommer en omfattande utvandring av yngel under sommaren, så att rekryterna inte registreras vid yngelundersökningarna i Biotestsjön. Resultaten de senaste åren i yngelundersökningarna i Forsmarks skärgård styrker detta resonemang. Majoriteten av de årsyngel som fångats under 2000-talet har varit ovanligt stora och enligt modelleringsverktyg kan inte tillväxten vara så snabb med bakgrund av de rådande säsongstemperaturerna. Detta tyder på att ynglen har påverkats av uppvärmt kylvatten under en stor del av sitt liv, vilket har gynnat deras tillväxt.

Yngelförekomsten av mört har genom åren visat på väldigt låga förekomster trots att det vuxna beståndet har varit stort i Biotestsjön. Sedan gallret togs bort har dock yngelförekomsterna ökat och visat höga tätheter vissa år. De omfattande skadorna på gonaderna hos mört som tidigare noterats (Mo m.fl. 1996; Lukšiené 1994) har inte noterats hos mört från Biotestsjön sedan 2004.

#### 4.4 Födottillgång i Biotestsjön

*De ökade fångsterna i Biotestsjön visar på en ökad invandring av fisk sedan galleröppnandet, och de ökande fångsterna under hösten antyder att allt fler fiskar även väljer att övervintra i anläggningen. Ökningen leder dock till ett ökat födobehov i Biotestsjön och dess närhet, som verkar överstiga den verkliga tillgången på föda. Hur stor omfattningen en sådan effekt är kan dock inte avgöras på basen av dagens kontrollprogram. Data saknas för att avgöra hur lokala förändringar i födoväven påverkar fiskens kondition och reproduktiva framgång.*

En risk med att befinna sig i förhöjda temperaturer under vinterhalvåret är att fisken då kommer att ha en relativt hög metabolism. För att upprätthålla

energinivåerna måste fisken då konsumera en större mängd föda. Till exempel abborre, som är direkt beroende av synen för att jaga, är dock hänvisad till att födosöka endast under dygnets ljusa timmar, vilka är få under vinterhalvåret. Risken uppstår därför att abborren inte hinner äta i den takt som krävs för att kompensera den ökande energiförbränningen. Som en följd kan fisken få sämre kondition, med ökad risk för skada och död som påföljd. Mest utsatta är unga individer som inte hunnit bygga upp energidepåerna i kroppen som äldre fiskar har gjort.

Den ökande mängden fisk i Biotestsjön har sannolikt även en stor effekt på bottenfaunasamhället, och kan ha bidragit de minskningar i bottenfauna som observerats under tidigare år (Karås m.fl. 2010). Många av de fiskarter som är vanliga i anläggningen är helt eller delvis bottenjursätare. Dessa kan ha en stor effekt på förekomsten av bottenfauna i sin omgivning, och har även ett behov av bottenfauna som föda. Till exempel mört äter både växter och bottenfauna (snäckor) redan som ung (Sandström & Svensson 1990). Under de senaste åren i Biotestsjön har andelen växter i mörts föda ökat tydligt, och är nästintill den uteslutande födan under hösten (Anders Adill, pers. obs.). Resultatet antyder att snäckor och annan bottenfauna som kan tjäna som föda för mört förekommer i liten omfattning i Biotestsjön.

Förändringar i bottenfaunan har även observerats på den station utanför Biotestsjön som tidvis påverkas av kylvattenutflöden (Länsman, FM 119) under senare år. Bottenfaunans biomassa vid Länsman har under samtliga år tidigare bestått till mer än 90 % av östersjömusslor (*Macoma balthica*), men i proverna år 2011 och 2012 återfanns endast enstaka vuxna östersjömusslor. Denna minskning skulle potentiellt också kunna relateras till ökad predation. Det finns även andra alternativa förklaringar, t.ex. att området påverkats av syrebrist som en följd av eutrofiering, men faunans sammansättning samt frånvaron av svavelluktande sediment och svartfärgade skal på musslor och snäckor visar att detta med största sannolikhet inte varit orsaken. En annan tänkbar förklaring är att temperaturerna i området under de senaste två åren kan ha varit så höga att de slagit ut vuxna östersjömusslor. Enligt laboratorieförsök dör inte östersjömusslor förrän temperaturen blir 30-31° C (Kennedy & Mihursky 1971), medan tillväxten avstannar, rekryteringen försämras och dödligheten ökar vid betydligt lägre temperaturer (Beukema m.fl. 2009). Ytterligare en förklaring skulle kunna vara inverkan genom konkurrens med den nya främmande arten *Mytilopsis leucophaeata*.

Även fåglarna omkring Biotestsjön äter bottenfauna, t ex vigg och knipa. Vigg kan finnas i hundratal inne i anläggningen och är en stor konsument av tusensnäckor, som är vanliga i Biotestsjön. Knipan föredrar i stället musslor som föda men förekommer sparsamt i anläggningen, vilket kan sammankopplas med en

brist på lämpligt födounderlag där. Under de senaste åren har dock knipa ökat igen i Biotestsjön under vintermånaderna vilket skulle kunna indikera att det återigen finns lämplig föda i anläggningen. Under senaste år upptäcktes också för första gången den främmande arten *Mytilopsis leucophaeata* i Forsmarksområdet. Omfattningen av denna musslas etablering i området är inte känd i dagsläget, men det är mycket tänkbart att den kan lämpa sig som föda för knipa.

#### 4.5 Ny främmande art

*Under 2011 och 2012 gjordes de första observationerna av den främmande arten Mytilopsis leucopheata vid Forsmark. Arten är känd för att orsaka problem som påväxt i industriella kylvattensystem. Det är även stor risk att kylvattenutsläppet med sin förhöjda vattentemperatur erbjuder arten en gynnsam plats för överlevnad och reproduktion, och fungerar som en inkörspport för artens vidare spridning i Östersjön. Artens tolerans mot låga salthalter gör att den potentiellt skulle kunna etablera sig även i andra delar av Östersjön vid en generell temperaturhöjning.*

Trots frånvaron av övervakning av bottenfauna i Biotestsjön, tyder befintliga observationer på att det sedan 2011 finns täta reproducerande bestånd av musslan *Mytilopsis leucopheata*, som tidigare inte observerats i svenska vattenområden, inne i Biotestsjön och att den sprider sina larver till omgivande vatten, där de tillväxer tills det blir för kallt. Hur detta påverkar den inhemska hård- och mjukbottenfaunan, planktonförekomst och födounderlag för fisk och fåglar i området är okänt.

De första och enda rapporterade fynden från norra Östersjön, innan observationerna vid Forsmark, är från Finska Viken 2003 utanför kärnkraftverket i Lovisa (Laine m.fl. 2006) där de numera finns i tätheter om 60 000 individer per kvadratmeter. Liksom i Forsmarksområdet gjordes inte heller här några undersökningar av hårbottenfaunans artsammansättning innan introduktionen av *M. leucopheata*, som kunde påvisa vilka effekter arten haft på den inhemska faunan. Arten har även påträffats utanför Finlands andra kärnkraftverk Olkiluoto i södra Bottenhavet (Laine pers. komm.).

Det första rapporterade fyndet av *Mytilopsis leucopheata* i Europa är från Antwerpens hamn i Belgien redan år 1835. Arten ägnades dock inte mycket intresse förrän den under 1990-talet orsakade problem som påväxt i industriella kylvattensystem och därmed blev ett ekonomiskt problem (Verween m.fl. 2010).

*M. leucopheata* är en typisk brackvattenart som tål salthalter mellan 0,5 och 18 PSU (vid upptagandet av de artificiella substraten i Forsmarksområdet var salthalten 4,6 PSU). Den tål mycket höga temperaturer, får fysiologiska störningar

först vid temperaturer över 27,5 °C, men överlever ända till 37 °C. Hur tolerant den är mot låga vattentemperaturer är dock dåligt känt ([www.frammandearter.se](http://www.frammandearter.se)).

I artens ursprungsområde i Mexikanska Golfen varierar temperaturen mellan 24 och 27 °C, medan *M. leucophaeata* i Europa uthärdar betydligt lägre temperaturer. I Belgien har man funnit arten i temperaturer ner till 6,8 °C (Verween m.fl. 2010) och utanför kärnkraftverket i Lovisa är vintertemperaturerna ca 5 °C (Laine m.fl. 2006). Att vuxna individer av *M. leucophaeata* på våra breddgrader hittills endast funnits i anslutning till kylvattenutsläpp från kärnkraftverk indikerar att arten haft svårt att överleva vintrar med låga temperaturer och att reproducera sig utanför dessa områden. Artens tolerans mot låga salthalter gör dock att den potentiellt skulle kunna etablera sig även i andra delar av Östersjön vid en klimatförändring. Områden med kylvattenutsläpp kan sannolikt erbjuda gynnsamma platser för överlevnad och reproduktion av främmande arter från varmare vatten och fungera som en inkörsport för vidare spridning (se t ex Gollasch & Leppäkoski 1999).



## Referenser

- Adill, A., Mo, K. & A. Sevastik, 2010. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk, Årsrapport för 2009. Fiskeriverkets kustlaboratorium.
- Adill, A., Mo K. & A. Sevastik, 2011. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2010. Fiskeriverket Kustlaboratoriet.
- Adill, A., Landfors, F., Mo, K. & A. Sevastik, 2012. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2011. Aqua reports 2012:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 43 s.
- 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.
- Boström, M.K., Östman, Ö., Bergenius, M.A.J. & S.-G. Lunneryd, 2012. Cormorant diet in relation to temporal changes in fishcommunities. *ICES J. Mar. Sci.* 69(2): 175–183. doi:10.1093/icesjms/fss002.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J. C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A. & G. Kornilovs, 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106: 196–202.
- Ehlin, U., Lindahl S., Neuman E., Sandström O. & J. Svensson, 2009. Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp. Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. Elforsk rapport 09:79.
- Gollasch S., & E. Leppäkoski, 1999. Initial Risk Assessment of Alien Species in Nordic Coastal Waters. Nord 1999:8. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 244 pp
- HELCOM, 2012. Indicator based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Balt. Sea Environ. Proc. No.* 131
- Karås, P., Neuman, E. & O. Sandström, 1984. Provfiskefångster i Forsmark 1977-1983. Stencil. Statens naturvårdsverk 1984-12-14
- Karås, P. 1987. Food consumption, growth and recruitment in perch (*Perca fluviatilis* L.). FD avh. Uppsala Universitet.
- Karås, P. & G. Thoreson, 1992. An application of a bioenergetics model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). *J. Fish. Biol.* 41:217–230.
- Karås, P., A. Adill, M. Boström, K. Mo & A. Sevastik, 2010. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk år 2000–2007. Fiskeriverket informerar, FINFO 2010:2.
- Kennedy, V.S. & J.A. Mihursky, 1971. Upper temperature tolerances of some estuarine bivalves. *Chesapeake Sci* 12:193–204.
- L'Abée-Lund, J.H. & L.A. Völlestad, 1985a. Homing precision of roach *Rutilus rutilus* in Lake Arungen, Norway. *Env. Biol. Fish.* 13: 235-239.

- Laine A.O., Mattila J. & A. Lehtikoinen, 2006. First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeata* in the northern Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 1:38-41.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*, 2nd edn. Elsevier Science BV, Amsterdam. 870 pp.
- Ljunggren, L., A. Sandström, G. Johansson, G. Sundblad & P. Karås, 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. *Finfo* 2005:5.
- Luksienė, D. & O. Sandström. 1994. Reproductive disturbance in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. *J. Fish Biol.* 45: 613–625.
- Mo, K., 1984. Mjukbottenfaunan i Biotestsjön, Forsmark, 1978-1983. Statens Naturvårdsverk SNV PM 1914.
- Mo, K., P. Karås, Neuman, E., Sandström, O. & H. Svedäng, 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6
- Möllman, C., Diekmann, R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M. & P. Axe, 2009. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Global Change Biology*, 15: 1377–1393.
- Naturvårdsverket. (1978). Biologiska inventeringsnormer, BIN, Fåglar. Punktlinjekartering.
- Olsson, J., Bergström, L., & A. Gårdmark, 2012. Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea – ICES Journal of Marine Science, 69: 961–970.
- Olsson J, Bergström L, Gårdmark A 2013 Top-Down Regulation, Climate and Multi-Decadal Changes in Coastal Zoobenthos Communities in Two Baltic Sea Areas. *PLoS ONE* 8(5): e64767. doi:10.1371/journal.pone.0064767
- Pearson TH & R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 16: 229–311
- Sadler, K. 1979. Effects of temperature on the growth and survival of the european eel *Anguilla anguilla*. *J. Fish. Biol.* 15: 499–507
- Sandström, O. 1985. Recipient monitoring at Forsmark nuclear power station. Report summary 1984. SNV Report 1915, 26 pp.
- Sandström, O. & B. Svensson, 1990. Kylvattnets biologiska effekter, Forskning i Biotestsjön, Forsmark, 1984-1988.
- Sandström, O. 1990. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstation. Naturvårdsverket, Rapport 3867. 42s.
- Sandström, O., K. Mo, P. Karås, K. Saulamo & A. Sevastik, 2002. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1995–2000. Fiskeriverket informerar, FINFO 2002:3.
- Saulamo, K. & E. Neuman, 2002. Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations. Fiskeriverket informerar, FINFO 2002:9
- Söderberg, K. 2009. Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät. Naturvårdsverket rapport. <https://www.havochvatten.se/4.77581c8213364cf66b38000109846.html>
- Thoresson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar, Recipientkontroll. <http://www.slu.se/Documents/externwebben/akvatiska-resurser/publikationer/FIV/KLAB/PM029-%20handbok%20recip.pdf>
- Thoresson, G. 1996. Guidelines for coastal fish monitoring. <http://www.slu.se/Documents/externwebben/akvatiska-resurser/publikationer/FIV/KLAB/PM087-eng%20hand%201996-2.pdf>
- Verween A., Vincx M. & S. Degraer, 2010. *Mytilopsis leucophaeata*: The brackish water equivalent of *Dreissena polymorpha*? A review. In: Van der Velde G., Rajagopal S. & Bij de Vaate A., editors. *The Zebra Mussel in Europe* Leiden: Backhuys Publishers. 29–43.

- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & G. M. Smith, 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer Science + Business Media, LLC. 672 pp.
- Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. & C. Folcke, 2007. Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems*, 10: 877–889.
- Östman, Ö., M. Bergenius, M.K. Boström & S.-G. Lunneryd, 2012. Do cormorant colonies affect local fish communities in the Baltic Sea? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1047–1055 (2012)

## Appendix I

## Appendix. Samtliga genomförda bottenfaunaprovtagningar i Biotestsjön.

Bottenfaunaprovtagningar i Biotestsjön (samtliga provtagningar med Ekmanhuggare och 0,6 mm:s såll)										
År	Månad	BT1	BT2	BT3	BT4	BT5	BT25	Antal stationer	Antal bearbetade hugg	abundans (a), biomassemätningar (b)
1978	3	10	10					2		20 a
1978	4			10	10			2		20 a
1978	5	10	10			10		4		40 a
1979	10	10	10	10	10	10		5		50 a
1980	4	10	5	5	5	5		5		30 a
1981	5	5	5	5	5	5		5		25 a
1981	9					5		1		5 a
1982	6		5	5		5		3		15 a
1982	9		5	5	5	5		4		20 a
1983	6		5	5	5	5		4		20 a
1983	9		5	5	5	5		4		20 a och b
1984	5		5	5	5	5		4		20 a och b
1984	9		5	5	5	5		4		20 a och b
1985	6		5	5	5	5		4		20 a och b
1985	10		5	5	5	5		4		20 a och b
1986	6		5	5	5	5		4		20 a och b
1986	10		5	5	5	5		4		20 a och b
1986	12					5		1		5 a och b
1987	2					5		1		5 a och b
1987	4					5		1		5 a och b
1987	6					5		1		5 a och b
1987	8					5		1		5 a och b
1987	10					5		1		5 a och b
1987	12					5		1		5 a och b
1988	2					5		1		5 a och b
1988	4					5		1		5 a och b
1988	6					5		1		5 a och b
1988	8					5		1		5 a och b
1988	10					5		1		5 a och b
1988	12					5		1		5 a och b
1989	2					5		1		5 a och b
1989	4					5		1		5 a och b
1989	6					5		1		5 a och b
1989	8					5		1		5 a och b
1989	10					5		1		5 a och b
1989	12					4		1		4 a och b
1990	2					5		1		5 a och b
1990	4					5		1		5 a och b
1990	6					5		1		5 a och b
1990	8					5		1		5 a och b
1990	10	5	5	5	5	5		5		25 a och b
1990	12					5		1		5 a och b
1991	2					5		1		5 a och b
1991	4					5		1		5 a och b
1991	6					5		1		5 a och b
1991	8					5		1		5 a och b
1991	10	5	5	5	5	5		5		25 a och b
1991	12					5		1		5 a och b
1992	2	5	5	5	5	5		5		25 a och b
1992	4					5		1		5 a och b
1992	6					5		1		5 a och b
1992	8	5	5	5	5	5		5		25 a och b
1992	10					5		1		5 a och b
1992	12					5		1		5 a och b
1993	2					5		1		5 a och b
1993	4					5		1		5 a och b
1993	6					5		1		5 a och b
1993	8					5		1		5 a och b
1993	10					5		1		5 a och b
1993	12					5		1		5 a och b
1994	2					5		1		5 a och b
1994	4					5		1		5 a och b
1994	6					5		1		5 a och b
1994	8					5		1		5 a och b
1994	10					5		1		5 a och b
1994	12					5		1		5 a och b

## Appendix 1 (forts.).

År	Månad	BT1	BT2	BT3	BT4	BT5	BT25	Antal stationer	Antal bearbetade hugg	abundans (a), biomassemätningar (b)
1995	2					5		1	1	5 a och b
1995	4					5		1	1	5 a och b
1995	6					1		1	1	1 a och b
1995	8					5		1	1	5 a och b
1995	10					5		1	1	5 a och b
1995	12					3		1	1	3 a och b
1996	2					3		1	1	3 a och b
1996	4					3		1	1	3 a och b
1996	6					5		1	1	5 a och b
1996	8					2		1	1	2 a och b
1996	10					1		1	1	1 a och b
1996	12					1		1	1	1 a och b
1997	2					3		1	1	3 a och b
1997	4					5		1	1	5 a och b
1997	6					1		1	1	1 a och b
1997	8					1		1	1	1 a och b
1997	10					1		1	1	1 a och b
1997	12					3		1	1	3 a och b
1998	2					1		1	1	1 a och b
1998	4					5		1	1	5 a och b
1998	6					1		1	1	1 a och b
1998	8					1		1	1	1 a och b
1998	10					1		1	1	1 a och b
1998	12					1		1	1	1 a och b
1999	2					1		1	1	1 a och b
1999	4					5		1	1	5 a och b
1999	6					1		1	1	1 a och b
1999	8					1		1	1	1 a och b
1999	10					1		1	1	1 a och b
1999	12					1		1	1	1 a och b
2000	2					3		1	1	3 a och b
2000	4					5		1	1	5 a och b
2000	6					1		1	1	1 a och b
2000	8					1		1	1	1 a och b
2000	10					1		1	1	1 a och b
2000	12					1		1	1	1 a och b
2001	2					3		1	1	3 a och b
2001	4					5		1	1	5 a och b
2001	6					1		1	1	1 a och b
2001	9					1		1	1	1 a och b
2001	10					1		1	1	1 a och b
2001	12					1		1	1	1 a och b
2002	2					3		1	1	3 a och b
2002	4					5		1	1	5 a och b
2002	6					1		1	1	1 a och b
2002	8					3		1	1	3 a och b
2002	10					1		1	1	1 a och b
2002	12					0		1	1	0 a och b
2003	2					1		1	1	1 a och b
2003	4					5		1	1	5 a och b
2003	6					1		1	1	1 a och b
2003	8					1		1	1	1 a och b
2003	9						25	1	1	25 a och b
2003	10					1		1	1	1 a och b
2003	12					1		1	1	1 a och b
2004	2					1		1	1	1 a och b
2004	5					5		1	1	5 a och b
2004	8					3	25	2	2	28 a och b
2005	4					5	25	2	2	30 a och b
2005	8					5	25	2	2	30 a och b
2006	5					5	25	2	2	30 a och b
2006	8					5	25	2	2	30 a och b
2007	4					5	25	2	2	30 a och b
2007	8					5		1	1	5 a och b
2008	3					5		1	1	5 a och b
2008	4					5		1	1	5 a och b
2008	8					3		1	1	3 a och b

