



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske

Underlagsrapport 1992-2005



FISKERIVERKET

Rapporten har följande författare:

Magnus Appelberg
Malin Holmqvist
Ingvar Lagenfelt
Erland Lettevall
Erik Sparrevik
Magnus Wahlberg
Håkan Westerberg.

Följande personer har utfört större delen av de fältundersökningar som ingår i underlagsrapporten:

Joel Haamer
Arne Hansson
Bengt Johansson
Hans Kristenssen
Bo Landén
Ingvar Lagenfelt
Göran Lundh
Stig Lundin
Anders Martinsson
Charlott Stenberg
Stig Thörnqvist
Håkan Westerberg.

Ansvarig utgivare: Bengt Strömblom
Omslagsfoto: Björn Fagerholm

För beställning kontakta:
Fiskeriverket,
Box 423, 401 26 Göteborg
Telefon: 031-743 03 00
erik.sparrevik@fiskeriverket.se

Rapporten kan även laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:
www.fiskeriverket.se

Tryckt på miljövänligt papper, i 50 ex, mars 2005.
Intellecta Docusys, Västra Frölunda.

Innehållsförteckning

1	Inledning	6
2	Utformning av undersökningar	7
2.1	Frågeställningar	7
2.2	Undersökningsdesign.....	8
2.2.1	Kartor och tidserier för mätningarna	9
2.3	Omvärldsfaktorer.....	12
2.3.1	Sedimentspill.....	12
2.3.2	Temperatur	13
2.3.3	Strömförhållanden	13
3	Effekter på vandringsväg.....	16
3.1	Inledning.....	16
3.2	Ljud.....	17
3.2.1	Sammanfattning.....	17
3.2.2	Inledning	17
3.2.3	Fiskhörstel.....	20
3.2.4	Hur fisk reagerar på ljud	22
3.2.5	Undervattensljud vid Öresundsbron	22
3.2.6	Ljudproduktion från broar.....	23
3.2.7	Ljudmätningar vid Öresundsbron.....	23
3.2.8	Närfältsproblematiken.....	25
3.2.9	Bedömning.....	25
3.3	Ljus.....	26
3.3.1	Sammanfattning.....	26
3.3.2	Inledning	26
3.3.3	Material och metoder	27
3.3.4	Resultat.....	27
3.3.5	Beräkning av irradiansen under vattenytan	33
3.3.6	Diskussion.....	33
3.4	Ältelemetri	35
3.4.1	Sammanfattning.....	35
3.4.2	Inledning	35
3.4.3	Metodik	36
3.4.4	Resultat.....	40
3.4.5	Diskussion.....	41
3.5	Älstudier	42
3.5.1	Sammanfattning.....	42
3.5.2	Inledning	43
3.5.3	Metoder.....	45
3.5.4	Resultat.....	52
3.5.5	Diskussion.....	63
3.6	Sillstudier.....	65
3.6.1	Sammanfattning.....	65
3.6.2	Inledning	65
3.6.3	Rügensillens vandring och förekomst.....	66
3.6.4	Metodik	67
3.6.5	Resultat.....	70
3.6.6	Diskussion.....	71

3.7	Näreffekter.....	73
3.7.1	Sammanfattning.....	73
3.7.2	Inledning.....	73
3.7.3	Metodik.....	73
3.7.4	Resultat.....	75
3.7.5	Diskussion.....	83
3.8	Undvikandereaktioner för sediment.....	84
3.8.1	Sammanfattning.....	84
3.8.2	Inledning.....	84
3.8.3	Material och metoder.....	85
3.8.4	Resultat.....	90
3.8.5	Diskussion.....	91
4	Effekter på fiskesamhället.....	92
4.1	Inledning.....	92
4.2	Plattfiskstudier.....	93
4.2.1	Sammanfattning.....	93
4.2.2	Inledning.....	93
4.2.3	Metodik.....	94
4.2.4	Resultat.....	104
4.2.5	Diskussion.....	106
4.3	Sedimenteffekter på pelagiska ägg och larver.....	107
4.3.1	Sammanfattning.....	107
4.3.2	Inledning.....	107
4.3.3	Material och metoder.....	108
4.3.4	Resultat.....	110
4.3.5	Diskussion.....	114
4.4	Provfisken.....	116
4.4.1	Sammanfattning.....	116
4.4.2	Inledning.....	116
4.4.3	Material och Metoder.....	117
4.4.4	Resultat.....	131
4.4.5	Diskussion.....	145
4.4.6	Slutsatser.....	148
4.5	Trålundersökningar.....	149
4.5.1	Sammanfattning.....	149
4.5.2	Inledning.....	149
4.5.3	Material och metoder.....	149
4.5.4	Resultat.....	153
4.5.5	Diskussion.....	153
4.6	Effekt av nollösningen.....	154
4.6.1	Sammanfattning.....	154
4.6.2	Bakgrund.....	154
4.6.3	Modellering av nollösningen.....	155
4.6.4	Diskussion.....	157
5	Effekter på fiskets bedrivande.....	159
5.1	Inledning.....	159
5.2	Fritidsfiskeenkät.....	160
5.2.1	Sammanfattning.....	160
5.2.2	Inledning.....	160
5.2.3	Metodik.....	161
5.2.4	Resultat.....	171
5.2.5	Diskussion.....	177
5.3	Appendix 1 Fritidsfiskeenkät – Frågeformulär angående sportfiske i Öresund.....	180
5.4	Appendix 2 Fritidsfiskeenkät – Frågeformulär angående husbehovsfisket i Öresund.....	183
5.5	Yrkesfiskestatistik.....	187
5.5.1	Sammanfattning.....	187
5.5.2	Inledning.....	187
5.5.3	Material och metoder.....	188
5.5.4	Resultat.....	197
5.5.5	Diskussion.....	201

6	Effekter på lek- och uppväxtområden.....	203
6.1	Inledning.....	203
6.2	Vegetationsundersökning.....	203
6.2.1	Sammanfattning.....	203
6.2.2	Inledning	203
6.2.3	Metodik	204
6.2.4	Statistik	205
6.2.5	Resultat.....	211
6.2.6	Diskussion.....	213
6.3	Fysisk påverkan av vattenområden	213
6.3.1	Sammanfattning.....	213
6.3.2	Inledning	214
6.3.3	Utförda åtgärder.....	214
7	Referenser.....	217

1 Inledning

Denna rapport är en sammanställning av resultaten av Fiskeriverkets prøvotidsutredning av Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske. Den utgör underlag för verkets slutyttrande i vattenmålet VA 45/92 och ingår också som underlag för Öresundskonsortiets slutredovisning gällande tillstånd enligt miljöskyddslagen.

Fiskeriverket förordnande den 3 juli 1992, med stöd av 11 kap. 10 § vattenlagen, Havsfiskelaboratoriet, Kustlaboratoriet och Utredningskontoret i Jönköping att påbörja förberedande fiskeriundersökningar med anledning av Öresundskonsortiets ansökan om anläggandet av Öresundsförbindelsen. Även resultaten från dessa förberedande undersökningar ingår i denna redovisning. I samband med huvudförhandlingarna i vattenmålet utformade Öresundskonsortiet och Fiskeriverket gemensamt ett förslag till undersökningar för att följa hela företagets inverkan på fisket. Fiskeriverket förordnades med stöd av 13 kap. 32 § vattenlagen att ansvara för undersökningarna. Förslaget fastställdes i deldom 1995-07-13 och innefattar följande moment:

1. Ålyngelinvandring till Östersjön.
2. Rekrytering av plattfisk.
3. Sedimenteffekter på pelagiska ägg och larver.
4. Undvikandereaktioner hos vuxen fisk på grund av sedimenteffekter.
5. Täthet och artsammansättning hos vuxen fisk.
6. Effekter av buller, vibrationer och ljus på fiskvandring. Behovet av dessa undersökningar skall dock bedömas av Fiskeriverket först sedan förbindelsen tagits i reguljär drift.
7. Kontroll av fiskets utövande, innefattande även fritidsfisket.

Prövotidens längd fastställdes till tre år efter att förbindelsens tagits i reguljär drift, det vill säga 1 juni 2003. Från 1992 fram till 1994 hade Utredningskontoret i Jönköping huvudansvaret för undersökningarna. Därefter överfördes huvudansvaret till Fiskeriverkets Kustlaboratorium. Från 2001 övertogs huvudansvaret för prøvotidsundersökningarna av Utredningskontoret i Göteborg, med fortsatt medverkan av Kustlaboratoriet för vissa moment. Ett antal yrkesfiskare i förbindelsens närområde godkändes som sakägare av vattendomstolen och Öresundskonsortiet har gjort en separat uppgörelse utanför domen med dessa. Speciella undersökningar för att se på inverkan på enskilt fiske har därför inte ingått.

Konsortiet har dokumenterat hur förbindelsen uppfyller det av regeringen uppställda så kallade nollvillkoret. Fiskeriverket har i yttrande 2000-10-18 till miljödomstolen konstaterat att Konsortiet övertygande visat att villkoret är uppfyllt. De fiskeribiologiska konsekvenserna i Östersjön av det sätt som nollvillkoret realiserats på har senare studerats av Dansk Hydrologisk Institut på Öresundskonsortiets uppdrag och denna studie inkluderas här. Ett annat fiskerirelaterat moment som har ingått i kontrollprogrammet är en hydroakustisk kartering av Rügensillens övervintring och vandring genom Öresund. Dessa undersökningar gjordes av Danmarks Fiskeriundersøgelser. De är relevanta för bedömningen av förbindelsens effekter och refereras därför även i denna underlagsrapport.

Arbetet har skett under kontinuerlig kontakt mellan Fiskeriverket och Öresundskonsortiet. Data i kapitel 3.6 kommer från ICES och rådata har använts med tillstånd av projektansvariga Eberhard Götze vid Instituts für Fischereitechnik und Fischqualität der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (BFAFi) och Tomas Gröhsler vid Institut für Ostseefischerei Rostock (IOR). Data för beräkning av temperatur och vattenström som analyserats i flera av kapitlen har använts med tillstånd från SMHI (se kapitel 2.2). Vi tackar Patrick Gorringe, Bertil Håkansson och Jan Szaron samt SMHI Basverksamhet (Information och statistik) som har varit behjälpliga med detta.

2 Utformning av undersökningar

2.1 Frågeställningar

Undersökningarna har haft två huvudsyften – att utreda eventuella effekter under byggperioden av sedimentspridning eller andra emissioner i samband med arbetet och att klarlägga om förbindelsen i sig har permanenta effekter på fisk och fiske. Dessa möjliga effekter kan kategoriseras i följande huvudgrupper:

1. Effekter på fiskvandring
2. Effekter på fisksamhället
3. Effekter på fiskets bedrivande
4. Effekter på lek- och uppväxtområden

Om anläggningsarbetet eller förbindelsen som sådan utgör ett vandringshinder är detta den effekt som kan ge potentiellt störst fiskeskada. Flera moment i undersökningen – studier av ljus och ljud från bron, undersökningar av ål- och sillvandring – avser att klargöra om förbindelsen påverkar fiskvandringen och kvantifiera en sådan effekt. På en mindre längdskala har attraktions- eller undvikandeeffekter kring bropelare studerats med bland annat ekointegrering.

Fisket i Öresund är omfattande och diverst. Storskaligt fiske med trål och snörpvad är inte tillåtet. Det dominerande fisket är därför småskaligt yrkesfiske och fritidsfiske. I vilken utsträckning dessa fisken påverkats har undersökts dels genom att följa yrkesfiskestatistiken och dels genom upprepade enkätundersökningar bland fritidsfiskare i området. Frågeställningen har både varit hur fångstutfallet har påverkats och hur fiskemönstret förändrats. De kontrollerade provfiskena kan användas som ett oberoende mått på utvecklingen av fångstmöjligheterna.

Flera kommersiella arter har lekområden i Öresund. Den grumlande verksamheten kan direkt eller indirekt ha effekter på reproduktionsframgången. Laboratorieförsök gjordes för att studera om fisken undvek grumlade områden och vid vilken sedimentkoncentration reaktionen utlöstes. Frågan om sedimenten hade någon direkt inverkan på ägg och larver undersöktes också i laboratorieförsök. Flera plattfiskarter leker i sundet och den generella lekframgången kvantifierades genom att mäta yngeltätheten på de grunda uppväxtområdena. En ytterligare frågeställning för dessa försök var om storlek hos juvenil plattfisk hade påverkats av ändrade förhållanden på uppväxtplatser i bronns närområde jämfört med i mer opåverkade områden.

Andra effekter av bron på uppväxtområden för fisk kan vara ändrade ström- och sedimentationsförhållanden. Ändringar i vegetationen är en känslig indikator på detta och årliga vegetationskarteringar gjordes på utvalda lokaler. Även småålsundersökningarna har till syfte att undersöka effekter på uppväxtområden.

2.2 Undersökningsdesign

För att utvärdera effekter av såväl anläggningsfasen som driftsfasen har undersökningarna i huvudsak lagts upp enligt principen Before After, Control Impact (BACI). Förundersökningar startade 1992 och för flera moment finns tre års baslinje före anläggningsarbetenas start 1995. Genom att provotiden fortsatt tre år efter anläggningsarbetenas avslutande kompletteras baslinjen med ytterligare en period när det gäller arbetsrelaterade effekter. För studier av förbindelsens permanenta effekter är baslinjen maximalt nio år och efterstudien tre år.

Följande tidpunkter har i regel använts vid indelning av undersökningarna i perioden före anläggningsfasen, anläggningsfasen respektive driftsfasen:

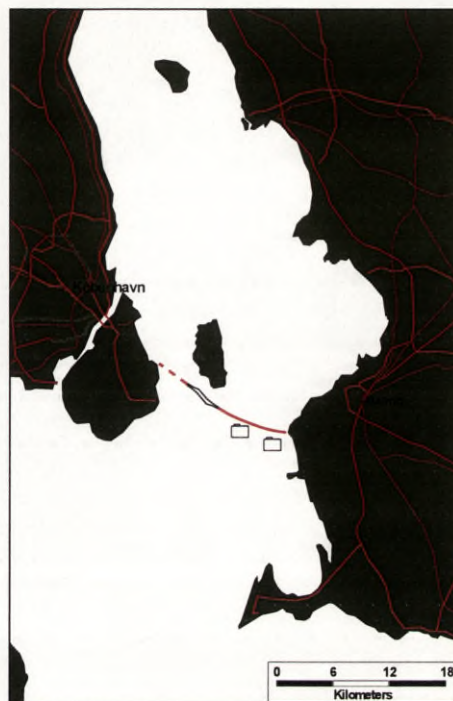
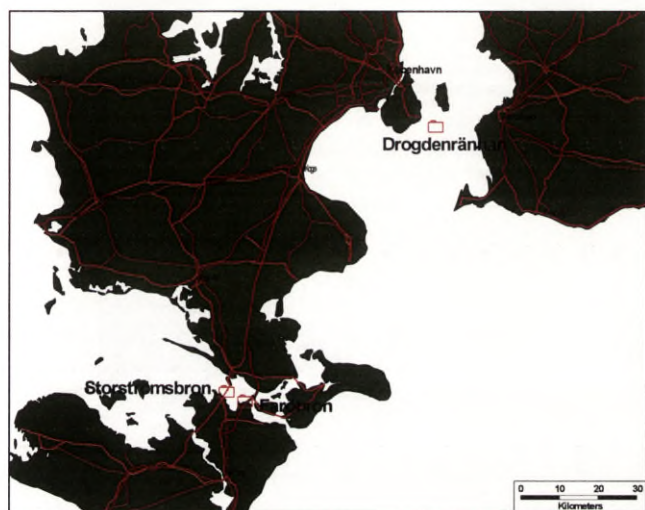
Fas 1, baslinje	fram till 1995-10-31
Fas 2, anläggning	1995-11-01 till 2000-05-31
Fas 3, drift	från 2000-06-01

Provtagningslokalerna har valts så att de skall representera ett tänkt påverkansområde och ett jämförelseområde med så likartade yttre betingelser som möjligt. Eftersom påverkansområdet var i förväg okänt har provtagningspunkterna inte kunnat väljas optimalt. När osäkerhet har uppstått har emellertid kontinuiteten bedömts vara viktigare än att anpassa lokalerna.

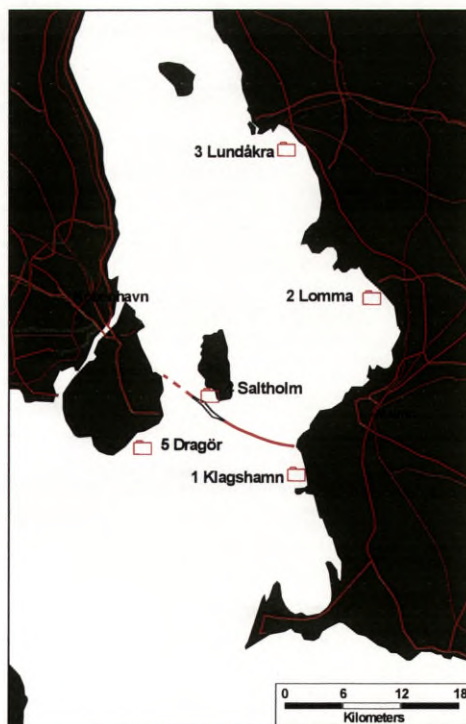
Utvärderingen av resultaten görs med gängse statistiska metoder. I ett BACI-försök innebär det att man testar nollhypoteserna att det inte föreligger någon skillnad mellan påverkansområdet och referensområdet, respektive mellan före och efter arbetets igångsättande (eller förbindelsens idriftstagande) inom påverkansområdet. En sådan test prövar risken att förkasta nollhypotesen om den är sann. Det är emellertid också viktigt att pröva det omvända, nämligen risken att förkasta en existerande effekt. Det görs genom att beräkna testens power.

Delar av provotidsutredningen handlar om effekter där BACI-design inte varit tillämplig. Speciellt gäller detta undersökningar av mekanismer som kan ha förklaringsvärde tillsammans med bland annat provfisken, trålundersökningar och telemetristudier. Sådana undersökningar är effekter av ljus och ljud, sedimentinverkan på fiskbeteende och på ägg och larver samt socioekonomiska studier av fritidsfisket. Här har försöksuppläggningsen fått styras av frågeställningarna. De ekointegreringsundersökningar som genomförts av Danmarks Fiskeriundersøgelser har också genomförts med annan uppläggning än BACI-design.

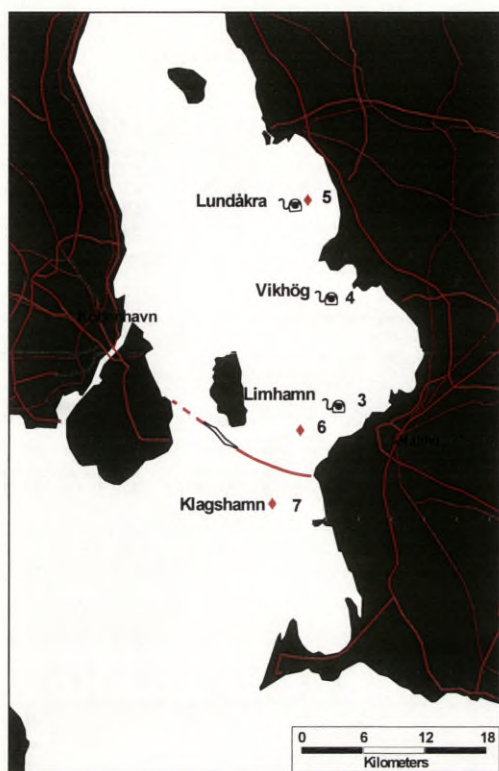
2.2.1 Kartor och tidserier för mätningarna



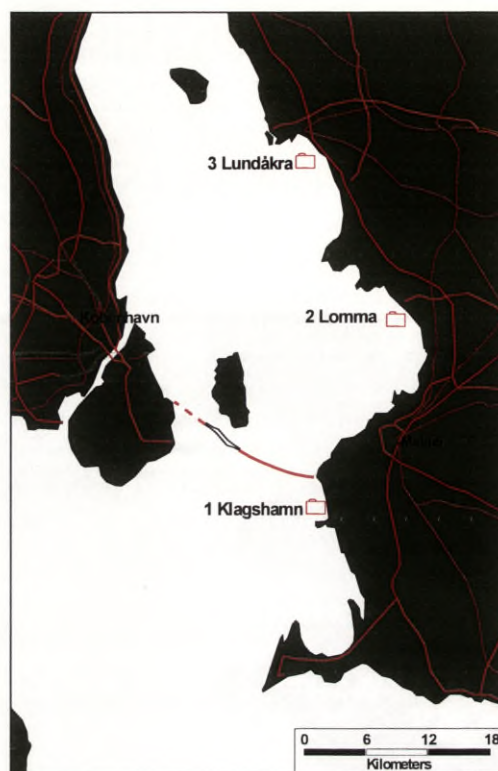
a)
Figur 2.1 a-b Ljud, förstudie (a) samt mätpunkter (b) vid bron 2003.



a)
Figur 2.2 a-b Ålstudier, provtagningspunkter i Öresund (a) och i Skagerrak-Kattegatt (b).



Figur 2.3 Till vänster. Ryssje provfisk en röd punkt, biologiska länkar svart krumelur.



Figur 2.4 Till höger. Lokaler för plattfiskstudier.

Tabell 2.1 Ljudmätningar. Den relativa intensiteten halvårsvis för grumlande arbete indikeras med en gråskala, den feta vertikala linjen visar förbindelsens öppnande. Måttillfällena markerade med X.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												
Förstudie				X								
Öresund												X

Tabell 2.2 Ljusmätningar

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												
										X	X	

Tabell 2.3 Telemetri, antal spårade fiskar.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												
ål										6	12	29
torsk											25	

Tabell 2.4 Ålstudier. Antal fallfållehugg på respektive lokal.

För lokalen 6 Lökeberg finns tidigare undersökningar med fallfålla under åren 1985 och 1986.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												
1 Kla	50	50	50	50	53	50	50	50	50	50	50	
2 Lom	52	43	50	50	50	50	50	58	50	50	50	
3 Lun		50	50	50	53	49	50	40	50	50	50	
4 Sal		50	50	50	50	50	49	50	50	50		
5 Dra		49	50	50	50	50	50	50	50	50		
6 Lök					23	25	25	25	25			
7 Bre						10	25	25	25			
8 Get									33	25		

Tabell 2.5 Perioden 1994-1998 DFU:s sturier av Rügensillens fördelning i sundet.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
grumling												
			X	X	X	X	X	X			X	X

Tabell 2.6 Provfisken

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												

Tabell 2.7 Fritidsfiskeenkäter

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												
	Enkät			SCB							Enkät	

Tabell 2.8 Plattfiskstudier. Totalt antal trädrag som genomfördes i varje lokal.

Från och med 1995 var det tre provtagningstillfällen per år.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Grumling												
1 Kla	16	15	35	66	101	76	72	75	76			
2 Lom	9	20	27	65	86	75	67	70	75	75	75	
3 Lun	8	12	21	56	87	76	81	75	75	75	75	

2.3 Omvärldsfaktorer

I underlagsrapporten har flera olika omvärldsfaktorer använts i ett antal tester för att försöka förklara en del av den naturliga variationen. Omvärldsfaktorerna som använts är sedimentspill, grumlighet som siktdjup eller turbiditet, vattentemperatur, salinitet, vattenströmriktning, vindriktning och vindstyrka. I detta avsnitt beskrivs endast de omvärldsfaktorer som är gemensamma för flera undersökningar. För övrigt anges mer detaljerad information om hur analyserna är gjorda under respektive avsnitt.

2.3.1 Sedimentspill

I samband med byggandet av Öresundsförbindelsen muddrades och deponerades totalt cirka åtta miljoner ton kalksten och lera mellan oktober 1995 och maj 2000. Totalt spilldes 4,2 procent i vattnet vilket var mindre än villkoret på fem procent som fastställdes i vattendomen (sammanfattning i Jensen 1996). Allt sedimentspill blev antingen mätt direkt i fält eller skattat utifrån en spillmodell. För att kunna följa effekterna på miljön utarbetades ett kontroll- och övervakningsprogram där man bevakade turbiditet av suspenderat sediment i vattnet. När det gäller fisk var villkoren i vattendomen för byggperioden att under perioden 1 mars till 31 oktober fick det suspenderade sedimentet inte överstiga 10 mg/l vid något tillfälle på djup större än sex meter (Jensen 1996). I miljökontrollprogrammet gjordes hydrodynamiska modelleringar av grumlighet baserat på turbiditets- och strömmätningar i fält. Modellen gjordes av Öresundsbro Konsortiet Feedback Monitoring Centre, FBC.

Beräkning av sedimentspill

Alla beräkningar av sedimentspill som använts i underlagsrapporten från perioden 1995-1999 kommer från de detaljerade grävinstruktionerna med information om datum, spillmassa och område som lagrats i databasen EAGLE (Öresundskonsortiet 2002). Under första halvåret 2000 genomfördes arbeten som gav upphov till sedimentspill men det gjordes inga modelleringar eller mätningar i fält. I stället baseras underlagsrapportens analyser på beräknad mängd spill. Beräkningarna gjordes av DHI Water and Environment (DHI 2004c).

Data extraherades från den senaste revideringen av grävinstruktionerna från grävområdena 1-6, förutom i provfiskeundersökningen där områdena 5-6 på den östra sidan av sundet användes (figur 2.5). Ackumulerad spillmassa (summa sedimentvåtvikt) beräknades för olika tidsperioder beroende på frågeställning (tabell 2.9).

Tabell 2.9. Sammanställning av de spillberäkningar som används i rapporten, vilka baseras på grävingsarbeten för Öresundsförbindelsen mellan 1995 och 2000.

Kapitel		Tidsperiod månader	Provtagningsserie år
3.6	Sillvandring	augusti-mars	1996-2000
4.2	Plattfiskstudier	första halvåret	1996-2000
4.4	Provfisken	hela året	1995-2000
6.2	Vegetationsundersökning	första halvåret	1996-2000

Beräkning av turbiditet

Turbiditet beräknades från underlag av FBC (Hindcast och Validation of Hindcast Simulation, (sammanfattning i Jensen 1996). I dessa rapporter redovisas den geografiska utbredningen av olika sedimentkoncentrationer som motsvarar gränsvärdena för biologiska störningar i miljöövervakningsprogrammet. Turbiditetsfaktorn som har använts i underlagsrapporten är ett yindex $[(\text{areal} \times \text{sedimentplym}) / (\text{totala} \times \text{arealen av vattenytan i modellområdet})]$. För att få ett

så känsligt mått som möjligt valdes ytindex för den lägsta sedimentkoncentrationen (2 g/kubikmeter). Kartor över spridningssimuleringar valdes ut och scannades från FBC-rapporterna för de tidsperioder som var relaterade till de olika undersökningarna som anges i tabell 2.10.

Tabell 2.10 Tidsperioder som användes i de olika avsnitten för spillberäkningarna under grävningssarbetena för Öresundsförbindelsen mellan 1995 och 2000.

Kapitel	Tidsperiod månader	Provtagningsserie år	
4.2	Plattfiskstudier	februari-oktober	1996-2000
4.4	Provfisken	hela året	1995-2000
6.2	Vegetationsundersökning	Februari-oktober	1996-2000

För plattfiskundersökningarna valdes en period som skulle täcka in eventuella överlevnadseffekter på fiskarnas utvecklingsstadium, dels som pelagiska ägg under senvintern-våren, dels som larver under våren-försommaren och dels som juveniler under sommarsäsongen. För provfisken var syftet att hitta en koppling mellan turbiditet och simaktivitet hos fisk, varför data från grumlingssimuleringar valdes ut för samma månader som man provfiskade (kapitel 4.4). För vegetationsundersökningarna gjordes hela tillväxtperioden vår-höst (kapitel 6.2). Från kartmaterialet i FBC-rapporterna valdes ytor ut för beräkning av ytindex. Ytorna som valdes för beräkningarna motsvarade utbredningen där sedimentspillet överskred en koncentration på 2 g/kubikmeter för ungefär en dag, eller längre (figur 2.6). Ytorna beräknades digitalt med SigmaScan (SPSS Inc 1999).

2.3.2 Temperatur

Beräkningarna av vattentemperatur baserades på data som SMHI tillhandahållit (Shark-databas) från oberoende fartygsundersökningar i Öresund utförda av Göteborgs Marina Forskningscenter, Fiskeriverkets Havsfiskelaboratorium. För plattfisk- och vegetationsundersökningarna användes mätningar från två områden, dels söder om Ven (55°52' N 12°45' Ö) och dels utanför Klagshamn (ungefär 55°30' N 12°53' Ö). Medeltemperaturen beräknades först för olika djupintervall och perioder, beroende undersökning (tabell 2.11). Därefter beräknades medelvärden grupperade för år eller fas. För trålundersökningar användes medeltemperatur från trålragen (1-2 st) i samband med de standardiserade IBTS-expeditionerna enligt ICES program (se kapitel 4.5).

Tabell 2.11 Sammanställning av hur medeltemperatur beräknades i olika undersökningar baserat på olika mätningar från undersökningsfartyg i Öresund mellan 1992 och 2003. För trålundersökningar kommer data från IBTS expeditioner med U/F Argos, Fiskeriverket.

Kapitel	Tidsperiod	Provtagning				
		Vårtemp.	Sommartemp.	S. Ven	Klagshamn	IBTS-expedition
				djup (m)	djup (m)	
4.2	Plattfiskstudier	feb-april	maj-sep	≤ 10	≤ 6	
4.5	Trålundersökningar					1-2 tråldrag
6.2	Vegetationsundersökning	mars-april	maj-aug	≤ 5	≤ 6	

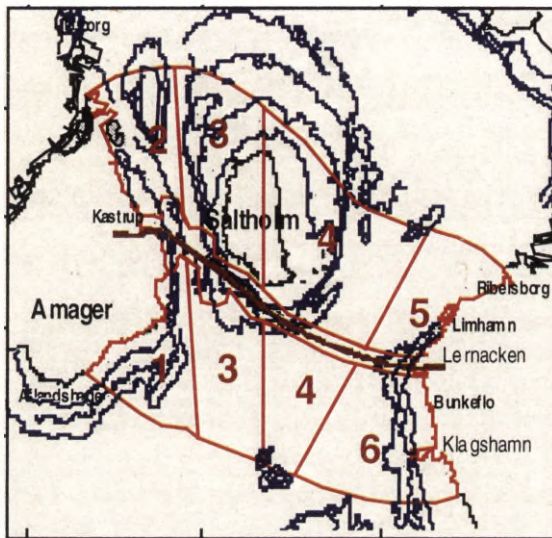
2.3.3 Strömförhållanden

Beräkningar av strömförhållanden gjordes från en modell av SMHI som baseras på vattenståndsskillnader mellan Barsebäck och Klagshamn. I denna grova modell kan medelströmriktningen endast fastställas som nordlig eller sydlig. Månadsmedelvärden

beräknades från dagsmedelvärden. Tabell 2.12 visar vilka beräknade strömdata som använts till de olika undersökningarna.

Tabell 2.12 Sammanställning av vilka tidsperioder som nyttjades för strömberäkning i de olika undersökningarna. Beräkningarna baseras på vattenståndsskillnader i Öresund mellan 1992 och 2002.

Kapitel	Tidsperiod	
4.2	Plattfiskstudier	feb-april
6.2	Vegetationsundersökning	mars-aug



Figur 2.5. Grävområden för sedimentarbeten under byggnationen av Öresundsförbindelsen.



Figur 2.6 Exempel på underlag för beräkning av ytindex för turbiditet. Kartan över modellområdet visar simuleringsresultat för sedimentkoncentrationen 2 g/m^3 mellan 1997-04-07 och 1997-05-28 (Hindcast No. 112, Appendix B). Blått anger < 1 procent, mörkgrönt 1-2 procent och ljusgrönt 2-5 procent av tiden. Övriga färger anger längre perioder. I detta exempel valdes ytan för 2-5 procent eller högre vilket motsvarar 1-2,5 dagar. Ytindex beräknades som kvoten mellan denna yta (157 660 pixlar) och övriga vattenytan (2 170 043 pixlar) vilket blir cirka 0,073.

3 Effekter på vandringsväg

3.1 Inledning

Bestånd av ett flertal fiskarter passerar genom Öresund under lekvandring (Westerberg 1993). Det förekommer även säsongsvisa vandringar mellan västerhavet och Östersjön av arter som inte reproducerar sig i Östersjön, men som regelbundet uppträder där och som är av betydelse för Östersjöfisket, exempelvis makrill och gråsej.

Genom att effekten av Öresundsförbindelsen inte är lokal utan kan påverka hela fiskpopulationer och därigenom fisket i hela deras utbredningsområden kan även en ringa effekt av vattenbyggande på fiskvandring orsaka stor fiskeskada. Frågan om anläggningsarbetena eller Öresundsförbindelsen i sig utgör ett vandringshinder har därför fått stor uppmärksamhet i provotidsundersökningen. Även relativt stationära fiskars rörlighet i bron närhet kan påverkas och undersökningar har gjorts för att studera även sådant beteende.

Direkta mätningar av fiskvandring är tekniskt svåra. Märkningar med konventionella fiskmärken eller akustiska märken och telemetrispårning ger direkta beteendeobservationer, men statistiskt blir underlaget begränsat. Sådana undersökningar kan enkelt påvisa om det föreligger ett absolut vandringshinder, men att kvantifiera fördröjningar av vandringen eller om vandringsvägen förskjuts på ett sätt som påverkar fiskens fortsatta reproduktionsframgång är svårt.

För att studera Rügensillens passage genom Öresund har upprepade ekointegereringar gjorts. Med den tekniken uppstår svårigheten att översätta momentana tätheter av fisk till hur många som passerar. Det är som att avgöra trafikflödet på en väg från stillbilder av en landsvägssträcka. Viss hydroakustisk teknik kan dock mäta även simhastighet hos individuella fiskar och mätningar med split-beamteknik har använts för att studera beteendet hos fisk i omedelbar närhet av bropelarna.

Direktobservationernas begränsningar gör det nödvändigt att också teoretiskt studera de ändringar av förutsättningarna för fiskvandring som broförbindelsen innebär. De viktigaste omgivningsfaktorer som har betydelse för fiskars orientering är akustiska, kemiska och visuella stimuli. Hur buller och vibrationer från bron kan uppfattas av fiskar har studerats med hjälp av ljudmätningar på olika avstånd från bron med olika trafikintensitet. Brons vägbelysning lyser också upp vattnet nära bron och ljusintensiteten vid vattenytan har mätts upp från pylonerna vid Flintrännan till Lernacken. Ljusintensiteten på olika djup har beräknats från dessa mätningar och satts i relation till kunskapen om fiskars synförmåga och reaktioner på ljus.

Sedimentspridningen under anläggningsarbetena orsakar både visuella och kemiska stimuli. För att studera detta gjordes beteendeförsök med torsk och sill. Dessa visade undvikande vid en relativt väldefinierad koncentrationströskel. Beteendet var detsamma både dag och natt vilket tyder på att det primärt är en kemosensorisk effekt. Resultaten har betydelse för resonemang om anläggningsperiodens effekter både på fiskvandring och på tolkning av provfiskeresultat (kapitel 4.4).

3.2 Ljud

3.2.1 Sammanfattning

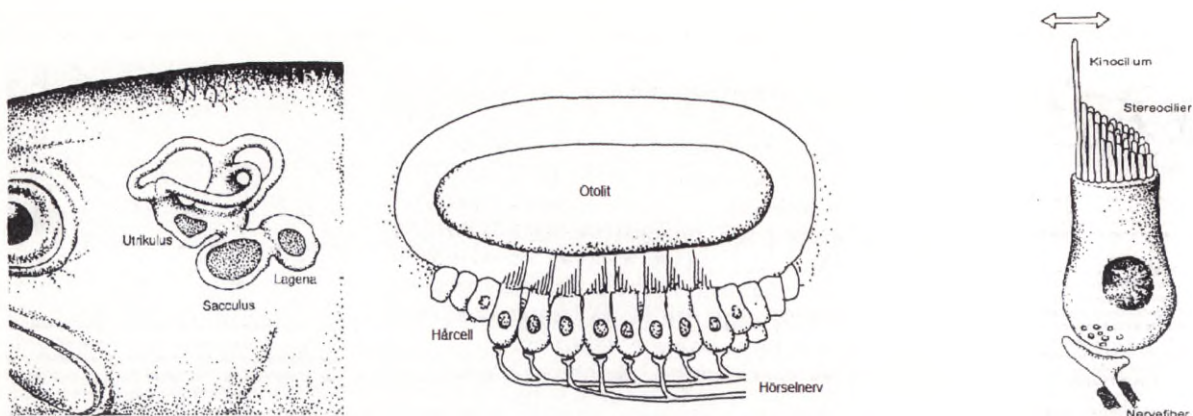
Mätningar av undervattensljud från tåg- och fordonstrafik som passerar Öresundsbron utfördes under 2003 av Ingemansson (Anonymous 2004). Syftet var att fastställa om i sådant fall på vilket avstånd fisk kan detektera ljud och vibrationer från tåg- och fordonstrafik som passerar bron. Undersökningen fokuserades på viktiga fiskarter för både yrkes- och fritidsfiske som torsk, ål och sill. Ljud från tåg- och bilpassager dominerades spektralt av de låga frekvenser som fisk är känsliga för. Tågpassager över bron kan möjligen uppfattas av både ål, torsk och sill på avstånd längre än 350 m, medan bilpassager förmodligen bara kan höras på kortare avstånd. Detektionsavståndet är starkt beroende på kraftigt på vind- och båttrafikförhållanden. Ljudintensiteten från både tåg- och bilpassager var flera storleksordningar svagare än vad som anses kunna ge temporära eller permanenta hörselskador hos fisk. Detta gällde även på mycket korta avstånd till bron (10 m från bropelarna). Ljuden är förmodligen alltför svaga för att resultera i konsistenta undflyendereaktioner hos fisk. En möjlig effekt av broljud på fisk i området är att fisk skulle kunna uppfatta bron som ett permanent och inte passerbart vandringshinder. Sammanfattningsvis kan konstateras att jämfört med andra ljudkällor i området, till exempel båttrafik, är ljuden från Öresundsbron svaga. Att trafikbullret från bron kan förväntas ha någon väsentlig inverkan på fiskvandring framgår inte av analysen. Dessa slutsatser måste ses i ljuset av osäkerheterna både i ljudmätningarna och i kunskapsläget omkring fiskhörsel.

3.2.2 Inledning

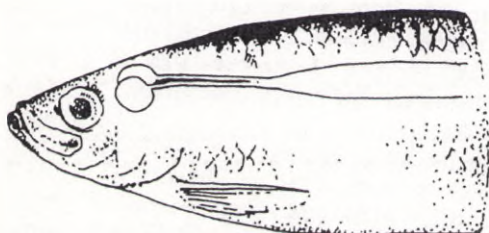
Öresund är en viktig vandringsväg och uppehållsplats för flera fiskarter, bland annat ål, torsk och sill. Dessa arter har stor betydelse för yrkes- såväl som fritidsfisket. Fiskar hör bäst vid låga frekvenser (Popper et al. 2003). Vid stimulering med lågfrekvent buller har man konstaterat både undflyendereaktioner och fysiologiska skador i hörselorganen hos ett flertal fiskarter (Popper 2003). Vad gäller fiskars reaktion på undervattensbuller från broar är det känt att lågfrekvent ljud och vibrationer från trafik leds ned i vattnet via bropelarna (Westerberg 1996). Dock finns det inga systematiska studier av hur olika fiskarter reagerar på olika typer av broljud.

I Vattendomstolens deldom 1995-07-13 VA 45/92 är en av huvudfrågorna bedömningen av effekten av buller och vibrationer från Öresundsbron på fiskvandring. Enligt domen skall behovet av undersökningar bestämmas av Fiskeriverket sedan bron tagits i reguljär drift. Fiskeriverket gjorde i samråd med Öresundskonsortiet bedömningen att det fanns behov att utföra ljudmätningar vid Öresundsbron. Sådana utfördes därför under 2003 av Ingemansson (Anonymous 2004). Här görs en bedömning om de ljudnivåer som uppmättes vid Öresundsbron skulle kunna ha en inverkan på fiskars rörelsemönster omkring bron och därmed på fiskvandringen genom Öresund.

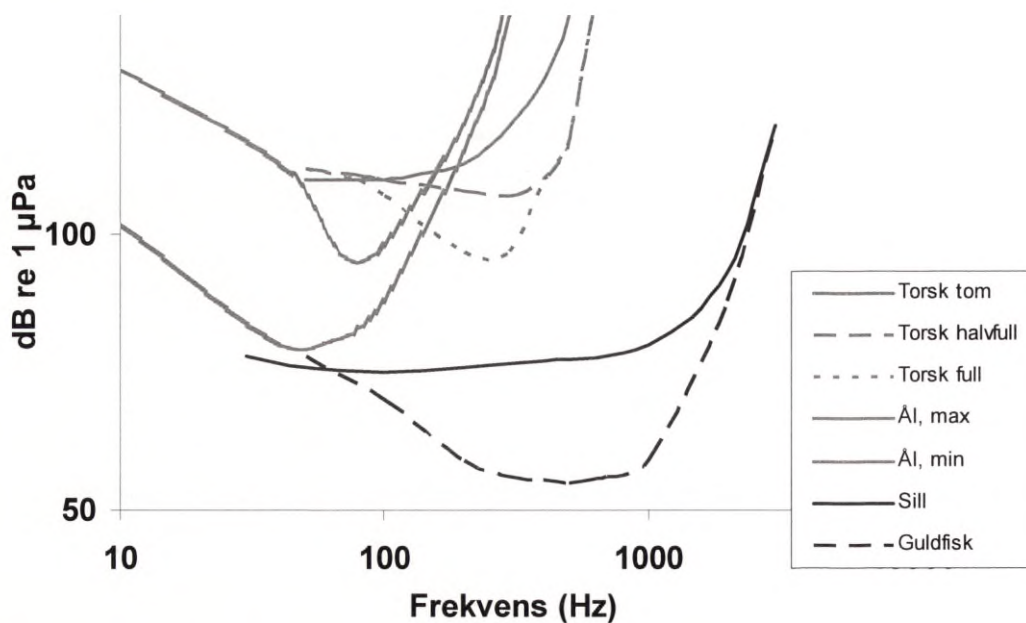
För att ge en bakgrund till bedömningen görs en kortfattad genomgång av av fiskhörsel och fiskars reaktioner på ljud, samt av den generella ljudbilden i området omkring Öresundsbron.



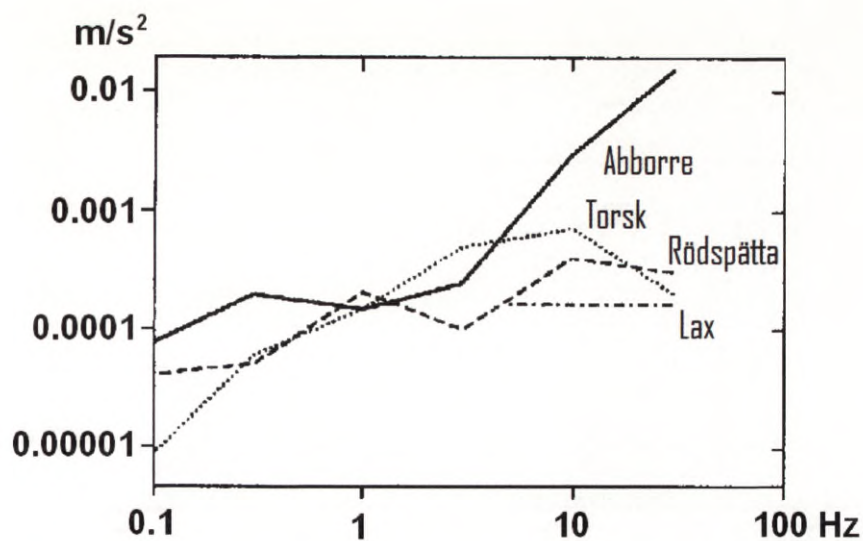
Figur 3.1 Fiskens inneröra. (a) Innerörats placering i fiskhuvudet, med de tre bäggångarna och de tre otolitsäckarna (utrikulus, sacculus och lagena). (b) En otolitsäck i genomskärning med den vätskefyllda membransäcken, otoliten och hårcellerna med känselhår. (c) Hårcell med känselhår (ett långt kinocilium och flera korta stereocilier) och hörselnervens synaps. Från Sand (1992).



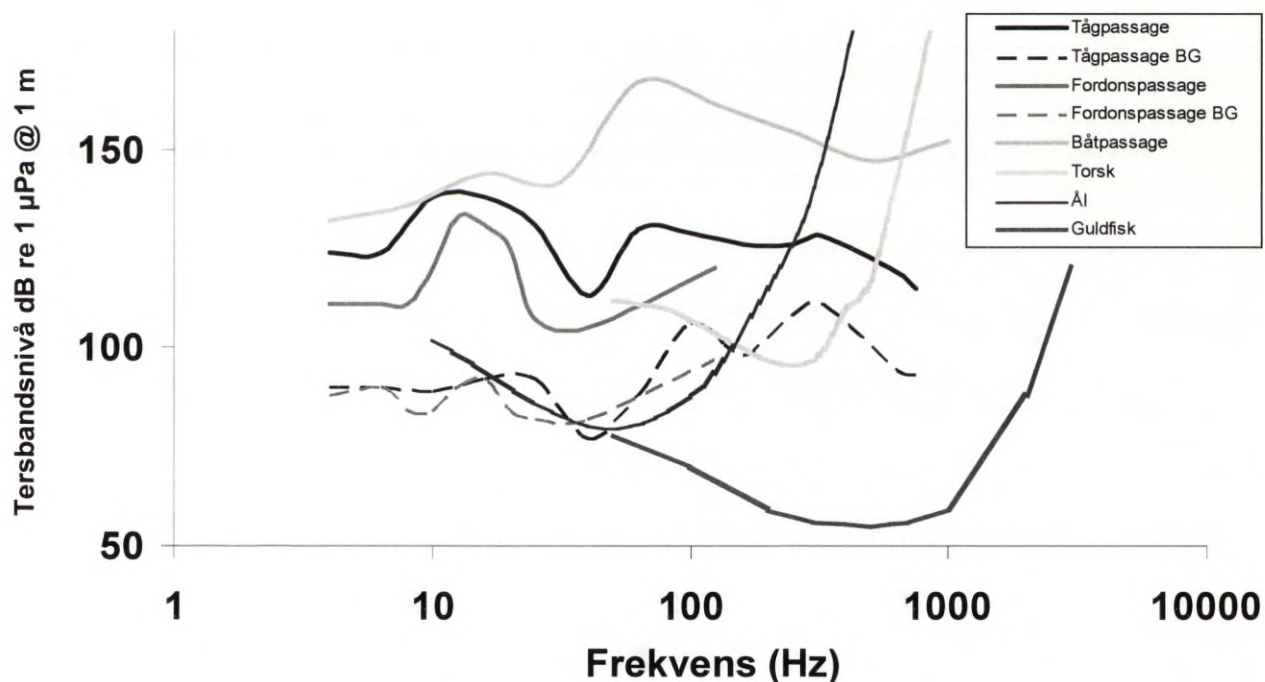
Figur 3.2 Sill har luftkanaler från simblåsan till innerörat. Från Sand (1992).



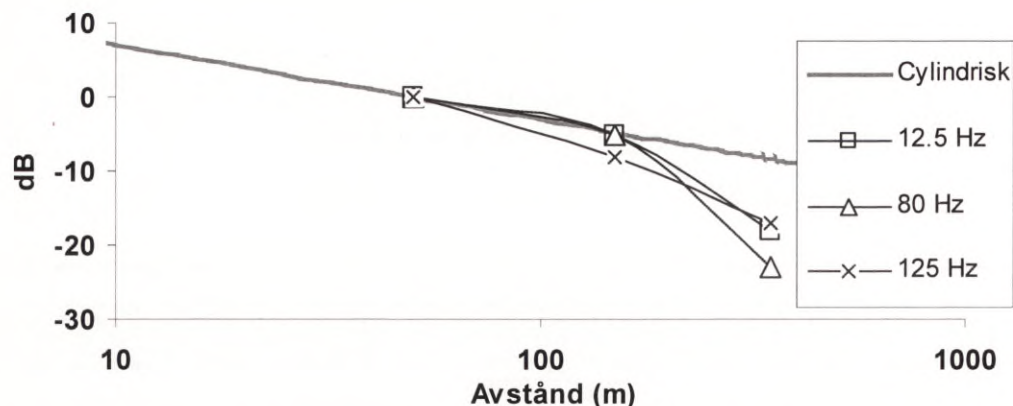
Figur 3.3 Hörseltröskeln som funktion av frekvens för sill (Enger 1967), torsk (Sand & Enger 1973), ål (Jerkø et al. 1989) och guldfisk (Jacobs & Tavalga 1967). Torskens hörselkurva visas för tom, halvfull och fylld simblåsa. Ålens hörselkurva är bestämd med två typer av stimuli, ett med minimal ('min') och ett med maximal ('max') tryck-komponent (se text).



Figur 3.4 Hörselförmåga för fyra fiskarter vid låga frekvenser. Observera att y-axeln har enheten acceleration (se text). (Från Westerberg 1994a)



Figur 3.5 Ljudmätningar av tåg- och fordonspassager inspelade 50 m från bron vid pelare E01, samt av båtpassage på 250 m avstånd. Ljudstyrkorna är kompenserade för cylindrisk spridning och gäller därför 1 m från bropelaren respektive fartyget. För bro- och tågpassager visas även uppmätta bakgrundsbrusnivåer (BG; vindförhållanden: sydväst 5-7 m/s). Alla ljudmätningar är analyserade med tersbandsfilter. Audiogram från guldfisk (som representerar sill; se text, torsk och ål) visas också. Data från: Ingemansson (Anonymous 2004), Jacobs & Tavalga (1967) Jerkø et al. (1989) och Sand & Enger (1973). För ål och torsk visas de hörselförmåga med bäst känslighet.



Figur 3.6 Transmissionsförlust för ljud från Öresundsbron. Ljudnivån antas vara 0 dB på 50 m avstånd från bron. Den grå linjen anger den förväntade dämpningen vid cylindrisk spridning. Mätpunkterna är för tersband av broljudet centererade vid tre frekvenser. Medelvärdesbildad data från mätningar vid två bropelare av Ingemansson (Anonymous 2004).

3.2.3 Fiskhörsel

En ljudvåg består av longitudinella tryckfluktuationer som fortplantar sig ca 4,5 gånger snabbare under vattnet än i luft. Ljudutbredningen under vatten sker med avsevärt mindre utbredningsförluster än i luft. Förutom tryckvågen består en ljudvåg också av partikelförflyttningar. Det är de oscillerande luft- eller vattenpartiklarna som leder till att mediet komprimeras och dekomprimeras och därmed resulterar i tryckfluktuationer.

En fisk har ungefär samma densitet som den omgivande vattenmassan. En ljudvåg får fisken till att gunga fram och tillbaka i takt med partikelrörelsen i vattnet. I fiskens inneröra finns kalkstenar, otoliter, som vilar på hårceller (figur 3.1). När fisken vibrerar i ljudfältet kommer otoliterna lite på efterkälken på grund av sin tyngd. Det uppstår en relativ rörelse mellan hårceller och otolit, och denna rörelse registreras som ljud. Därför är fiskar primärt känsliga för ljudets partikelrörelse (eller acceleration) snarare än för tryckkomponenten (Kalmijn 1988; Popper et al. 2003).

Hos fiskar med simblåsa pulserar denna när den utsätts för en ljudvåg. Pulserna sprider sig genom fiskkroppen till otoliterna. Fisken blir därmed känslig både för ljudfältets partikel- såväl som tryckkomponent. På grund av bidraget från simblåsan varierar fiskarnas hörsleegenskaper med simblåsans form. Man kan grovt indela fiskarter i tre hörselgrupper (Popper et al. 2003). *Icke-specialister* består av fisk utan simblåsa (till exempel makrill och plattfiskar). *Generalister* är fiskar med "normal" simblåsa (torsk och ål). *Specialister* har en förbindelse mellan simblåsan och innerörat som underlättar transmissionen av vibrationer (sill, malar och karpfiskar; figur 3.2).

Fisk med simblåsa kan detektera två olika komponenter av ljudvågen: dels acceleration i partikelrörelsen, dels tryckfluktuationer. Det finns flera grundläggande skillnader i de två komponenterna. Till exempel innehåller partikelaccelerationen information om ljudvågens riktning. Dessutom är utbredningsförlusterna dramatiskt annorlunda i närheten av en ljudkälla för tryck och acceleration. I det så kallade akustiska närfältet domineras ljudutbredningen av partikelrörelsen. Denna komponent avtar snabbare med avståndet än tryckkomponenten. Längre bort från ljudkällan avtar både tryck- och accelerationskomponent på samma sätt. I den fria vattenmassan kan man därför beräkna accelerationskomponenten från tryckmätningar, medan man i närfältet och på grunt vatten måste mäta upp partikelrörelsen separat.

Accelerationsdetektion dominerar ljudupplevelsen vid låga frekvenser (under cirka 50 Hz) medan tryckdetektionen är som bäst vid simblåsans resonansfrekvens (omkring några hundra Hertz). Däremellan, i frekvensbandet 50-200 Hz, detekteras både ljudtryck och acceleration (Sand 1992). Människans hörsel detekterar enbart tryckkomponenten, som också är den komponent som är enklast att mäta. Det är inte bara svårt för oss att förstå hur fiskar uppfattar ljud, det är dessutom extremt besvärligt att undersöka hörselens egenskaper hos fisk på ett lämpligt sätt. Se Kalmijn (1988) för en utvidgad diskussion omkring dessa problem.

Figur 3.3 sammanfattar befintliga mätningar av hörselförmågan (uttryckt som ljudtryck) hos torsk, sill och ål. Formen av sillens hörselkurva antyder att dessa mätningar kan ha varit maskerade av bakgrundsbrus. Det är därför möjligt att sillens hörselkurva mera liknar den från andra hörselspecialister som guldfisk (figur 3.3). Dock finns det helt fräska mätningar som snarare tyder på att sillen har en mycket högre hörseltröskel än det som angivits i figuren (se Mann et al. in press). För torsk visar figur 3.3 att hörselkänsligheten är beroende av hur mycket luft som finns i simblåsan. Detsamma gäller säkerligen också för sill och ål, och för den delen för alla andra fiskarter med simblåsa. Ålen verkar av någon oklar anledning ha en bättre hörselkänslighet än vad som anatomiskt går att förklara, eftersom man inte känner till några speciella mekanismer för hur ljudet leds från simblåsa till innerörat hos denna art (Jerkø et al. 1989).

Simblåsan är viktig för hörsel vid frekvenser högre än 50 Hz. Vid lägre frekvenser liknar alla hörselkurvor varandra oavsett graden av hörselspecialisering (figur 3.4; observera att mätningarna här gjorts i enheter av acceleration).

Det har påvisats att torsken kan att detektera både partikelrörelse och tryckfluktuationer genom att bestämma avståndet till en ljudkälla i det akustiska närfältet (Schuijf & Hawkins 1983). Detta är en unik egenskap hos fisk som borde kunna ge möjlighet till att konstruera en tredimensionell grovskiss av omgivningen med hjälp av bakgrundsbruset. Man kan förutse att upplösningen av en sådan ljudkarta inte kan bli bättre än cirka 10-100 m på grund av de låga frekvenser som fiskörat är känsliga för. Denna modell har ännu inte blivit vetenskapligt testad, men den skulle kunna förklara hur en del fiskarter kan hålla ett konstant avstånd från en kustlinje under vandringar ute i den fria vattenmassan.

Djur integrerar ljudsignaler under en kort tid (från ett par millisekunder till cirka 100 millisekunder). Integrationen sker inte bara i tiden men också i frekvensområdet, inom de så kallade kritiska banden (Fay 1991). Hos fisk har storleken av de kritiska banden blivit uppmätt hos några få arter (guldfisk av Enger 1973 och Fay 1974; torsk av Hawkins & Chapman 1975; och lax av Hawkins & Johnstone 1978). De kritiska bandens storlek avgör över hur stor del av spektra man skall integrera bredbandiga ljudkällor för att beräkna den upplevda ljudnivån. En grov skattning som ofta används för ryggradsdjur är att de kritiska banden liknar de tekniskt väldefinierade tersbanden. Nedan har för enkelhetens skull valts att analysera Ingemanssons (Anonymous 2004) tersbandsmätningar under antagandet om att dessa någorlunda svarar till de frekvensband som fisk detekterar broljöd och bakgrundsbrus med. Se Wahlberg & Westerberg (2005) för en utvidgad diskussion omkring hur fisk detekterar bredbandiga signaler.

Förutom öron har fisk också ett sidolinjesystem. Det består av kanaler med hårceller och av fria hårceller på kroppsytan. Fiskens sidolinjesystem är inte ett organ som normalt används till att detektera akustiska signaler, utan till att detektera lokala vattenströmningar runt fisken (Coombs & Braun 2003). Det kan eventuellt ha relevans vid detektion av turbulens omkring bropelare vid strömmande vatten och vågrörelser. Eftersom turbulensen runt bropelarna har en spatiellt sett relativt stationär struktur borde fisk utan större problem kunna särskilja denna från turbulens efter en förbisimmande fisk. Mätningar av turbulens runt Öresundsbron saknas, och vår kunskap om hur fisk detekterar byten och rovdjur i en turbulent miljö är mycket begränsad. Därför diskuteras dessa ämnen inte mer utförligt i denna rapport.

3.2.4 Hur fisk reagerar på ljud

Även om man redan i början av 1900-talet började undersöka hur fiskar reagerar på ljud har vi fortfarande rätt vaga idéer om hur känsliga fiskar är för buller. För närvarande finns ett starkt intresse för att undersöka hur fisk reagerar på olika typer av människoskapat buller (Popper 2003).

Färska studier visar att vid höga ljudintensiteter kan känselhår bli borttryckta från sinnesepitelet i fiskens inneröra. Vid långtidsexponering kan fiskörat skadas på detta sätt vid ljudnivåer strax över 140 dB re 1 μPa (Scholik & Yan 2001). Detta är cirka 40 dB under vad som normalt anses vara det nödvändiga ljudtrycket för att orsaka skador på innerörat. Även om en återhämtning ofta sker, upplever fisken i en period en dramatiskt försämrad hörsselförmåga som eventuellt kan påverka dess möjligheter att överleva.

Förutom fysiologiska skador har man påvisat att ett flertal fiskarter visar undflyendereaktioner från kraftiga ljudkällor. Både ål och lax kan skrämmas med infraljud (under 20 Hz) om partikelaccelerationen är högre än cirka 0,01 m/s^2 (Sand et al. 2001). Andra studier har påvisat undflyendereaktioner hos sill- och torskfiskar från forskningsfartyg och seismiska undersökningar (Engås et al. 1996; Olsen 1971).

Det är ännu inte helt klarlagt vilka olika roller som tryck- och accelerationskomponenten i ljudvågen spelar för dessa hörselskador och undflyendereaktioner. Alla jämförelser mellan data från fiskhörsel med ljudmätningarna från broar (se nedan) måste därför göras med stor försiktighet. Likaledes är det osäkert i vilken utsträckning som de konstaterade undflyendereaktionerna hos en del fiskarter egentligen har någon betydelse för fiskens förmåga att överleva och fortplanta sig. Det finns försök som visar att tillväxthastigheten hos fisk kan avta vid påverkan av buller (Banner & Hyatt 1973). Huruvida buller även kan påverka fisk genom till exempel maskering av det akustiska fortplantningsbeteendet kan endast besvaras av framtida studier.

3.2.5 Undervattensljud vid Öresundsbron

Förutom ljuden från själva bron dominerar ljudbilden omkring Öresundsbron av den mycket intensiva båttrafiken. Ljuden från fartyg har oftast mycket kraftigare intensitet än de ljud som uppmätts från bron (se nedan). Bara ett fåtal kilometer från det danska brofästet ligger Kastrup, en av Skandinaviens mest vältrafikerade flygplatser (cirka 800 starter och landningar per dygn). Buller från flygen kan tränga igenom vattenytan och ledas ned i vattnet, och därigenom orsaka undervattensbuller. Detta sker dock endast lokalt i ett område inom cirka 13° från flygets lodlinje; övrigt ljud blir till största delen reflekterat mot vattenytan (Richardson et al. 1995b). Det saknas fortfarande mätningar av hur stor effekt flygljud har på undervattensbullret omkring Öresundsbron. Mätningar i andra områden där jetflyg passerar på 300 m höjd visar att bullret domineras av frekvenser under 1 kHz, och att ljudnivån kan uppnå tersbandsnivåer på upp mot 135 dB re 1 μPa vid vattenytan (Richardson et al. 1995b). En del av denna energi blir dock reflekterad och tränger inte igenom vattenytan. Trots detta är ljudintensiteten kraftig nog för att kunna höras av ett flertal fiskarter ner på flera 100 meters djup. Dock är det tveksamt om dess ljud är kraftiga nog för att orsaka undflyendereaktioner även hos fisk som uppehåller sig nära vattenytan.

Förutom dessa människoskapta bullerkällor finns det även naturliga ljudkällor som bidrar till bakgrundsbruset i Öresund, såsom regn och vågrörelser. Också biologiska ljudkällor, i form av fisk och marina däggdjur, kan eventuellt i vissa perioder lokalt bidra till brusnivån. Förmodligen är dock deras bidrag försumbart jämfört med de människoskapta ljudkällorna i Öresundsregionen.

3.2.6 Ljudproduktion från broar

Bil- och tågtrafik på broar orsakar vibrationer och lågfrekvent ljud som kan ledas ned i vattnet via bropelarna. Effektiviteten i ljudproduktion från bropelarna beror på deras storlek och hur de vibrerar. De mest fundamentala former av ljudkällor är pulserande (monopol) eller vibrerande (dipol Kalmijn 1988). En pulserande vibration alstrar ett icke-direktionellt ljud med god verkningsgrad. Dipoler ger en ljudutbredning där ljudstyrkan varierar mellan att vara mycket kraftiga i riktningen utefter vilken dipolen vibrerar till att vara praktiskt taget obefintlig i en riktning vinkelrät mot vibrationsriktningen. Vid låga frekvenser är dipoler mindre effektiva än monopoler till att alstra ljudvågor, men trots detta alstrar de ett akustiskt närfält med stora partikelaccelerationer, som fiskar kan detektera (Kalmijn 1988). I nuläget saknar vi data som kan visa om bropelaren fungerar som dipoler eller monopoler (eller en kombination av dessa).

3.2.7 Ljudmätningar vid Öresundsbron

För att bedöma betydelsen av ljud och vibrationer från Öresundsbron på fisk är följande frågeställningar viktiga:

1. På vilket avstånd kan torsk, sill och ål detektera vibrationer från tåg- och fordonstrafik som passerar bron?
2. Är ljudet från tåg- och fordonstrafik som passerar bron tillräckligt kraftigt för att påverka fiskvandringen genom Öresund?

Följande observationer tar utgångspunkt i mätningarna av ljud från Öresundsbron utförda av Ingemansson (Anonymous 2004). Vid studien uppmättes undervattensljud från bron vid tåg- och bilpassager för tre olika avstånd (50, 150 och 350 m) från två bropelare. Mätningarna jämfördes med bakgrundsbrus uppmätt mellan tåg- och bilpassagerarna. I figur 3.5 är de uppmätta signalerna tillbakaräknade till en meters avstånd från bropelaren (under antagelse om cylindrisk spridning; se nedan). I figuren jämförs de kraftigaste uppmätta ljudstyrkorna med de lägsta värdena på hörseltrösklar från fisk. För sill antas att den existerande hörselkurvan av Enger (1967) är maskerad av bakgrundsbrus och därför användes guldfiskens hörselkurva.

Tågpassager

Dagligen passerar cirka 18 godståg och 140 passagerartåg bron. Tågpassager alstrar framförallt ljud lägre än 200 Hz (figur 3.5). Den maximala tersbandsnivån är 120 dB re 1 μ Pa på 50 m avstånd vid 10-16 Hz. För cylindrisk spridning svarar detta mot en källstyrka på 137 dB re 1 μ Pa. Denna nivå är klart hörbar för både sill, torsk och ål (figur 3.5). Hörseltröskeln vid 10-16 Hz är ungefär lika stora för alla fiskarter som mätts (se figur 3.4). Ljudet kan antas vara hörbart upp till ett avstånd där det blir maskerat av bakgrundsbruset eller av hörselkurvans tröskelvärde. För sill, ål och torsk är det största signal-brusförhållandet strax under 50 dB på en meters avstånd (figur 3.5). Detta motsvarar ett spridningsavstånd på cirka 100 km för cylindrisk spridning. På grund av den mycket kraftiga spridningen på avstånd längre än 150 m (se nedan) förväntas dock detektionsavståndet att vara avsevärt kortare. Ingemanssons (Anonymous 2004) mätningar visar att signalerna från bron knappt når över bakgrundsbruset på ett avstånd av 350 m. Därför är det mest troligt att det faktiska detektionsavståndet ligger omkring 350 m för alla tre fiskarter.

Den intensitet som uppmätts vid tågpassage är omkring 20 dB lägre än den ljudnivå som anses ge konsistenta undflyendereaktioner hos både lax och ål (Sand et al. 2001). Nivåerna är dessutom långt under vad som visats kunna ge permanenta eller temporära hörselskador också efter en långtidsexponering. Det är viktigt att poängtera att i närheten av ljudkällan kan accelerationskomponenten vara mycket kraftigare än vad som kan beräknas utifrån

tryckmätningarna (Kalmijn 1988). Nära bron kan fisken därför komma till att uppleva ljudbilden som mycket kraftigare än vad som återges i figur 3.5.

Det skall även poängteras att det inte framgår av Ingemansson (Anonymous 2004) om man mätt på gods- eller persontåg. Det är säkerligen en stor skillnad i ljudproduktionen mellan dessa tågtyper. Ljudnivåerna som uppmätts vid Öresundsbron har mycket lägre frekvensinnehåll och intensitet än de som uppmätts vid Storströmsbron och Faröbron (källstyrka upp mot 160 dB re 1 μ Pa @ 1 m och toppfrekvens vid 70 Hz vid tågpassager) (se Westerberg 1996)

Bilpassager

Fler än 9 000 personbilar, 100 bussar och 500 lastbilar använder sig av Öresundsbron varje dag. Vibrationerna från bilarna fortplantar sig ned i vattnet via bropelarna och alstrar undervattensljud. Ljudmätningarna av lastbilspassager visar att ljud framför allt genererades i frekvensområdet 8-30 Hz (figur 3.5). Tersbandsnivån är upp till 115 dB re 1 μ Pa på 50 m avstånd från bron, vilket svarar till 132 dB re 1 μ Pa i källstyrka vid cylindrisk spridning. Personbilar alstrar säkerligen ljud av lägre styrka än lastbilar. Precis som vid tågpassagera är dessa intensiteter långt under de ljudnivåer som anses ge konsistenta undflyendereaktioner hos både lax och ål. Nivåerna är långt under de som visats kunna ge permanenta eller temporära hörselskador också efter en långtidsexponering. Enligt Ingemanssons (Anonymous 2004) mätningar är signal-brusförhållandet mycket nära noll på avståndet 350 m, varför fisk knappast kan detektera bilspassager bortom detta avstånd. Till detta skall tillföras samma reservationer som gavs till mätningarna av tågtrafik (se ovan).

Båtpassager

Förutom broljudmätningarna utförde Ingemansson (Anonymous 2004) också några mätningar av ljudnivån när fartyg passerade inspelningsutrustningen (figur 3.5). Ljudstyrkan är upp till 40-50 dB kraftigare än ljuden från Öresundsbron. Jämfört med det undervattensbuller som den mycket täta båttrafiken i Öresund bidrar med blir ljuden från fordons- och tågpassager på bron nästan fullständigt maskerade, förutom i ett frekvensband omkring 10-20 Hz (figur 3.5). Ljudnivåerna är eventuellt kraftiga nog att kunna ge hörselskador hos fisk som uppehåller sig nära fartygen, men den största delen av energin ligger ovanför det frekvensområde som man menar kan åstadkomma permanenta undflyendereaktioner på lax och ål så nära som inom en meters avstånd. Eftersom alla mätningar av Ingemansson (Anonymous 2004) gjordes med tryckmätningar är det troligt att fisken upplever en kraftigare ljudbild från båten på nära håll än vad som anges i figur 3.5 på grund av närfältseffekter (se nedan).

Ljuddämpning

Mätning av ljuddämpningen i området omkring Öresundsbron är viktig för att beräkna hur långt broljudet kan sprida sig, och på vilka avstånd fisk kan detektera broljud. Ingemansson (Anonymous 2004) jämförde bromätningarna av ljudnivåerna på olika avstånd från bron med cylindrisk spridning, som uppstår när ljud sprids i en av vattenyta och havsbotten avgränsad vattenvolym. Inom 150 m från bron indikerar mätningarna att utbredningen är cylindrisk. På större avstånd är dämpningen mycket kraftigare än vad som förväntas från en cylindrisk spridningsmodell (figur 3.6). Detta är inte förvånansvärt, eftersom botten djupet i området är lågt (under 10 m). Man kan knappast förvänta sig någon ljudutbredning alls för våglängder längre än cirka 40 m i grunda områden (Medwin & Clay 1998). Detta svarar mot frekvenser lägre än cirka 40 Hz. Troligtvis kan detta också förklara de stora transmissionsförlusterna, inte bara vid 12.5 Hz, men också vid 80 och 125 Hz (figur 3.6), eftersom den exakta gränsfrekvensen för ljudutbredning är en funktion av både djup och bottenbeskaffenhet fungerar botten som ett högpasfilter över längre avstånd.

3.2.8 Närfältsproblematiken

Vid akustiska mätningar är det viktigt att ta hänsyn till närfältseffekter. Dessa effekter kan uppkomma på grund av flera mekanismer, varav tre är viktiga för ljudmätningarna vid Öresundsbron och hur dessa relaterar till fiskhörsel. För en mer detaljerad diskussion hänvisas till Wahlberg och Westerberg (2005).

Strömningsnärfält

Ute i den fria vattenmassan står partikelförflyttningen och tryckfluktuationerna i ett enkelt förhållande till varandra. De svänger i fas och deras storleksförhållande kan beräknas som produkten av mediets densitet och ljudhastighet. I närheten av en ljudkälla och på grunt vatten kan partikelkomponenten bli avsevärt mycket större än vad som kan beräknas i det fria akustiska fältet (Medwin & Clay 1998). I sådana situationer ger inte tryckmätningar av ljudfältet nödvändigtvis en rättvis bild av det akustiska fältet som fisk uppfattar det. Strömningsnärfältet omkring brodelarna har en utsträckning på cirka 0,1-1 km.

Man kan indirekt uppskatta storleken av vibrationerna i närfältet med hjälp av mätning med accelerometrar på brodelarna. Detta har inte gjorts vid Öresundsbron. Westerberg (1996) redovisar accelerationsmätningar från två danska broar. Accelerationen nådde maximalt en nivå strax på mellan 3-10 m/s² och var kraftigast vid tågpassager. Om brodelarna vibrerar som dipoler (se ovan), och om dessa vibrationer fortplantar sig direkt ut i vattenmassan, så kommer partikelacceleration i vattnet att avtaga som 60 log₁₀ r (Kalmijn 1988). Det betyder att accelerationen kommer att reduceras till 0,01 m/s² (som enligt Sand et al. 2001, är den nivå som kan ge konsekventa undflyendereaktioner hos fisk) på ett maximalt avstånd av 10 m från brodelaren.

Fresnelzon runt brodelare

På korta avstånd kan det uppstå interferensmönster från ljud som produceras av olika delar av källan. Fenomenet kallas Fresnel diffraction (Medwin & Clay 1998). Inom detta avstånd gäller inte några enkla transmissionslagar såsom sfärisk och cylindrisk spridning. För ljud från Öresundsbron brodelare blir det kritiska avståndet av storleksordningen 1-10 m. Eftersom Ingemanssons (Anonymous 2004) mätningar gjordes på minst 50 m avstånd från brodelarna borde inte detta vara ett problem för tolkningen av mätresultaten.

Fresnelzon mellan brodelare

Ljud från olika brodelare, som för Öresundsbron står på 140 m avstånd från varandra, kan interferera med varandra. Dock kommer interferens bara att uppstå om de olika brodelarna genererar ljud på en gång, som till exempel vid mycket tät bil- och tågtrafik. Detta ger upphov till en Fresnelzon mellan olika brodelare (se ovan) som lokalt kan ge områden med kraftig eller svag ljudintensitet. Detta kan ha betydelse ut till ett avstånd av några hundratals meter från bron.

3.2.9 Bedömning

Ljudgenereringen vid Öresundsbron ger mer lågfrekventa signaler av lägre intensitet än de som uppmätts vid Storströmsbron och Faröbron av Westerberg (1996b). Huruvida denna skillnad grundar sig i mättekniska problem eller i en faktisk skillnad i ljudproduktionen hos de olika broarna är oklart.

Fiskar som torsk, ål och sill kan höra undervattensljud som genererats av tåg- och fordonstrafik som passerar Öresundsbron på avstånd av upp till omkring 350 m från bron. Detektionsavståndet till bron kan bli avsevärt kortare eller längre beroende på väder- och trafiksituationen. Det kan dock konstateras att ljuden från Öresundsbron förmodligen inte är tillräckligt kraftiga för att väsentligt påverka beteendet negativt hos fisk i bronns närområde.

Mätningarna av Ingemansson (Anonymous 2004) är endast gjorda med tryckdetektorer. Fisk är känslig både för tryck och partikelacceleration. Mätningar med accelerometrar på danska broar har visat att vibrationerna från dessa broar inte producerade ljud som var kraftiga nog att skrämma lax på avstånd längre än cirka 10 m från broarna (Westerberg et al. 1996b). Därför är det sannolikt att inte heller vibrationerna från Öresundsbron skulle vara tillräckligt kraftiga för att skrämma fisk annat än på mycket korta avstånd från broarna. Ljudnivåerna vid Öresundsbron kan förmodligen inte orsaka hörselskador. De uppmätta ljudnivåerna från fartygsbuller tyder däremot på att båtar skulle kunna ge hörselskador på fisk inom några meters avstånd.

Om fisk upplever bron som en sammanhängande ljudridå (kustlinje) skulle bron kunna utgöra ett hinder för fiskvandring även om ljudtrycken inte är kraftiga nog för att skrämma fisken. Det går inte att utifrån de utförda ljudmätningarna utvärdera om avståndet mellan broarna är stort nog för att fisk skall kunna uppfatta att man kan simma igenom. Det går inte utifrån resultaten av Ingemanssons (Anonymous 2004) mätningar att göra en mer detaljerad analys av broljudens effekter på fisk. Bland annat saknas mätningar av ljudens utbredning i olika riktningar från bron. Om ljudkällan är en dipol är det möjligt att Ingemansson (Anonymous 2004) kan ha undervärderat ljudproduktionen vid bron. Vid framtida mätningar av broljuden bör man utföra mätningarna i olika riktningar från broarna. Dessutom bör man mäta broarnas rörelse med accelerometrar för att bättre förstå dessa problem. Mätningar av accelerationskomponenten vid broarna på Storströmsbron i Danmark tyder på att det finns en viktig dipolkomponent i ljudalstringen från denna bro (se Westerberg et al. 1996b).

Endast effekter av ljud från bron under drift har studerats. Under konstruktionen av undervattensfundament till broarna kan det ha producerats mycket kraftigare undervattensbuller än vad som uppmätts under driftperioden (NRC 2003; Richardson et al. 1995a). Sådana ljud kan ha en effekt på fiskbeteende och även orsakat hörselskador hos fisk.

Sammanfattningsvis kan konstateras att ett flertal fiskarter, för vilka Öresund är en viktig vandringväg, kan uppfatta ljud från tåg och fordon som passerar bron. Ett karakteristiskt detektionsavståndet är förmodligen omkring 350 m för de flesta fiskarter, oavsett deras grad av hörselspecialisering. Detektionsavståndet påverkas av den omgivande ljudbilden i form av båttrafik och väderförhållanden. Dessa ljud är dock förmodligen inte tillräckligt kraftiga för att kunna ha någon väsentlig inverkan på fiskvandringen genom Öresund.

3.3 Ljus

3.3.1 Sammanfattning

Artificiellt ljus kan påverka fiskvandring och det lokala fisksamhället på flera sätt. Mätningarna vid Öresundsbron visar att vägbelysningen lyser upp stråk längs vardera sidan av bron på 50-100 m avstånd. Irradiansen i dessa stråk är 10-20 $\mu\text{W}/\text{m}^2$ vid vattenytan, vilket innebär att belysningen kan uppfattas av fiskar på alla djup ner till botten vid cirka 8 m.

3.3.2 Inledning

Öresundsförbindelsen planerades ursprungligen utan vägbelysning. I deldomen 1995-07-13 VA 45/92 lämnas det till Fiskeriverket att bedöma eventuellt behov av undersökningar av effekter av ljus. Av trafiksäkerhetsskäl har bron vägbana försetts med belysning av normal motorvägsstandard (centralt placerade 12 m höga lyktstolpar med 45 m avstånd och med en 100 W natriumhögtryckslampa på vardera sidan). Vidare är pylonerna vid Flintrännan och broarna kring Trindelrännan försedda med strålkastare som också belyser omgivande vatten.

Därför genomfördes en uppmätning av ljusflödet mot vattenytan för att kvantifiera tänkbara effekter på fisk i brons närhet. Tidigare har frågan om hur belysning från bron kan tänkas påverka fiskvandring diskuterats i Underlagsrapport 46 till konsortiets MKB 1993.

Kompletterande ljusmätningar har genomförts på Öresundskonsortiets initiativ (DHI 2004a; DHI 2004b).

3.3.3 Material och metoder

Den ljusmätare som användes har en fotodiod (Hamamatsu S1337-BR) som känselement. Dioden är monterad i ett svarvat Al-hölje tillsammans med en förförstärkare. Dioden är riktad vertikalt uppåt och skärmas av från sidoljus i ett ljusschakt med cirka 80 graders öppningsvinkel. För att eliminera felbidrag från infrarött ljus, för vilket dioden är känsligt men som är irrelevant för beräkning av ljusnivån under vattenytan eftersom infrarött absorberas snabbt i vatten, används ett bandpassfilter (Melles Griot 03SWO414) 400-720 nm framför ljusdioden. Diodens känslighetskurva med och utan filter framgår av figur 3.7.

Mätaren har fyra mätområden vilka alla kalibrerats med en högtrycks natriumlampa (typ SON T+, samma som i brons vägbelysning) som ljuskälla. Lampans spektralkaraktär framgår av figur 3.8.

Analogsignalen från ljusmätaren registrerades på en dator via en 16-bitars A/D-omvandlare (Pico 16). Data loggades kontinuerligt med 1 sek samplingsintervall. På en annan dator loggades båtens position från en Simrad CE33 differentiell GPS. Positionen uppdaterades med 1-2 sek intervall.

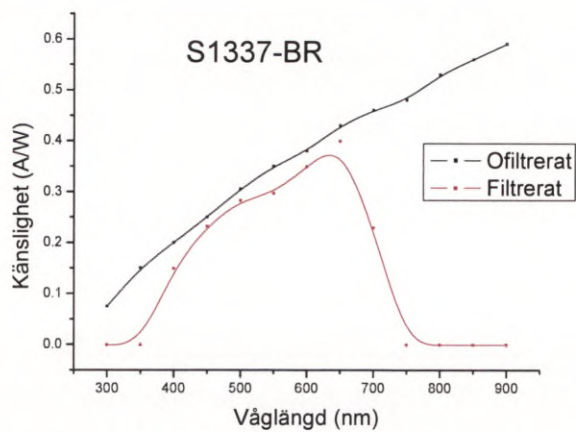
Mätningar genomfördes 29 augusti 2002 i lugnt väder (< 5 m/s nordlig vind) och dis men molnfritt. En mindre motorbåt användes som plattform. Ljussmätaren monterades på rufftaket skärmat från båtens navigationsljus men med fri sikt uppåt. Efter solnedgången gjordes ett antal transekter under bron på olika ställen, från farleden genom huvudspannet vid pylonerna in till brofästet vid Lernacken. Varje transekt startade och slutade så långt från bron att ljusinstrålningen bedömdes endast påverkas av himmelsljus. Mätningarna gjordes huvudsakligen före månens uppgång, men det fanns under hela mätningen en svag bakgrunds nivå från det ljus som diset reflekterade av stadsljuset från Malmö och belysningen på bron.

Ljusdata och positionerna synkroniserades och sattes samman i en gemensam tidsserie. Distansen mellan successiva positioner har beräknats och den ackumulerade distansen används som koordinat vid presentationen av resultaten.

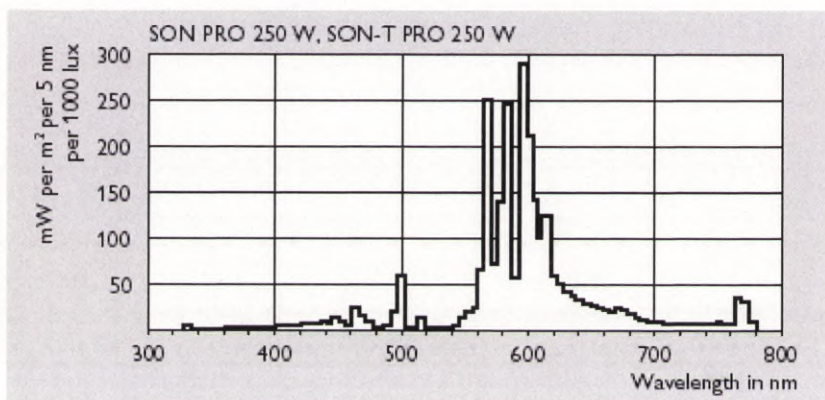
3.3.4 Resultat

Båtens trajektoria har lagts in i en GIS-karta (figur 3.9, 3.10 och 3.12). Positionspunkternas färg är kodad efter den uppmätta irradiansen i punkten. I figur 3.9 och 3.10 är skalan lineär och anpassad efter den ljusnivå som vägbanebelysningen ger vid vattenytan. I figur 3.12 används en nära logaritmisk skala för att bättre visa belysningsvariationerna kring strålkastarna vid segelrännorna.

Några transekter under bron illustreras i figur 3.11. De individuella mätpunkterna fluktuerar på grund att irradiansmätarens optiska axel rör sig kring lodaxeln på grund av båtens rörelser. Den röda linjen visar ett FFT-filtrerat medelvärde över fem datapunkter. Mätningarna startade vid högbrodelen cirka kl 21.15. Som framgår av figur 3.13 rådde fortfarande svagt skymningsljus (ca $5 \mu\text{W}/\text{m}^2$) vid passagen i mitten av farleden. Ljussmätaren har sannolikt gått i mättnad vid den östra pylonen och det verkliga maxvärdet är högre än $100\,000 \mu\text{W}/\text{m}^2$.

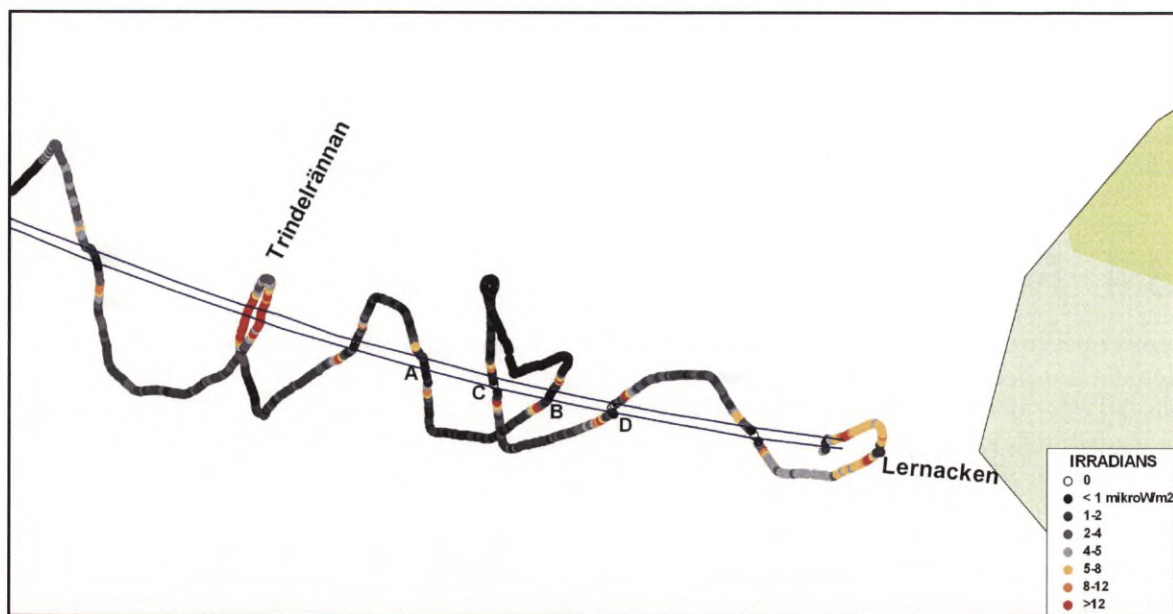


Figur 3.7 Spektral känslighet för irradiansmätaren med och utan infrarödfilter

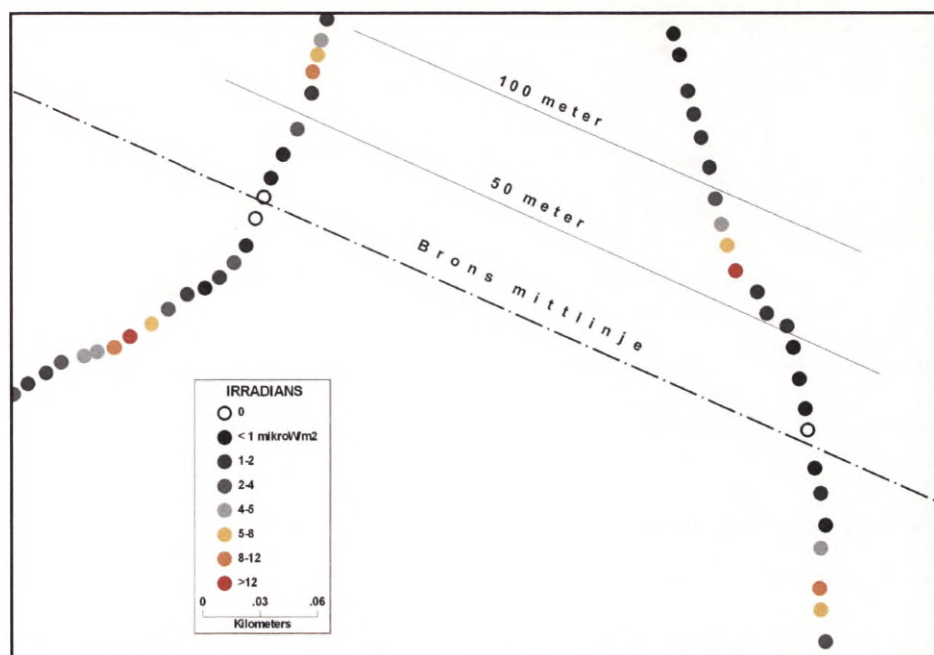


Spectral power distributions

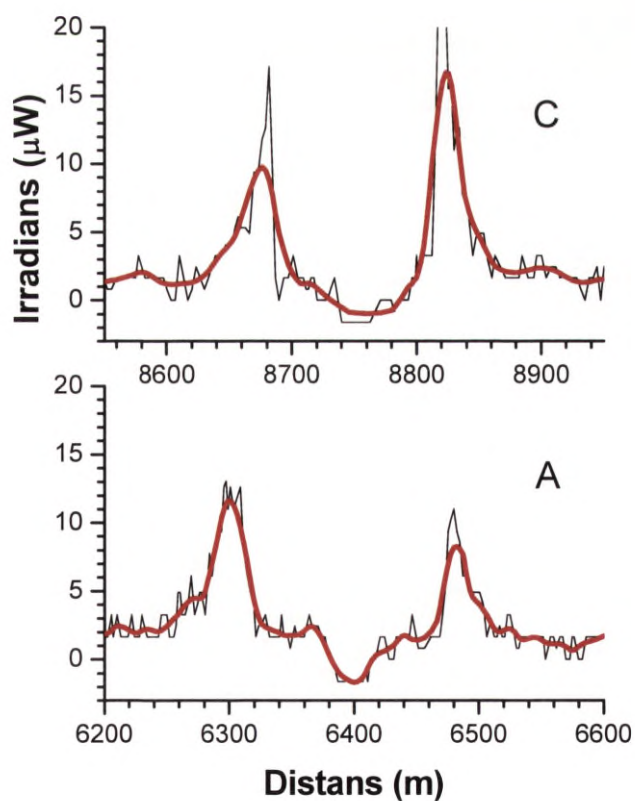
Figur 3.8 Ljusspektrum för vägbanans belysning på Öresundsbron.



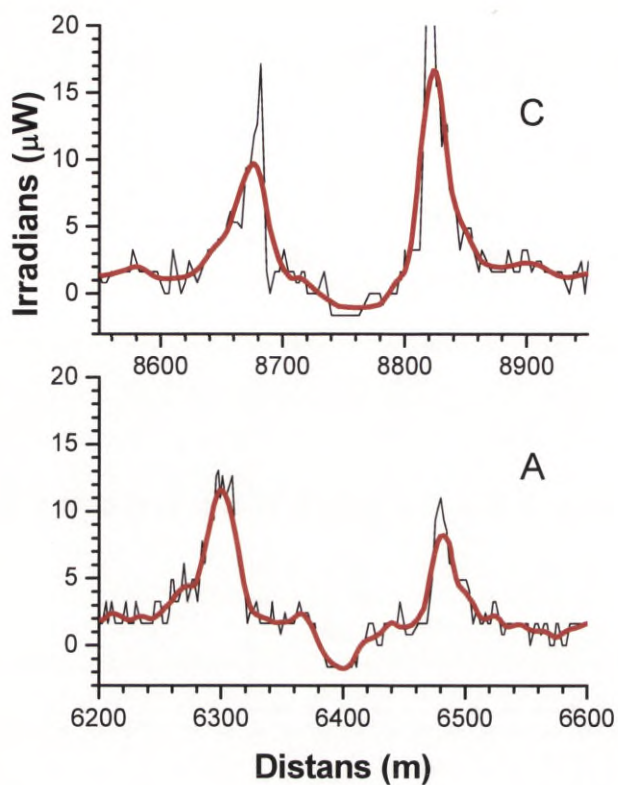
Figur 3.9 Lågbrodelen närmast Lernacken. Båtens trajektoria inlagd med positionspunkterna färgkodade efter den uppmätta belysningen vid vattenytan.



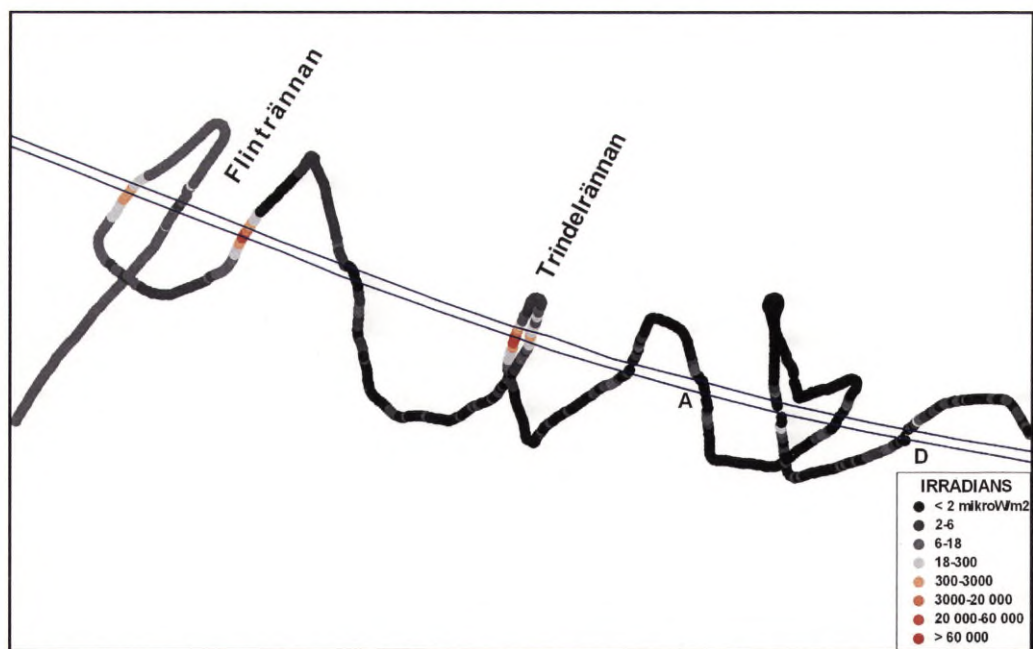
Figur 3.10 Detalj vid punkt A för att visa belyningsstråken närmast bron. Övriga förklaringar se figur 3.9.



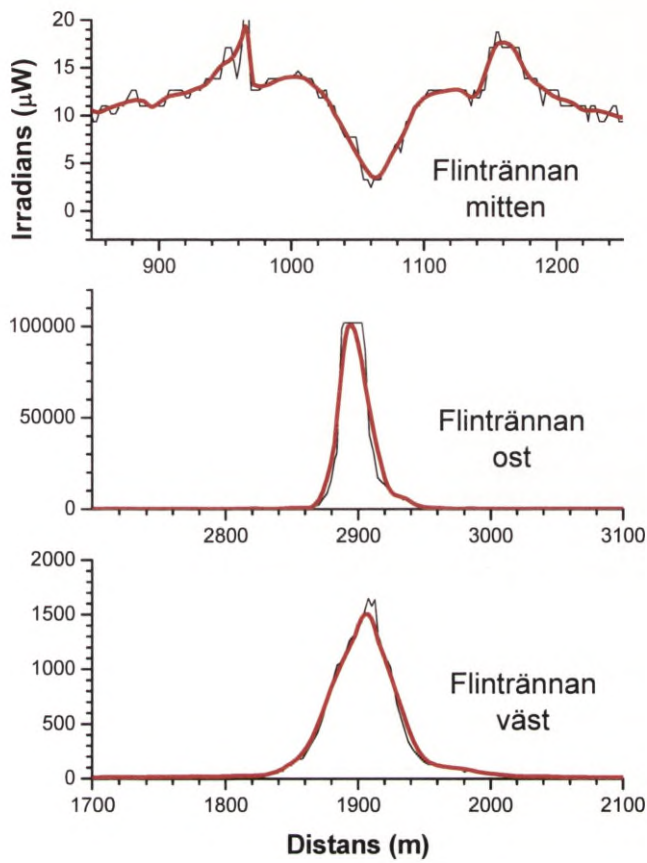
Figur 3.11 a Ljusbemätningar vid ett urval passage under bron. Längdskalan är räknad längs båtens trajektor. Bokstavsbezeichnung identifierar respektive passage enligt Figur 3.9.



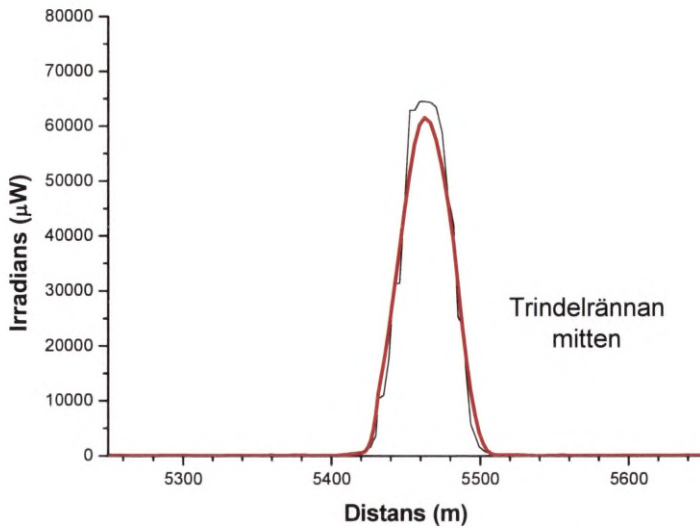
Figur 3.11 b Ljusbildningar vid ett urval passager under bron. Längdskalan är räknad längs båtens trajektoria. Bokstavsbezeichnung identifierar respektive passage enligt figur 3.9.



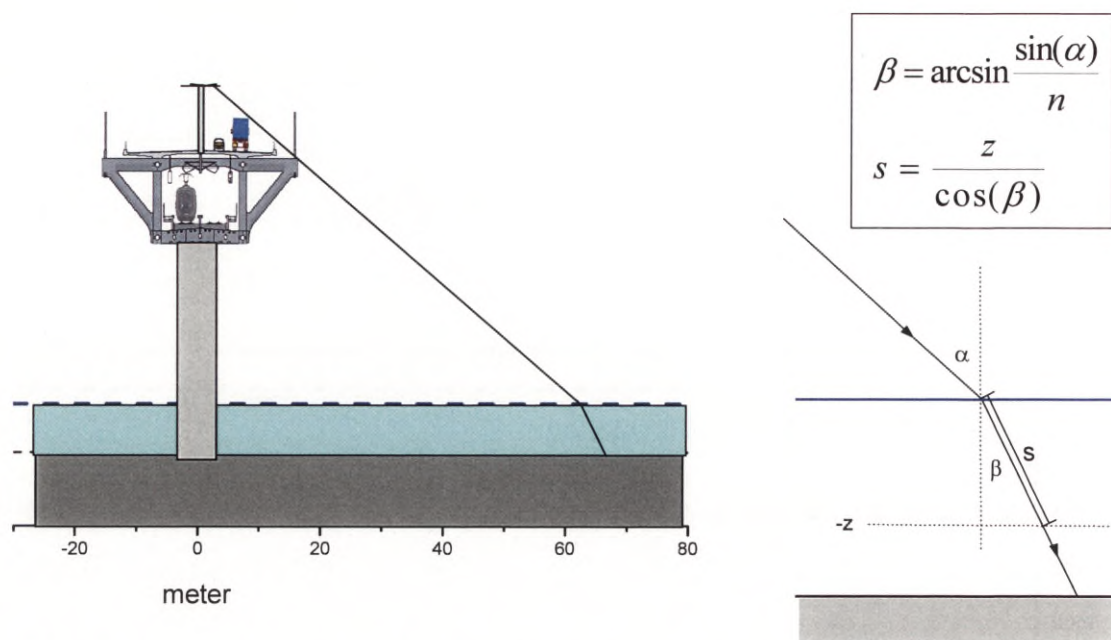
Figur 3.12 Högbrödel och belysningen från strålkastare vid segelrännorna. Båtens trajektoria inlagd med positionspunkterna färgkodade efter den uppmätta belysningen vid vattenytan.



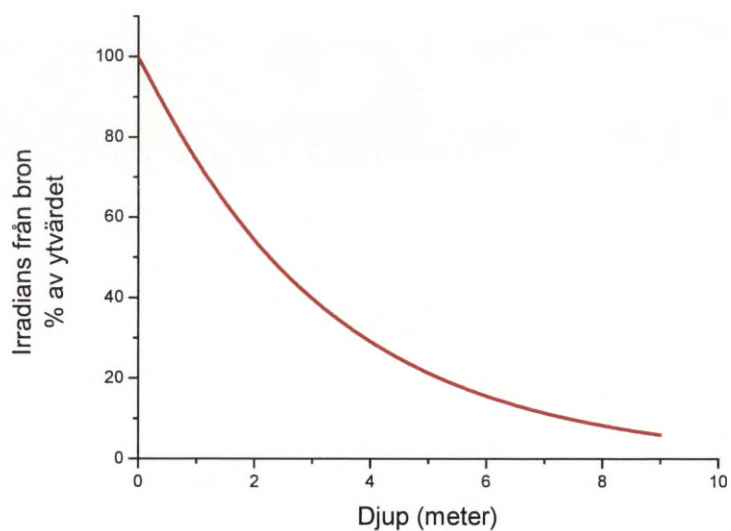
Figur 3.13 Passager i farleden vid Flintrännen. Längdskalan är räknad längs båtens trajektoria (se figur 3.12).



Figur 3.14 Passage genom farleden Trindeltrännen. Längdskalan är räknad längs båtens trajektoria (se figur 3.12).



Figur 3.15 Tvärsnitt genom högbron, som visar hur vägbelysningen faller mot vattenyta och strålgången i vattnet.



Figur 3.16 Irradiansens avtagande med djupet beräknat för den genomsnittliga transmission i södra Östersjöns vatten och med den infallsvinkel vid vilken brobelysningen har sitt maximum vid vattenytan.

3.3.5 Beräkning av irradiansen under vattenytan

Brobanan skärmar av belysningen närmast under bron. Figur 3.15 visar strålgången från den centralt placerade ljuspunkten. Lamporna sitter 12,5 m över vägbanan på 0,5 m långa sidoarmar. Bron är cirka 31 m bred vilket innebär att zenitvinkeln där belysningen just blir synlig vid vattenytan är $\arctan(15/12,5) = 50^\circ$. Om brobanan är 40 meter över vattenytan blir avståndet till bron cirka 65 m, vilket stämmer bra med observationerna (figur 3.10).

Det infallande ljuset bryts med brytningsindex $n = 1,33$ och zenitvinkeln minskar till 35° . Sträckan genom vattnet ned till djupet z blir s , som kan beräknas med sambandet som ges i figur 3.15. Ljusreflexionen vid ytan är försumbar vid 50° zenitvinkel.

Vattnet i Öresund är normalt förhållandevis fritt från grumlingar men har hög gulämnesshalt. Dess optiska egenskaper kan beskrivas med Jerlovs klassifikation av kustvattentyper och hör normalt till klassen 3 (Jerlov 1968). För denna vattentyp är transmittansen (summan av spridning och absorption) för våglängden 575 nm cirka 78 procent/meter och för 600 nm 71 procent/meter. Brobelysningens lampor har huvuddelen av sin energi i detta våglängdsområde och en beräkningen av irradiansen, E_u , under vattenytan har beräknats som funktion av irradiansen vid vattenytan, E_y , för transmittansen $t = 0,745$ med hjälp av sambandet

$$E_u(z) = E_y e^{-s(1-t)}$$

där s är en funktion av z och infallsvinkeln α enligt sambanden i figur 3.15. Resultatet framgår av figur 3.16.

Med den observerade irradiansen vid ytan, maximala vattendjupet 8 m och den av brons geometri givna strålgången kommer alltså irradiansen i ljusstråken på vardera sidan av bron på alla djup att överstiga $1 \mu\text{W}/\text{m}^2$. Maximala irradiansen under stråkastarna vid farlederna blir cirka $15\,000 \mu\text{W}/\text{m}^2$ på havsbotten, vilket är 0,1-0,2 procent av fullt dagsljus vid ytan.

3.3.6 Diskussion

Synen är ett viktigt sinne för de flesta fiskarter. Det finns flera kunskapsmanställningar om fiskars synförmåga (Blaxter 1970; Douglas & Djamgoz 1990; Northmore et al. 1978, med flera). Undervattensmiljön kännetecknas av svag belysning och att röda delen av spektrum snabbt filtreras bort med ökande djup. Detta återspeglar sig hos fisk genom en jämfört med landlevande djur hög ljuskänslighet och ett färgseende som är anpassat till de dominerande våglängderna i fiskartens miljö.

Det är endast ett fåtal fiskar som undersökts detaljerat med avseende på känslighetströskeln för ljus. Guldfisk och torsk visade båda lägre reaktionströskel än människan vid försök med en utsträckt ljuskälla under mörkeradaptation (Anthony & Hawkins 1983; Northmore et al. 1978). Människans tröskel är cirka $10^{-4} \mu\text{W}/\text{m}^2$ medan den för guldfisk och torsk är av storleksordningen $10^{-5} \mu\text{W}/\text{m}^2$. Antalet stavar – vilket bestämmer ögats egenskaper för mörkerseende – är likartat hos dessa fiskar och flertalet kustlevande fiskarter, varför man kan räkna med att känsligheten är representativ för många arter som är aktuella i brons närhet. Ett undantag är ål, som i samband med metamorfosen till blankål ökar både tätheten av stavar och ögats storlek väsentligt (Pankhurst 1982; Pankhurst & Lythgoe 1983). Detta gör ålens öga mer likt vad som är karakteristiskt för djuphavsfiskar och indikerar en ytterligare högre ljuskänslighet. Även

kräftdjur har en ljuskänslighet ($< 10^{-4} \mu\text{W}/\text{m}^2$) som innebär att de kan påverkas av brons belysning på alla djup (Gal et al. 1999).

Ljuskänsligheten medför att fiskarna kommer att se bron som en ljuskälla oavsett var och på vilket djup de närmar sig den. Om och på vilket sätt de kommer att reagera på ljuset är emellertid mer oklart. Flera beteenden påverkas av ljusnivån. Det är väl belagt att fiskstim löses upp då ljusstyrkan minskar och återformas då den ökar igen. Typiskt sker övergången vid $5\text{-}500 \mu\text{W}/\text{m}^2$. Det lägre värdet gäller för stimulering av stimbildning när fisken kommer från mörkeradaptation (John 1964). Ett annat ljusberoende beteende hos många fiskarter är födosök. Typiska visuella jägare avbryter födosök vid $1\text{-}100 \mu\text{W}/\text{m}^2$, även i detta fall finns en asymmetri beroende på om fisken kommer från mörker till ljus eller tvärt om. Även lekaktiviteten hos flera fiskarter startar eller slutar då ljusnivån förändras, men tröskelnivån är i detta fall mer varierande (Blaxter 1970). Indirekt har ljusmiljön betydelse för fiskredskaps fångsteffektivitet. Sill undviker nät vid ljusintensitet över $1\text{-}10 \mu\text{W}/\text{m}^2$ (Blaxter & Parrish 1965).

Vandringsbeteendet kan också påverkas av artificiellt ljus för nattvandrande arter. I Öresund är det främst ål och plattfisk som kan vara aktuella. Märkningsundersökningar visar att blankål från hela Östersjön passerar Öresund på lekvandringen till Sargassohavet. Hur stor del som väljer Öresund respektive Stora och Lilla Bält är oklart, men märkningsförsök visar att den dominerande delen vandrar genom Öresund (Svärdson 1976). Ål är nattaktiv och generellt mer ljuskänslig än dagaktiva arter (Wunder 1936), vilket ytterligare förstärks i samband med omställningen till blankål (Pankhurst 1982). Framgångsrika försök att använda blankålels undvikande av ljus för att styra vandrande ål in mot fiskredskap gjordes i Öresund redan under början av 1900-talet (Petersen 1906). Effektiviteten var emellertid så stor att försöken avbröts efter protester från ålfiskare i omkringliggande områden. Sedan dess har ett flertal fiskeriförsök visat att blankål med framgång kan styras med hjälp av ljusbarriärer (Tesch 2003). Undvikandereaktionen har i dessa försök utlösts vid ljusnivåer väl under den som uppmättes kring bron.

Rödspätta vandrar till och från lekområdena uppe i vattenmassan (Hunter et al. 2003). Perioderna i fritt vatten styrs av ljuset. När ljusnivån ökar går fisken ner till botten (Arnold et al. 1990). Vid vilken ljusnivå detta sker och hur snabbt fisken reagerar är oklart, men ljuskorridoren längs bron kan i princip tänkas avbryta rödspättans vandring genom att fisken styrs ner till botten. Det nära släktskapet och likheterna i beteende gör det troligt att detta också kan gälla övriga plattfiskarter – skrubba, sandskädda – som också har vandringsvägar och lekplatser i Öresundsområdet.

Det intensiva ljuset lokalt runt strålkastarna vid pylonerna och farledspassagen för Trindelrännan kan förväntas ge anlockningseffekter för flera fiskarter. Sill och skarpsill samlas kring sådana artificiella ljuskällor och sekundärt kommer det att locka rovfisk som torsk, makrill med flera till platsen.

Kompletterande mätningar

På Öresundskonsortiets uppdrag genomförde DHI:s Institut for vand og miljø en ljusmätning under Öresundsbron natten mellan 8 och 9 augusti 2004 (DHI 2004b). Vid mätningen användes en Licor LI-192SA kvantamätare. Utrustningens känslighet var inte tillräcklig för att registrera irradiansnivån från brobelysningen, vilket gjorde att man varken kunde verifiera eller ge kompletterande data till de här redovisade mätningarna. Visuella observationer bekräftade att brobelysningen i huvudsak faller mot vattenytan i parallella band cirka $50\text{-}100$ på ömse sidor om bron.

En genomgång av två tidsserier med ljusmätningar på olika djup i Öresundsområdet visar att extinktionskoefficienten, K_d , för dagsljus är variabel, främst genom tillfälliga grumlingar i samband med hård vind och i samband med planktonblomningar. Man gör bedömningen att ett relevanta värden för området kring bron är $0,14\text{-}0,32 \text{ m}^{-1}$. Denna bedömning stämmer väl med det

värde på 0,255 som använts i beräkningarna och som är den genomsnittliga extinktionskoefficienten för södra Östersjöns vatten (Jerlov 1968).

DHI har också genomfört en litteraturstudie rörande ålars ljuskänslighet och beteende (DHI 2004a). Man finner att ålens ljuskänslighet är tillräcklig för att registrera brons belysning på alla djup, men drar slutsatsen att ljuset från bron troligen inte har någon negativ effekt på vandringsbeteendet. Huvudskälet för detta är att brobelysningen är svagare än ljuset vid fullmåne samt att ålens ljusberoende aktivitet är skenbar och beror av magnetism. Vidare är bron en utsträckt ljuskälla som inte har samma effekt som en punktkälla. Fiskeriverket drar här inga slutsatser om ljusets eventuella effekter utan återkommer till detta i verkets slutyttrande.

3.4 Åltelemetri

3.4.1 Sammanfattning

Telemetriförsök utfördes för att undersöka om undervattensljud från Öresundsbron och belysning av vägbana samt pyloner påverkar utvandringen av blankål ur Öresund. Undersökningarna visade att större delen av de blankålar som kommit inom brons närområde också passerade den. Det fanns inget samband mellan fördelningen av blankålar som gjorde stora riktningförändringar och avståndet till Öresundsbron. Rörelsehastigheten hos blankål var oberoende av avstånd från bron. Resultaten tyder på att undervattensljuden inte är tillräckligt kraftiga för att störa blankålen vid passagen av bron. Det finns en osäkerhet om belysning från vägbana och pyloner kan påverka blankålarna i närområdet av bron.

3.4.2 Inledning

Den europeiska ålen (*Aguilla anguilla*) som vuxit upp i Östersjön påbörjar sin lekvandring till Sargassohavet när den är mellan 5 och 20 år. Ålen kallas nu blankål. Den är mörk på ryggen, vit på buken och har lagrat fett för att klara vandringen till Sargassohavet (Tesch 2003). Vad som styr blankålen vid dess vandring är inte känt men flera teorier finns. Orientering med luktsinne och jordens magnetfält är två tänkbara mekanismer (Tesch 1974; Westin 1998). Strömförhållanden har också betydelse för vandringen. Telemetriundersökningar har visat att blankål vandrar parallellt med strömriktningen (Westerberg 1979). Utvandringen av blankål från Östersjön sker genom Öresund samt Stora och Lilla Bält (Sjöberg 2004; Svärdson 1976). I Öresund pågår utvandringen under hösten.

I Vattendomstolens deldom 1995-07-13 VA 45/92 är en av huvudfrågorna bedömningen av effekten av buller, vibrationer och ljus från Öresundsbron på fiskvandring. Enligt domen skall behovet av sådana undersökningar bestämmas av Fiskeriverket sedan bron tagits i reguljär drift. Fiskeriverket gjorde i samråd med Öresundskonsortiet bedömningen att det fanns behov att utföra undersökningar om fiskvandringen i Öresund skulle kunna påverkas av undervattensljud och ljus från Öresundsbron. (Effekter på sillvandring och lokal fiskvandring genom respektive inom Öresund finns redovisade i kapitel 3.6 respektive 3.7). Hypotesen var att anläggningen av Öresundsbron skulle kunna påverka vandringen av blankål genom störningar som uppkommer från undervattensljud som orsakats av tåg- och biltrafik som passerar på bron. Dessutom skulle belysning från vägbana och pyloner också kunna påverka vandringen. Avsikten har varit att undersöka om rörelsemönster och rörelsehastighet hos blankål skiljer sig nära respektive längre ifrån Öresundsbron. Skillnader beroende på avstånd från bron skulle då kunna tyda på att Öresundsbron har en påverkan på lekvandringen av blankål genom Öresund.

3.4.3 Metodik

Ultraljudsteleometri är en metod som har tidigare använts för att studera vandringsmönster hos blankål (Tesch et al. 1991; Westerberg 2001). Denna metod användes för att undersöka effekter av Öresundsbron på vandring av blankål genom Öresund. Spårningen av blankålar märkta med ultraljudssändare gjordes med en Vemco VR28 4-kanalsmottagare och en hydrofon av märket Vemco VH40 (50-6 kHz) med piezoelement som känner av ljudsignalen separat i fyra 90 graders sektorer. Hydrofonden var monterad på ett fartyg. För registrering av data användes programmet Vemco TRACK28. Vid spårningarna användes ultraljudssändare som hade frekvenser på 51-77 kHz (12 tillgängliga frekvenser) och en pulsperiod på 1-2 sekunder. Hörbarheten för sändarna var cirka 200 meter nära bron respektive 800 meter långt ifrån bron. Sändarnas storlek var 16 x 45 millimeter och vikten i vatten var max 9 gram (figur 3.17).

All blankål som använts för telemetriundersökningar fångades i ryssjor i Öresund söder om Öresundsbron. Blankålarna sumpades i maximalt tre dygn innan telemetriförsöken utfördes. Blankålen förvarades mörkt och fuktigt i luft ombord på fartyget och märktes omedelbart före spårningen. Vid märkningen hölls blankålens huvud täckt och sändaren sattes fast med rostfri sutur strax framför ryggen. Ingen bedövning av blankålarna gjordes innan märkning eftersom bedövning av blankål är svår att utföra och stressande för fisken. Blankålarna var i god kondition vid både märkning och utsättning. Totalt märktes 47 individer i telemetriförsöken under perioden 2001-2003. Sex av blankålarna var försedda med ultraljudssändare med trycksensor så att fiskens simdjup kunde bestämmas. Telemetriförsök utfördes under perioden september till och med november under varierande strömförhållanden och månfasar. De använda blankålarna var blanka honor med längder mellan 70-100 centimeter respektive vikter mellan 0,7-1,5 kilo. Sändarvikten var mindre än en procent av blankålens vikt och bedöms inte utgöra någon väsentlig störning för fisken (Westerberg 1983).

Eftersom blankålen är aktiv i mörker startade spårningarna efter mörkrets inbrott. Trettiosex blankålar sattes ut cirka 1-2,5 sjömil (cirka 1,8-4,5 km) söder om Öresundsbron. Elva blankålar sattes ut 7-11 km söder om bron. De senare spårningarna ingår i telemetriundersökningar som igår i en baslinjeundersökning inom kontrollprogrammet för Örestads vindkraftpark vid Lillgrund. Ålarna följdes individuellt med fartygen Sabella och U/F Ancylus. Spårningen avslutades efter att blankålen passerat bron, kontakten med blankålen tappats eller om inte blankålen rört sig mer än 0,1 sjömil (cirka 200 m) på en timme. Spårningstidens längd varierade från en till nio timmar. För de flesta blankålarna var spårningstiden från två till sju timmar. Fartygets position registrerades kontinuerligt med differentiell GPS med en noggrannhet som var bättre än 10 meter. Vid de flesta spårningarna var ultraljudsmottagaren och GPS kopplade till en dator så att tidpunkt, position och signalstyrka i vardera kanalen loggades för varje puls från sändaren.

För att bestämma rörelsemönster och rörelsehastighet hos blankålen har endast observationer använts då ålen varit mellan 40-200 meter från fartyget (se nedan Diskussion). Fartygets position har använts för att få ett så representativt rörelsemönster för blankålen som möjligt. Beroende på hur data lagrats har två urvalsmetoder använts:

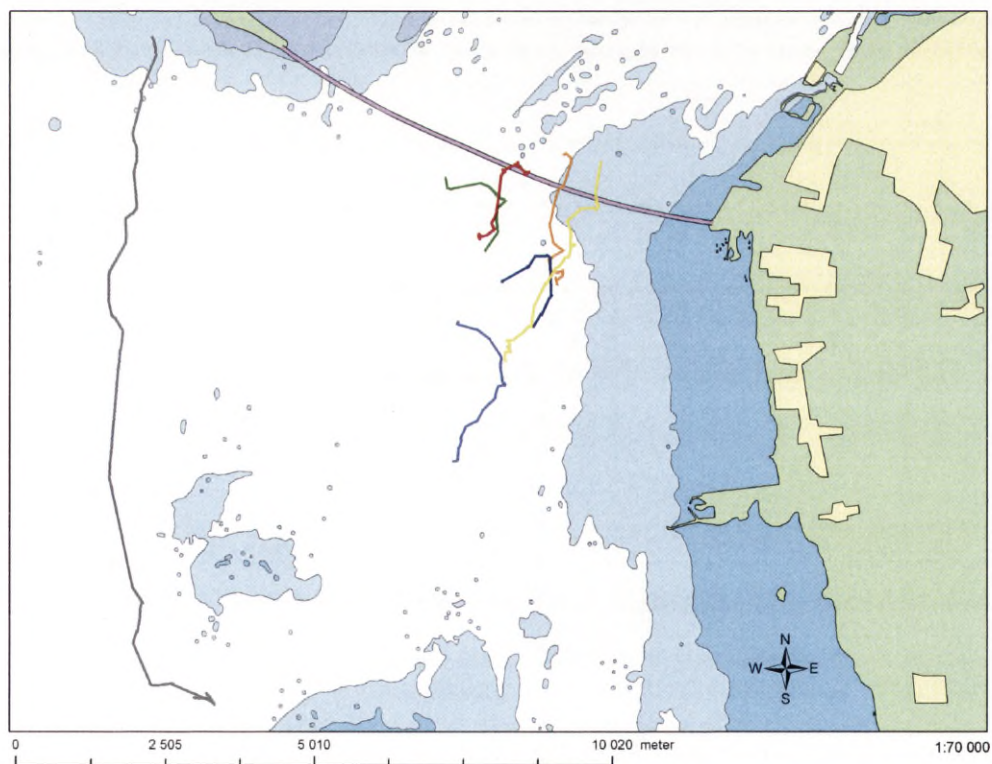
Metod 1. Automatisk registrering av signaler från sändaren varannan sekund och positionsbestämning av fartyget var tionde sekund. Mycket hög kvalitet ($n = 32$) innebär spår med endast en liten avvikelse från sändarens pulsperiod och med ett signal-brusförhållande som var under 40 dB. Avståndet mellan blankålen och fartyget var mellan 40-50 meter.

Hög kvalitet ($n = 8$), som ovan men med ett signal-brusförhållande som var under 60 dB. Avståndet mellan blankålen och fartyget var mellan 40-200 meter.

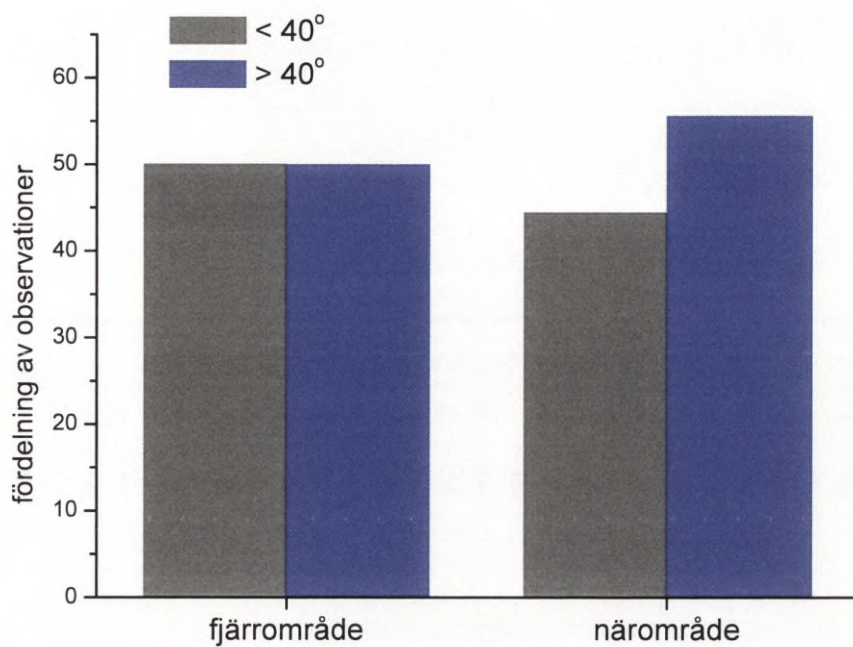
Metod 2. Manuell registrering ($n = 7$). Manuell positionsbestämning har använts när störning från navigationsutrustning eller annan kringutrustning omöjliggjorde automatisk registrering av data från sändaren på blankålen. Fartygets position noterades regelbundet varannan eller var femte minut beroende på rörelsehastighet hos blankålen och när signal-brusförhållandet var under 40 dB. Avståndet mellan blankålen och fartyget var då mellan 40-50 meter.



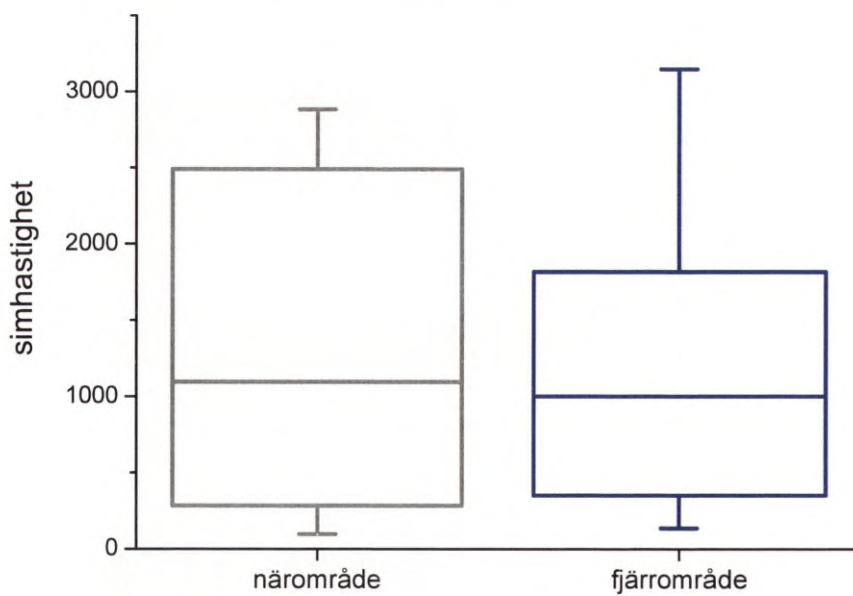
Figur 3.17 Ultraljudssändare på blankål som användes vid telemetriundersökningar i Öresund.



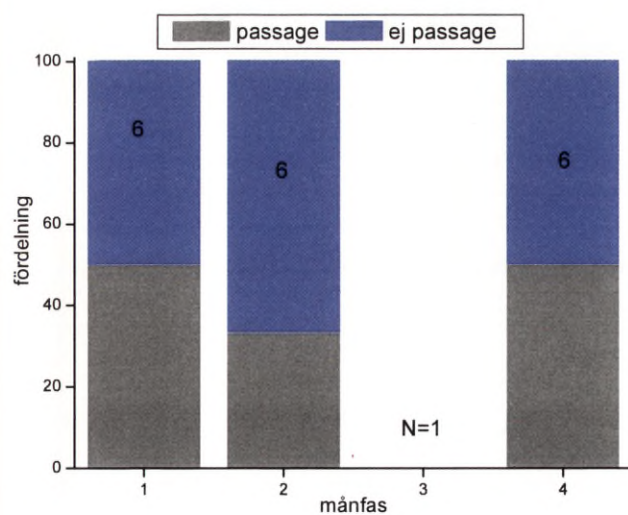
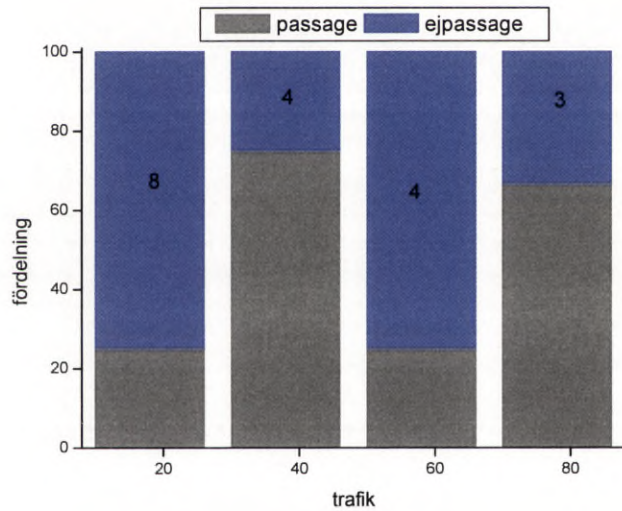
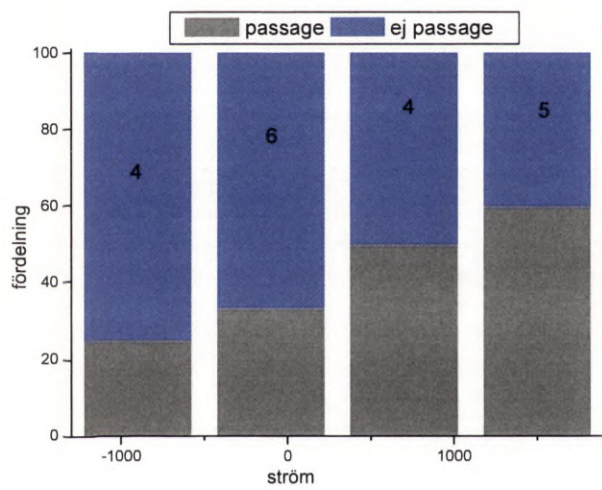
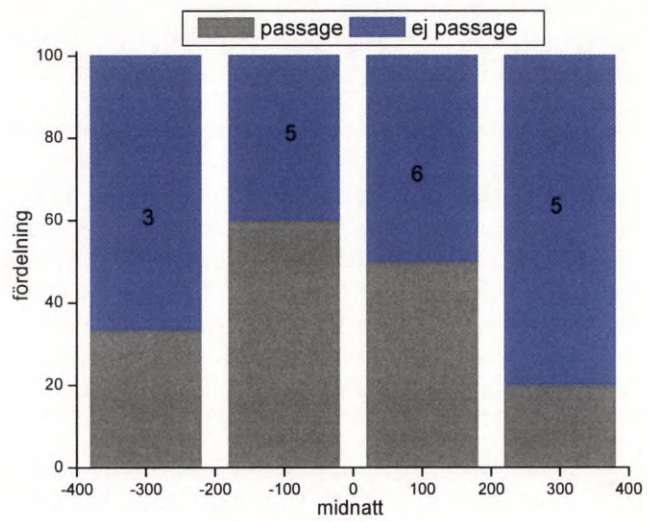
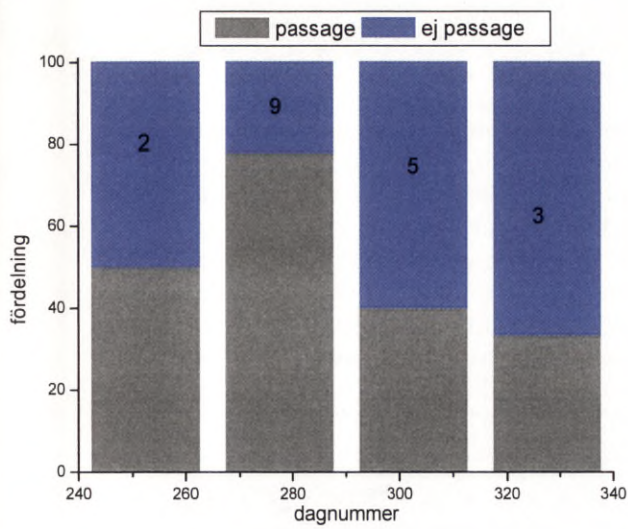
Figur 3.18 Exempel på rörelsemönster hos ål som passerat (röd, orange och gul linje) respektive inte har passerat (ljusblå, mörkblå, grön och grå linje) Öresundsbron. Blå, ljusblå och vit bakgrund anger två, fyra respektive sex meters djup.



Figur 3.19 Procentuell fördelning av observationer under trettiominutersperioder inom spårningstiden för blankål utan riktningförändring (< 40 grader) och med riktningförändring (> 40 grader) inom fjärrområdet (> 500 meter) respektive närområdet (< 500 meter) till Öresundsbron. $n = 18$ för närområde respektive $n = 54$ för fjärrområde.



Figur 33.20 Hastighet (meter per timme) under trettiominutersperioder inom spårningstiden för blankål inom fjärrområdet (> 500 meter) respektive närområdet (< 500 meter) till Öresundsbron. Horisontella linjer anger medianvärden. Boxarna anger kvartiler och vertikala linjer anger percentilen för 1-99 procent. $n = 15$ för närområde respektive $n = 38$ för fjärrområde.



Figur 3.21 Passage respektive inte passage av Öresundsbron för blankål med nordlig rörelseriktning. Siffror i Figurerna anger antal blankålar:
 a) Tid under året angivet i dagnummer.
 b) Tid under dygnet angivet i minuter före respektive efter klockan 24.
 c) Ytström i meter per timme under de två sista timmarna av spårning. Positiva och negativa värden är nordlig respektive sydlig ytström.
 d) Antal tåg och lastbilar som passerat bron under de två sista timmarna av spårning.
 e) Månfas 1 = månmörker, 2 = tilltagande måne, 3 = fullmåne och 4 = avtagande måne.

3.4.4 Resultat

Av 47 märkta blankålar förflyttade sig 33 individer mer än 0,1 sjömil (cirka 200 m) i någon riktning från utsättningsplatsen under spårningen. Blankålarna uppvisar en stor variation i rörelsemönster och i figur 3.18 visas exempel på individer som haft en nordlig rörelseriktning norrut mot Öresundsbron. Huvuddelen (58 procent) av de individer som rört sig från utsättningsplatsen hade en nordlig rörelseriktning (tabell 3.1). Denna simriktning är den förväntade vid utvandring genom Öresund (se Diskussion). Nio av de 11 blankålar som kommit inom cirka 500 meter från Öresundsbron passerade bron under spårning eller återfångades norr om bron. Två blankålar (643 och 1170) rörde sig längs med bron inom den belysta zonen innan passage av bron. Två andra individer (1117 och 1181) ändrar rörelseriktning och rörelsehastighet inom cirka 100 meters avstånd från bron. Detta kan tyda på att dessa individer reagerat på ljus eller ljud från bron. Fyra blankålar (1201, 1206, 1210 och 4623) passerade bron utan tecken på störning från bron (tabell 3.2).

Tabell 3.1 Rörelseriktning för blankål som rört sig mer än 0,1 sjömil från utsättningsplatsen ($n = 33$).

Rörelseriktning	Antal
Norr	19
Öster	3
Söder	7
Väster	4

Tabell 3.2 Passage respektive inte passage av Öresundsbron för blankål med nordlig rörelseriktning. Avstånd anger om blankålen spårats till närområdet (mindre än 500 m) respektive fjärrområdet (mer än 500 m) till bron. Passage avser om fisken passerat eller inte har passerat Öresundsbron. * anger att blankålen återfångats norr om Öresundsbron ($n = 19$).

Ål (nr)	Datum start	Tid start	Spårtid (min)	Avstånd	Passage
5624	2001-10-05	20:53	513	> 500	Nej
641	2001-10-07	20:31	460	> 500	Nej
642	2001-10-08	20:37	60	> 500	Nej
643	2001-10-09	23:10	60	< 500	Ja
4623	2001-10-09	20:42	170	< 500	Ja
102	2002-10-02	21:14	239	> 500	Nej
114	2002-10-02	01:29	150	< 500	Nej
112	2002-10-04	01:40	110	< 500	Ja*
1162	2003-09-05	01:15	235	> 500	Nej
1170	2003-09-17	21:18	445	< 500	Ja
1179	2003-10-13	23:17	165	< 500	Nej
9103	2003-10-15	20:31	398	> 500	Nej
1117	2003-10-20	19:01	475	< 500	Ja
1181	2003-10-23	19:10	165	< 500	Ja
1185	2003-10-29	23:59	330	> 500	Nej
1206	2003-11-22	22:46	130	< 500	Ja
1210	2003-11-24	18:25	140	< 500	Ja
1201	2003-11-27	16:02	115	< 500	Ja
1214	2003-11-27	18:50	165	< 500	Nej

Yrkesfiskare återfångade sex av de märkta blankålarna. Fem av dessa hade inte förflyttat sig från utsättningsplatsen under spårningstiden men återfångades i södra Öresund efter ett dygn upp till tre veckor. En blankål tappades cirka 500 meter söder om bron men återfångades cirka en månad senare i Kattegatt.

Fyra av sex blankålar med sändare som hade trycksensor gav användbara resultat. Tre individer befann sig nära ytan under huvuddelen av tiden. En fisk befann sig under nästan hela spårningstiden nära botten (tabell 3.3). Resultaten visar att blankålarna inte väljer samma simdjup. Observationer som gjordes under spårningarna kan tolkas så att fisken väljer simdjup beroende på strömstyrka och riktning. Andra telemetriundersökningar har också visat att blankål tenderar vandra parallellt med strömriktningen (Westerberg 1979). Eftersom data för strömstyrka och riktning saknas för olika vattendjup gjordes ingen korrigering av rörelsehastigheten hos blankålen i relation till strömförhållanden. Med dessa reservationer har rörelsehastighet och riktning över grund tolkats som blankålens rörelse genom vattnet.

Tabell 3.3 Procentuell fördelning av tid som blankålar med trycksensor befunnit sig på olika vattendjup.

Ål	0-2 m	2-6 m	6-8 m	Spårtid (min)
1117	66	30	4	475
9103	92	8	< 1	398
9104	2	1	97	541
9105	99	< 1	< 1	186

Enligt avsnitt 3.2 är detektionsavståndet för undervattensljud som orsakats av tåg- och biltrafik som passerar bron förmodligen mindre än 500 meter för ål. För att undersöka om undervattensljud skulle kunna påverka blankålens vandring gjordes jämförelser mellan antal observationer av individer som gjorde större riktningförändringar och rörelsehastighet hos blankål som befann sig nära (< 500 m) respektive längre bort (> 500 meter) från Öresundsbron. En större riktningförändring definierades som en avvikelse på mer än 40 grader från den ursprungliga riktningen under en 30 minuters period. Rörelsehastigheten definieras som avståndsförändringen i meter hos blankålen relativt bron under en 30 minuters period. Flera observationsperioder har gjorts på samma blankål. Fördelningen av observationer av blankålar som gjorde respektive inte gjorde större riktningförändringar var helt jämn vid avstånd på mer än 500 meter från Öresundsbron (figur 3.19). På avstånd närmare än 500 meter från bron utgjorde de fiskar som gjorde större riktningförändringar 55 procent av observationerna. Denna skillnad var dock inte signifikant (Fishers exakta test $P = 0,787$). Inga skillnader i rörelsehastighet fanns mellan blankålar som befann sig på olika avstånd från Öresundsbron (figur 3.20). Rörelsehastigheten hos blankålarna var, oberoende av avstånd från bron, omkring tusen meter per timme.

Det fanns inget signifikant samband mellan passage av Öresundsbron av blankål och tid före respektive efter den 15 oktober (Fishers exakta test $P = 0,332$) eller tiden på dygnet, före eller efter klockan 24 (Fishers exakta test $P = 0,352$). Signifikanta samband saknades också mellan passage av bron av blankål samt tåg- och fordonstrafik på bron (Fishers exakta test $P = 1,000$) respektive mellan passage och ytströmmens riktning (Fishers exakta test $P = 0,147$) (figur 3.21a-d). Få telemetriförsök utfördes under varje månfas men resultaten tyder på att passage av Öresundsbron inte var kopplad till månfas (figur 3.21e).

3.4.5 Diskussion

Rörelseriktning

Den förväntade rörelseriktningen vid blankålens lekvandring genom Öresund är nordlig. De utförda telemetriförsöken visade att 58 procent av de blankålar som rört sig från utsättningsområdet hade en nordlig simriktning. I telemetristudier på blankål som utförts i södra Östersjön (preliminära resultat provotidsutredning SwePol Link) hade 68 procent av individerna ($n = 27$) som rört sig från utsättningsområdet den rörelseriktning som kan förväntas vid lekvandring ut ur Östersjön. Jämförelsen visar att andelen blankålar i båda undersökningarna, som hade en förväntad rörelseriktning, var i samma storleksordning. Det kan konstateras att 82 procent av de blankålar som haft en nordlig simriktning och kommit inom cirka 500 m från Öresundsbron också passerade bron under den tid spårningen pågick eller återfångades norr om

Öresundsbron. Analysen av telemetriförsöken tyder inte på att tid under året eller dygnet, yströmmens riktning eller månfasen har betydelse för blankålens passage av Öresundsbron.

Undervattensljud och ljus

Mätningar av undervattensljud som orsakats av tåg- och fordonstrafik som passerar Öresundsbron och belysning från vägbana samt pyloner kan endast fastställa detektionsavstånd för blankål. Dessa bedöms vara mindre än 500 meter och 50-100 meter för undervattensljud respektive ljud (kapitel 2.1 och 2.2). Några experimentella studier har inte utförts för att undersöka vid vilka avstånd undervattensljud och ljus kan störa blankålens rörelsemönster. Men genom att jämföra om rörelsemönster och rörelsehastighet hos blankålen skiljer sig nära respektive längre bort ifrån kan det ge en indikation på störningar.

Det fanns inget samband mellan fördelningen av blankålar som gjorde stora riktningförändringar och avståndet till Öresundsbron. Rörelsehastigheten hos blankål var också oberoende av avstånd till bron. Utifrån de undervattensljudsmätningar som utfördes vid Öresundsbron är bedömningen att ljudnivåerna inte är tillräckligt kraftiga för att skrämna fisk som befinner sig nära brodelarna (se kapitel 2.1). Mätningar av undervattensljud vid två danska broar, Storströmsbron och Faröbron, visade också att dessa broar inte orsakade tillräckligt kraftiga ljud för att skrämna fisk (Westerberg 1996). Därför är det inte sannolikt att undervattensljuden från Öresundsbron skulle kunna påverka lekvandringen av blankål genom Öresund.

Belysning från vägbana och pyloner på Öresundsbron skulle kunna påverka lekvandringen av blankål eftersom undvikandereaktioner hos blankål har registrerats vid ljusnivåer som varit lägre jämfört med dem som uppmättes inom 50-100 meter från Öresundsbron (se kapitel 3.3). Iakttagelser av blankål under spårningar visar på olika beteende hos enskilda individer när dessa befinner sig så nära bron att de skulle kunna påverkas av ljus. Observationerna kan tolkas så att en del blankålar störs av ljus vid passagen medan andra individer inte verkar reagera alls på ljus vid passagen av bron. En osäkerhet kvarstår därför om belysning från vägbana och pyloner påverkar blankålen vid passagen av Öresundsbron.

Påverkan från undersökningsfartyg vid beteendestudier av fisk är ett välkänt problem (Handegard & Ona 2001; Mitson 1995). Det kan inte uteslutas att blankålen vid enstaka tillfällen påverkats av undervattensljud från undersökningsfartyget. Detta trots att fartyget ofta kördes på tomgång eller med sakta fart. Eftersom fartyget manövrerades på samma sätt oberoende av avstånd från bron är risken liten att resultaten vad gäller riktningförändringar och rörelsehastighet hos blankålarna skulle kunna ha påverkats. Den finns inte heller någon skillnad i intensitet av övrig båttrafik som var kopplad till avstånd från Öresundsbron.

3.5 Ålstudier

3.5.1 Sammanfattning

Tätheten av juvenil ål har mätts på fem grunda lokaler i Öresund under perioden 1993-2001. Av dessa låg tre på den svenska och två på den danska sidan av sundet. På två av de svenska lokalerna togs prover även 1992 och på alla tre år 2002. För att kvantitativt mäta tätheten av alla årsklasser av ål utvecklades en ny metod med fallfällprovtagning från båt. På varje lokal slumpades 50 hugg ut på vegetationstäckta ytor. Vegetationen karterades på lokalen och den genomsnittliga abundansen på lokalen beräknades ur åltätheten och vegetationstäckningen.

Under baslinjeperioden var den genomsnittliga tätheten cirka en ål per kvadratmeter på den svenska sidan och 0,2 på de danska lokalerna. Under anläggningsfasen minskade abundansen

signifikant på alla lokaler och var under 1996 och 1997 cirka fem procent av genomsnittet under baslinjeperioden. Under driftsfasen efter år 2000 har abundansen ökat igen. Den åldersklass ålar som anlant som glasål provtagningsåret (0+) utgjorde cirka 80 procent av totalantalet. Förändringarna av abundansen 0+ tycks till en del förklaras av globala och regionala faktorer – den generella minskningen i glasålsinvandring till Europa och hydrografiska förhållanden i Kattegatt. Minskningen i Öresundsområdet är emellertid större än vad som kan förklaras på detta sätt.

3.5.2 Inledning

Ål (*Anguilla anguilla*) är den värdemässigt viktigaste arten för fisket i Öresund. Summerar man yrkesfiskestatistiken och de skattningar som gjorts av fångsten i den icke-kommersiella sektorn (Martinsson 1994; Nielsen 1994) så var ålfångsten i Öresund 1993 totalt 680 ton, vilket motsvarade ett fångstvärde av cirka 22 miljoner kronor, eller ungefär lika mycket som värdet av alla andra fiskarter tillsammans. Öresund har också mycket stor betydelse som vandringsväg för ål till och från Östersjön. Ålyngelinvandring till Östersjön är därför en av de huvudfrågeställningar som fastställdes i sakkunnigförordnandet i Vattendomstolens deldom (1995-07-13 VA 45/92).

Fångsten av stationär, uppväxande så kallad *gulål* sker främst med småryssjor och långrev i områden med ålgräs, *Zostera marina*, på mellan två och sex meters djup. Fiskesäsongen bestäms väsentligen av vattentemperaturen, som normalt måste vara över 8 °C för att ålen skall vara aktiv. En mindre del av fisket sker på hösten i samband med ålens lekvandring. Detta fiske sker i huvudsak med bottengarn. Ålfiskets relativa betydelse har minskat sedan 1960-talet i takt med ålbeståndets minskning i Östersjön. Ål fiskas kring hela Östersjön och i dess avrinningsområden. Fångsten kulminerade vid cirka 8 000 ton/år undet perioden 1950-1965 men har för närvarande minskat till 2 000-3 000 ton/år, varav cirka 400 ton/år, med ett värde av 25 miljoner kronor, tas av det svenska yrkesfisket och ungefär samma mängd av det icke licensbaserade svenska fisket (Fiskeriverket 2001b).

Ålens katadroma levnadssätt och långa lekvandring medför att rekryteringsförhållandena skiljer sig från flertalet andra arter. När ålen närmar sig könsmognad genomgår den flera yttre förändringar i färg och utseende och kallas då *blankål*. I detta stadium startar lekvandringen över Atlanten, där leken sker i Sargassohavet, varifrån föräldragerationen aldrig återvänder. Ållarverna driver med Golfströmssystemet tillbaka till Europa, dit de anländer vintertid i form av opigmenterade, cirka 70 mm långa, så kallade *glasålar*. Glasålen ansamlas med hjälp av strömmar och aktiv orientering mot områden med sötvattensinblandning i kustvattnet, speciellt vid flodmynningar. Efter en viss fördröjning och i ett komplicerat samspel mellan tidvattensfas, vattentemperatur och ljusförhållanden så vandrar en del av glasålarna upp i sötvatten (Tesch 2003). Under denna tid blir ålen också gradvis pigmenterad och tillbringar hela sin aktiva tid vid botten. Ålar i detta stadium kallas *elver* eller ålderstadium 0+. Troligen tar det tre år för ållarverna att föras från Sargassohavet till våra kuster men åldern på gulålar beräknas från glasålsstadiet, därav beteckningen 0+ för det år då ålen anlant som glasål.

Öresund har stor betydelse för ål som uppväxtområde och som vandringsväg till och från Östersjön. Troligen fungerar de danska sunden som flodmynningar, som attraherar elver från Kattegattkusten. Fördelningen mellan de olika sunden är okänd, men troligen utgör Öresund den dominerande vandringsvägen för all ål till hela Östersjöområdet, eftersom de tidiga ålstadierna är koncentrerade till strandzonen och uppsamlingsområdet till Öresund är större än till Bälten (Westerberg 1998a).

Mycket litet är känt om elverstadiets biologi i kustvatten, eftersom dessa småålar inte fångas med normala redskap. För att kunna samla data om ålens uppväxtbetingelser och vandringsvägar i Öresund har därför en ny provtagningsmetodik utvecklats för baslinjeundersökningarna i samband med den fasta förbindelsen över Öresund. Syftet med undersökningarna var dels att kartlägga elverpopulationens storlek och utbredning generellt,

dels att etablera kvantitativa populationsmätningar på provområden norr och söder om förbindelsens sträckning, för att kunna upptäcka eventuella blockerande effekter på vandrigen mot Östersjön.

Undersökningarnas syfte var dels att kartlägga det lokala beståndet av juvenil ål med tanke på störningar av rekryteringen till ålfisket i Öresund men också att söka svar på om anläggningsarbetena eller den fasta förbindelsen kan tänkas ha effekt på vandrigen av elver genom Öresund till Östersjön. Den förra frågeställningen kan angripas med hjälp av jämförelser i tiden mellan åltätheterna under baslinjeperioden med påverkansperioden kombinerat med jämförelser mellan påverkansområdet och ett referensområde (så kallad BACI-design, se kapitel 2.2). Den senare frågeställningen kräver kunskap om flödet av ål snarare än åltätheten. En förändring av flödet kan eventuellt orsaka en blockering av vandrigen, vilket skulle ge större skillnad mellan tätheten norr och söder om hindret.

Under provotiden har ålrekryteringen minskat dramatiskt över hela Europa. För att bättre kunna ställa lokala förändringar i Öresund i ett globalt perspektiv inkluderades gradvis ett antal lokaler i Kattegatt och Skagerrak. Försök med utsättningar av ål har gjorts på västkusten 1986 och 1987. Försökens ringa omfattning och tidsskillnaden gör att dessa knappast kan ha haft inverkan på resultaten. Preliminära resultat från undersökningarna har redovisats i ett antal arbetsrapporter, sammanställda i tabell 3.4.

Tabell 3.4 Arbetsrapporter. Hänvisningar i texten sker med rapportens romerska siffror.

År	Titel	Författare	Serie	Referens
1994	Fiskeriutredningar med anledning av fast förbindelse över Öresund. Arbetsrapport 1992-1993	Westerberg, H, I. Lagenfeldt	Utredningskontoret Jönköping, rapport 1-1994	I
1994	Juvenil ål på grundområden i Öresund	Westerberg, H	Utredningskontoret Jönköping, rapport 11-1994	II
1997	Ålundersökningar 1992-1995	Westerberg, H	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	III
1997	Fiskeriundersökningar 1996	Jacobsson, A., S. Thörnqvist, H. Westerberg	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	IV
1998	Fiskeriundersökningar 1997	Jacobsson, A., S. Thörnqvist, H. Westerberg	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	V
1999	Fiskeriundersökningar i Öresund. Årsrapport för 1998	Andersson, J., S. Thörnqvist, H. Westerberg	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	VI
2000	Fiskeriundersökningar i Öresund. Årsrapport för 1999	Andersson, J., S. Thörnqvist, H. Westerberg	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	VII
2001	Fiskeriundersökningar i Öresund. Årsrapport för 2000	Andersson, J., I. Lagenfeldt, C. Stenberg, S. Thörnqvist	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	VIII
2002	Fiskeriundersökningar i Öresund. Årsrapport för 2001	Andersson, J., I. Lagenfeldt, C. Stenberg, S. Thörnqvist	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	IX
2003	Fiskeriundersökningar i Öresund. Årsrapport för 2002	Andersson, J., I. Lagenfeldt, C. Stenberg	Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport	X

Vidare har en metodbeskrivning (Westerberg et al. 1993) och en analys av glasålsinvandringen till Kattegatt och Skagerrak (Westerberg 1998a) presenterats vid ICES Annual Science Conferences. Sambandet mellan meteorologiska förhållanden och invandringen av glasål till Kattegatt och Öresund har beskrivits i Westerberg (1998b).

3.5.3 Metoder

Fallfällemetoden

Det finns inte någon tidigare etablerad metod för kvantitativ fångst av elver. Erfarenheterna från provtagning med fallfälla - en metod för insamling av mobil epibentisk fauna på grundområden (Pihl & Rosenberg 1982) - har dock visat att sådan utrustning också kan fånga små-ål. Vid normal användning är emellertid den totala yta som provtas (cirka fem kvadratmeter) otillräcklig för att ge en meningsfull skattning av populationstätheten av ål. Elvers har också en tendens att gräva ned sig i botten varför det krävs att bottensedimenten grävs upp och silas igenom för att alla ålar med säkerhet skall fångas in, något som normalt inte sker vid fallfälleprovtagning för epibentisk fauna.

En genomgång av cirka 100 fallfälleprovtagningar från mer än 25 lokaler i Bohuslän under perioden 1979-84 (Degerman et al. 1986; Westerberg et al. 1993) visar att ålförekomst har ett starkt samband med vegetation. I över 500 hugg med naken botten eller vegetationstäckning mindre än 20 procent fanns ål praktiskt taget aldrig i fångsten. I ungefär lika många hugg med större vegetationstäckning var däremot åltätheten cirka $0,5 \text{ m}^{-2}$.

Baserat på denna iakttagelse utvecklades en modifierad fallfällemetod för kartering av ålförekomst i samband med undersökningar av utsättning av elver (Westerberg 1987). Vid dessa provtagningar slumpades fallfällehugg riktat där det fanns vegetation, varefter resultaten överfördes till medelabundans på hela provtagningslokalen med hjälp av en samtidig vegetationskartering, på sätt som beskrivs närmare nedan. På så sätt minskade antalet provtagningspunkter väsentligt, samtidigt som tillräcklig skattningsnoggrannhet bibehölls. Dessutom grävdes det övre sedimentlagret upp och silades. Detta visade att den normala fallfälleprovtagningen underskattade åltätheten.

En sammanställning av samtliga cirka 2 700 individuella fallfällehugg i samband med prøvotidsundersökningarna (figur 3.22) visar att den genomsnittliga åltätheten är nära linjärt beroende av den vegetationstäckningsgrad som observerats i fallfällan, vilket ytterligare styrker giltigheten för en stratifierad provtagning där fallfällehuggen bara riktas mot vegetationsytor på lokalen.

För att ytterligare öka provtagningseffektiviteten har den tidigare handburna fallfällan ersatts med en större aluminiumkonstruktion med en kvadratmeter provtagningsyta. Fällan har en teleskopkonstruktion som gör att höjden kan varieras mellan 1,8 och tre meter. Fällans väggar är av rostfritt nät med cirka en millimeter maskvidd, vilket gör att ström och vågrörelser inte får samma möjlighet att välta den. Hanteringen sker med en hydraulkran och fällan släpps från cirka en meters höjd över botten när båten placerats i läge. Tyngden och fallhöjden gör att fällans sidor trycks ned väl i sedimenten runt om och effektivt innesluter de ålar som råkat befinna sig på botten. För att fixera provtagningsbåten under provtagningen förankras den med två cirka fyra meter långa stålrör som löper i vertikala hylsor vid båtsidan och körs ned i botten med hjälp av sin egen tyngd. Med detta system kan provtagning ske ut till cirka tre meter vattendjup och med de vågförhållanden som råder i Öresund vid vindstyrka upp till ungefär tolv meter per sekund.

Då fällan är på plats bedöms vegetationsslag och täckningsgrad inne i fällan med vattenkikare. Vattendjupet mäts och positionen antecknas från GPS-navigatör. Utfiskningen av fällan sker enbart med avseende på ål. Övriga epibentiska arter skulle vara alltför tidskrävande att sortera fram. Ålens naturliga beteende då den störs dagtid är att dra sig djupare in i vegetationen eller ned i sedimenten där den vilar, varför metoden inte påverkas av undvikande när det gäller ål.

Fällan töms i två steg. Först lösgörs så mycket av vegetationen som möjligt med en kratta och denna håvas upp samtidigt som vattenvolymen håvas ur. Därefter används en ejektorpump

(Tsurumi FU-1 fiskpump med en pumpkapacitet av cirka 500 l/min) för att suga upp den resterande vegetationen och de översta 10-20 cm av sedimenten. Som munstycke används 100 millimeter PVC-rör med längder avpassade efter arbetsdjupet. Vatten och sediment får rinna över en bågsil med en millimeter duk. Huvuddelen av vattnet och den finkorniga delen av sedimenten avskiljs här och leds ut genom båtsidan. Vid foten av bågsilen finns ett silbord där de resterande grövre fraktionerna, vegetation och medföljande djur samlas. Arrangemangen på undersökningsbåten visas i figur 3.23.

Ålens naturliga beteende gör den väl lämpad för denna provtagningsmetod. Till skillnad från andra fiskarter arbetar den sig effektivt och aktivt upp ur allt det material som följer med sugen. Det var lätt därför att omedelbart upptäcka ålarna vid silbordet. Endast i undantagsfall påträffades ålar som snärjts in sig i eller föreföll skadad av passagen genom ejectorpumpen eller bågsilen. Några ålar blev kapade av fallfällans kanter. Som princip räknades det då som en ål om det var huvudändan som hamnade i fällan medan en stjärt inte räknades.

Kvalitativ, kontinuerlig provtagning

Fallfällprovtagningen är mycket arbetskrävande. För att snabbare kunna kartera ålförekomsten i ett område utvecklades en "dammsugningsmetod" med den utrustning som användes för tömningen av fallfällan. Till ejectorpumpen kopplades via en lång slang ett kort PVC-rör med ett sugmunstycke. Anordningen fördes med ett fyra meter långt, vertikalt stålrör längs botten genom att långsamt köra båten över det område som skall undersökas. Maximalt djup bestämdes av längden på slang och den vertikala styrstången och var cirka 3,5 meter. Med hjälp av ett hjul hålls munstycket konstant på cirka fem centimeter avstånd från botten. Materialet från sugpumpen sorteras kontinuerligt med samma bågsil som används vid fallfällprovtagningen. Med en video på sugmunstycket kontrolleras funktionen och registreras vegetationsförhållandena längs transekten. Normalt görs provtagningen med hastigheten en meter per sekund, djup läses av på en skala på det vertikala stålröret och positionen registreras med GPS med cirka fem minuters intervall. Metoden kalibrerades mot fallfällprovtagning på lokalerna i Öresund. Typiskt tycks den effektiva bredd som provtas med sugmetoden vara en centimeter, det vill säga ungefär tio procent av munstyckets bredd. Den effektiva bredden varierar dock; förmodligen beroende på vegetationens karaktär, bottenförhållanden och ljusmiljön.

Variationen i effektiv provtagningsbredd och störningar när munstycket sattes igen gjorde att metoden huvudsakligen användes för att snabbt få en kvalitativ bild av ålförekomsten på ett område eller i ett djupintervall.

Provtagningslokaler

Undersökningens syften låg till grund för den fördelning av provtagningslokaler som redovisas i figur 3.24 och tabell 3.5 visar provtagningsstillfällena och antal individuella fallfällhugg på på lokalerna. Tabell 3.6 redovisar den geografiska utsträckningen av lokalerna i Öresund.

Tabell 3.5 Antal fallfällhugg på respektive lokal och år. Den relativa intensiteten halvårsvis för gumlande arbete indikeras med en gråskala, den feta vertikala linjen visar förbindelsens öppnande.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
grumling												
1 Kla	50	50	50	50	53	50	50	50	50	50	50	
2 Lom	52	43	50	50	50	50	50	58	50	50	50	
3 Lun		50	50	50	53	49	50	40	50	50	50	
4 Sal		50	50	50	50	50	49	50	50	50		
5 Dra		49	50	50	50	50	50	50	50	50		
6 Lök					23	25	25	25	25			
7 Bre						10	25	25	25			
8 Get									33	25		
9 Skä								25	25	25		

Tabell 3.6 Geografisk avgränsning och ytor för provtagningslokalerna i Öresund.

Lokal	Latitud			Longitud			Area hektar
	Grader	Minuter		grader	minuter		
		Min	max		min	max	
Klagshamn	55	32.3	32.8	12	53.6	54.1	22.5
Lomma	55	41.7	42.3	13	2.0	2.9	48.6
Lundåkra	55	51.1	51.4	12	50.9	51.9	27.0
Dragör	55	34.1	34.5	12	37.6	38.3	25.2
Saltholm	55	36.7	37.0	12	44.3	44.9	16.2

Provtagningarna började varje år i senare halvan av juli, då vandringen av elver kan förväntas ha etablerat sig, och pågick sedan cirka fem veckor. Ordningen mellan lokalerna och den exakta tidpunkten för provtagningen har varierat mellan åren (tabell 3.9). Varje lokal omfattar 20-50 hektar och är utsträckt längs kustlinjen. Mot land begränsas lokalen av undersökningsfartygets djupgående, vilket är 40 centimeter. De inledande undersökningarna visade att förekomsten av elvers och små-ål begränsade sig till ett strandnära vegetationsband, ofta avgränsat ut mot de djupare delarna av Öresund av en sandrevel parallell med landlinjen. Där en sådan finns utgör denna lokalens yttre gräns. På lokaler med kontinuerligt ökande djup användes djupkurvan 1,5 meter som approximativ yttre gräns. Figur 3.25 visar djupfördelningen av juvenil ål baserad på samtliga hugg på Öresundslokalerna. Avsaknaden av juveniler på större djup bekräftades också genom provtagning i djupintervallet 2-3,5 meter med den "dammsugmetod" som beskrivs ovan. Ingen ål fångades över profiler med en sammanlagd längd av cirka 2,5 km, vilket motsvarar en abundans < 0,04 ålar/m².

Vegetationskartering

För att beräkna den genomsnittliga populationstätheten för en lokal måste den uppmätta åltätheten på de vegetationsklädda ytorna multipliceras med lokalens vegetationstäckningsgrad. Som underlag för denna beräkning utförs en vegetationskartering i samband med ålprovtagningarna. Karteringen görs visuellt med vattenkikare från en mindre båt. På varje lokal undersöks cirka 200 slumpvis utplacerade provytor, var och en täckande 5-10 m² bottenyta. Slumpningen görs genom att kurs och gångtid bestäms med en slumpgenerator på ett sådant sätt att båten utför en random walk, begränsad av lokalens yttre avgränsning. Dessa undersökningar och deras resultat beskrivs mer utförligt i avsnitt 6.1.

På varje observationsyta skattas den procentuella bottenäckningen av olika vegetationsslag. Indelningen är endast delvis botanisk och mer inriktad på att vara biologiskt funktionell efter habitatstyp för den epibentiska faunan. Totalt används tolv olika kategorier (se tabell 3.7) med möjlighet att notera förekomst av ytterligare vegetationsslag. För ytor med naken botten noteras även sedimentslag. Samma klassifikationssystem används för att beskriva vegetationen i fallfällorna.

Tabell 3.7 Habitatskategorier som användes vid vegetationskarteringen.

Kod	Typ	Samlingsnamn
1	Ruppia, Zannichellia eller Potamogeton	RUPPIA
2	Zostera sp	ZOSTERA
3	Mytilusaggregat	MYTILUS
4	Detritus	DETRITUS
5	Rhodophyta	RÖDALGER
6	Cladophora eller Chaetomorpha	KLADOPHORA
7	Ospecifierade trädalger	FINTRÄDIGA
8	Cyanophyta	BLÅGRÖNA
9	Fucus, Ascophyllum eller Halidrys	FUCUS
10	Chorda sp	CHORDA
11	Charales	CHARA
12	Monostroma, Ulva eller Enteromorpha	ULVA

Databearbetning

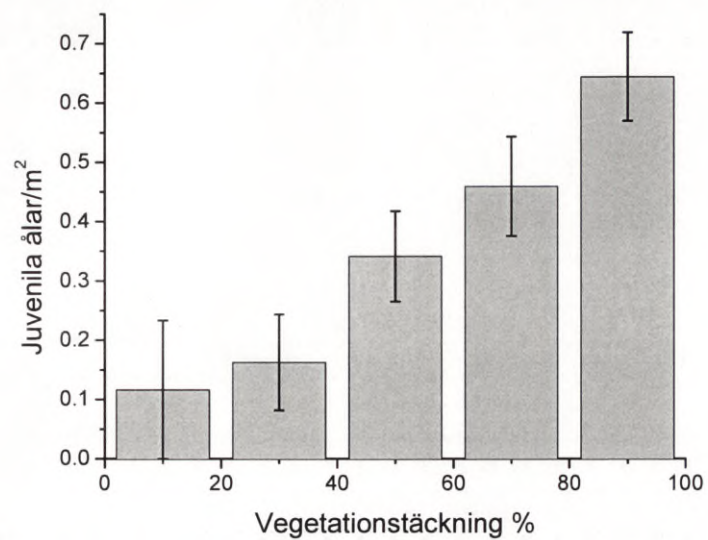
Den primära mätvariabeln är populationstätheten av ål på de vegetationstäckta ytorna på lokalen. För att dimensionera antalet samplingspunkter kan man studera hur snabbt medelvärdet konvergerar då provtagningspunkternas antal ökar. En genomgång av de första årens lokaler i Öresund visar att det kumulativa medelvärdet håller sig inom ± 10 procent från medelvärdet av 50 punkter när antalet överskrider mellan 25 och 40. Variationskoefficienten skiljer sig något mellan de svenska lokalerna, där den är cirka 25 procent, och de danska där den är cirka 35 procent. Som standard valdes att göra 50 fallfälehugg på varje lokal. Detta innebär att provtagningen får en relativt hög power (Cohen 1988). Med ett dubbelsidigt t -test på signifikansnivån $\alpha = 0,05$ har den minsta procentuella skillnaden i medelvärden, som kan beläggas statistiskt, beräknats för olika power P , se tabell 3.8.

Tabell 3.8 Minsta procentuella skillnad i medelvärde som kan upptäckas med t -test vid olika statistisk power P .

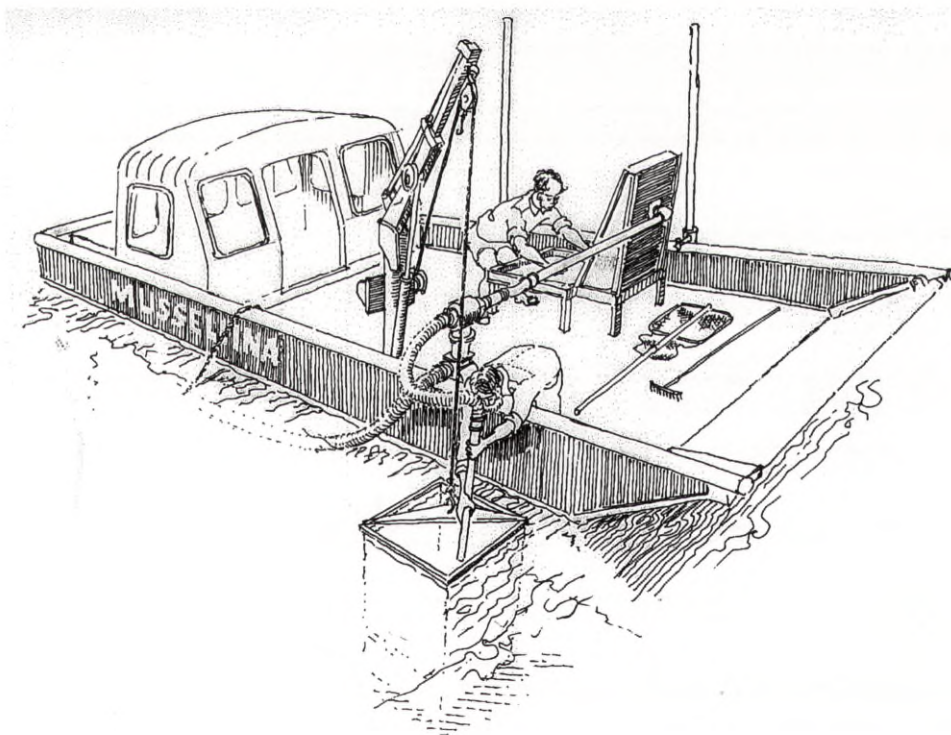
P %	60	80	95
Svensk sida	11	14	18
Dansk sida	15	19	25

Om vi förutsätter en strikt koppling mellan ålar och vegetation, så som visas i figur 3.22, bör åltäthetsberäkningarna korrigeras för den observerade vegetationstäckningen i fallfälehuggen. I arbetsrapporterna har någon sådan korrektion inte gjorts. Här presenteras data både som okorrigerade och korrigerade tätheter i enheten antal/m². Genom att provtagningen var riktad enbart mot vegetationsytorna blir skillnaden inte så stor. En annan anledning till att inte korrigera var ett subjektivt intryck under provtagningarna att åltätheten var högre i utkanten av större, sammanhängande vegetationsområden – ett förhållande som kan vara rimligt om man antar att ålarna nattetid rör sig fritt över området och vid dagsljus söker skydd när de kommer till en vegeterad yta. Någon verifiering eller kvantifiering av detta kunde emellertid inte göras.

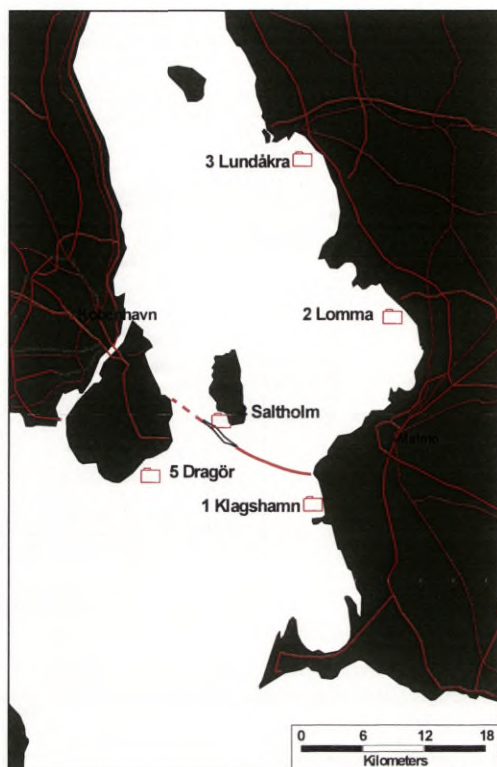
Fördelningsfunktionen för antalet ålar i ett individuellt fallfälehugg följer Poissonfördelningen. Medelvärdet av abundansen blir emellertid approximativt normalfördelad enligt centrala medelvärdessatsen och konfidensintervall har därför beräknats som om variabeln är normalfördelad.



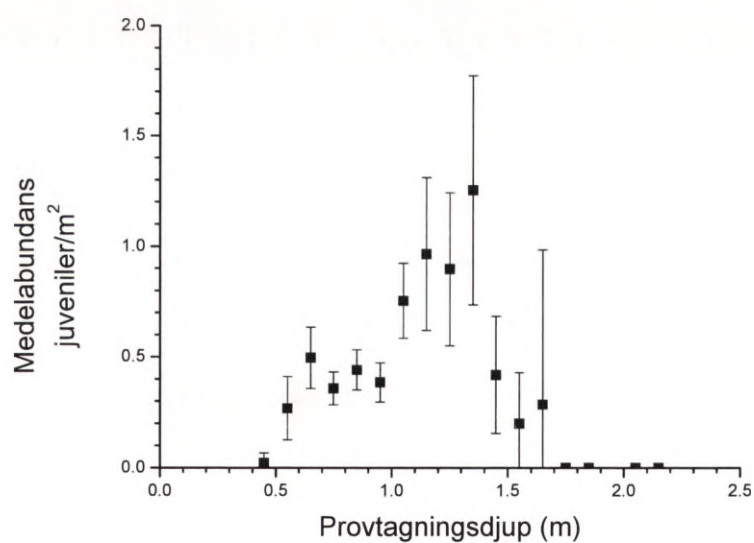
Figur 3.22 Observerad åltäthet i Öresund som funktion av vegetationstäckningsgraden i fallfällan. Medelvärde och 95 procent konfidensintervall för all provtagningar gjorda på Öresundskanalerna under baslinjeundersökningarna.



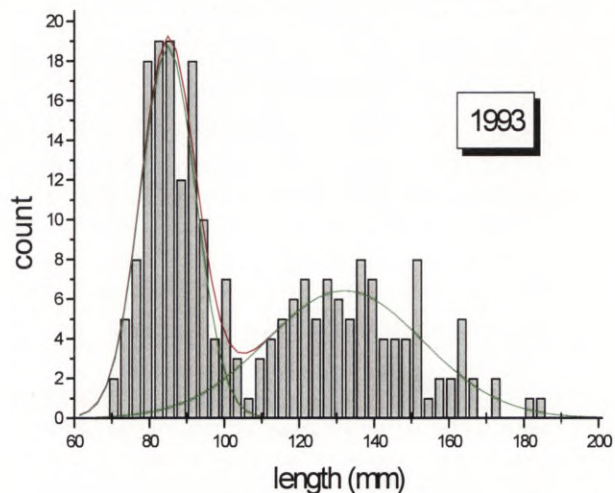
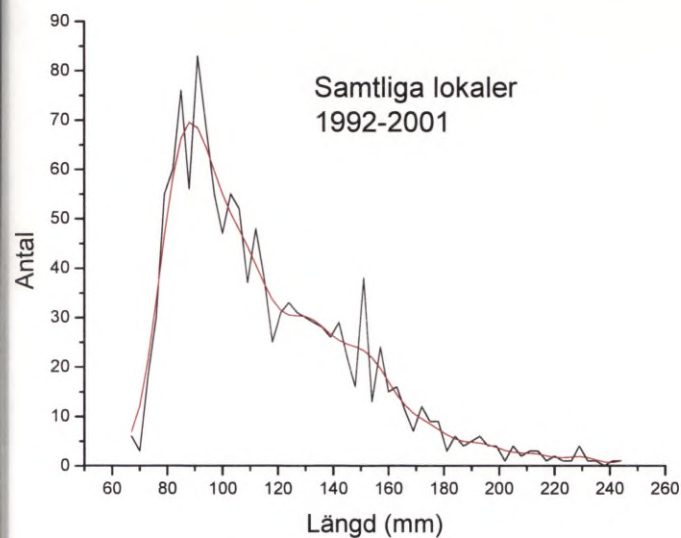
Figur 3.23 Provtagningsfartyg med däckarrangemang för fallfällundersökningarna.



Figur 3.24 a-b Provtagningspunkter i Öresund (a) och i Skagerrak-Kattegatt (b).



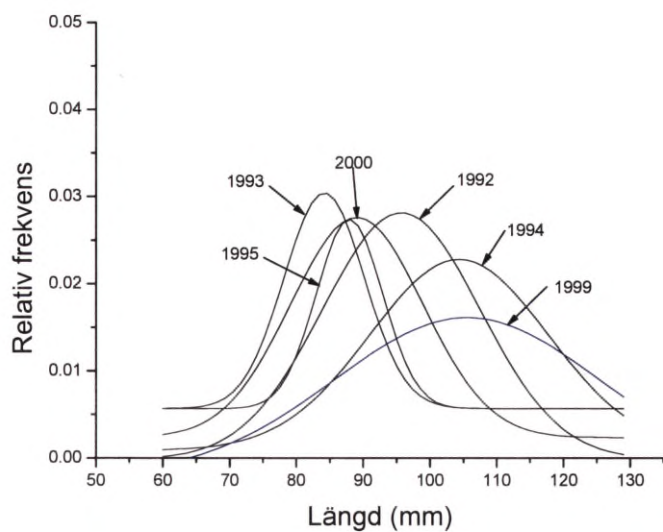
Figur 3.25 Medelvärde och 95 procent konfidensintervall för tätheten av juvenil ål som funktion av djupet vid provtagning i Öresund (totalt 2489 hugg varav 63 djupare än 1,5 meter).



Figur 3.26, till vänster. Längdfördelning hos cirka 1300 mätta ålar med en millimeter klassbredd från fallfålleprovtagningen i Öresund.

Figur 3.27, till höger. Längdfördelning för ålar i Öresund 1993. En bimodal Gaussisk fördelning (röd) har anpassats till den observerade längdfördelningen. Unimodala fördelningar för 0+ och äldre juveniler markerade med grönt.

Figur 3.28, nedan. Anpassade Gaussfördelningar till den observerade relativa längdfördelningen av alla ålar på Öresundslokalerna i intervallet < 130 mm årsvis.



3.5.4 Resultat

Storleksfördelning

Enligt Johannes Schmidts klassiska hypotes om ålens livscykel (Schmidt 1923) lever ålen de första två åren som en planktonisk så kallad leptocephaluslarv i det nordatlantiska strömsystemet. Under tredje levnadsåret sker metamorfosen till glasål och de ålar som anländer till Skagerrak-Kattegatt är alltså tre år gamla. Otolitundersökningar har ifrågasatt denna tidtabell (Wang & Tzeng 2000). Osäkerheten om larvstadiet längd gör att man normalt anger en åls ålder som tiden efter glasålsstadiet. Glasål som anländer under vintern-våren räknas alltså som 0+ under första året som elver.

Provtagningarna i Öresund domineras av små individer. Figur 3.26 visar storleksfördelningen sammanslagen för alla år och lokaler i sundet.

Åldersklassernas genomsnittslängd varierar mellan åren vilket gör att fördelningen i figur 3.26 blir utjämnad. Figur 3.27 visar utseendet för ett visst år, 1993, när provtagning gjordes för åldersbestämning med otolitundersökningar för att kontrollera tolkningen av längdfördelningskurvorna som årsklasser. Sammanlagt 45 ålar i längdintervallet 86-174 millimeter undersöktes. Av de 45 ålarna var 13 stycken 0+ och dessa hade alla längder mindre än 111 millimeter. De resterande var 1+ eller äldre och den minsta var 98 millimeter lång. För detta år skulle längden < 110 mm fungerat som kriterium för 0+. Andra år ser fördelningen annorlunda ut. Orsaken är sannolikt en kombination av temperaturförhållanden under året och variationer i tidpunkten för provtagningen (III, tabell 3.4). Figur 3.28 visar Gaussfördelningar anpassade till den första toppen av längdfördelning för alla år med fler än 25 längdmätta ålar i materialet.

Baserat på dessa observationer valdes 130 mm som genomsnittlig gräns mellan 0+ och äldre ålar. Med denna gräns får man en viss överskattning av andelen elver under år med låg tillväxthastighet. För provtagningarna i Bohuslän och Halland innebär gränsen snarare en risk för underskattning, dels genom att tillväxthastigheten är större, dels genom att dessa lokaler besöktes sist under säsongen.

Ett fåtal större ålar – upp till 500 mm – fångades med fallfällan. Ålens beteende att dra sig ned i sedimenten eller djupare in i vegetationen då den blir störd innebär att fångstmetoden sannolikt inte är storleksselektiv. Av sammanlagt 1 336 ålar som fångades i sundet var 5,5 procent större än 250-300 mm. Dessa återutsattes utan längdmätning och klassas här som adulter.

Provtagningsdata

Allmänna data för provtagningsstillfällena och de genomsnittliga vegetationsförhållandena i fallfällorna redovisas i tabell 3.9. Tidsserierna presenteras lokalvis i figur 3.29 och figur 3.30.

Tabell 3.9 Generella data för fallfällprovtagningarna. Dominerande vegetationstyp anges enligt kod i tabell 3.7, n betyder att data saknas för vegetationstyp, * alla åldersklasser inkluderade.

	Period	Vegetation				längd <130 mm		längd 130-250 mm	
		Täckning %	Volym liter	Typ	Antal ålar	Täthet ej korr	Täthet korr	Täthet ej korr	Täthet korr
Klagshamn									
1992	22 jul-3 aug	77	6.2	n	44	0.72	0.96	0.10	0.13
1993	17-20 jul	87	8.3	7	46	0.62	0.67	0.30	0.32
1994	24-27 jul	68	5.0	1	77	0.96	1.45	0.49	0.67
1995	25-27 jul	71	7.5	7	48	0.62	0.87	0.34	0.44
1996	1-14 aug	49	4.8	7	10	0.04	0.05	0.15	0.23
1997	30 jul-1 aug	78	9.4	1	4	0.02	0.02	0.04	0.05
1998	24 aug-1 sep	83	8.6	1	7	0.12	0.50	0.02	0.02
1999	3-5 aug	79	24.4	1	18	0.22	0.26	0.12	0.13
2000	9-11 aug	91	13.1	7	24	0.42	0.46	0.06	0.06
2001	14-16 aug	94	11.2	5	39	0.18	0.19	0.58	0.60
2002	17-29 jul	95	9.1	1, 7	10	0.06	0.06	0.06	0.06
Lomma									
1992	6-14 aug	70	4.9	1	37	0.58	0.76	0.12	0.14
1993	28-29 jul	70	5.5	7	101	2.12	2.75	0.19	0.22
1994	10-15 aug	63	7.1	7	67	1.10	1.75	0.27	0.36
1995	31 jul-3 aug	68	5.2	1	70	1.08	1.57	0.30	0.49
1996	26-31 jul	82	6.5	1	12	0.02	0.02	0.18	0.25
1997	18-20 aug	98	11.8	1	1	0.02	0.02	0.00	0.00
1998	27-30 jul	98	10.6	1	18	0.18	0.18	0.10	0.10
1999	2 aug-2 sep	97	9.8	1	11	0.09	0.09	0.09	0.09
2000	1-3 aug	86	6.3	7	24	0.44	0.50	0.04	0.04
2001	20 aug-13 sep	98	12.0	1	12	0.04	0.04	0.18	0.18
2002	31 jul-6 aug	97	9.5	1, 7	15	0.20	0.23	0.06	0.06
Lundåkra									
1993	24-26 aug	71	8.8	7	74	0.84	1.01	0.64	0.73
1994	16-18 aug	73	9.3	1	136	2.24	2.95	0.40	0.47
1995	19-21 jul	74	7.5	12	63	0.82	0.97	0.32	0.55
1996	22-25 jul	73	9.1	12	21	0.15	0.16	0.15	0.17
1997	21-24 jul	86	9.3	12	19	0.16	0.16	0.10	0.11
1998	21-23 jul	67	5.2	12	7	0.08	0.09	0.06	0.06
1999	26-30 jul	89	16.3	1	43	0.78	0.83	0.15	0.15
2000	25-27 jul	85	8.6	1, 2	113	1.68	2.06	0.52	0.53
2001	27 aug-13 sep	82	7.8	12	5	0.04	0.05	0.02	0.02
2002	7-14 aug	92	9.8	1, 7	26	0.52	0.52	0.00	0.00
Saltholm									
1993	4-18 aug	77	6.4	7	9	0.12	0.15	0.04	0.05
1994	4-6 aug	54	8.8	1	18	0.33	0.52	0.04	0.08
1995	11-16 aug	59	6.5	1	10	0.16	0.21	0.04	0.06
1996	15-20 aug	67	9.4	7	1	0.02	0.03	0.00	0.00
1997	5-7 aug	61	6.2	1	1	0.02	0.03	0.00	0.00
1998	4-12 aug	74	9.2	7	9	0.18	0.20	0.00	0.00
1999	17-23 aug	76	11.3	7	5	0.08	0.10	0.02	0.02
2000	21-28 aug	72	15.6	7	3	0.06	0.06	0.00	0.00
2001	30 jul-13 aug	96	10.5	1	3	0.02	0.03	0.02	0.02

Tabell 3.9 Fortsättning.

	Period	Vegetation				längd <130 mm		längd 130-250 mm	
		Täck-ning %	Volym liter	Typ	Antal ålar	Täthet ej korr	Täthet korr	Täthet ej korr	Täthet korr
1993	5-11 aug	88	6.4	1	14	0.20	0.21	0.02	0.02
1994	2-4 aug	61	8.0	1	22	0.42	0.70	0.02	0.04
1995	8-10 aug	74	8.3	2	7	0.04	0.05	0.06	0.08
1996	21-28 aug	58	6.8	1	4	0.04	0.06	0.04	0.06
1997	12-14 aug	65	11.0	1	3	0.06	0.07	0.00	0.00
1998	17-20 aug	68	8.4	5	0	0.00	0.00	0.00	0.00
1999	10-12 aug	76	11.4	2	9	0.12	0.13	0.04	0.06
2000	15-17 aug	86	8.9	5	10	0.12	0.13	0.04	0.05
2001	24-26 jul	90	12.4	5	6	0.08	0.08	0.02	0.02
Lökeberg									
1985		90		12	8	0.67*			
1986		88		2	34	0.49*			
1996		83		2	18	0.70	0.84	0.09	0.10
1997	1-2 sep	81		7	9	0.16	0.20	0.08	0.10
1998	9-10 sep	87		7	16	0.36	0.41	0.16	0.18
1999	22-23 sep	55		9	4	0.16	0.20	0.00	0.00
2000	13-18 sep	62	7.5	n	9	0.04	0.04	0.28	0.41
Brevik									
1997	22-sep	60		1	3	0.20	0.33	0.10	0.33
1998	7-8 sep	55		9	33	0.64	1.16	0.68	1.24
1999	20-21 sep	57	12.4	9	14	0.24	0.40	0.08	0.12
2000	19-20 sep	81	17.7	9	48	0.24	0.42	0.84	0.98
Getterön									
2000	25-27 sep	87	13.1	2	12	0.18	0.30	0.09	0.09
2001	20-23 jul	91	13.6	7, 2	10	0.12	0.12	0.04	0.04
Skälderviken									
1999	14-15 sep	93	14.7	2	7	0.28	0.33	0.00	0.00
2000	5-6 sep	81	9.8	5, 2	18	0.40	0.47	0.32	0.34
2001	17-23 sep	91	11.6	2	1	0.00	0.00	0.00	0.00

Korrekturen för vegetationstäckningen i fallfällan förändrar inte den generella bilden av utvecklingen och fortsättningsvis används data därför endast i den korrigerade och troligtvis mer rättvisande formen. Det bör observeras att tabeller och figurer i tidigare arbetsrapporter av denna anledning kan se annorlunda ut.

För att beräkna den verkliga abundansen på lokalen skall värdena från fallfällprovtagningen multipliceras med lokalens genomsnittliga vegetationstäckning. Resultaten redovisas i tabell 3.11 och 3.12 för juvenil ål < 130 respektive > 130 mm. Metoden som användes vid den årliga karteringen av lokalerna redovisas i avsnitt 7. Tabell 3.10 visar den totala procentuella vegetationstäckningen på fallfälllokalerna i Öresund. År 1992 gjordes med väsentligen samma metod en mer översiktlig kartering över ett större område och medeltäckningen för hela det området redovisades och användes i de tidiga arbetsrapporterna (I, tabell 3.4). Senare har vegetationstäckningen räknats om för de cirka 100 observationspunkter som låg inom de fortsättningsvis fastställda gränserna för provtagningslokalerna och i tabell 3.10 är det dessa beräkningar som redovisas. På lokalen Lökebergskile gjordes ingen vegetationskartering år 2000, eftersom långvarigt stormigt väder med kraftig grumling förhindrade observationer.

Tabell 3.10 Total vegetationstäckning på fallfällelokalerna i procent.

LOKAL	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Klagshamn	38	42	29	36	10	17	24	28	46	32	50
Lomma	40	55	29	35	62	62	82	82	56	67	69
Lundåkra		68	57	69	45	66	81	73	63	52	40
Saltholm		54	30	37	32	21	39	70	51	35	
Dragör		65	29	16	11	13	27	36	46	39	
Lökebergskile								51			
Brevik								40	19		
Getterön									55	76	
Skälderviken								39	34	43	

Tabell 3.11 Genomsnittlig abundans på ållokalerna. Åldersklass 0+ korrigerat för vegetationstäckning i fallfällan.

LOKAL	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Klagshamn	0.365	0.281	0.421	0.313	0.005	0.003	0.120	0.073	0.212	0.061	0.030
Lomma	0.304	1.513	0.508	0.550	0.012	0.012	0.148	0.074	0.280	0.027	0.159
Lundåkra		0.687	1.682	0.669	0.072	0.106	0.073	0.606	1.298	0.026	0.208
Saltholm		0.081	0.156	0.078	0.010	0.006	0.078	0.070	0.031	0.011	
Dragör		0.137	0.203	0.008	0.007	0.009	0.000	0.047	0.060	0.031	
Lökebergskile								0.102			
Brevik								0.160	0.080		
Getterön									0.165	0.091	
Skälderviken								0.129	0.160	0.000	

Tabell 3.12 Genomsnittlig abundans på ållokalerna. Åldersklass 1+ och äldre (< 250 mm) korrigerat för vegetationstäckning i fallfällan.

LOKAL	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Klagshamn	0.049	0.134	0.194	0.158	0.023	0.009	0.005	0.036	0.028	0.192	0.030
Lomma	0.056	0.121	0.104	0.172	0.155	0.000	0.082	0.074	0.022	0.121	0.041
Lundåkra		0.496	0.268	0.380	0.077	0.073	0.049	0.110	0.334	0.010	0.000
Saltholm		0.027	0.024	0.022	0.000	0.000	0.000	0.014	0.000	0.007	
Dragör		0.013	0.012	0.013	0.007	0.000	0.000	0.022	0.023	0.008	
Lökebergskile								0.000			
Brevik								0.048	0.186		
Getterön									0.050	0.030	
Skälderviken								0.000	0.116	0.000	

För lokalerna i Öresund sammanfattar figur 3.31 tidsutvecklingen av abundansen.

För de små (< 130 mm) ålarna finns som framgår av figur 3.31 en stark samvariation mellan lokalerna samt en tydlig asymmetri mellan den svenska och danska sidan, där genomsnittliga abundansen på den danska sidan är cirka 20 procent av den på svensk sida. För att underlätta jämförelser med data från andra områden än Öresund och mellan sidorna av sundet har tidsserierna av 0+ normaliserats med seriens medelvärde och genomsnittsabundansen beräknats dels för samtliga 5 lokaler, dels för de svenska och danska lokalerna separat. De normaliserade och geografiskt medelvärdesbildade värdena redovisas i figur 3.32.

Bakgrundsdata

Rekryteringen av glasål till Europa är variabel både i tid och rum. Dels har det ända sedan 1980-talet (i Skandinavien sedan 1960-talet) skett en generell, långsiktig och markant minskning av rekryteringen (Dekker 2003). Figur 3.33 visar en tidsserie som representerar den totala rekryteringen av glasål under samma period som undersökningarna i Öresund. Materialet är ett sammanvägt index från de elva platser där det sker regelbunden provtagning av glasål (Bann, Severn, Vilain, Tibern, Erne, Den Oever, Loire, Shannon, Ijzer, Nalon och Viskan, data från ICES 2005). Mätvärdena från respektive vattendrag utgörs av blandat fiskerioberoende provtagningar

och landningsdata från kommersiellt glasålsfiske. Varje tidsserie har först normaliserats med seriens geometriska medelvärde under perioden 1979-1994 och indexet är beräknat som det årliga geometriska medelvärdet av de på så sätt normaliserade värdena.

Den genomsnittliga glasålsinvandringen till Europa varierar emellertid regionalt, sannolikt beroende på hydrografisk styrning (Westerberg 1998a). Viskan är det närmaste vattendraget där registrering sker av uppvandrande, nyligen pigmenterade glasålar. Den mest representativa dataserien för glasålsinvandringen i Kattegatt är dock de provtagningar som görs vid kylvattensintaget till Ringhals kärnkraftverk. Samvariationen mellan tidsserien från Viskan och glasålsmängden vid Ringhals är hög.

Med start i vecka 4-6, beroende på temperatur och isförhållande, och fram till vecka 17 eller 18 samlas under några nätter varje vecka ägg och fiskyngel med en finmaskig trål, så kallad Isaak-Kidd-trål, i intagskanalen till kraftverken. Antalet nätter anpassas till mängden glasål från en till fyra nätter per vecka. Som mått på årets glasålsinvandring används summan av medelantalet ålar per natt över samtliga veckor med provtagning. Figur 3.34 visar detta index under perioden 1992-2002.

Övriga undersökningar

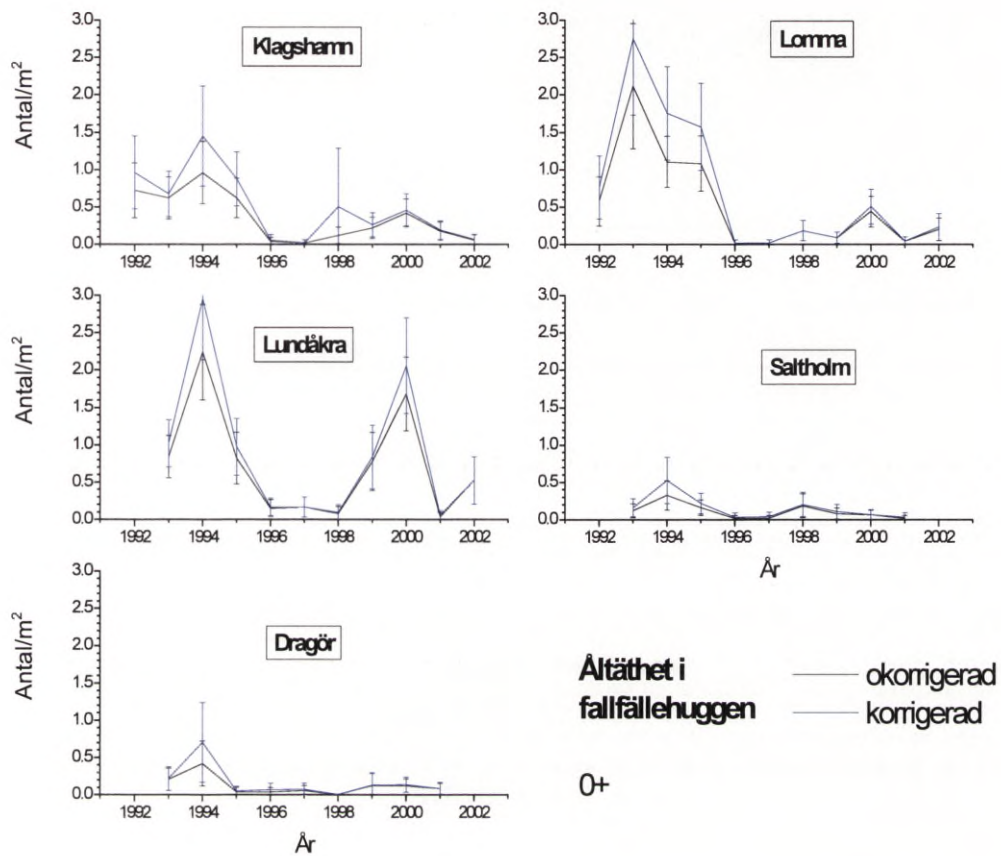
För att spåra årsklassernas styrka när de vandrat in i Östersjön togs prover på ål från uppvandringfällor i Mörrumsån och i Motala Ström. I Mörrum var uppvandringen under år 2000 och 2001 så liten att det inte gick att samla ihop ett prov på 200 individer. Som framgår av tabell 3.13 är åldern på de ålar som vandrar upp vid Motala ström i genomsnitt sju år och vandringen av de åldersklasser som passerade sundet under anläggningsfasen har ännu inte avslutats.

Tabell 3.13 Åldersstruktur hos ålar i uppvandringfällorna vid Motala ström och Mörrumsån.

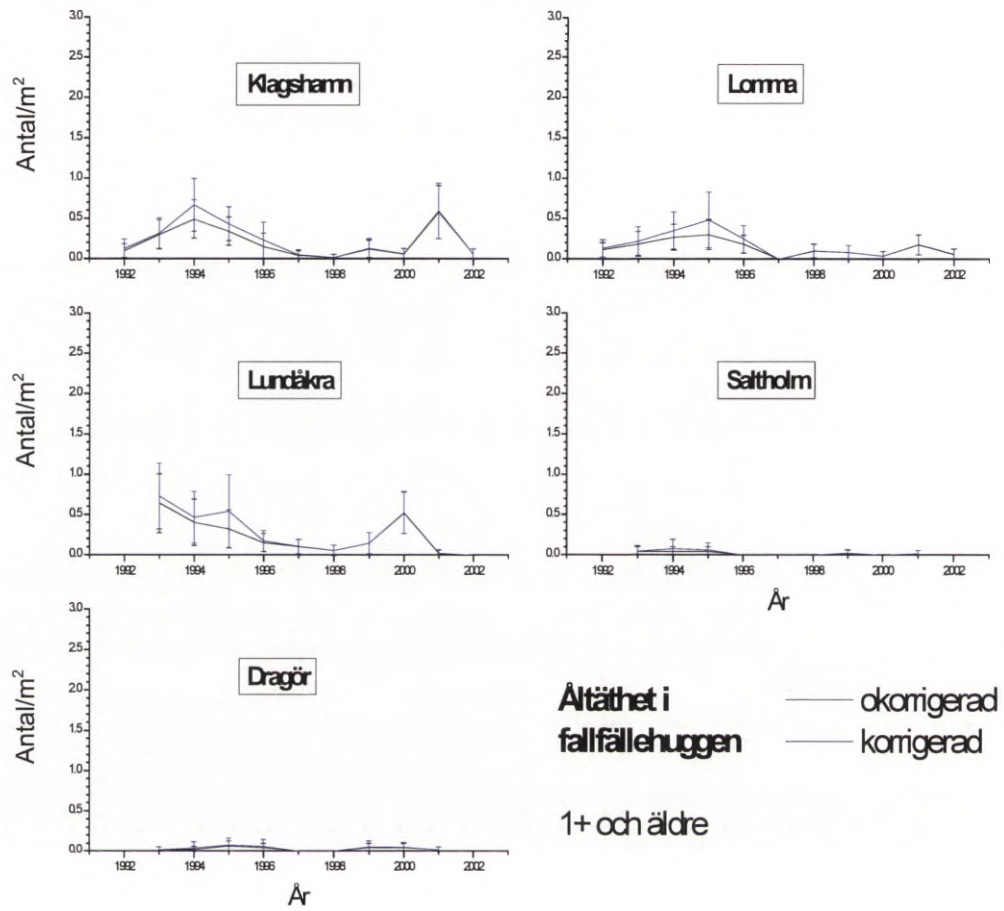
Vattendrag	Motala ström				Mörrumsån		
	Födelseår	1999	2000	2001	2002	1999	2002
1984		1					
1986		1	3				
1987	1		2				
1988	2	2	4	1	4		
1989	8	8	15		2		
1990	9	21	16	3	5		
1991	17	27	23	4	11	2	
1992	31	35	46	7	16	2	
1993	52	48	41	18	52	7	
1994	38	49	30	45	47	15	
1995	27	24	21	51	51	28	
1996	2	5	9	59	11	35	
1997			1	40		38	
1998			1	9		15	
1999				5		8	
2000						2	
oläsliga	14	17	9	16	5	12	
summa	201	238	221	258	204	164	

En undersökning gjordes av födoalet hos 0+ och 1+ ål på Öresundslokalerna. Resultaten av denna redovisas i III, se tabell 3.4.

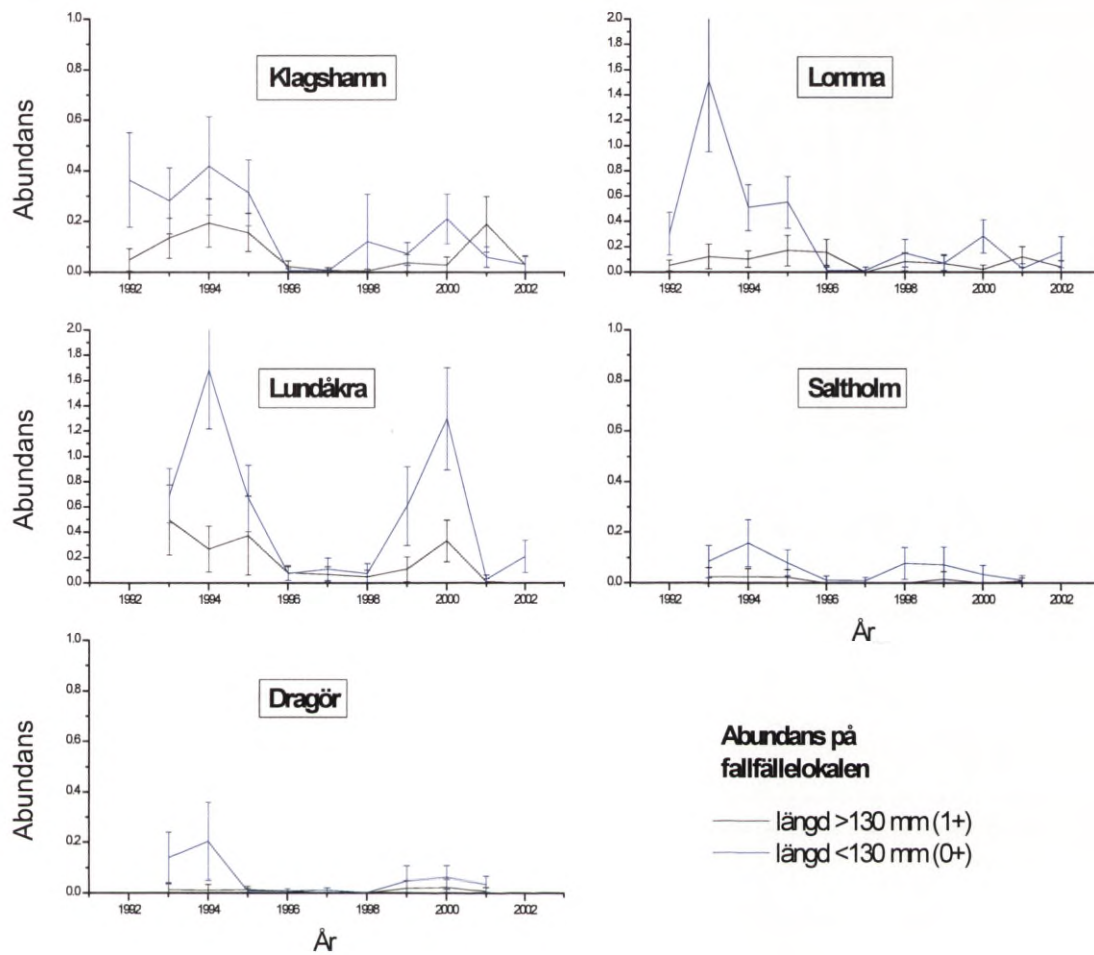
För att studera den vidare migrationen av småål in i Östersjön har skattningar av åltätheten gjorts längs sydkusten och på Skånska ostkusten på grundområden av samma karaktär som i Öresund. Den metod som användes var den ovan beskrivna sugmetoden. Resultaten redovisas i VI (tabell 3.4). Tätheten av småålar var i dessa områden väsentligt lägre än i Öresund.



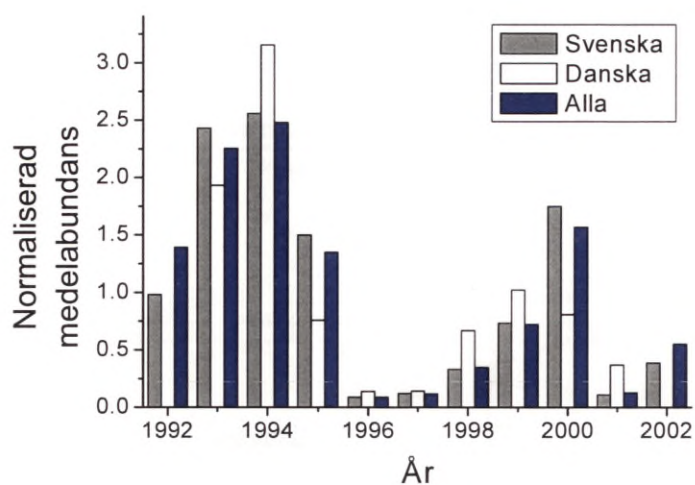
Figur 3.29 Observerad täthet av ålar < 130 mm (åldersgrupp 0+) vid fallfällprovtagningarna i Öresund. Svart linje okorrigerade data, blå linje korrigerade för vegetationstäckningen i fallfällan. Det 95 procent konfidensintervallet är markerat.



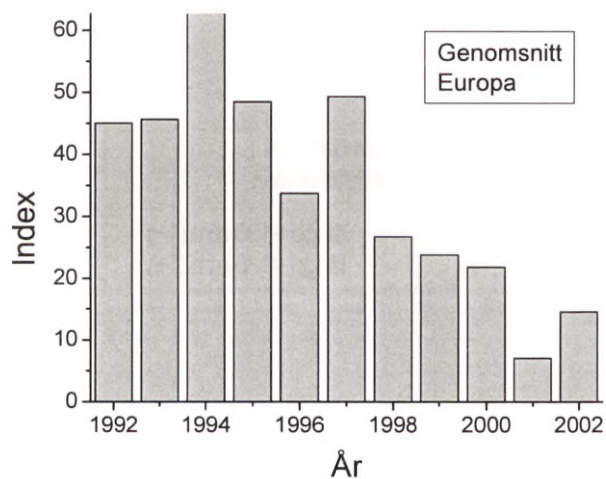
Figur 3.30 Observerad täthet av ålar > 130 mm vid fallfällprovtagningarna i Öresund. Svart linje okorrigerade data, blå linje korrigerade för vegetationstäckningen i fallfällan. Det 95 procent konfidensintervallet är markerat.



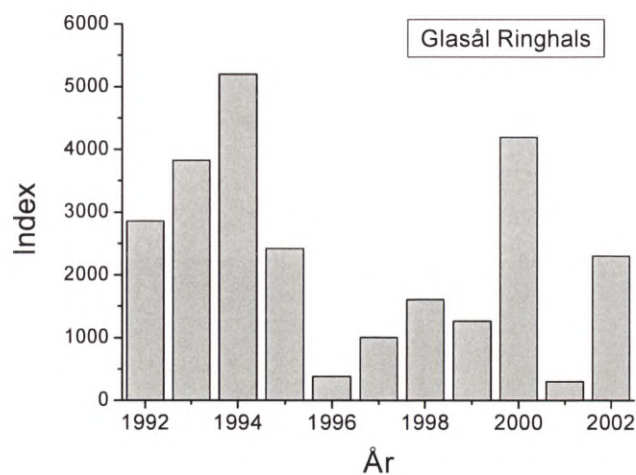
Figur 3.31 Genomsnittliga abundansen av juvenil ål på fallfällelokalen i Öresund. Det 95 procent konfidensintervallet är markerat.



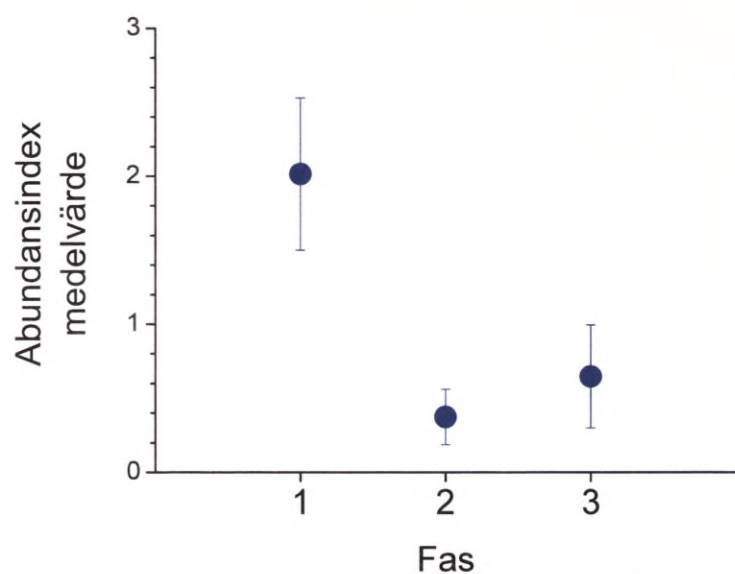
Figur 3.32 Genomsnittlig abundans av juvenil ål på fallfälelokalerna i Öresund, baserat på data korrigerad för vegetatonstäckningen i huggen.



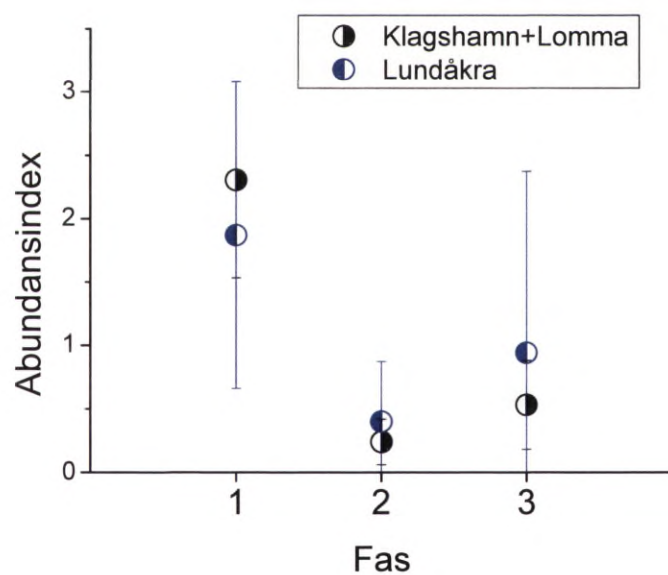
Figur 3.33 Index för glasålsrekryteringen i Europa. Indexet är ett geometriskt medelvärde av 11 mätserier av glasålsinvandring från vattendrag i hela den europeiska ålens utbredningsområde.



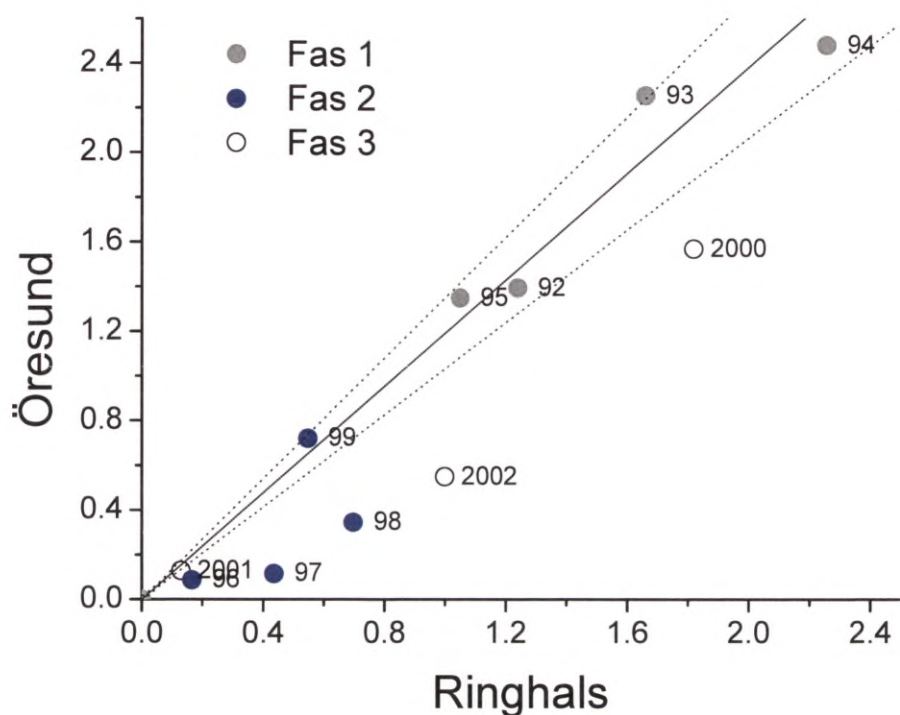
Figur 3.34 Index för årliga glasålsmängden vid intaget till Ringhals kärnkraftsverk.



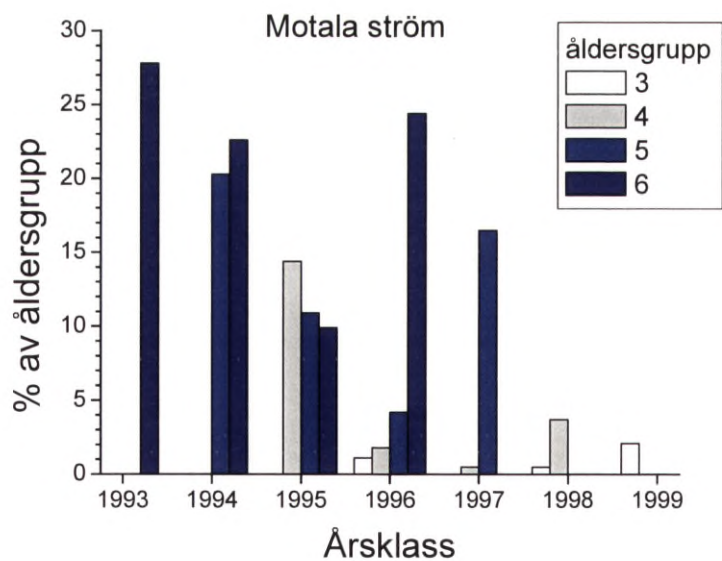
Figur 3.35 Medelvärde och 95 procentigt konfidensintervall för abundansen på provtagningslokalerna i Öresund (normaliserade med respektive lokals medelabundans 1992-2002). Fas 1 – baslinje 1992-1995, $n = 17$. Fas 2 – anläggningsfas 1996-1999, $n = 20$. Fas 3 – driftsfas 2000-2002, $n = 13$.



Figur 3.36 Jämförelse mellan lokaler nära Öresundsförbindelsen och Lundåkra. Beteckningar i övrigt som i figur 3.29.



Figur 3.37 Sambandet mellan abundansindex i Öresund (medelvärde av alla lokaler, normaliserade data) och glasålsindex för Ringhals. Linjen visar en lineär regression mellan de två indexen under fas 1. Streckade linjer är 95 procent konfidensintervall för regressionen.



Figur 3.38 Olika årsklassers relativa förekomst i en viss åldersgrupp under provtagning vid Motala ström 1999-2002.

3.5.5 Diskussion

I diskussionen används – för att förenkla skrivningen – beteckningen 0+ istället för ”ålar <130 mm, som bedömts som 0+”, och 1+ för ”äldre juveniler mellan 130 och 250 mm”. En sådan övergång till åldersklass är inte korrekt, men felet bedöms som relativt litet vad gäller 0+. Av längdfördelningen att döma domineras de äldre juvenilerna av årsklassen 1+ men i denna grupp förekommer alltid inslag av äldre ålar.

Det mest påtagliga resultatet av undersökningarna är en mycket markant minskning av antalet juveniler från och med 1996 och framåt, både för 0+ och 1+ (figur 3.31 och 3.32). En parallell utveckling tycks ske på samtliga lokaler, avvikelser är att antalet äldre juveniler i Lomma 1996 är kvar på samma nivå som 1995 och att minskning av åltätheten på lokalen söder om Dragör tycks ske redan 1995. På den danska sidan av sundet är åltätheten genomgående betydligt lägre än på den svenska.

Sett isolerat kan detta resultat tolkas som ett signifikant samband mellan Öresundsprojektets anläggnings- och driftsfas och rekryteringen till Öresundsområdet (figur 3.35). Fas 1 visar medelvärdet av den normaliserade abundansen av 0+ för alla lokaler i sundet under baslinjeperioden 1992-1995. Under fas 2 (1996-1999) pågick grumlande arbete och fas 3 är perioden 2000-2002 när bron tagits i drift.

En fortsatt BACI-analys visar däremot ingen signifikant skillnad mellan vad som var tänkt som påverkansområde (Klagshamn och Lomma på svenska sidan) respektive referenslokalen Lundåkra. Figur 3.36 visar medelvärdena av den normaliserade abundansen för dessa områden under de olika projektfaserna.

Förhållandet att man inte kan se någon gradient mellan närområdet och den lokal som valts som referenslokal kan förklaras antingen av att referenslokalen ligger inom påverkansområdet eller av att nedgången inte orsakats av projektet utan har en extern förklaring, eller – vilket är den tolkning som kommer att göras här – en kombination av båda förklaringarna.

En jämförelse med den generella minskningen av rekryteringen till hela ålens utbredningsområde (figur 3.33) eller med utvecklingen i Bohuslän, där baslinjedata fanns från 1985-1986 (tabell 3.9) kan inte förklara nedgången i Öresund 1996 och framåt. Däremot finns en samvariation med glasålsförekomsten vid Ringhals. En mer utförlig analys av detta finns i arbetsrapporterna IV, VI och artiklarna (Westerberg 1998a; Westerberg 1998b). I korthet visar en genomgång av meteorologiska data och resultat från ICES Young Fish Survey att vid låg frekvens starka västvindar under ålens invandringsperiod uteblir den sydgående strömmen längs svenska västkusten och de ålar som förs in med Jutska strömmen från Nordsjön kan inte penetrera in i Kattegatt och vidare ned till Öresund.

Det mest extrema året i detta avseende var 1996. Utvecklingen därefter visade emellertid en relativt sett lägre rekrytering i Öresundsområdet än vad Kattegattdata skulle förutsäga. Figur 3.37 visar regressionen mellan den totala glasålmängden som registrerats vid kylvattenintaget i Ringhals (i form av ett index beräknat som de årliga värdena normaliserade med genomsnittet för perioden 1992-2002) och genomsnittliga, normaliserade abundansen på Öresundslokalerna. Glasålsfångsten vid kylvattenintaget till Ringhals 1998 närmade sig 50 procent av miniminivån under baslinjeperioden. Motsvarande ökning kan emellertid inte registreras i Öresund, där rekryteringen endast var cirka 40 procent av den förväntade. Under 1999 var relationen mellan sundet och Kattegatt tillbaka till den under baslinjeperioden, för att sedan under driftsperioden åter minska.

Den huvudsakliga delen av nedgången i tätheten av juvenil ål i Öresundsområdet kan alltså förklaras som en regional effekt, gemensam för sundet och Kattegatt. Dock tyder analysen på ytterligare en lokal effekt i Öresund. Eftersom denna lokala effekt sammanfaller i tid med

anläggningsarbetena i Öresund är det rimligt anta att det finns ett samband. En genomgång av andra tänkbara antropogena förändringar i sundet – till exempel utsläpp från industrier eller kommunala reningsverk – som kunde förklara rekryteringsminskningen visade inte på någon sannolik alternativ förklaring.

Man kan bara spekulera om vilken mekanism som kan förklara anläggningsarbetenas effekt på rekryteringen till sundet. Den generella bilden av ålrekryteringen är att glasål förs med Jutska strömmen in i Skagerrak och Kattegatt. Beroende på vindförhållanden förs en större eller mindre andel glasål in i Kattegatt. I Kattegatt synes glasålarne hålla sig kvar i de öppna delarna av havet under februari till april, vilket är betydligt längre än vad som är möjligt om de fördes passivt med strömmen (Westerberg 1998a). Troligen övergår de till en form av selektivt beteende i relationen till strömriktningen på samma sätt som beskrivs för glasålar i en flodmynning med tidvatten (McCleave & Kleckner 1982). Växlingen mellan att röra sig uppe i vattenkolumnen och att hålla sig stilla på botten styrs i detta beteende av någon lukt-komponent vars natur är okänd. Grumlingarna från anläggningsarbetena var mätbara norr om Helsingborg och sannolikt kan luktämnen som blandats in i vattnet i samband med grävarbeten ha förts upp till södra Kattegatt i tillräcklig koncentration för att där ha påverkat glasålsbeteendet så att de stannat upp tidigare än normalt.

I ett sådant scenarium skulle glasålarne bottenfälla och övergå till elvers längre norrut på Kattegattkusten. Det är svårt att bedöma vad som sedan händer med ålarne eftersom vi vet mycket lite om beteende och eventuella täthetsberoende processer hos elverstadiet. De kan utsättas för en förhöjd mortalitet och på så sätt gå förlorade eller de kan vandra upp i vattendrag i Kattegatt. En del kan också med fördröjd verkan vandra söderut och förstärka den långsamma invandringen till Östersjön. Någon sådan fördröjd invandring är emellertid inte uppenbar i den relativa fördelningen av 0+ och 1+ i Öresund (figur 3.31).

Med de begränsade data som kunnat insamlas vad gäller den fortsatta invandringen i Östersjön går inte att belägga någon effekt av processerna i sundet på rekryteringen till Östersjön i stort. Åldersprovtagningen på uppvandrande ålar i Mörrumsån kunde bara genomföras under två år och några slutsatser kan inte dras av detta material. Från Motala ström finns data för fyra år. De aktuella årsklasserna 1996 och 1997, som visat störst minskning i Öresund, har emellertid bara delvis kommit in i åldersfördelningen på ålar i Motala ström, där medelåldern på ålarne är sju år. Prover finns från 1999 till och med 2002, då 1997 års årsklass är fem år. Figur 3.38 visar den relativa fördelningen av årsklasser för en given ålder på ålarne för de fyra åren med provtagning. Man finner att årsklasserna 1996 och 1997 är underrepresenterade för åldersgruppen 4 och 5, men bilden är långtifrån tydlig.

Det finns ingen fullständig åldersanalys för den andel av fångsten som är äldre än 0+, men antar man att minst 60 procent av de äldre ålarne är 1+ så ligger minskningen mellan 0+ och 1+ mellan 60 och 90 procent. Kunskapen om den naturliga mortaliteten hos ålar som är mindre än den kommersiellt fångstbara storleken (30-35 cm) är begränsad. För hela uppväxttiden från elver till blankål i en norsk älv var den genomsnittliga mortaliteten femton procent per år (Vollestad & Jonsson 1988). I norska brackvatten var mortaliteten för gulål 10-20 procent per år (Vollestad 1986). Slutsatsen är att endast en liten del av den minskningen av 0+ i Öresund beror på dödlighet och att huvuddelen måste förklaras som emigration. Det troliga är en vandring in i Östersjön.

Även observationer av hur snabb en sådan elvermigration är saknas. Typiska simhastigheter för ål är en kroppslängd per sekund, det vill säga för en elver tio centimeter per sekund eller åtta kilometer per dygn. Eftersom ålen bara är aktiv under mörker och vandringen kombineras med aktivt födosök kan man kanske anta att en mer realistisk vandringshastighet är någon eller några få kilometer per dygn. Glasålarne bottenfäller längs Hallandskusten och troligen även i Öresund i april. Fram till provtagningsperioden i juli-augusti skulle en aktiv förflyttning utan hjälp av strömmarna ha tagit dem 100-200 kilometer, det vill säga motsvarande Öresunds längd.

Fallfålleprovtagningen visar den momentana tätheten av ålar vid provtagningstillfället. För att kvantifiera en eventuell effekt på invandringen behöver man ett mått på flödet av ålar genom sundet. Med utgångspunkt från resonemanget ovan kan man approximativt skatta den genom att anta att större delen av mängden 0+ som uppmäts i Öresund ett år har lämnat sundet till nästa år, men att ålbeståndet i Öresundsområdet inte byts ut snabbare än en gång per år.

3.6 Sillstudier

3.6.1 Sammanfattning

Resultaten från ICES båda undersökningar av förekomst av Rügensill i övervintringsområdet i Öresund (ICES statistiska rektangel 40G2/4057), visar att förekomsten varierade mellan de olika faserna baslinje, anläggning och drift under perioden 1991-2002. Under byggfasen jämfördes årsvariationen av sillförekomst med spillmängder från sedimentarbeten. Förekomst av sill skattades vid ett tillfälle varje höst. Undersökningen resulterade i att det inte gick att fastställa något samband mellan variation i biomassa av vuxen sill i Öresund och sedimentspill från Öresundsförbindelsen, vilket tyder på att Rügensillens vandring inte störts i någon större omfattning. Men det går heller inte att utesluta en kortvarig eller lokal effekt från grumlingar eller ljud och vibrationer från bron som inte kunnat upptäckas från de i tid begränsade undersökningarna. Andra studier tyder på att hydrologi och klimat ha stor betydelse för sillens förekomst i Öresund och dess rekrytering i västra Östersjön. Sammanfattningsvis går det inte tydligt att visa att Öresundsförbindelsen haft negativa effekter på Rügensillens vandring i Öresund.

3.6.2 Inledning

Öresund, Lilla Bält och Stora Bält binder samman Östersjön med Skagerack och Kattegatt, och de utgör viktiga områden för flera fiskarter som migrerar mellan dessa havsområden. Sillen (*Clupea harengus*) är en av de viktigaste arter som fiskas kommersiellt och som migrerar säsongvis genom Öresund. Arten förekommer rikligt i Öresund och Stora Bält från senhöst till vår (ICES 2004c). Den vanligaste populationen i Öresund är den västbaltiska sillen, eller Rügensillen, som under våren leker i västra Östersjön kring ön Rügen. Den vandrar efter leken från Östersjön via Öresund till Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön under sommaren för att sedan övervintra i Öresund i stora mängder.

Sillen i Öresund är en betydelsefull ekonomisk art både i det svenska och danska fisket och har på grund av sitt vandringsbeteende även stor betydelse för andra nationer i västra Östersjön, Skagerrak och Kattegatt. Därför har man speciellt uppmärksammat sillen i vattendomen för Öresundsförbindelsen (Anonymous 1995).

I samband med byggnationen av Öresundsförbindelsen utfördes omfattande gräv- och muddringsarbeten som frigjorde en begränsad mängd sediment i Öresund (Anonymous 2001b). Ökad sedimentation skulle kunna orsaka en undflyende reaktion på sill (Westerberg et al. 1996b). Andra möjliga effekter är att bron utgör ett fysiskt hinder, eller att sillen kan detektera broljjud som orsakar undflyenderekationer och försvårar passage mellan bropelarna (Westerberg 1996, se även kapitel 3.2).

Inverkan av Öresundsförbindelsen på sillens vandringsbeteende skulle kunna få konsekvenser för både vandringen mellan Skagerrak/Kattegatt och Östersjön via Öresund och rekryteringen i västra Östersjön. Påverkan på vandringsbeteende är betydelsefullt eftersom det leder till omfördelning av biomassa mellan lek- och uppväxtområden vilket indirekt kan störa nyrekryteringen. Genom att undersöka variationen av sillens förekomst under olika årstider i

Öresund och västra Östersjön kan man få en god uppfattning om förändringar i sillens vandringsbeteende. I två akustiska studier – utförda av DFU (Nielsen et al. 1999) och ICES international Baltic Hydroacoustic Survey (Götze & Gröhsler 2003) har man försökt att kvantifiera dessa förändringar.

I Danmark gav Milljö- och Energiministeriet och Trafikministeriet 1995 i uppdrag till Danmarks Fiskeriunderøgelser (DFU) att undersöka om byggandet av Öresundsförbindelsen skulle kunna påverka sillen negativt i Öresund (Nielsen et al. 1999). Genom garn-, trål- och akustikundersökningar gjordes kvantifieringar av hur sillen rörde sig mellan västra Östersjön och Öresund och hur fisken var fördelad i tid och rum i Öresund. Undersökningarna avslutades 1998, två år innan bron togs i drift. Man kunde vid denna tidpunkt inte konstatera några störningar på sill i Öresund (Nielsen et al. 1999).

Under perioden som Öresundsförbindelsen byggdes och varit i drift har i huvudsak tyska forskare inom Internationella Havsforskningsrådet (ICES) undersökt den västbaltiska sillen, vilket även innefattade Rügensillen i Öresund och västra Östersjön. Undersökningarna genomfördes med liknande metodik som DFU använde (ICES 2001; ICES 2004c).

I vattendomen (deldom 1995-07-13 VA 45/92) föreskrev Vattendomstolen bland annat villkoret "grumlande arbeten får inte bedrivas i Drogden eller på Limhamnströskeln på sådant sätt att Rügensillens vandring genom Öresund väsentligen påverkas". Vidare fastställde domstolen kriteriet att sedimentkoncentrationen inte fick överskrida 10 mg/l på djup större än sex meter under januari-april (Jensen 1996), för att inte störa sillens vandring. Från tidigare utvärdering har man kommit fram till att de fastställda kraven har uppfyllts (Anonymous 2001a).

Fiskeriverket fick i uppdrag av Vattendomstolen att undersöka effekter av anläggning och drift av Öresundsförbindelsen, men ingen specifik huvuduppgift behandlade Rügensillens vandring (Anonymous 1995). Däremot inbegriper en av deldomens uppdrag åt Fiskeriverket att även undersöka Rügensillens vandring: "Effekter av buller, vibrationer och ljus på fiskvandring". I tillägg har Fiskeriverket behandlat effekter på sill dels i frågorna "Undvikandereaktioner hos vuxen fisk på grund av sedimenteffekter" (kapitel 3.8) och "Sedimenteffekter på pelagiska ägg och larver" (kapitel 4.3).

För att bättre förstå sambanden mellan byggandet av Öresundsförbindelsen och sillens förekomst och vandring i Öresund sammanställs följande data:

1. Förekomst av övervintrande sill i Öresund.
2. Abundans av nyrekryterad sill i Greifswalder Bodden kring Rügen.
3. Mängden sedimentspill i samband med grävarbeten under byggandet av Öresundsförbindelsen.

Materialen baseras på undersökningarna av DFU och ICES och används för att undersöka kortvariga effekter på cirka fyra månader och mer långvariga effekter på mellan tre och fem år.

3.6.3 Rügensillens vandring och förekomst

Flera undersökningar som baserats på märkningsförsök och spridning av parasiter visar att Öresund är den huvudsakliga övervintringsplatsen för Rügensillen som leker vid Greifswalder Bodden kring ön Rügen (Beister 1979; ICES 1983; Jönsson & Beister 1979; Kalejs & Ojaveer 1989; Otterlind 1984; Otterlind 1987). Från dessa undersökningar kan man dra slutsatsen att det typiska vandringsbeteendet för Rügensill består av två komponenter: (1) En som innebär vandring åt nordväst till födoområdena i Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön och (2) en som utgörs av vandring åt öst i Östersjön, öster om Bornholm respektive väster om Hanöbukten. Denna sill utgörs i huvudsak av köns mogna individer som är två år eller äldre, upp till 5-7 år. Huvuddelen av sillen har sitt födoområde i Skagerrak, Kattegatt och Nordsjön. Dessa individer vandrar tillbaka genom Öresund under perioden augusti till mars, vilket leder till att det finns en mycket

koncentrerad population som övervintrar i Öresund. Under mars-maj och ibland juni återvänder sillen till Rügen för att leka. En del stannar kvar i Öresund under sommaren och kan bestå av sill både från Nordsjön och Östersjön (Svedäng et al. 2004). Det finns även en population som har sitt sommarfödoområde i östra Östersjön (Beister 1979), men som inte vidare tas upp i denna rapport.

Historiskt sett har det funnits lokala populationer som lekt i Öresund, men i dag finns det inte några tecken på detta (Otterlind 1987). Under september till januari är biomassan i Öresund av könsmogen sill (två år eller äldre) stor och utgör en viktig lekkomponent (Otterlind 1987). Under våren minskar biomassan i Öresund samtidigt som den ökar i västra Östersjöns lekområde. Från relativt färsk undersökningar har man visat att det finns ett samband mellan rekryteringsframgång kring Rügen och förekomst av adulter: Om de yngre årsklasser (2-3 åriga) som vandrar upp till Öresund är starka, får detta en stor betydelse för den totala biomassan av övervintrande sill i Öresund (ICES 2004c; Nielsen et al. 2001a).

Nielsen et al. (2001b) har visat att hydrografi och vattendjup kan ha betydelse för fördelningen av sill i Öresund. Sill fanns rikligare i den norra delen med betydligt djupare vatten än den södra regionen vid Drodgen. Den föredrog att vara strax under haloklinen i de djupare och stratifierade områdena, eller mellan 10 och 20 meters djup i andra områden. Resultaten visade också att ett stort inflöde av vatten från Nordsjön in i Östersjön kan sätta igång utvandring av övervintrande sill från Öresund mot lekområden Östersjön.

Huvudlekperioden i västra Östersjön bestäms troligtvis av när förutsättningarna för lek och produktion av larver är mest gynnsam. Stabila förhållanden för ström, temperatur och salthalt och riklig tillgång på mat verkar vara av stor betydelse och likaså kan milda vintrar vara positivt för rekryteringen i södra och östra Östersjön (Kalejs & Ojaveer 1989). Förändringar i omvärldsfaktorerna kan därför vara kritiska för en lyckad lek och rekrytering av sill.

3.6.4 Metodik

De akustiska mätningarna av ICES utfördes med ekolod (38 kHz) i september/oktober under 1991-2002 med U/F Solea (Götze & Gröhsler 2003). Mätningarna gjordes i Öresund och västra Östersjön genom sicksacktransekter där ICES statistiska rektanglar inom undersektionerna SD22-24 användes som strata (ICES 2001). Ekosignalerna integrerades över en sjömil (cirka 1,8 kilometer) och från åtta meters djup till botten, för att sedan beräknas som medelvärden för rektanglarna (Götze & Gröhsler 2003; ICES 2001). Trålningar med fintrådiga redskap (16 mm maskvidd i ändan) gjordes parallellt med de akustiska undersökningarna i mitten av vattenmassan och vid botten. För denna rapport har abundans sammanställts från ICES statistiska rektangel 40G2, i ICES "sub-division" SD23 (svensk fångstruta 4057) beräknat som biomassa av vuxen sill, 3+ -grupp eller äldre (Götze & Gröhsler 2003). Abundansen av nyrekryterad sill (0+ -grupp) skattades som totalantal individer för undersektionerna 22-24 i västra Östersjön.

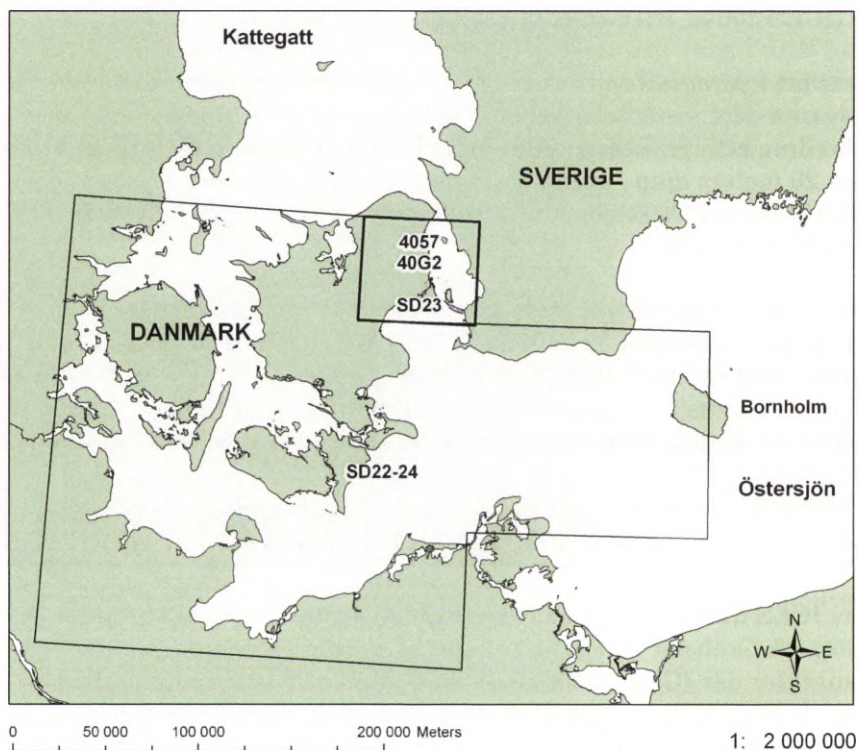
Som referensundersökning användes material från DFU som samlades in med U/F Havfisken och U/F Dana under september-december, 1993-1997 (Nielsen et al. 1999). Inom undersökningsområdet Öresund gjordes akustiska sicksacktransekter med ekolod (38 KHz), där ekosignalerna integrerades över ett antal mindre strata ($n = 13$) från tre meters djup till botten. Beräkningar gjordes sedan för medeltäthet för hela området. Data på vuxen sill (2+ -grupp) eller äldre användes för beräkningar av biomassa. Parallellt till den akustiska undersökningen samlades data in från biologiska nätlänkar som är selektiva från 2+ -gruppen eller större. Länkarna sattes i olika områden med hög fångstbarhet av sill, dels pelagiskt och dels vid botten. Dessutom användes pelagisk fisktrål (16 mm maskvidd i ändan) som drogs genom hela vattenkolumnen vid tre stationer (norra, centrala och södra Öresund).

För att undvika effekter av stor månadsvariation i biomassa från undersökningen av DFU beräknades medelbiomassan per kvadratsjömil för perioden september-december

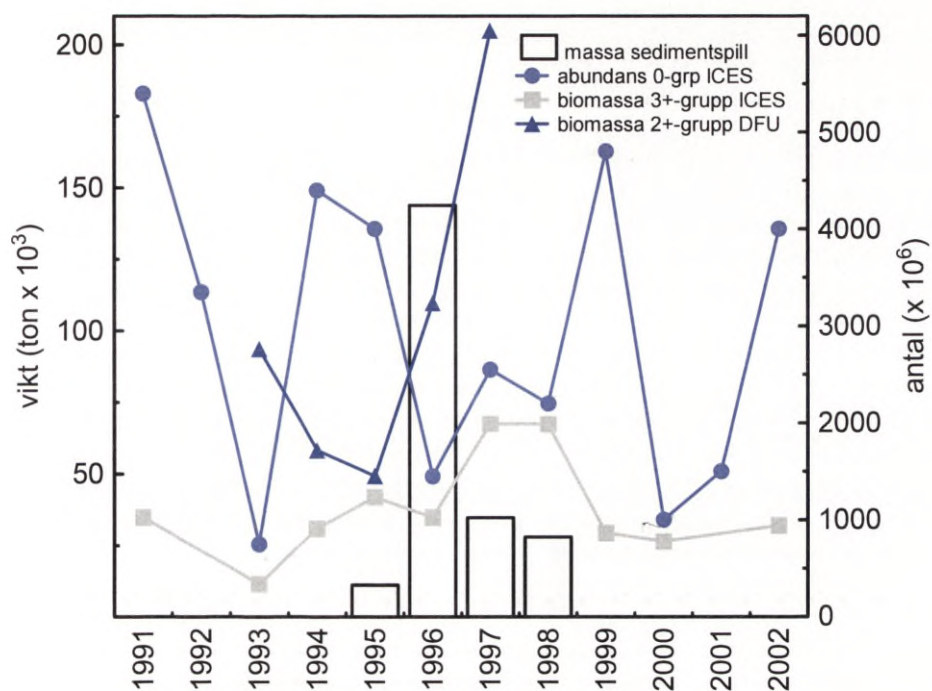
(Tabell 1 i Nielsen et al. 1999). Abundans är beräknat som total medelbiomassa för att kunna jämföras med resultaten från ICES (Tabell 2 i Götze & Gröhsler 2003).

Spillberäkningarna är baserade på direkta skattningar och modellberäkningar av sedimentspill från grävarbeten (DHI 2004c; Öresundskonsortiet 2002, för mer detaljer se kapitel 2.2). Eftersom sillen normalt anländer till Öresund i september (Nielsen et al. 1999) beräknades summan av spillet från denna månad till och med december.

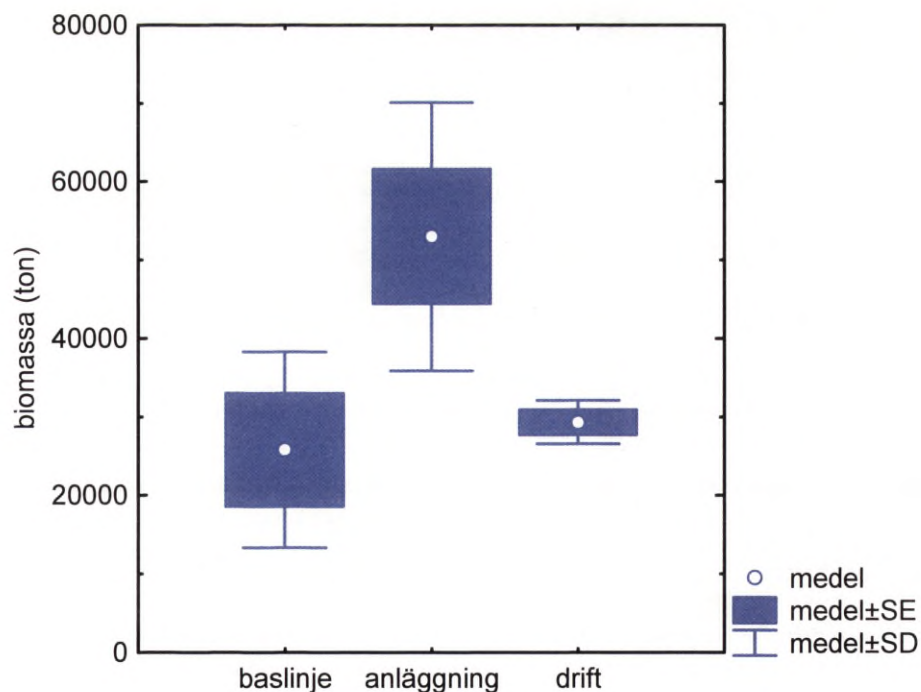
Följande perioder har använts för att kunna relatera Öresundsförbindelsens effekt på sill, vilket baserades på undersökningar under hösten mellan 1991 och 2002: baslinje 1991-1994, anläggning 1995-1999 och drift 2000-2002 (se kapitel 2.2).



Figur 3.39a Studieområde för sillundersökningar av ICES och DFU. Vuxen sill undersöktes i området 40G2 (4057, svensk fångstruta) i Öresund, som är markerat med feta linjer. Nyrekryterad sill undersöktes i området SD22-24 i västra Östersjön vilket är markerat med tunnare linjer. © Sjöfartsverket Tillstånd nr 02-03384.



Figur 3.39b Figuren visar biomassa av vuxen sill och antal sillarver i Öresund samt sedimentspill från byggandet av Öresundsförbindelsen. Sedimentspill (massa i 1 000 ton) är beräknat för hösten under september-december. Notera att under 1995 var spillmängden endast 996 ton. Abundans av sill är beräknad från ICES-undersökningen av sillyngel (antal 0-grupp) i västra Östersjön (SD22-24) (Götze & Gröhsler 2003). Abundans (biomassa i 1 000 ton) adult fisk i Öresund är beräknat från undersökningar dels av ICES som 3+ -grupp eller äldre och dels från DFU som 2+ -grupp eller äldre.



Figur 3.40 Figuren visar medelbiomassa av vuxen sill i Öresund från undersökningen av ICES för faserna: (1) baslinje 1991-1994, (2) anläggning 1995-1999 och drift 2000-2002.

3.6.5 Resultat

Övervintrande sill i Öresund

Den övervintrande sillen uppehåller sig i Öresund mellan hösten och våren efterkommande år. De akustiska underökningarna mätte bara förekomsten under ett tillfälle (ICES) respektive 1-3 tillfällen under en period på fyra månader (DFU) varför resultaten endast ger en beskrivning av höstförhållandena. Undersökningen av ICES visar att mängden nyrekryterad sill i västra Östersjön varierade kraftigt mellan åren, inom ett intervall av 750 och 5 400 miljoner individer (figur 3.39b, ljusblå cirklar). Biomassan av vuxen sill varierade kring 35 000-40 000 ton mellan 1991 och 2002 (figur 3.39b grå fyrkant). Men åren 1993 respektive perioden 1997-1998 innebar större svängningar från cirka 12 000 ton till cirka 67 000 ton. Referensundersökningen av DFU visade ett liknande mönster för biomassa av adult fisk men den varierade mellan cirka 50 000 och 200 000 ton. Dock är det svårt att göra en jämförelse av de relativa förändringarna i biomassa under 1993-1997 eftersom de sammanställda data från DFU representerar 2+ -grupp eller större, medan data från ICES representerar 3+ -grupp eller större (figur 3.39b, grå fyrkant och mörkblå trekant). De skall därför tolkas som olika beskrivningar av olika årsklasser.

Den längsta tidsserien från ICES-undersökningen möjliggör jämförelser mellan längre perioder av medelbiomassa under faserna baslinje (25 832 ton), anläggning (52 980 ton) och drift (29 349 ton). Från denna jämförelse gick det att konstatera signifikanta skillnader i biomassa för faktorn fas (Kruskal-Wallis ANOVA av rank: $n = 9$, $df = 2$, $P = 0,047$). Det är störst skillnad mellan faserna baslinje och anläggning (figur 3.40), där den senare har mer än dubbelt så hög biomassa. Post hoc-analys genom multipla jämförelser av medelvärdena ger i detta fall liten sannolikhet att upptäcka skillnader på grund av att provstorlekarna inte är balanserade (Siegel & Castellan 1988). Resultatet från jämförelse mellan fasen visar att sillförekomsten under hösten var ungefär dubbelt så hög under anläggningsfasen som under faserna baslinje och drift. Biomassan under anläggningsfasen var hög speciellt under 1997 och 1998 vilket skulle kunna förklaras av de gynnsamma rekryteringsfaserna under 1995 och 1996 i västra Östersjön (figur 3.39b). En annan förklaring skulle kunna vara en positiv effekt från byggnationen, men en sådan mekanism är inte känd. Det är inte heller troligt att nedgången under driftfasen är relaterat till bron, men det går inte heller utesluta att en sådan effekt finns.

Biomassa hos övervintrande sill i Öresund och rekrytering

En långvarig effekt av Öresundsförbindelsen på Rügensillens förekomst skulle kunna vara en störning på reproduktionen. Man kan förvänta sig att rekryteringsframgången har betydelse för förekomsten av vuxen sill i Öresund, två till tre år senare då larverna börjat vandra till Öresund och blivit könsmogna. Förekomsten av larver är därför ett index på framtida biomassa av adult fisk. Från ICES undersökning gick det inte att fastställa något samband mellan biomassa av övervintrande adult sill i Öresund och abundans av rekryter (0-grupp), varken två år ($r = -0,32$, $n = 9$) eller tre år ($r = 0,36$, $n = 8$) efter leken då dessa åldersklasser förväntades övervintra i Öresund. Detta samband motsäger tidigare resultat (Nielsen et al. 2001a). Resultatet från analysen av tidsserien 1991-2002 visar att det är svårt att styrka att variationen i sillförekomst är relaterad till tidigare rekryteringsframgång. Med den stora variation som data visar är därför svårt att hitta en effekt av Öresundsförbindelsen på rekrytering av sill.

Effekten av sedimentspill på övervintrande sill i Öresund

Den naturligaste kopplingen mellan byggandet och effekter på sill torde vara påverkan av sedimentspill. Resultaten från ICES-undersökningen och spilldata från Öresundskonsortiet är sammanställda i figur 3.39b (staplar för sedimentspill). Biomassan av vuxen sill var som lägst 1993, det vill säga innan sedimentarbetet hade startat. En effekt från förbindelsen detta år är därför uteslutet. Under vintern 1995/96 påbörjades gräv- och muddringsarbetet vilket har frigjort sediment i vattnet samtidigt som förekomst av övervintrande sill ökade för att bli som högst 1997-1998 med knappt 70 000 ton och sedan sjunka till de mängder som var under perioden 1994-1996 (figur 3.39). Eftersom data från akustiska mätningar baserades endast på en mätning

under oktober, användes beräkningar av sediment under anläggningsfasen från september till december, då totalt cirka 326 000 ton sediment frigjordes. Spillmängderna varierade från cirka 11 000 ton 1995 till 144 000 ton 1996 (figur 3.39, staplar) och under hösten 1999 och 2000 gjordes inga grävarbeten. Det går inte att fastställa något samband mellan sedimentspill och biomassa av övervintrande sill i Öresund, varken från undersökningen av ICES (Spearman $R = -0,20$, $n = 4$, $P = 0,80$) eller DFU (Spearman $R = 0,50$, $n = 3$, $P = 0,67$). Resultatet stöds också av de slutsatser som DFU kommit fram till (Nielsen et al. 1999). De akustiska mätningarna baserades på en undersökning varje höst, vilket gör att man inte heller kan utesluta en effekt av sedimentarbetet.

3.6.6 Diskussion

Akustiska undersökningar av den västbaltiska sillen, eller Rügensillen, i västra Östersjön och Öresund visar ett relativt stabilt bestånd med en svagt uppåtgående trend mellan 1991-2002 (ICES 2004c). Resultaten från ICES visar att det finns långvariga variationer i biomassan av sill i Öresund under perioder på tre till fem år. Under anläggningsperioden då sedimentspill kom ut i området var biomassan högre än under baslinjeperioden och det fanns indikationer på att biomassan var lägre under driftperioden. Sammanfattningsvis går det inte att hitta någon negativ effekt av Öresundsförbindelsen på förekomst och vandring av sill i Öresund.

I samband med gräv- och muddringsarbeten förväntade man sig att förhöjd sedimentkoncentration i vattnet skulle kunna orsaka att sill undflyr området på grund av att de får svårt att hitta föda. Experiment har visat att så låga halter som 3 mg/l av kalk- och lersediment, vilket liknar situationen i Öresund, ger undflyendereaktioner hos sill (kapitel 3.8). Andra långvariga effekter av Öresundbron skulle kunna vara att den uppfattas om en akustisk skärm och att ljud och vibrationer skulle kunna störa fiskens vandringsbeteende. Men några sådana effekter av betydelse verkar inte finnas (Anonymous 2004, kapitel 3.2).

Under anläggningstiden var biomassa dubbelt så stor i jämförelse med baslinje och drift. Det är svårt att hitta en förklaring till att byggandet av Öresundsförbindelsen skulle orsaka en ansamling av sill. Ökningen av biomassa skulle kunna bero på att rekrytering var framgångsrik under 1994-1995 (ICES 2004c). Rekryteringen avtog sedan under 2000 men undersökningar från 2002-2003 visar åter igen på en mycket god rekryteringsframgång. Resultaten från denna analys kan därför inte fastställa några långvariga effekter på sillens förekomst i Öresund som skulle kunna relateras till sedimentspill, fysiskt hinder av bropelarna eller ljud från Öresundsförbindelsen.

Data på biomassa från undersökningarna av ICES och DFU visar sig inte vara direkt jämförbara. Den dåliga korrelationen kan bero på att resultaten i ICES-undersökningen baserades på 3+ - grupp av sill, medan i DFU-undersökningen baserades resultaten på 2+ grupp, som relativt sett har en stor betydelse för biomassan av sill i området (Götze & Gröhsler 2003). Årsklasserna är olika i fråga om lekframgång och dödlighet vilket leder till ett varierat bidrag av årsklassernas styrka till populationens biomassa (se figur 7 och 8 i Götze & Gröhsler 2003). Detta resonemang förklarar troligtvis det svaga sambandet mellan de båda dataserierna.

Fångststatistik från en urvalsstudie av det svenska yrkesfisket visar en tydlig minskning av täthet (fångst per ansträngning) av sill i Öresund (40G2/4057) från perioden 1992-1994 till perioden 1995-2003 (kapitel 5.5). Även provfiskeundersökningar av Fiskeriverket med biologiska nätlänkar visar en minskning av sill utanför Limhamn nära bron, men inte i lokalerna längre norr ut (kapitel 4.4). Men dessa undersökningar var inte inriktad på sill eftersom näten endast var satta vid botten och är därför inte representativ för en pelagisk fisk som sill.

Eftersom beståndet i Öresund utgörs huvudsakligen av vuxen sill kan man förvänta sig att förändringar i lekframgång i västra Östersjön påverkar biomassan av sill i Öresund två till tre år efter leken. Resultaten från ICES-undersökningen visade dock inte något sådant samband. Detta resultat gör det svårt att förklara variationen av vuxen fisk med den potentiella styrkan av

rekryter. Även om larvförekomsten inte är ett bra mått på styrkan för de olika årsklasserna > 2+ och > 3+, indikerar larvförekomsten den förväntade storleken på dessa årsklasser. Däremot fann Nielsen et al (2001a) stöd för höga larvindex under våren och starka inkommande treårsklasser i Öresund. Förklaringen till resultatet kan vara flera: (1) Den västbaltiska sillen som rör sig området västra Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt, Bälten, Öresund och västra Östersjön är komplex och består av diffusa övergångar av minst sex olika populationer som reproducerar sig i Nordsjön, västra Östersjön och östra Östersjön vilka blandar sig med den västbaltiska sillen (ICES 1998; Otterlind 1987). (2) Största delen av övervintrande sill i Öresund leker kring Rügen men man har inte med god säkerhet kunnat fastställa hur stor del av den övervintrande sillen i Öresund som tillhör västra Östersjöns population. Dessutom saknas kunskap om hur stor del av rekryterna kring Rügen som är avkomma från sill i Öresund respektive östra Östersjön. (3) Kunskapen om fekunditet (antal ägg som lekmogna honor kan producera) är otillfredsställande, vilket delvis beror på metodologiska problem (ICES 2004c). Osäkerheten är därför stor för flera faktorer som skulle kunna förklara det svaga sambandet mellan biomassa av vuxen sill i Öresund och larver i Rügenområdet.

Resultaten från jämförelsen av sedimentpillmängder med förekomst av vuxen sill (ICES) baserades på en mätning varje höst. Sillen övervintrade minst sju månader i Öresund (Nielsen et al. 2001a) och arbeten som innebar sedimentpill varade minst fem månader varje år under byggfasen (Anonymous 2001b). DFU's undersökning visade att under 1993-1997 övervintrade sillen längre än förväntat eftersom den anlände redan i augusti, (Nielsen et al. 2001a). Därför är det svårt att med de korta årliga mätserierna av sill, dra några långtgående slutsatser om effekter av sedimentpill på förekomst av sill. I denna rapport har skattningar av abundans från ett mättillfälle under en två- till fyra- månadersperiod jämförts med en motsvarande medelspillmassa från en fyramånadersperiod. I tillägg gjordes sedimentarbeten under vinter/våren då stora mängder sill normalt förekommer i Öresund, men under våren 2000 var omfattningen relativt liten. Materialet har två stora brister som gör det svårt att upptäcka någon effekt av sedimentpill på förekomsten av sill: (1) Skattningen av sillabundans var av låg upplösning i tid i jämförelse med skattningen av spillmassa. (2) Abundansen skattades aldrig under vintern/våren då sedimentarbeten utfördes.

Det finns andra resultat om sedimenteffekter på sill som gjordes i samband med brobygget. Grumlingssimuleringar visade att sedimentarbetet troligtvis haft en obetydlig effekt på sillens förekomst i Öresund (Anonymous 2001a). Även Nielsen *et al.* (1999) har bedömt att Öresundsförbindelsen effekt varit liten på sillens vandring. Försök på undvikandereaktioner av sediment (kapitel 3.8) tyder på att adult sill kan reagera på lägre sedimentkoncentrationer än det gränsvärdet som gällde under byggarbetet. Resultaten från Fiskeriverkets provfiskeundersökningar i lokalen närmast bron visade en minskning av antal fångade sillar under byggfasen (kapitel 4.4). Det skulle kunna vara en indikation på en lokal effekt som undersökningarna av ICES och DFU inte kunnat detektera.

Kunskapen om naturliga faktorer som kan påverka sillens vandring och förekomst är viktig att ta hänsyn till i detta sammanhang. Götze och Gröhsler (2003) menade att resultaten från ICES som visade en nedgång av vuxen sill 1996 beror till stor del på en dålig rekrytering 1993 (figur 3.29b). Även hydrologiska och klimatologiska faktorer skulle kunna ge förklaringar till sillens vandring i Öresund, eftersom det finns forskning som tyder på att faktorer som temperatur, salthalt och det vertikala utbytet av vatten är av betydelse (Kalejs & Ojaveer 1989). Resultat från Nielsen et al. (2001b) undersökningar av sillvandringen i Öresund tyder på att inflödet av vatten under våren från Kattegatt genom Öresund till Östersjön kan vara en viktig faktor som påverkar vårvandringen av sill från Öresund till Östersjön. Vattenflödet under hösten genom Öresund kan också ha betydelse för koncentrationen av sill (se figur 6 i Nielsen et al. 2001a), men det är svårt att se något mönster i någon av ICES och DFU:s undersökningar. I kontrollprogrammet för övervakning av sedimentarbetets utförande har man gjort mätningar och modellberäkningar av turbiditet. Det går att konstatera att det kritiska gränsvärdet för sill inte har överskridits varför broarbetet inte nämnvärt borde ha påverkat Rügensillens vandring i Öresund (Anonymous 2001a). Sammanfattningsvis går det inte att visa några tydliga resultat på att Rügensillens vandring har påverkats av Öresundsförbindelsen. Men det går inte att utesluta en kortvarig och lokal effekt i samband med sedimentarbetet.

3.7 Näreffekter

3.7.1 Sammanfattning

Avsikten var att med telemetri, registrering av fiskpassager med ekolod och ekointegrering undersöka om lokal fiskvandring i Öresund och fördelning av fisk i närområdet av Öresundsbron påverkas av bron. Telemetristudierna och registrering av fiskpassager med ekolod utfördes under en begränsad tid. Studierna visade inte på några förändringar i rörelsemönster eller rörelseriktning hos fisk som var kopplade till Öresundsbron. Ekointegreringen, som utfördes vid ett tillfälle, kunde inte påvisa att fördelningen av fisk i närområdet av Öresundsbron påverkas av bron.

3.7.2 Inledning

Anläggningen av bropelare för Öresundsbron har skapat nya habitat och kan ha medfört förändrade strömförhållanden i brons närområde. När tåg- och fordonstrafik passerar på Öresundsbron skapas undervattensljud som kan detekteras av fisk i brons närområde (kapitel 3.2). Ljus från vägbana och pyloner kan uppfattas av fisk som befinner sig nära bron (kapitel 3.3). Dessa förhållanden som orsakats av anläggningen av Öresundsbron skulle kunna påverka lokal fiskvandring i Öresund och fördelning av fisk i brons närområde.

I Vattendomstolens deldom 1995-07-13 VA 45/92 är en av huvudfrågorna bedömningen av effekten av buller, vibrationer och ljus från Öresundsbron på fiskvandring. Enligt domen skall behovet av sådana undersökningar bestämmas av Fiskeriverket sedan bron tagits i reguljär drift. Fiskeriverket gjorde i samråd med Öresundskonsortiet bedömningen att det fanns behov att utföra studier för att undersöka näreffekter av bron. Effekter på vandring av blankål och sill genom Öresund har redovisats i avsnitt 3.4 respektive 3.6. Avsikten var att med telemetri, registrering av fiskpassager med ekolod och ekointegrering undersöka om lokal fiskvandring och fördelning av fisk i Öresund har påverkats av Öresundsbrons anläggning. Torsk valdes ut därför arten inte har något särskilt riktat vandringsmönster i Öresund. Dessutom är torsk en av de vanligaste förekommande arterna i Öresund. Effekter på fisk i brons närområde studerades också genom att undersöka fördelning av tätheter av fisk på olika avstånd från bron.

3.7.3 Metodik

Telemetri

Ultraljudstelemetri, där sändare på fisk spåras från fartyg eller med hydrofonbojar, är en metod som har använts för studier av rörelsemönster på bland annat laxfisk (Westerberg 1984), korallfisk (Zeller 1998), hajar (Klimley et al. 1988; Klimley et al. 2001), torsk (Winger et al. 2002) och ål (Westerberg 2001). Metoden användes för att undersöka rörelsemönster hos torsk vid Öresundsbron. Ultraljudssändarna hade frekvenser mellan 51 och 77 kHz (tolv tillgängliga frekvenser), pulsperiod på en till två sekunder och en minsta räckvidd på 300 meter. Sändarnas storlek var 16*45 millimeter och vikten i vatten var max nio gram.

Torskarna fångades med ålryssjor i brons närområde. En individ fångades med sportfiske strax söder om bron. Torskarna sumpades i maximalt tre dygn innan telemetriförsök utfördes. Fisken förvarades i en 0,6 m³ stor övertäckt balja med rinnande vatten ombord på båten och märktes omedelbart före spårningen. Sändarna sattes fast med vävnadsvänlig rostfri sutur strax framför

första ryggen på torskarna. Märkningen gjordes utan sövning då detta bedömdes ge minst påverkan och torskarna upplevdes som mycket pigga vid märkning och utsättning. De 25 torskarna som användes vägde mellan cirka ett och två kilo. Sändarvikten var mindre än en procent av torskens kroppsvikt och bedöms inte utgöra någon väsentlig störning för fisken (Westerberg 1983). Alla fiskar sattes ut inom ett område 500 meter söder respektive norr om bron där de skulle kunna detektera undervattensljud från tåg- och fordonstrafik som passerar bron (se kapitel 3.2). Tolv respektive tretton torskarna sattes ut söder och norr om bron. Telemetriförsöken utfördes under maj, juli och september 2003.

Spårningen av tretton torskarna gjordes med en Vemco VR28 4-kanalsmottagare och en hydrofon av märket Vemco VH40 (50-76 kHz) med piezoelement som känner av ljudsignalen separat i fyra 90 graderssektorer. Hydrofonden var monterad på ett fartyg. För registrering av data användes programmet Vemco TRACK28. Torskarna följdes under dagtid individuellt två till fyra timmar med fartygen U/F Sabella och Tumblaren (tabell 3.15). Spårningen avslutades i regel efter att torsken avlägsnat sig mer 500 meter i någon riktning från bron. För fyra individer registrerades båtens position kontinuerligt med differentiell GPS som hade en noggrannhet som var bättre än 10 meter. Ultraljudsmottagaren och GPS-mottagaren var då kopplade till en dator så att tidpunkt, position och signalstyrka i vardera kanalen loggades för varje puls från sändaren. Registrering av nio torskarna genomfördes manuellt beroende på störningar från navigationsutrustningen. För dessa individer noterades en position var femte minut. För att bestämma rörelsemönster hos torsken har endast observationer använts då fisken varit cirka 40-50 meter från fartyget (se nedan Diskussion).

Spårning av tolv torskarna gjordes genom ljudupptagning med Vemco VRAP hydrofonbojor (O'Dor et al. 1998; Wahlberg 1999) (tabell 3.18). Två separata system med tre hydrofonbojor placerades på var sin sida om bron mellan Trindelrännan och Flintrännan. Varje system täcker in ett triangulärt område med cirka 500 meter sida. Torskarna sattes ut inom detta område. Hydrofonbojorna uppfångar ultraljudsändarnas signaler. Bojorna överför hydrofonsignalen via radio till båten och sändarpulsernas ankomsttider mäts vid tre bojor. Akustisk triangulering tillämpades för bestämning av fiskens position, med hjälp av tidsdifferanserna för signalen från sändaren till hydrofonbojorna. Positionerna för hydrofonbojorna bestämdes med differentiell GPS med mindre än tio meters osäkerhet. Tid och position från spårningen med VRAP-systemet lagrades på dator och uppdaterades med cirka en minuts intervall. Den relativa noggrannheten beror främst på var i systemet sändaren befinner sig. Störningar från den höga bakgrundsbrusnivån nära bron gjorde att mätosäkerheten var stor och databortfallet betydande. En beskrivning av metoden finns i Wahlberg (1999). En handriktad hydrofon (53-80 kHz) användes som komplement till hydrofonbojsystemen för att spåra fisken utanför dessa systems räckvidd.

Fiskregistrering med ekolod

Registrering av fiskrörelser med ett horisontalt placerat splitbeamekolod har använts för att räkna uppvandrande laxfisk i sötvatten och för att studera fiskbeteende i sjöar (Balk 2001; Cronkite & Enzenhofer 2002). I marina miljöer finns exempel på studier av fiskrörelser vid artificiella rev (Fabi och Sala 2002) och mätning av simhastighet hos fisk (Arrhenius et al. 2000). För studier av fiskpassager vid Öresundsbron, i samband med tågpassager över bron, användes ett splitbeamekolod Simrad EY500 med en oval öppningsvinkel på 4×10 grader ($\pm 3,0$ dB). Detta ekolod ger en positionsbestämning av ekon i tre dimensioner. Fiskregistrering med ekolod monterad på en ställning som sattes på botten eller mot en bropelare genomfördes i augusti 2002 och april 2003 (figur 3.41 och 3.42). Ekolodet ställdes på botten på cirka sju meters djup riktad snett mot ytan eller hängdes på bropelaren mellan bropelare O13, O14 och O15 som ligger mellan Trindelrännan och Flintrännan. Räckvidden var mellan 40 och 50 meter vid flertalet mätsekvenser. Endast registreringar av ekon som var på längre avstånd än tio meter från

ekolodet användes i analyserna. Mätningarna gjordes cirka fyra gånger per sekund. Detta innebar att varje fiskindivids position registrerades från cirka tio till mer än hundra gånger. Strömmen var under försöken tidvis mycket kraftig, upp emot tre knop vid ytan. Mätningar gjordes kontinuerligt både vid tillfällena med och utan passerade tågtrafik på bron. Vid den manuella bearbetningen användes programmet Sonar 5 Pro (ver 5.8.9 copyright Balk & Lindem).

Ekointegrering

Ekointegreringar med ett splitbeamekolod Simrad EY500 har genomförts vid ett tillfälle i november 2003. Den svängare som användes var cirkulär med en öppningsvinkel på sju grader ($\pm 3,0$ dB). Fyra mot bron vinkelräta transekter med en längd på cirka en sjömil (cirka 1,8 kilometer) upprepades två till fyra gånger under dagtid (figur 3.43). Integreringen gjordes i hastighet 2,5-3 knop (cirka 3-6 km/h). Transekterna kördes i den riktning som var bäst för att kunna hålla en rak kurs oberoende av vind- och strömförhållanden. Medelekostyrkan (medel TSc) skattades för fiskindivider av olika storleksklasser genom 7 till 38 mätningar per individ med en mätfrekvens av cirka elva mätningar per sekund.

Vid bearbetningen användes programmet Sonar 5 Pro (version 5.8.9). Data från integreringen bearbetades i två steg, dels för mindre fisk som hade en medelekostyrka mellan -50 och -40 dB och för större fisk med mellan -39 och -35 dB i medelekostyrka. Analysen genomfördes som enkelekedetektion (SED). För fiskar med ekostyrka mellan -50 dB och -40 dB anges resultaten per hektar. På grund av det fanns få fiskar med ekostyrka mellan -39 och -35 dB har inte uppräkningsdata till SED per ytenhet gjorts utan antal fiskar per körd sträcka har använts som mått. Korrigeringar för ljudhastighet och dämpning har gjorts utifrån salthalt och vattentemperatur enligt Francois och Garrison 1982, Del Grosso och Mader 1972, Mackenzie 1981.

3.7.4 Resultat

Telemetry

Tretton torsk följdes med hydrofon från fartyg (tabell 3.15). Torskarna hade en stor variation i rörelsemönster och figur 3.44 visas exempel på fiskar som är utsatta norr respektive söder om bron. Fiskarna hade inget bestämt rörelsemönster utan en ungefär lika stor andel passerade bron, rörde sig i närområdet av bron eller ifrån bron (tabell 3.16). Tolv individer hade en bestämd rörelseriktning under en längre tid. Flest individer rörde sig norrut. Endast en individ hade en riktning österut in mot grundare vatten (tabell 3.17).

Tabell 3.15 Datum och tid för start, spårtid och utsättningsområde (norr eller söder om bron) för torsk spårad med hydrofon från fartyg.

Torsk (nr)	Datum start	Tid start	Spårtid (min)	Område
1130	2003-06-10	1830	140	S
1135	2003-06-10	0931	270	N
1144	2003-06-11	1104	120	N
1137	2003-07-08	1358	150	S
1146	2003-07-08	0903	285	S
1140	2003-07-09	1333	210	N
1143	2003-07-09	0906	255	S
1145	2003-07-11	1210	120	S
1644	2003-07-11	0942	120	S
1213	2003-09-24	1443	180	S
1216	2003-09-26	1319	130	S
1202	2003-09-27	1211	110	S
1220	2003-09-28	1210	130	S

Tabell 3.16 Rörelsemönster hos torskar spårade med hydrofon från fartyg.

Rörelsemönster	Antal
Passage av bron	5
Närområde och ej passage av bron	4
Från bron	4
Totalt	13

Tabell 3.17 Rörelseriktning hos torskar spårade med hydrofon från fartyg.

Rörelseriktning	Antal
Norr	5
Öster	1
Söder	4
Väster	3
Ingen riktning	1
Totalt	13

Spårning av tolv torskar gjordes med hydrofonbojssystemen men åtta individer försvann efter kort tid ur området varefter positionsbestämning inte var möjlig (tabell 3.18). En av dessa individer återfanns aldrig. De andra sju torskarna registrerades sporadiskt av en eller två hydrofonbojor eller med handhållen hydrofon under minst två dar efter utsättningen. Fyra individer kunde positionsbestämmas under längre perioder. En av dessa torskar passerade bron och kunde följas i närområdet under nästan två dygn. Tre individer uppehöll sig inom räckvidden för samma hydrofonbojssystem mellan 10-17 timmar innan möjligheten till automatisk spårning upphörde. Av dessa tre kunde två spåras med handhållen hydrofon i brons närområde. I ytterligare två veckor registrerades dessa individers närvaro med hydrofonbojssystemet utan att exakta positionen kunde bestämmas. I figur 3.45 visas rörelsemönstret hos en av dessa torskar under tre tidsperioder inom ett dygn. Torsken rörde sig inom 600 meter ifrån bron under dessa tidsperioder.

Tabell 3.18 Datum och tid för start, spårtid och utsättningsområde (norr eller söder om bron) för torsk spårad hydrofonbojssystem under 2003.

Torsk (nr)	Datum start	Tid start	Spårtid (tim)	Område
1131	2003-05-22	1136	> 10	S
1136	2003-05-22	1100	> 17	N
1129	2003-06-04	1730	> 21	N
1147	2003-06-04	1730	> 15	N
1128	2003-06-04	1830	4	S
1132	2003-06-04	1830	4	S
1142	2003-06-05	1715	4	S
1149	2003-06-05	1650	6	N
1151	2003-06-06	1703	6	N
1133	2003-07-21	1535	4	N
1138	2003-07-21	1430	4	N
1134	2003-07-23	1400	< 1	N

Fiskregistrering

Totalt utfördes fiskregistrering med ekolod under tjugo timmar. Vanligtvis registrerades mellan femtio och hundra fiskar per timme med ekolod, med en toppnotering på 850 individer per timme under en kortare period. Flertalet ekon var från mindre fiskar med en ekostyrka på -50 dB till -40 dB. Huvuddelen av de spårade individerna simmade med strömmen i nordlig eller sydlig riktning. Den förväntade reaktionen på en störning vid tågpassage på bron var att fisken skulle göra en djupförändring eller avvika åt öster eller väster. Den minsta riktningsförändring som gick att upptäcka var mellan en och tre decimeter mellan slutet och början av spåret (figur 3.46). Detta motsvarar en riktningsförändring på mellan fem och tio grader beroende på spårningens längd. Under tågpassage gjorde 40 procent av fiskarna en riktningsförändring vid passagen under Öresundsbron jämfört med slumpvis valda perioder utan tågpassage då tjugo procent av

fiskarna gjorde motsvarande en riktningsförändring (tabell 3.19). Skillnaden var dock inte signifikant (Fishers exakta test $P = 0,301$).

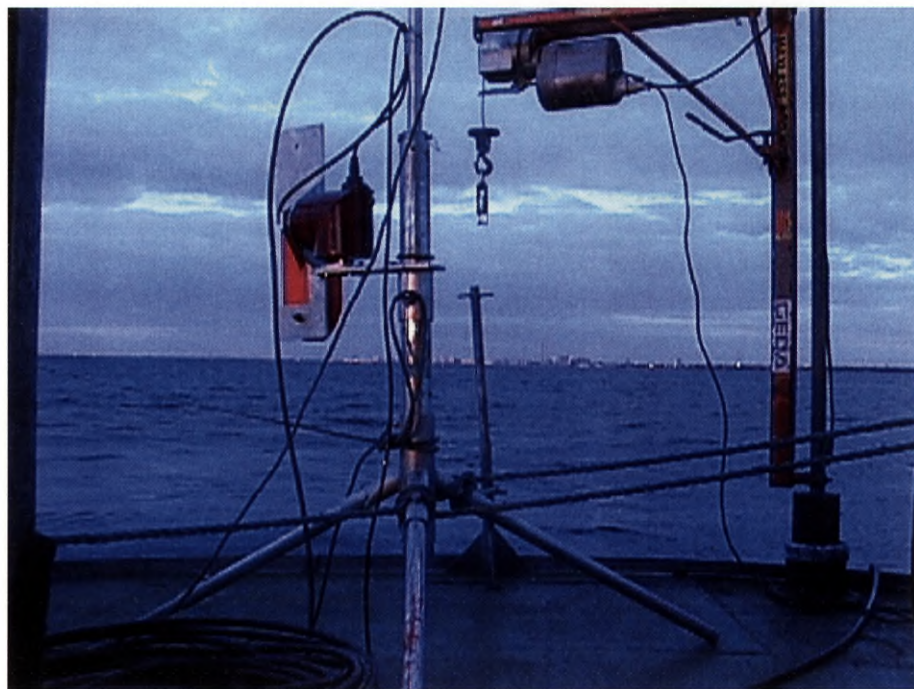
Tabell 3.19 Fördelning av observationer av fisk som passerade Öresundsbron med eller utan riktningsförändring (fem till tio grader) och med respektive utan tågtrafik på bron.

Rörelseriktning	Tåg	Utan tåg
oförändrad	12	16
avvikelse	8	4
Totalt	20	20

Ekointegrering

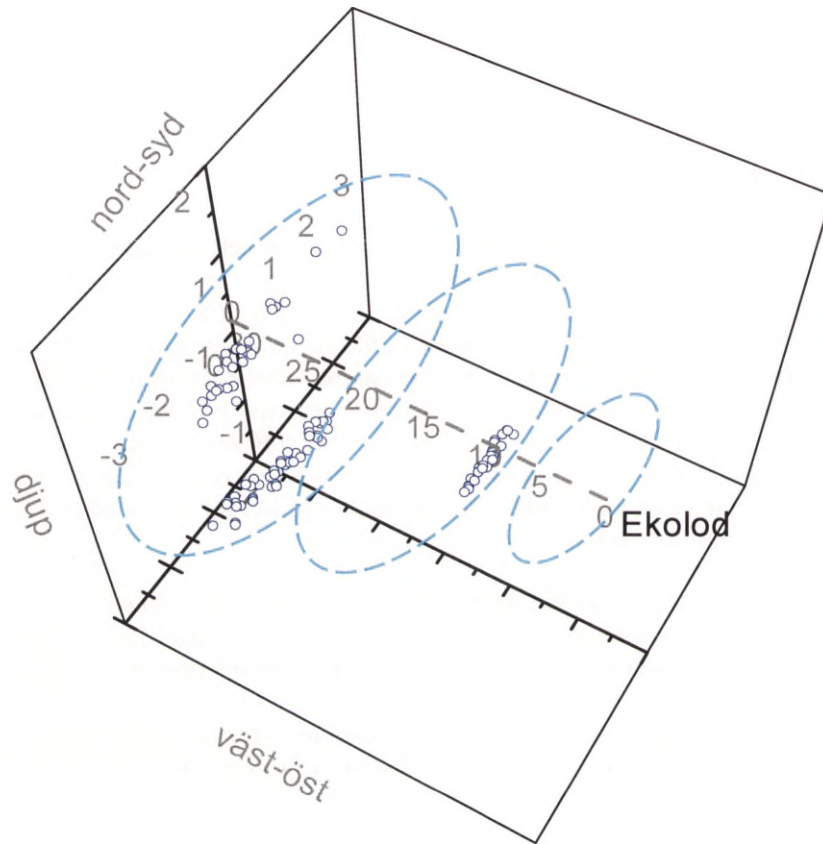
Täthetsfördelningen av mindre fisk med en ekostyrka mellan -50 och -40 dB var likartad oberoende av avstånd på norra sidan av Öresundsbron. På den södra sidan var tätheten av mindre fisk lägre närmast bron. Denna skillnad var dock inte signifikant (Spearmans rankkorrelationstest $P = 0,762$) (figur 3.47). Högsta uppmätta antalet fiskar i någon del av transekterna var 5 918 individer per hektar. I sex procent av observationerna fanns fler än 1000 fiskar per hektar. Fisk saknades i sex procent av observationerna. För större fisk med en ekostyrka mellan -39 och -35 dB var fördelningen av fisk likartad oberoende av avstånd från bron både i norr och söder (figur 3.48). Tätheten av större fisk var mycket låg. Högsta antalet uppmätta fiskar i någon del av en transekt motsvarade 332 individer per hektar. I femtio procent av observationerna saknades större fisk.

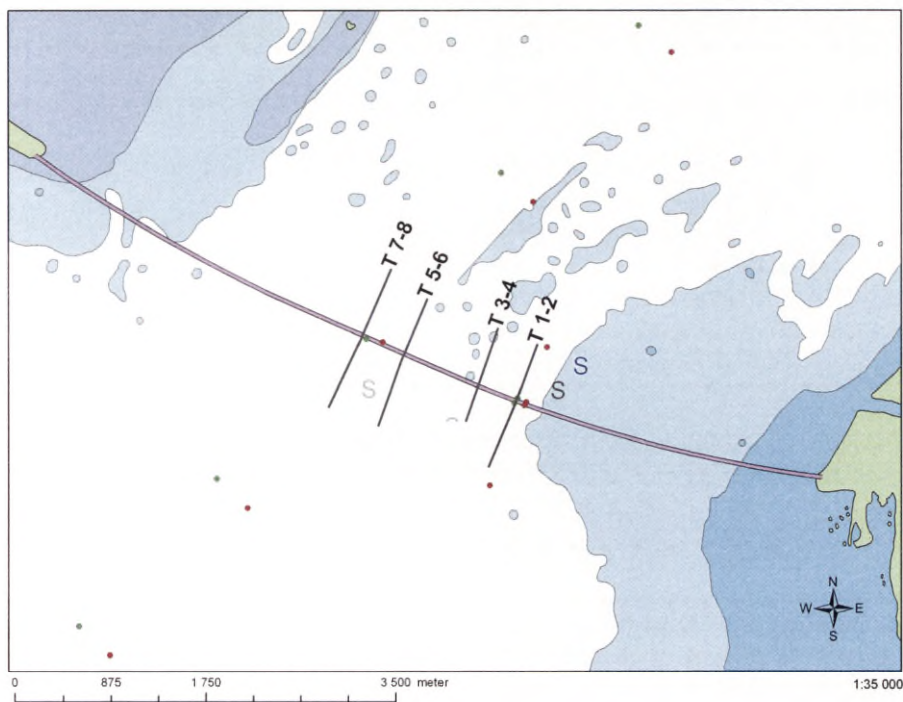
Under körningen av sju transekter var det en kraftig sydgående ström som därefter blev svagt nordlig vid återstående fem transekter. Det fanns ingen skillnad i täthet för de mindre fiskarna uppströms jämfört med nedströms bron, även om en effekt till avståndszonering antyds på nedströmssidan (Wilcoxons teckenrangtest, uppströms $P = 0,773$ och nedströms $P = 0,149$). Ingen hänsyn har tagits till strömstyrkan. Det fanns ingen skillnad i storleksfördelning av mindre fisk (ekostyrka mellan -50 och -40 dB) mellan norra och södra av Öresundsbron (figur 3.49) (Wilcoxons parade test, $P = 0,878$). Antalet individer av större fisk (-39 och -35 dB) var för lågt var att göra motsvarande jämförelse.



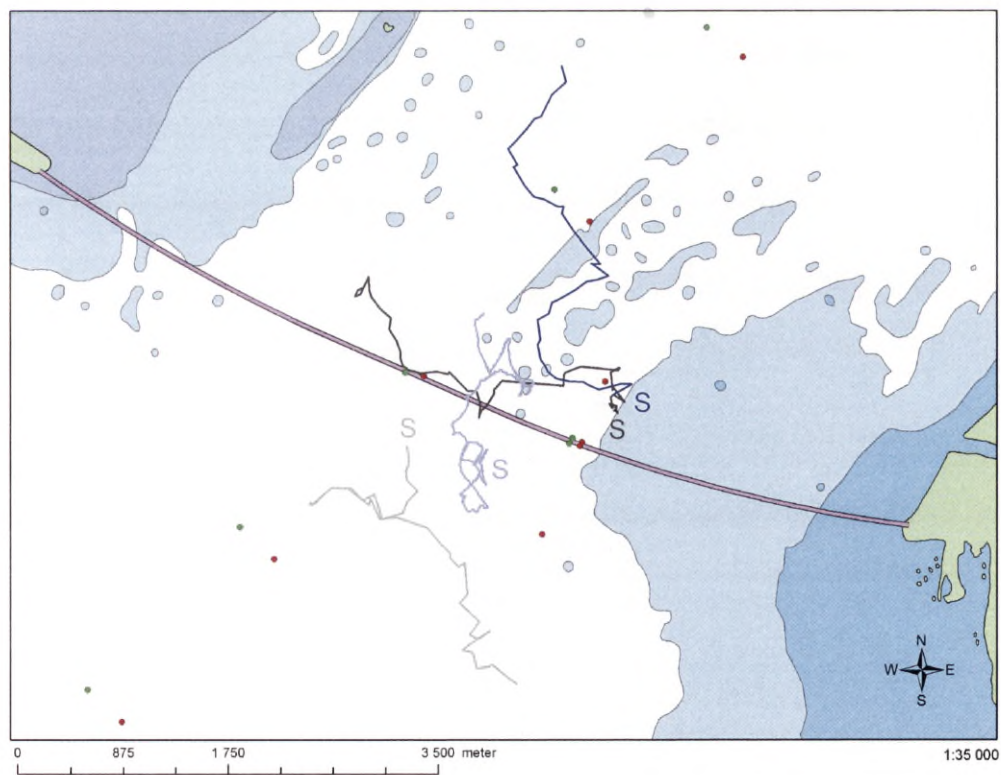
Figur 3.41 Ekolod fastsatt på stativ med vridbart huvud. Stativet fördes ner efter bropelaren till önskat djup eller ställdes på botten. Foto: Helge Balk.

Figur 3.42 Nedan. Figuren visar principen för registrering av fisk med ekolod vid Öresundsbron. Det teoretiska mätområdet visas som ljusblå ovaler och tre exempel på fiskregistrering är inlagda i mörkblått. Skalorna är angivna i meter. Väst-öst är avståndet från ekolodet till bron.

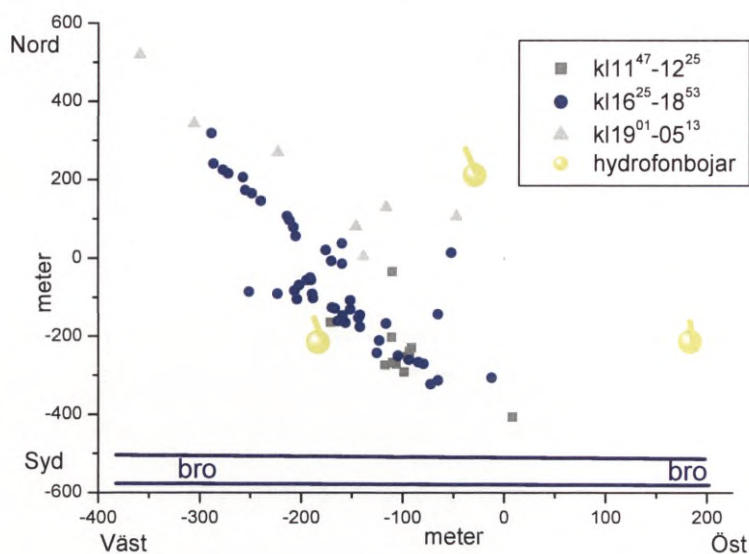




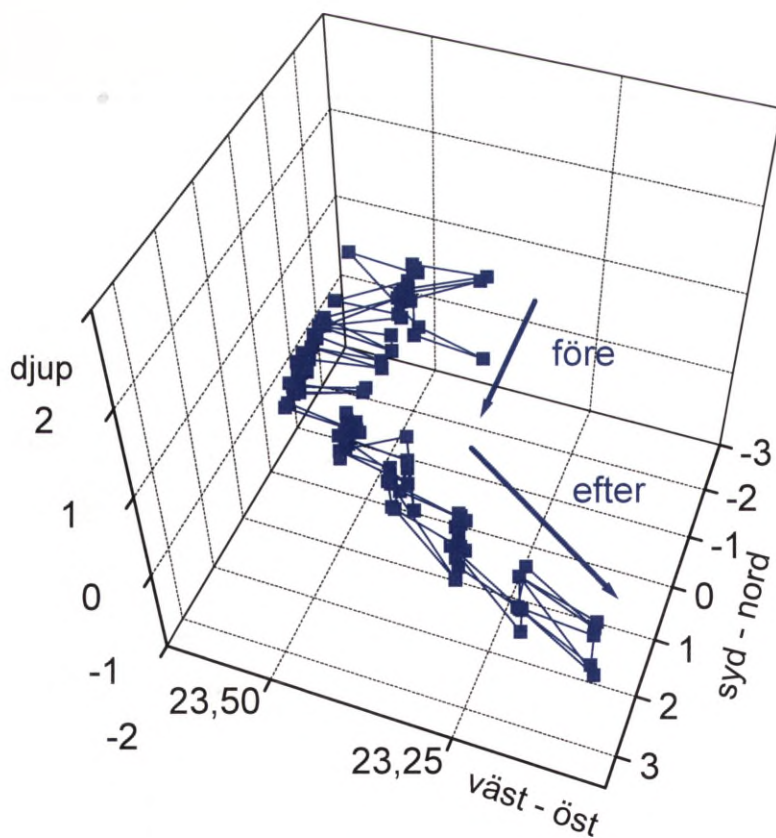
Figur 3.43 Transekter för ekointegrering använda vid Öresundsbron. © Sjöfartsverket Tillstånd nr 02-03384.



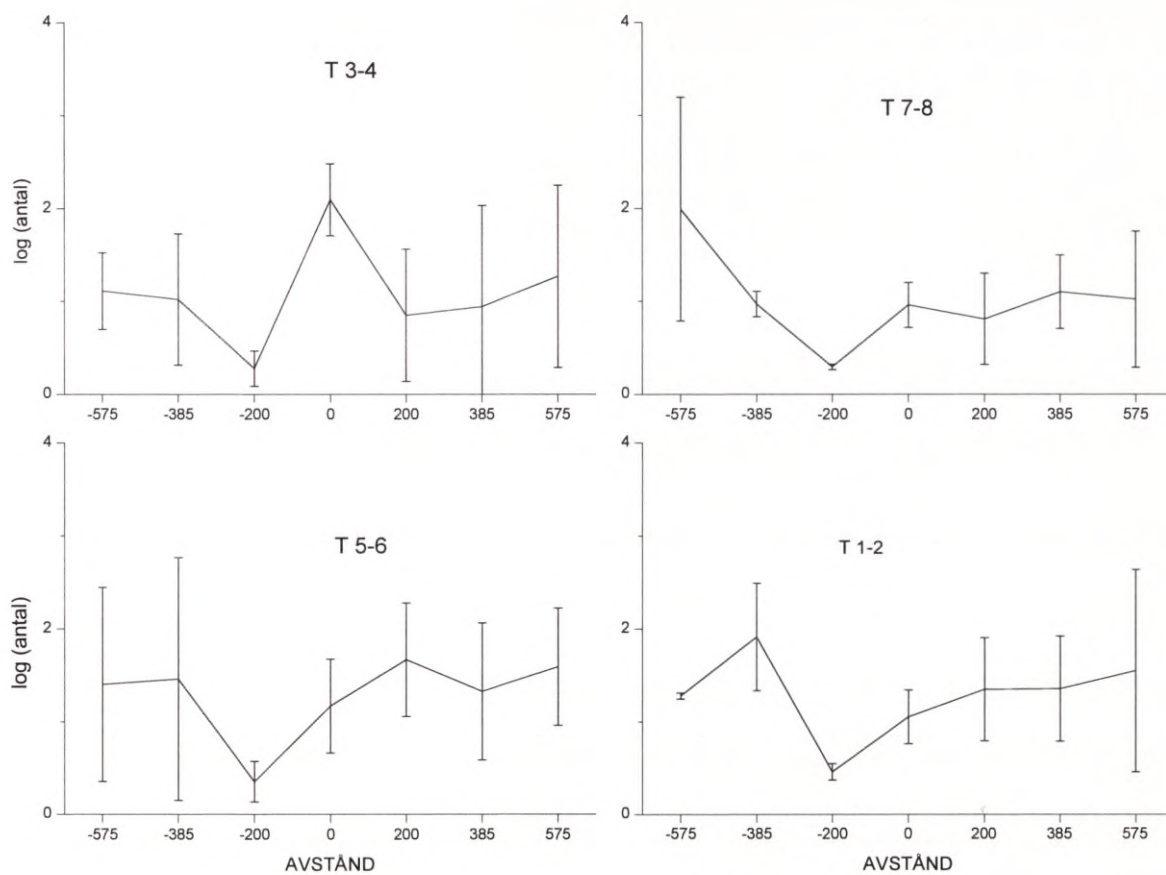
Figur 3.44 Exempel på rörelsemönster hos torskar som är utsatta norr (torsk 1135 och 1140) och söder (torsk 1143 och 1220) om Öresundsbron. S markerar startpunkt för spårning. © Sjöfartsverket Tillstånd nr 02-03384.



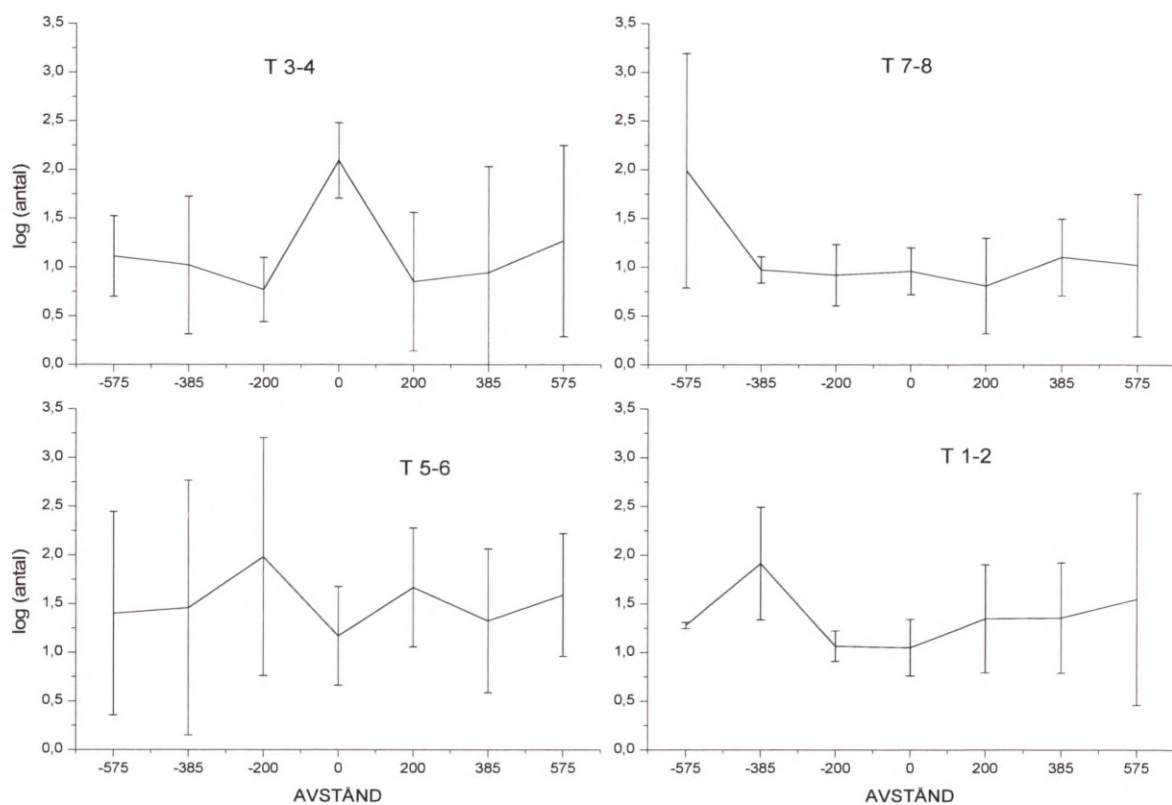
Figur 3.45 Rörelsemönster hos torsk där positionsbestämning utfördes med hydrofonbojsystemet på norra sidan om Öresundsbron. Exempel på resultat där individen har varit aktiv vid tre perioder under 22-23 maj 2003. Torsken sattes ut i mitten av hydrofonbojsystemet cirka 500 meter norr om bron som är markerad i figurens underkant. Koordinatsystemet i figuren är räknat i meter från hydrofonbojtriangelns mittpunkt.



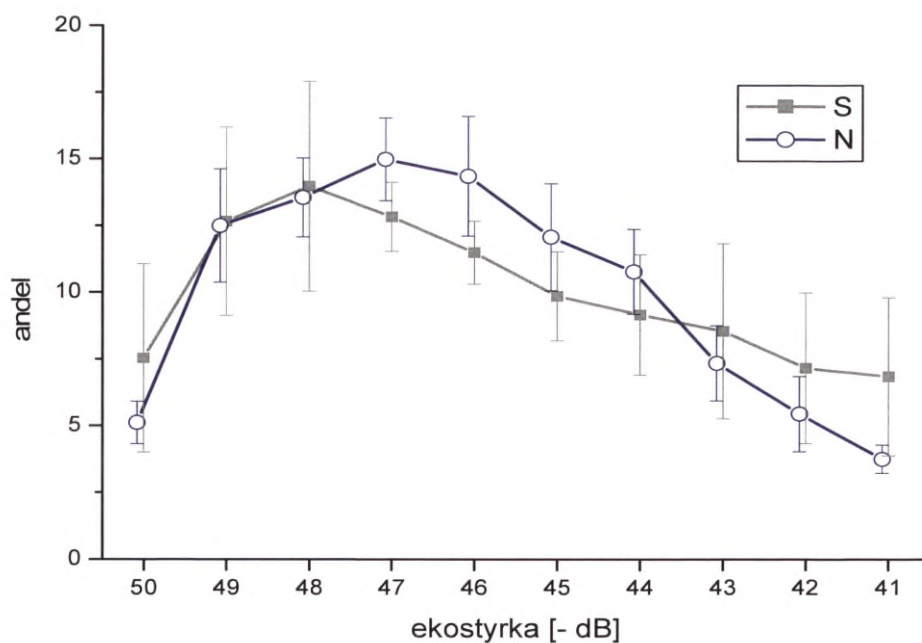
Figur 3.46 Exempel på registrering av rörelseriktning hos fisk med ekolod före och efter tågpassage. Fisken befann sig på samma djup före tågpassage men har ändrat riktning cirka fyra decimeter i öst-västlig riktning och fem meter i nord-sydlig riktning. Riktningarna före och efter tågpassage är markerad med pilar. Skalan är i meter.



Figur 3.47 Antal individer per hektar av mindre fisk med ekostyrka -50 till -40 dB. Vertikala linjer anger standardavvikelse. Negativa och positiva värden på x-axeln anger söder respektive norr om bron. Transekt nummerade enligt figur 3.43. T 1-2 N = 2, T 3-4 N = 4, T 5-6 N = 3, och T 7-8 N = 3.



Figur 3.48 Antal individer per båtkörsträcka av större fisk med ekostyrka -39 till -35 dB. Vertikala linjer anger standardavvikelse. Negativa och positiva värden på x-axeln anger söder respektive norr om bron. Transekter numrerade enligt figur 3.43. T 1-2 N = 2, T 3-4 N = 4, T 5-6 N = 3, och T 7-8 N = 3.



Figur 3.49 Procentuell fördelning av mindre fisk med ekostyrka -50 till -40dB norr och söder om Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse.

3.7.5 Diskussion

Fiskvandring

För att studera påverkan från Öresundsbron på lokal fiskvandring i Öresund gjordes telemetristudier av torsk. Denna art är vanligt förekommande i Öresund (se kapitel 4.4) och är därför betydelsefull för fritids- och yrkesfiske (se kapitel 5.2 och 5.5). Torsk och andra fiskarter som rör sig inom bronns närområde skulle kunna påverkas av undervattensljud från tåg- och fordonstrafik som passerar bron, ljus från vägbana och pyloner (se kapitel 5.1 och 5.2) och förändrade strömförhållanden vid bron.

Det fanns ingen möjlighet att upptäcka inverkan på rörelsemönster hos fisk av ljus från Öresundsbron eftersom både telemetri- och ekolodsstudier endast gjordes under dagtid. Inga studier av rörelsemönster hos fisk finns gjorda i området före anläggandet av bron. Både telemetristudierna och registrering med ekolod visar att fisk passerar bron. Båda studierna är dock begränsade till sin omfattning. Sammanfattningsvis visar inte de utförda telemetristudierna på torsk och fiskregistrering med ekolod på några stora förändringar av lokal fiskvandring i Öresund som kan bedömas vara orsakade av Öresundsbron.

Problemet med påverkan från undersökningsfartyget vid insamling av data om fisk är välkänt (Handegard & Ona 2001; Mitson 1995). Studier har publicerats för torsk och annan fisk som visar påverkan av beteende från större forskningsfartyg och trålande fartyg (Engås et al. 1996; Godo et al. 1999; Olsen 1982). Reaktionsavståndet för fisk från dessa fartyg uppgår från 100 till 400 meter. Detektionsavståndet för torsk av ett annalkande fartyg som trålar kan uppgå ända till 12 kilometer (Buerkle 1977). Därför kan det inte uteslutas torsk att vid telemetrispårningarna kunnat uppfatta fartygets närvaro trots maximal försiktighet vid spårningen. I området passerade enstaka större fartyg dagligen, men inga störningar hos torsk vid spårning kunde märkas.

Fördelning av fisk

Fördelningen av fisk i närområdet av Öresundsbron skulle kunna påverkas av lokala förändrade strömförhållanden orsakade av bron. Ekointegreringen visar dock att fördelningen av mindre fisk var likartad oberoende av avstånd på både norra och södra sidan av Öresundsbron. Att ekointegreringen endast gjordes under dagtid påverkar troligen inte de erhållna resultaten. Skattning av antalet fiskar med ekointegrering skiljer sig normalt mellan dag och natt beroende på ett flertal faktorer (se Huse & Korneliussen 2000; Vabø et al. 2002). Skillnaden under dygnet är dock liten när ett splitbeamekolod används eftersom enskilda fiskindivider kan räknas oavsett stimbeteende eller fiskens position i vattnet. Dessutom görs flera mätningar per individ med ett splitbeamekolod. För större fisk var tätheterna mycket låga i närområdet av bron. Men resultat från andra ekointegreringar som utfördes i Öresund innan bron byggdes visar på tätheter av fisk i samma storleksordning som de nu utförda (Nielsen et al. 1999). Sammanfattningsvis kan den utförda undersökningen, som endast är utförd vid ett tillfälle, inte påvisa någon inverkan av Öresundsbron på fördelning av fisk i bronns närområde.

3.8 Undvikandereaktioner för sediment

3.8.1 Sammanfattning

Undvikandereaktioner hos vuxen fisk på grund av sedimenteffekter har studerats som en del i fiskeriundersökningarna för den fasta förbindelsen över Öresund. Kontrollerade experiment med sill och torsk har utförts i en bassäng med genomströmning av saltvatten och möjlighet att etablera en sedimentplym i ena halvan av en 6 x 6 meter stor försöksarena. Försöken utfördes under vinter och tidig vår 1996. Reaktionen hos fiskarna observerades vid olika koncentrationer av kalksediment eller glaciälar som härstammade från grävområdet i Öresund. För torsk gjordes även försök i mörker.

Försöken visar entydigt att lokala grumlingar orsakar en undflyendereaktion hos dessa arter. Reaktionen tycks också ha en relativt väl definierad koncentrationströskel, som för både sill och torsk ligger vid cirka tre milligram per liter, oberoende av om grumlingen var av ler- eller kalkpartiklar.

3.8.2 Inledning

Den dominerande miljöstörningen vid etableringen av den fasta förbindelsen över Öresund bedöms ha varit sedimentspridningen från grävarbetena under byggnadsperioden. Stor uppmärksamhet har givits effekterna av skuggningen av bottenvegetationen och översedimentation av bottenlevande musslor. En annan väsentlig fråga är sedimentplymernas effekter på fisk i området. Grumlingar kan ha både direkta och indirekta effekter på fiskpopulationerna. Inverkan på pelagiska ägg och larver vilket stör rekryteringen, har studerats i försök som redovisas separat. Direkta letala effekter på vuxen fisk är mindre trolig eftersom sådana kräver höga koncentrationer, 100-225 g/l redovisas av Auld och Schubel (1978). När spridningen dessutom sker i ett öppet system kan fisken hålla sig undan från de tätaste grumlingarna. Undvikandet i sig kan emellertid innebära effekter på fisktillgången och på fiskvandringen i området. Det är väl känt att lokala grumlingar kan påverka fiskfångsterna negativt, antingen genom direkt undvikande av det grumlade området eller genom att redskap blir ineffektiva av sedimentbeläggning.

En väsentlig fråga är om grumlingarna kan ha stört ansamlingen och vandringen av Rügensill i Öresund. Sill från denna lekpopulation samlas i Öresunds djupområden under senhösten-vintern och åtminstone delar av populationen övervintrar där, för att sedan under tidig vår vandra söderut till lekplatserna runt Rügen (Nielsen et al. 1999). Den utlekta sillen vandrar, tillsammans med juveniler, under våren tillbaka norrut och sprids i Kattegatt och Skagerrak där de utgör basen för ett omfattande fiske. Observationer i fält (Wilson & Connor 1976) och laboratorieförsök (Johnston & Wildish. 1981) har visat att sill reagerar på och undviker grumligt vatten. Sedimentplymerna från grävarbetena i södra Öresund kan tänkas ha stört sillens övervintring och eventuellt blockerat vandringen. Öresund är också vandringsväg för andra fiskarter, till exempel näbbgädda och ål (Westerberg 1993), och grumlingarna kan ha gett störningar även i dessa fall.

Litteraturoversikter av effekterna av grumling på fisk och andra akvatiska djur ges av Hansson (1995) och Moore (1977) och inverkan på anadroma vandringsfisker behandlas av Simenstad (1990). Ett problem med resultaten från tidigare undersökningar är att de i stor utsträckning är kvalitativa och de hade därför ett begränsat värde för att förutsäga möjliga effekter av Öresundsförbindelsen. Undantagen, som till exempel Johnston och Wildish studie av sill 1981,

kunde också bli missvisande genom att det i försöken fanns luktkomponenter som var specifika för just de sedimenttyper som använts i försöken och att det i det fallet eventuellt är luktstimuli snarare än den visuella effekten av grumlingen som styr beteendet. För att skaffa ett bättre underlag för att tolka grumlingsmätningarna och spridningsberäkningarna i termer av fiskpåverkan gjordes därför en serie kontrollerade försök för att fastställa reaktionströskeln hos sill och torsk på grumlingar av sediment från grävområdena i Öresund. Torsk ingick i försöken eftersom det är den viktigaste arten för både fritids- och yrkesfiske i Öresund.

Av de huvudfrågeställningar som fastställdes i sakkunigförordnandet i Vattendomstolens deldom (Anonymous 1995) behandlas i detta avsnitt undvikandereaktioner hos vuxen fisk på grund av sedimenteffekter. Följande frågeställning undersöktes i det försök som redovisas:

Vid vilken sedimentkoncentration undviker sill och torsk – de viktigaste kommersiella arterna i sundet – sedimentplymer motsvarande dem från muddringsarbetena?

3.8.3 Material och metoder

Alla försök genomfördes vid Kustlaboratoriets forskningsanläggning i Ringhals – tidigare en kommersiell fiskodling med odlingsbassänger av racewaymodell och vattenförsörjning från kärnkraftverkets kylvattensystem. Odlingsbassängerna var cirka 15 x 3 meter stora och gjutna i betong. Två intill varandra liggande bassänger modifierades till ett strömakvarium, ett så kallat fluviarium (se figur 3.50). Havsvatten till fluviariet togs ur inloppskanalen till Ringhals kärnkraftverk. Salthalt och temperatur i det inkommande vattnet varierade under de månader försöken utfördes på samma sätt som i havet utanför – saliniteten mellan 22,5 och 26,5 psu och temperaturen mellan 0,5 och 8,8°C. Det tillgängliga vattenflödet fördelades på två vattenintag med cirka 500 l/minut vardera. Detta alstrar en medelström i fluviariet på 0,3 cm/sekund vid en meters vattendjup. Vatteninläppen sker genom vertikala rör, vardera med flera munstycken, vilket skapar kraftig omblandning längst uppströms i fluviariet där det är delat i två parallella kanaler. Till dessa inloppsrör går slangar från en doseringspump via en tvåvägskran och genom dessa tillförs en sedimentsuspension som effektivt fördelas i någon av de två inloppskanalerna. För att dämpa turbulensen finns på båda sidor strömvirveldämpare som är uppbyggda av dräneringsrör i tegel. Där skiljeväggen slutar bildas en gemensam arena med måtten 6,0 x 6,25 meter. Längst nedströms finns en cirka en meter lång skiljevägg och på vardera sidan om den är utlopp belägna fördelade vertikalt på flera nivåer.

Med detta arrangemang kan man på valfri sida av fluviariet bygga upp en plym som täcker ena halvan av observationsarenan och en tillloppskanal. Skiljelinjen mellan sedimentplym och klart vatten var i de flesta fall distinkt över hela arenan, med små virvlar och ondulationer men en i stort sett vertikal front mellan vattenmassorna. Kraftiga vindar kunde orsaka en vertikalcirkulation tvärs kanalens längsaxel och vid sådana förhållanden kunde försöken inte genomföras. En långsamt ökande eller minskande täthet på det inkommande vattnet gjorde vid några tillfällen att man fick en skiktad plym, som antingen lagrade sig över eller under det klara vattnet i fluviariet. Försök där den efterföljande grumlighetsmätningen visade på sådana förhållanden har uteslutits från analysen. För att få en god överblick över hela anläggningen samtidigt som fiskarna inte stördes, gjordes observationerna från en kur på en plattform placerad centralt tre meter ovanför arenan. Observatören befann sig dold i kuren under hela experimenten och kunde styra doseringspumpen därifrån. För att reducera reflexer i vattenytan och lättare observera fiskarna användes polariserande glasögon.

Försöken med torsk och sill utfördes under perioden 1995-12-01 till 1996-05-22. Fisken till försöken fångades i Båtfjorden eller Kungsbackafjorden. Torsken togs på relativt grunt vatten med ryssja och fördes i flera dekompressionssteg till ytan för att undvika simblåsesprängning. Sillen fångades med nät som fick stå ute under mycket kort tid (tio minuter) och där sillarna försiktigt lossades och sattes i en vattenfylld balja för omedelbar överföring till fluviariet. Alla fiskar aklimatiserades i fjorton dagar i fluviariet innan försöken startade. Torsken hade en längd av $27 \pm 3,8$ centimeter, samt en vikt av 193 ± 81 gram (mätt på tio individer efter försökets

slut). För sillarna var motsvarande värden $24 \pm 1,9$ centimeter, 114 ± 8 gram (tjugo individer). Under dagförsöken med torsk befann sig ett tjugotal fiskar i fluviet, av dessa försågs fem med lysmärken i samband med nattförsök. Undersökningarna med sill gjordes på ett stim som innehöll cirka 40 individer.

För försöken i mörker försågs några torsk med ett modifierat Floytag. Till plastankaret fästes en liten (2 x 20 mm) ljusstav av fabrikatet Starlite® micro innehållande fluorescenslösning. Efter aktivering gav märket ett svagt grönt sken som var tillräckligt starkt för att kunna spåra fisken i mörker under två dygn. Under försöksperioden utfodrades torskarna med sill- och musselkött, motsvarande en procent av torskens vikt per dag. Sillen livnärde sig främst på plankton i det inkommande vattnet vilket kompletterades med ytterligare zooplankton som hävdades i inloppskanalen till Ringhals.

Försöken genomfördes på samma sätt för både torsk och sill. Mellan ett och tre experiment kunde genomföras på ett dygn. En mätning startade med att fiskarnas position i fluviet registrerades var femtonde sekund under en tjugo minuter lång period. Efter detta startades doseringen av sediment till det ena av vattenintagen. När en plym byggts upp på denna sida av fluviet, vilket tog 30-40 minuter, startade en ny tjugominutersperiod då fiskarnas positioner registrerades var femtonde sekund. Före varje försök slumpades på vilken sida plymen skulle skapas. För att torsken skulle öka sin aktivitet, vilket speciellt var önskvärt vid de lägsta temperaturerna, utfodrades de med en liten mängd musselkött centralt i arenan kort före varje experiment. Den huvudsakliga utfordringen skedde efter att dagens experiment avslutats. Vattengenomströmningen fick stå på utan dosering några timmar mellan försöken så att hela bassängvolymen byttes ut mot ogrumlat vatten.

Från de data som försöken genererade beräknades den tid som fiskarna spenderade på det som för det aktuella försöket skulle bli plymsidan av fluviet före (*I*) respektive efter (*E*) det att sediment tillsattes. Dessa värden användes i sin tur för att beräkna en kvot *T*, där

$$T = 100 \times (E/I)$$

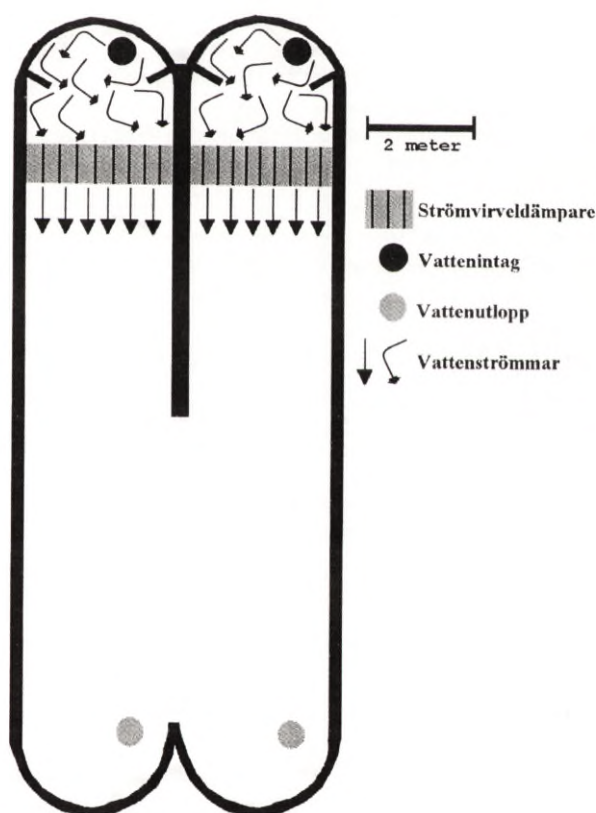
och anger den relativa tid som fiskarna spenderat i plymen jämfört med hur länge de skulle ha uppehållit sig där utan grumling. Tio kontrollobservationer genomfördes på exakt samma sätt som vid sedimentförsöken, med enda undantaget att ingen dosering gjordes. Av dessa fick man fram ett medelvärde T_0 och ett standardfel SE_0 för sedimentkoncentrationen noll (tabell 3.19). Som kriterium på en undvikandereaktion hos fisken gentemot plymen sattes att *T* skulle underskrida T_0 med mer än $2 \times SE_0$. Detta innebär att man har mindre än fem procent sannolikhet att en observation skall underskrida kriteriet om fiskens beteende endast styrdes av slumpen.

Tabell 3.19 *T*-värden från 10 stycken kontrollobservationer för torsk och sill samt deras medelvärde och standardavvikelse.

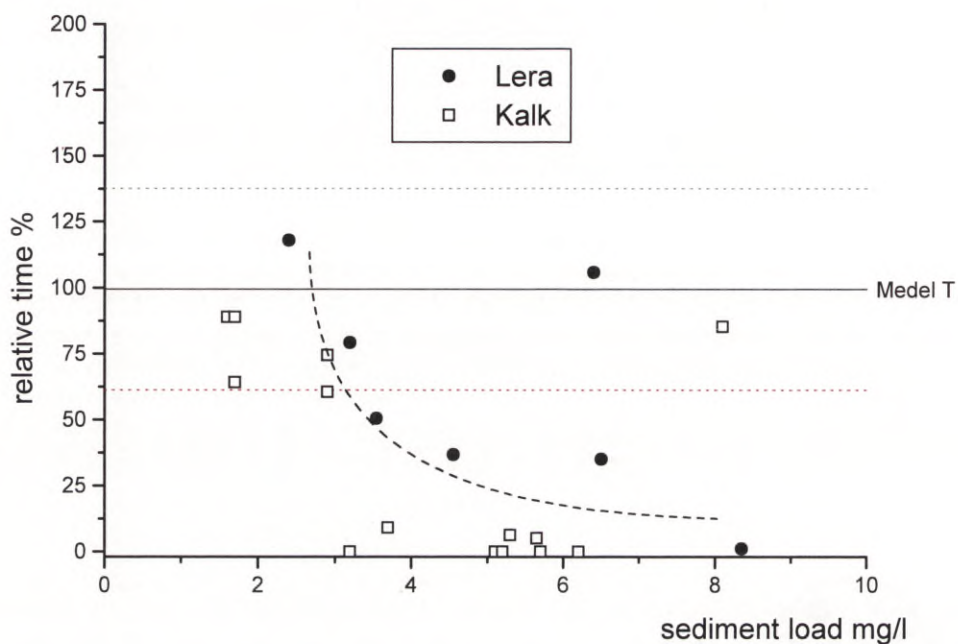
	Torsk	Sill
<i>T</i> -värde	107,9	89,6
	68,1	101,0
	140,7	102,9
	83,6	105,8
	102,8	96,6
	106,9	96,0
	93,1	102,3
	91,1	105,6
	108,4	69,8
	93,6	98,1
medelvärde (<i>T</i>)	99,6	96,8
standardavvikelse	19,1	10,7

I försöken användes två typer av sedimentpartiklar, dels kalk (Sjöhästens FF, ett vindsiktat kalkmaterial av Malmökrita med medianpartikeldiameter runt 3 μm) dels glaciärra hämtad från det aktuella muddringsområdet. Partikelkoncentrationen i pplymen bestämdes genom att mäta medelturbiditeten i formazinheter (NTU) för hela pplymen omedelbart efter den andra observationsperioden. Som turbiditetsmätare användes Hydrolab® Datasonde 3 eller, för låga partikelhalter, en transmissionsmätare med 30 centimeter strålgång. Medelturbiditeten i pplymen beräknades från mätningar av sex vertikala profiler fördelade över fluviet.

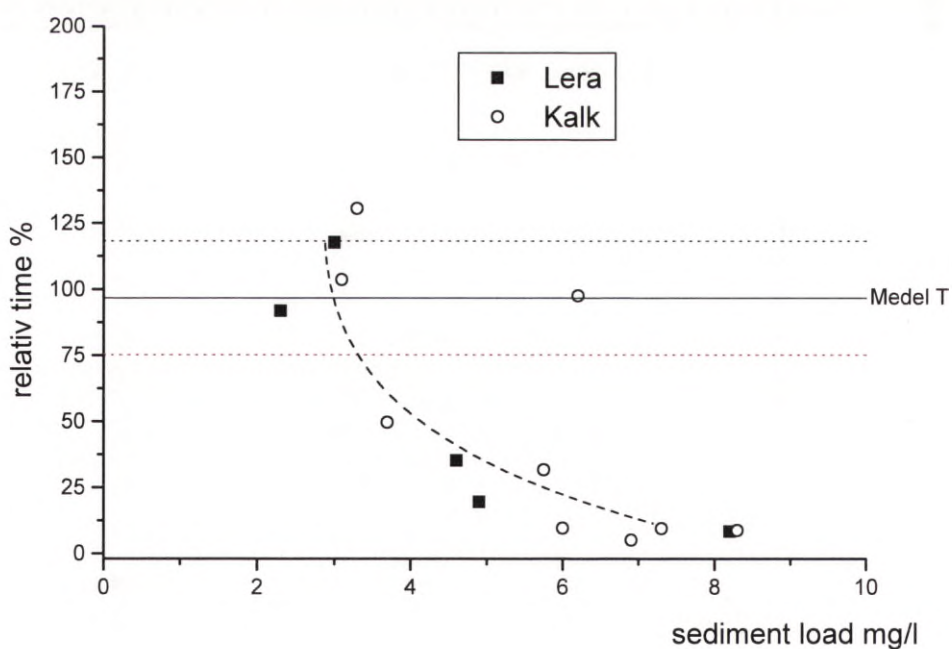
Kalibreringen för lera gjordes genom att lösa upp överskott av lera i vatten. De partiklar som sedimenterat efter trettio minuter, fränskildes och resten användes som stamlösning. På så vis skapades en lösning som approximativt motsvarade lerplymen i fluviet. En given mängd av stamlösningen filtrerades genom Whatman® GF/C-filter (med retention 1,2 μm). Filtret torkades och vägdes för att bestämma koncentrationen av lera i stamlösningen. För beredning av stamlösning av kalk till kalibreringskurvan blandades 0,5 gram kalk upp i en liter vatten. Mätarna kalibrerades också mot en formazinstandard och 1 NTU motsvarade 0,58 mg/l lera samt 0,66 mg/l kalk.



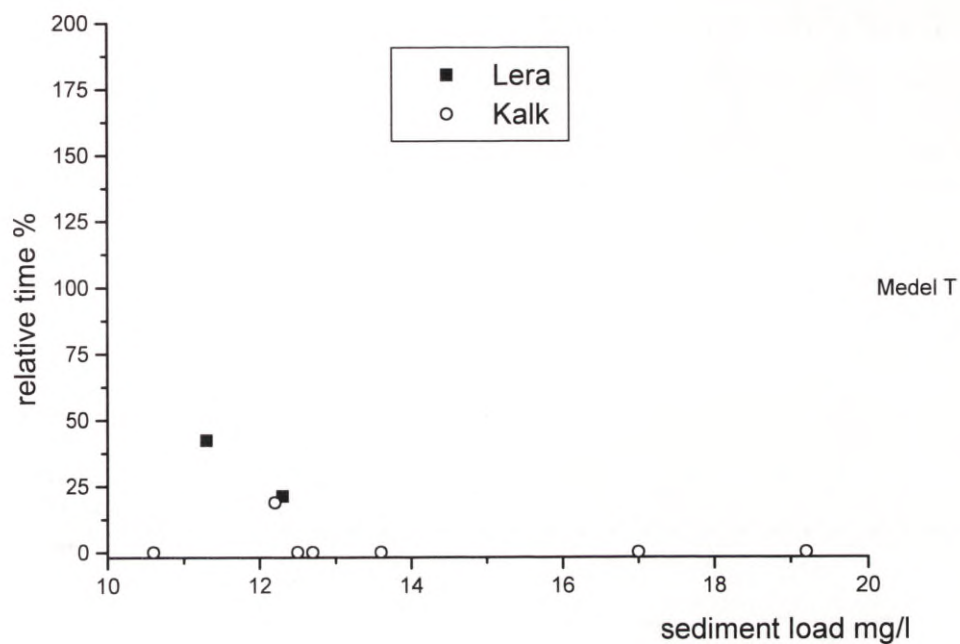
Figur 3.50 Schematisk skiss av fluviet på försöksanläggningen vid Ringhals.



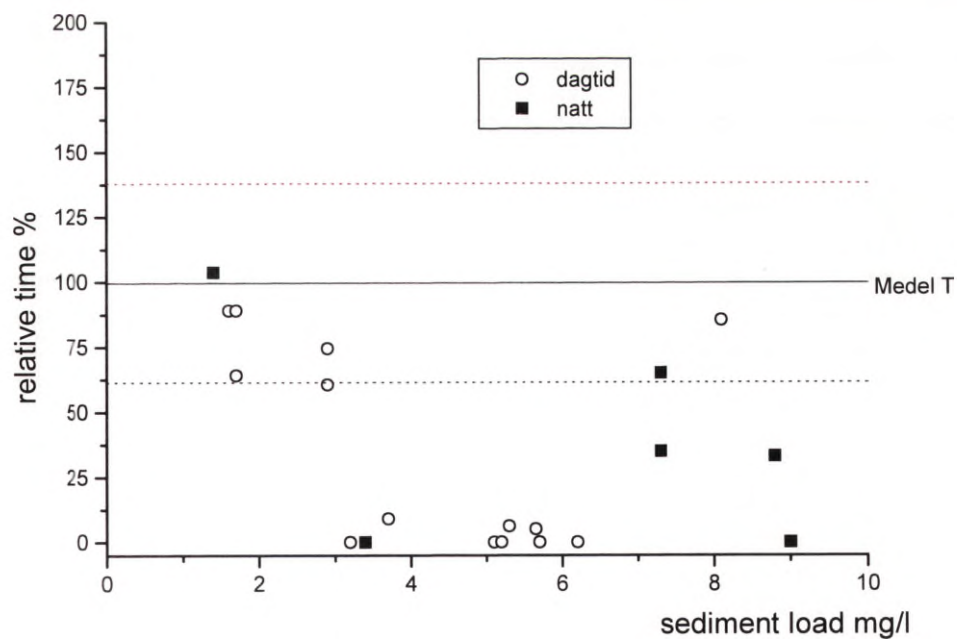
Figur 3.51 Relativ uppehållstid (T) på plymsidan som funktion av medelpartikel-koncentrationen för torsk vid försök i dagsljus. De prickade linjerna anger ett 95 procent konfidensintervall kring medeluppehållstiden i kontrollförsök utan grumling. Streckad linje är en för hand anpassad medelkurva.



Figur 3.52 Sammanställning av försök med sill under dagtid. Beteckningar som i figur 3.51.



Figur 3.53 Försök med torsk vid höga koncentrationer. Beteckningar som i figur 3.51.



Figur 3.54 Jämförelse mellan reaktionerna hos torsk på kalksediment i ljus och mörker. Beteckningar som i figur 3.51.

3.8.4 Resultat

Både torsk och sill visade ett relativt entydigt undvikande när grumlighetshalten överskred tre milligram per liter, oberoende av om plymen utgjordes av kalk eller lersediment. Resultaten av försöken i dagsljus sammanfattas i figur 3.51 och 3.52. Parametern T (se ekvationen ovan) har beräknats för varje försök och avsatts som funktion av den uppmätta plymkoncentrationen i försöket, regressionslinjen baseras på alla försök oberoende av sedimenttyp och är anpassad för hand. Syftet med försöken var att fastställa tröskelvärdet för undvikande varför figur 3.51 och 3.52 bara visar data för låga sedimentkoncentrationer. Figur 3.53 visar det totala försök som gjordes med torsk vid koncentrationer över tio milligram per liter, vilka samtliga visar undvikande.

Sammanlagt genomfördes 39 försök med torsk och 17 med sill. Ett fåtal försök har uteslutits vid redovisningen av T -värden i figurerna ovan. Vid två tillfällen fungerade inte grumlighetsmätaren. Ytterligare två försök med torsk i dagsljus och med kalk som plym (5,3 mg/l respektive 5,6 mg/l) gav mycket höga T -värden, 181 respektive 167. Orsaken till detta tycktes vara att torskarna blev instängda mellan plymen och fluviarieväggen i en ficka med klart vatten, som gradvis minskade i volym. De stod lodrätta utefter fluviarieväggen med munnen vid ytan för att på så sätt försöka undkomma grumlingen. Två försök har strukits på grund av att plymen var skiktad.

Bakgrundsgrumlingen i det inkommande vattnet mättes vid varje försök. Den varierade mellan 0,0 och 0,4 mg/l under mätperioden och överskred vid inget tillfälle tio procent av plymkoncentrationen. Koncentrationerna som redovisas i figurerna är absolutvärden av plymens koncentration.

Nattförsök gjordes endast med torsk och med kalksediment i plymen. Antalet försök var begränsat och det är svårt att göra någon säker jämförelse med dagförsöken. Som framgår av figur 3.54 visade ett försök totalt undvikande för cirka 3,5 mg/l. Resultaten i intervallet 5-7 mg/l antyder att torsken i mörker visserligen i genomsnitt håller sig signifikant utanför plymen men ändå tillbringar en viss del av tiden – cirka 25 procent – i det grumlade vattnet. Under dagtid var undvikandet väsentligen totalt även vid lägre koncentrationer.

Utöver den övergripande klassificeringen av försöken som undvikande eller icke undvikande, som gjorts med hjälp av kvoten T , kunde flera andra beteenden noteras. Samma fiskar användes för hela försöksserien och det fanns tecken på adaptation till grumling. Både torsk och sill visade uttalad nyfikenhet för sedimentplymen i de tidiga försöken. När ett undvikande erhöles skedde detta ofta genom att fisken lämnade plymen med hög fart. Aktiviteten hos fiskar som befann sig inne i plymen sjönk gradvis och undflyendet skedde med en lägre hastighet i de senare försöken. Ett återkommande beteende hos torsk, speciellt i kalksediment, var att fiskarna "hostade" när de befann sig i eller i anslutning till plymen. Sådana explosiva andningsrörelser med kraftiga rörelser av gällock och mun är typiska hos en fisk som försöker att frigöra gällamellerna från irriterande beläggning.

Aktivitetsnivån hos fisk som kom i kontakt med sedimentplymen varierade beroende på grumlighet och ljusförhållandena. Ju kraftigare grumling desto högre aktivitet, vilket resulterade i ett annorlunda rörelsemönster. Detta är särskilt tydligt i mörkerförsöken med torsk. Höjd aktivitet gjorde att torskarna simmade in i plymen upprepade gånger efter första kontakten. Om ett undvikande skedde var det alltid efter det att fisken varit fram vid kanten av plymen, eller simmat in i plymen en kort tid. Undvikande enbart med visuell stimulering, utan direkt kontakt med plymen, noterades aldrig, varken i ljus eller i mörker.

3.8.5 Diskussion

Försöken visar entydigt att lokala grumlingar orsakar en undflyendereaktion hos de fiskarter som testats. Reaktionen tycks också ha en relativt väl definierad koncentrationströskel, som för både sill och torsk ligger vid cirka tre milligram per liter, oberoende av om grumlingen bestod av ler- eller kalkpartiklar.

Försöken med torsk tyder på att undvikandet för kalkgrumling sker vid en något lägre partikelkoncentration än för lera. Grumligheten mätt som visuell effekt (NTU) är större per viktsenhet lera än kalk. Det innebär att om man räknar om koncentrationen till optisk täthet skulle tröskelvärdet skilja sig ytterligare. Detta kan tyda på att det är icke-visuella egenskaper hos de olika sedimentslagen som påverkar undvikandet. Skillnaden kan emellertid också vara skenbar och förklaras av att fiskarna gradvis vande sig under de upprepade försöken och att de flesta experimenten med lera gjordes mot slutet av försöksperioden.

Att tillvänjning förekom var tydligt både på kort och på lång tidsskala. Vid många av försöken kunde man observera att fiskarna drog sig undan från plymsidan omedelbart efter att doseringen startat och de första spåren av sediment spreds av turbulensen in i kanalen. Detta skedde vid koncentrationer som måste ha varit väsentligt lägre än de som sedan uppmättes när plymen etablerats helt. Efter denna vaksamhetsreaktion kunde fiskarna återvända in på sedimentsidan. Latenstiden innan de vågade sig in igen blev märkbart kortare mot slutet av försöksperioden, vilket kan förklara att det förekommer fler höga T -värden vid de senare experimenten.

Nattobservationerna är för få för att dra långtgående slutsatser utöver att undvikande förekommer även i mörker. Det är osäkert vilken ljusnivå som förelåg i bassängen eftersom den ljusmätare vi hade tillgång till inte var nog känslig för att ge utslag. Intensiteten på en halv meters djup var emellertid mindre än $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ W/m}^2$. Torskarnas beteende gav intryck av att de reagerade med undflyende när de råkade komma in i plymen men att de inte lika lätt som på dagen kunde hålla sig utanför den. De ofta förekommande gälrensningarna, "hostningarna", tyder också på att undvikandet inte bara är visuellt betingat.

Sillens beteende följde i allt väsentligt vad som observerats för torsk. Aktivitetsnivån var dock högre och det förekom korta utflykter in i sedimentmolnet vid alla testade partikelkoncentrationer, varför T -värdena aldrig som för torsk var noll. För att kontrollera vad för sillras som användes dissekerades tjugo av sillarna från försöksgruppen. Det visade sig då att de hade mogna gonader och alltså var vårlekare, samt att kotantalet var $55,5 \pm 0,7$. Detta stämmer väl med att det var Rügensill och utesluter det närmaste alternativet, nämligen Skagerraks vårlekare, vilka har kotantalet 57,0.

4 Effekter på fisksamhället

4.1 Inledning

Anläggandet av Öresundsförbindelsen har inneburit omfattande sedimentspridning vid muddringar och anläggningsarbeten men också risk för ändrade ström- och sedimentationsförhållanden under driftfasen. Undersökningar genomfördes för att utreda effekter på fisksamhället i Öresund. Förbindelsen skulle kunna ha en inverkan även på fisksamhället i Östersjön men inga särskilda fiskeundersökningar utfördes för att belysa detta eftersom det skulle ha varit svårt att urskilja denna inverkan från annan påverkan. Undersökningsprogrammet koncentrerades på det bottenlevande fisksamhället eftersom det bedömdes ha störst risk för att bli påverkat. Eftersom undersökningsmetoder är selektiva både avseende fiskens art och ålder har flera metoder utnyttjats.

Sedimentspridning vid muddringar och anläggningsarbeten förväntades kunna påverka överlevnaden av ägg och larver hos fisk. Det saknades data som kunde kvantifiera effekter av sedimentexponering. Laboratieförsök utfördes därför för att undersöka betydelsen av sedimentexponering på överlevnad av ägg och larver hos fisk. Resultaten är avsedda som bakgrund till analys och diskussion av resultat från fältundersökningar.

Trålundersökningar genomförs årligen i Öresund för att ge underlag för beståndsuppskattningar av bottenlevande fisk. Storskaliga förändringar av fisksamhället före, under och efter anläggandet av Öresundsförbindelsen undersöktes genom att data från trålundersökningar analyserades. Dessa analyser omfattade artsammansättning, totalbiomassa av fisk samt rekrytering av torsk och vissa plattfiskarter.

För att undersöka effekter på bottenlevande fisk i Öresund utfördes också provfisken vid olika tider under året. Undersökningsområden på olika avstånd från Öresundsförbindelsen valdes ut. Analyserna inriktades på artantal, förekomst av arter och total fiskabundans. Men även förändringar i enskilda arters abundans och storleksstruktur undersöktes.

Grundområden i Öresund har påverkats genom utfyllnader och muddringar. Eftersom dessa områden är viktiga uppväxtområden för plattfisk gjordes studier av rekrytering av plattfisk. Undersökningar gjordes inom uppväxtområden som var belägna på olika avstånd från Öresundsförbindelsen. Undersökningarna koncentrerades på att analysera förändringar av artsammansättning och täthet av årsyngel.

Fiskeriverket har inte utfört några undersökningar eller teoretiska modelleringar som gäller Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske i Östersjön. Ett omfattande modelleringsarbete har dock på uppdrag av Öresundskonsortiet utförts av DHI och SMHI för att beräkna Öresundsförbindelsens effekt på vattenutbytet genom Öresund. Dessa modeller har visat att regeringens villkor om en nollösning uppfyllts. För att utreda hur osäkerheten i den beräknade nollösningen kan påverka salthalts- och syrgasförhållanden i den vattenvolym i Östersjön där ägg av torsk kan utvecklas utfördes också modelleringar.

4.2 Plattfiskstudier

4.2.1 Sammanfattning

I Öresund har grundområden stor betydelse som uppväxtområden för flera plattfiskarter. För att undersöka om anläggandet av Öresundsförbindelsen påverkat rekrytering av plattfisk utfördes undersökningar före, under och efter anläggandet. Genom grulande arbeten under anläggningsfasen och ändrade ström- och sedimentationsförhållanden under driftfasen skulle rekryteringen av plattfisk kunna ha påverkats framförallt genom förändrad överlevnad av ägg, larver och yngel. Inga signifikanta skillnader i artsammansättning och abundans av juvenil plattfisk fanns inom undersökta områden som kunde kopplas till anläggnings- och driftfasen av Öresundsförbindelsen. Utfyllnaden av grundområden har dock inneburit en reduktion av ytan tillgängliga uppväxtområden för juvenil plattfisk.

4.2.2 Inledning

Plattfisk utgör en viktig del av fisksamhället i Öresund. De vanligast förekommande arterna är skrubbskädda, sandskädda, rödspätta, tunga, piggvar och slätvar. Flera plattfiskarter ingår som viktig fångst i både fritids- och yrkesfiske i Öresund (se kapitel 5.2 och 5.3). Plattfisk som förekommer i Öresund leker i de djupare centrala delarna av sundet och angränsande delar av Östersjön och Kattegatt. Den pelagiska ägg- och larvfasen varar några veckor under våren. Under försommaren, maj-juni, övergår plattfisken från att vara pelagisk till att bli bottenlevande på grunda sandbottnar (Andersson 1942; Muus 1967; Wennhage & Pihl 1994). De grunda sandbottnarna i Öresund har stor betydelse som uppväxtområden för ynglen (Birklund et al. 1992; Persson 1983; Sasdy 1983; Öresundskonsortiet 1995). I Öresund finns 321 kvadratkilometer grundområden med vattendjup som är mindre än sex meter. Knappt femtio procent av den ytan utgörs av sandbotten (se kapitel 6.2 och 6.3).

Anläggningen av Öresundsbron kan genom grulande arbeten under anläggningsfasen och ändrade ström- och sedimentationsförhållanden under driftfasen ha påverkat överlevnaden av ägg, larver och yngel av plattfisk. Förändrade strömförhållanden skulle kunna medföra att plattfiskynglen bottenfällde på grundområden som är mindre optimala vilket skulle kunna minska överlevnaden. Experimentella studier har visat att sedimentexponeringen under vissa år av anläggningsfasen var tillräckligt stor för att kunna påverka överlevnad av ägg och larver av plattfisk (se kapitel 4.3). Sedimentspill under anläggningsfasen skulle kunna ha inverkan på ynglens storlek och därmed överlevnaden. Utfyllnaden av grundområden i samband med anläggningsarbeten har inneburit en permanent reduktion av ytan tillgängliga uppväxtområden för plattfisk (se kapitel 6.3). Sammantaget bedömdes därför anläggningen av Öresundsförbindelsen kunna ha medfört en negativ inverkan på rekryteringen av plattfisk i Öresund.

I Vattendomstolens deldom 1995-07-13 VA 45/92 angavs att påverkan av anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron på rekrytering av plattfisk i Öresund skulle undersökas. För att bedöma betydelsen av anläggningen av Öresundsbron på rekryteringen är följande frågeställningar viktiga:

1. Har artsammansättningen av juvenil plattfisk på grundområden i Öresund förändrats under anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron jämfört med tiden före anläggningen av bron?
2. Finns det skillnader i täthet och storlek av plattfiskyngel på grundområden i Öresund som kan kopplas till anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron?

4.2.3 Metodik

Provtagning

För att fånga juvenil (0+) plattfisk för skattning av täthet samt storlek användes två olika bottentrålar. De första provtagningarna 1992 gjordes med en 1,5 meter bred bentisk släde, försedd med medar och ett finmaskigt nät (elva millimeters maskvidd fyrkantmaska). Från och med 1993 användes istället en två meter bred bomtrål med medar och underställ av kätting försedd med ett finmaskigt nät (elva millimeters maskvidd), eftersom den tunga släden var svår att hantera. Bomtrålen (ursprungligen efter Kuipers 1975; Rogers & Lockwood 1989) som användes är en efter förhållandena i Öresund, modifierad modell med en panel med större maskvidd insydd i främre hälften av tråldukens undersida (Thörnquist & Westerberg 1996) (figur 4.1). Under 1993 användes bomtrålen parallellt med den bentiska släden. Omfattande studier gjordes av bomtrålens funktion och understället konstruerades om så att trålen skulle ha kontakt med botten över hela trålbredden. De olika redskapen som användes vid trålning interkalibrerades och data normaliserades till konstant fångsteffektivitet. Interkalibreringen gjordes under 1992 och 1993 dels genom att både den bentiska släden och bomtrålen drogs efter samma båt samtidigt med ett avstånd i sidled så att de inte skulle påverka varandra. Dessutom gjordes trålningar efter samma båt med bara den bentiska släden eller bomtrålen. Fångstbarheten hos den bomtrål som använts från och med 1993 har beräknats i jämförelse med den under 1992 använda bentiska släden vilken fångade drygt dubbelt så mycket fisk per ytenhet. Alla resultat är korrigerade med en vid interkalibreringen beräknad fångstbarhetsfaktor med den effektivare fångstmetoden som grund (Thörnquist & Westerberg 1996). Fångstbarheten är inte hundra procentig för någon art och utan ger ett relativt mått. För åren 1992 och 1993 har även data från det som avsåg metodtest medtagits eftersom data genom interkalibreringen av de olika redskapen bedömdes vara tillförlitliga, men underlaget från dessa år omfattar färre drag än övriga år.

Undersökningarna har genomförts årligen i juli från 1992 till och med 2002. Omfattningen av de årliga provtagningarna ökades under provotiden. Under 1993 genomfördes två provomgångar, i augusti och september. Under 1994 genomfördes två omgångar i juli respektive augusti samt en tredje i Lomma i september. Från år 1995 genomfördes tre provtagningsomgångar (juli, augusti och september) med cirka tre veckors mellanrum på alla lokaler. Syftet med tre provtagningar per år var att försöka bestämma tillväxt och mortalitet för årsynglen. Beroende på stora variationer i täthet av årsyngel mellan år och undersökningsområden visade det sig svårt att göra sådana beräkningar.

Trålningarna har utförts i tre grundområden i Öresund. Av de tre områdena valdes ett söder om brosträckningen mellan Klagshamn och Lernacken (Klagshamn), ett norr om brosträckningen i Lommabukten (Lomma) och ett område avsett som referensområde i Lundåkrabukten vid Landskrona (Lundåkra) (figur 4.2). Den totala ytan av varje grundområde där trålningar utfördes uppgick till cirka 120 hektar. Djupet i trålområdena varierade mellan 0,5-1,5 meter vid normalvattenstånd. Enligt Andersson (1942) förekommer huvuddelen av årsynglen av plattfisk inom detta djupintervall under sommaren.

Vid varje tillfälle, utom vid de första trålförsöken, gjordes cirka 25 tråldrag, vilka slumpades ut över vegetationsfria ytor som i huvudsak går parallellt med stränderna. Totalt har 1 963 drag utförts (tabell 4.1). Tråldragen var tre minuter och med GPS-navigatör bestämdes start- och slutposition. Den faktiska provytan blev därmed minst 200 kvadratmeter i varje tråldrag vilket, utifrån pilotundersökningarna bedömdes ge en rimlig skattning av tätheten med 25 drag per lokal och provtagningstillfälle. Vid täthetsberäkningarna viktades sedan fångsten i varje tråldrag mot den trålade ytan. All plattfisk artbestämde samt längdmättes och återutsattes därefter för att inte genom provtagningsdödighet påverka tätheten.

Tabell 4.1 Antal drag och total trålad yta för bomtrålningar utförda på alla undersökningsområden i Öresund.

Fas	År	Antal drag	Total yta (ha)
baslinje	1992-1995	346	17
anläggning	1996-1998	721	28
drift	1999-2002	896	49

Statistik

Vid bedömningen av vilka kovariater som skall ingå i de generella linjära modellerna (GLM) har alla de relevanta kovariaterna testats enskilt och i alla oberoende kombinationer. Därefter har den bäst anpassade modellen använts med oberoende variabler och kovariater. Den fullständiga modellen redovisas inte. De omvärldsfaktorer som använts är vår- och sommartemperatur samt strömförhållanden. Påverkan som kan relateras till anläggningen av Öresundsförbindelsen är grumlingar som representeras av sedimentspill, medelturbiditet och ackumulerad turbiditet. En definition av använda kovariater har gjorts i kapitel 2.3.

De brorelaterade faserna har använts som oberoende variabel och delats in i baslinje (1992-1995), anläggnings- (1996-1998) och driftfas (1999-2002). I anläggningsfasen ingår de år under vilka de huvudsakliga bottenarbeten som inneburit grumling och sedimentspill utförts. Sista delen av anläggningsfasen har sammanförts med driftfasen enligt de definitioner som använts enligt tabell 4.1. Undersökningsområde har också använts som oberoende variabel. Interaktionstermen mellan område och fas har tagits med i GLM-modellen om den varit signifikant.

Data har transformerats för att uppnå normalitet i fördelningarna. Logaritmen ($\log(x + 1)$), kvadratroten ($\sqrt{x + 1}$) eller inversen ($1/(x + 1)$) har använts. För modellen undersöktes om residualerna för varje kombination av faktor och kovariabel (inom cell) var normalfördelad. Homogeniteten i varianserna testades också genom Cochrans C test ($P < 0,05$). Om inte villkoren för normalfördelning uppfyllts genom transformering har ickeparametriska tester utförts.

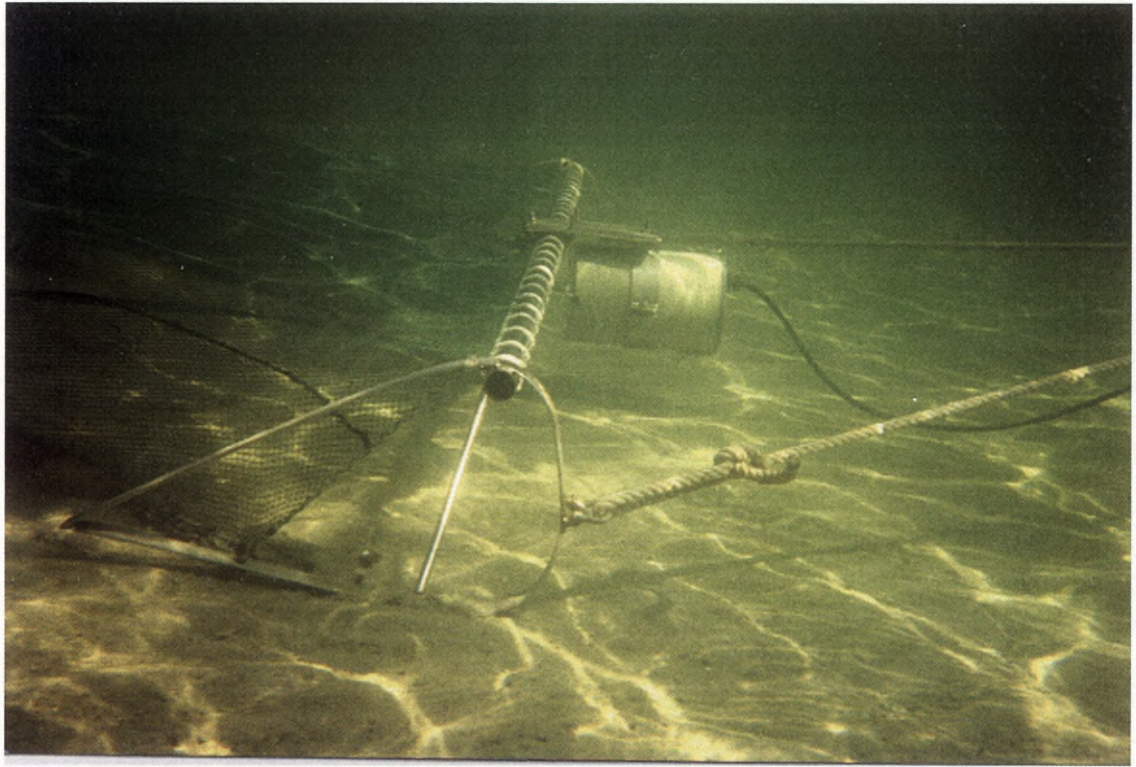
Artsammansättningen av fisk och dominansförhållanden mellan olika fiskarter har analyserats med multivariat deskriptiv statistik (MDS). Abundanserna av juvenil rödspätta, skrubb-skädda, piggvar, slätvar och tunga har använts vid analysen medan glasvar uteslöts beroende på för få observationer. En klusteranalys för Euklidiska avstånd av transformerade abundanser ($\sqrt{x + 1}$) gjordes för att kvantifiera skillnader mellan brofaser och mellan undersökningsområden. Det mått på artsammansättningen som användes är ett index, I , vilket definierades som:

$$\text{Ekvation 4-I} \quad I = \sum n_i(n_i - 1) / N(N - 1),$$

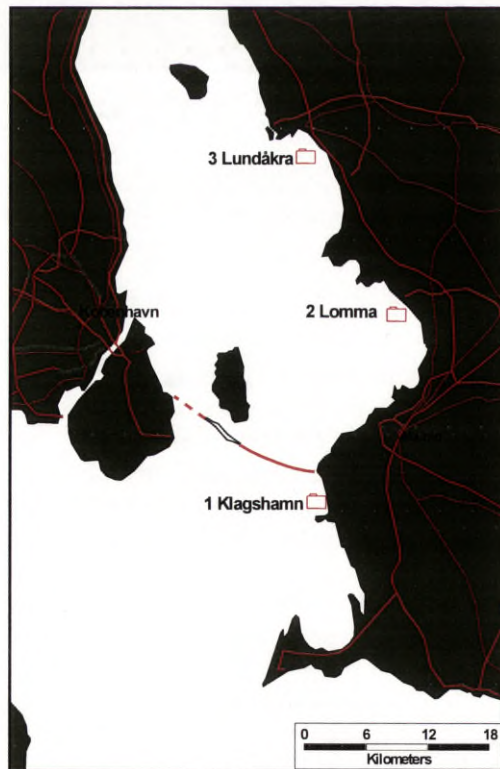
där n = antalet individer av varje art (i) och N = totala antalet plattfiskar.

Euklidiska avstånd beräknades genom längsta avståndet mellan vilka två objekt som helst. Klassificering av kluster bedömdes genom välja förgreningar med stora avstånd. En variansanalys gjordes för att granska hur väl klustermedelvärden är separerade från de olika variablerna, där mellangrupsvariansen jämfördes med inomgrupsvariansen. Hög signifikans (låga P -värden) minskar risken att man felaktigt förkastar nollhypotesen att det inte finns några skillnader mellan kluster eller, med andra ord inga skillnader mellan grupper av provtagningar. Genom en ickeparametrisk MDS rangordnas objekten efter Euklidiskt avstånd i två dimensioner och olikhet i täthet, vilket återges i en tvådimensionell plott. Hur väl dessa rangordningar sammanfaller i en regression ger ett mått på spridningen, vilket anges som ett stressvärde, där hög stress anger stor spridning. Programmet som använts för dessa analyser var Statistica® 6.1.

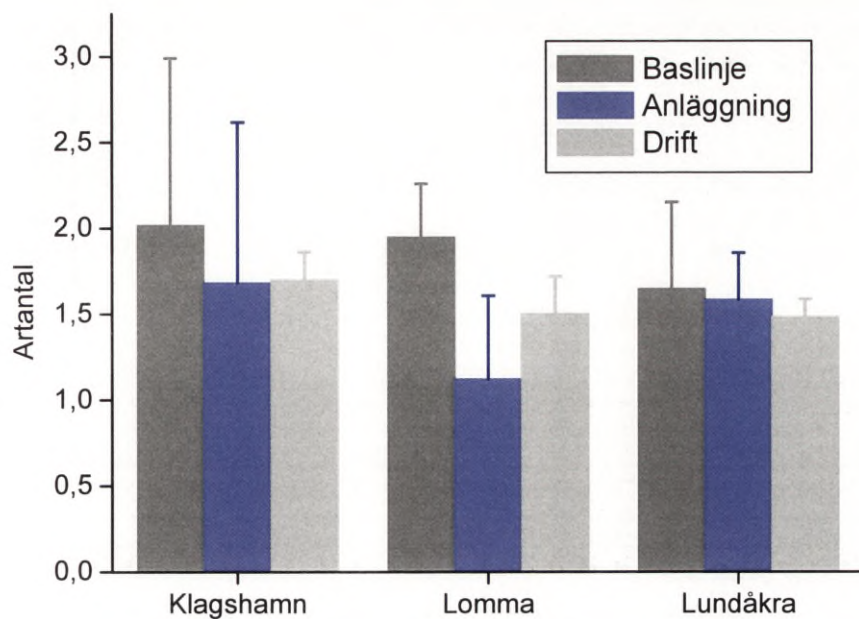
En beräkning av statistisk styrka (power) gjordes i PASS (Hinze 2001) för att bedöma möjligheten att med den utförda undersökningen upptäcka en förändring. Statistisk styrka mäts som ett minus sannolikheten att göra ett typ II-fel ($1 - \beta$), det vill säga risken att inte upptäcka en skillnad när den existerar. Styrkan påverkas främst av antalet stickprover, variationen mellan stickproven, hur stor skillnad man vill kunna upptäcka och hur stor chansen är att göra ett typ I-fel (α), det vill säga att upptäcka en skillnad som är falsk.



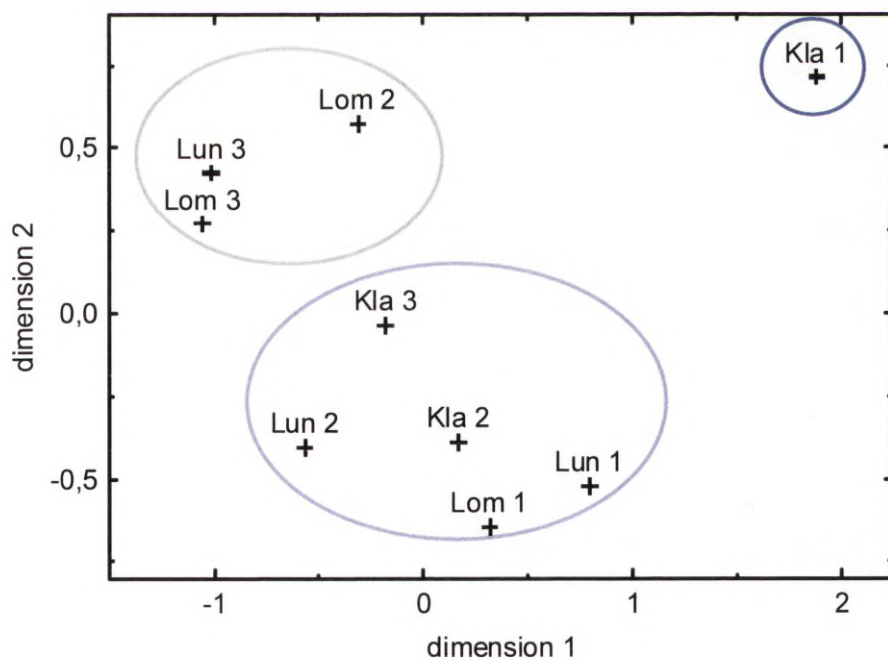
Figur 4.1 Bomtrål använd vid provtagning. Bilden är tagen under studier av bomtråls funktion. Foto: I. Lagenfelt.



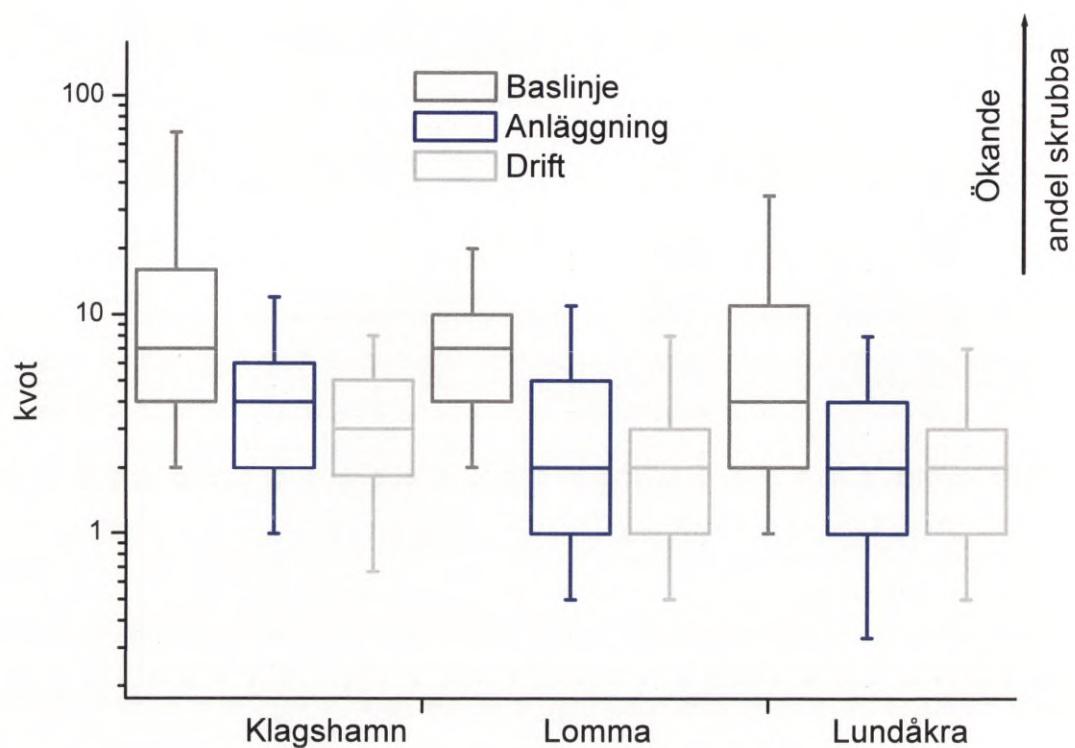
Figur 4.2 Karta över undersökningsområden för juvenil plattfisk i Öresund. © Sjöfartsverket Tillstånd nr 02-03384.



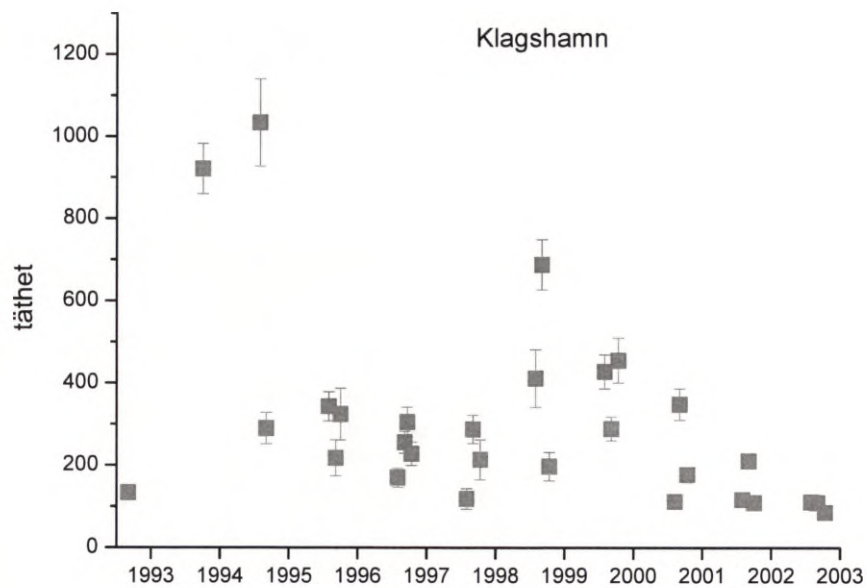
Figur 4.3 Medelantal förekommande arter av juvenil (0+) plattfisk i undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse.



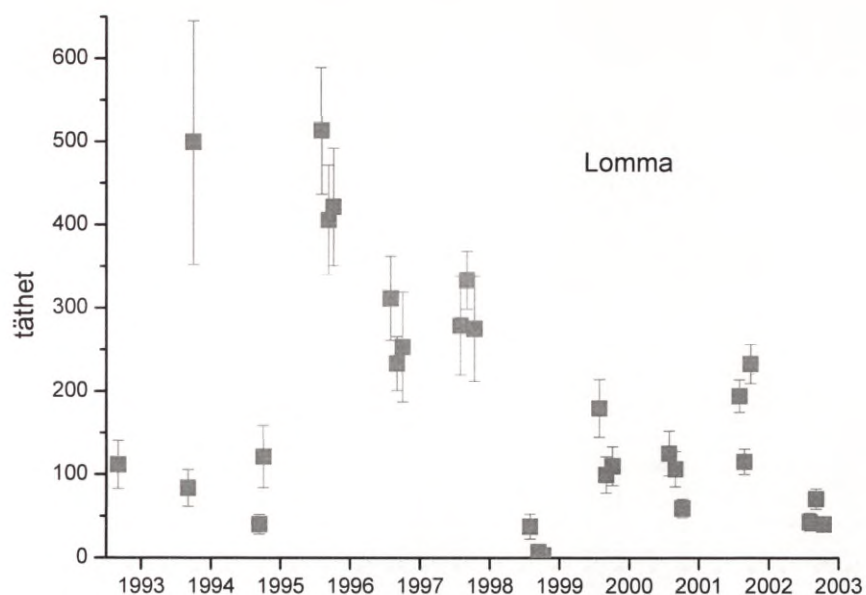
Figur 4.4 Artsammansättning och dominansförhållanden hos juvenil (0+) plattfisk inom undersökningsområden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Inringade kluster har likartad artsammansättning och dominansförhållanden. Artsammansättning och dominansförhållanden är beräknad utifrån två provtagningstillfällen per år (augusti och september). Undersökningsområden: Kla = Klagshamn, Lom = Lomma, Lun = Lundåkra. Brorelaterade faser: 1 = Baslinje, 2 = Anläggning, 3 = Drift.



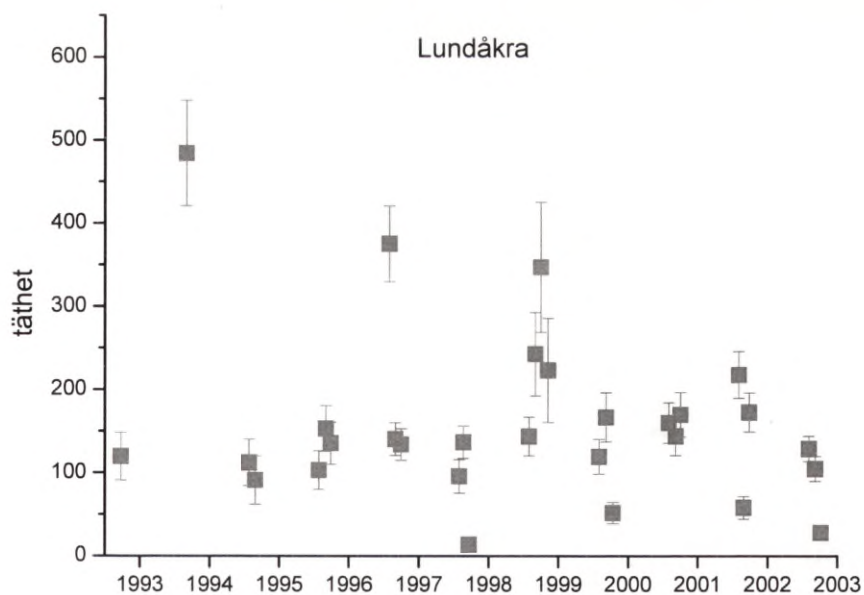
Figur 4.5 Mediankvoten mellan täthet av juvenil (0+) skrubbskådada och rödspätta inom undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Skalan på y-axeln är logaritmerad. Boxarna anger kvartiler och vertikala linjer anger percentilen för 1-99 procent. Kvoten är beräknad på abundans i augusti och september.



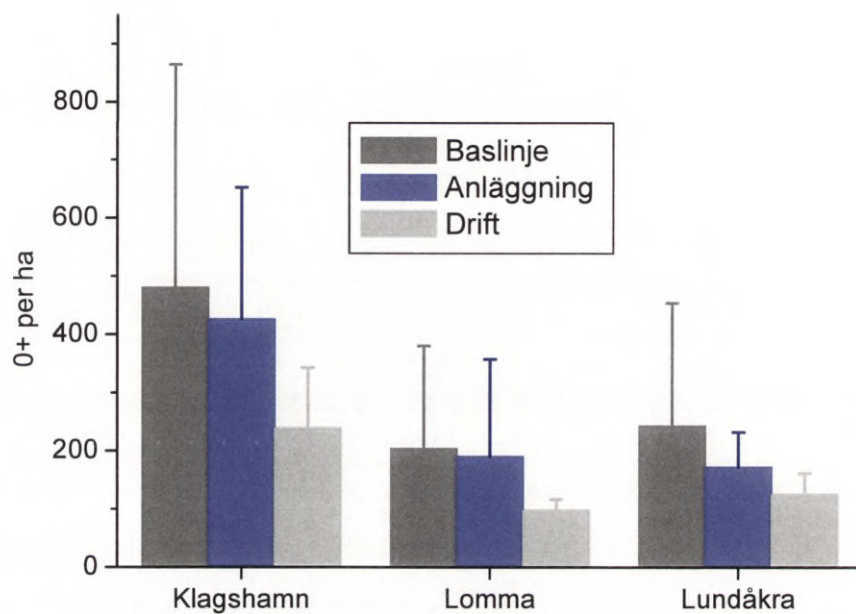
Figur 4.6a Medeltätthet (individer per hektar) av juvenil (0+) skrubbskådada per provtagningstillfälle inom undersökt område Klagshamn i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse.



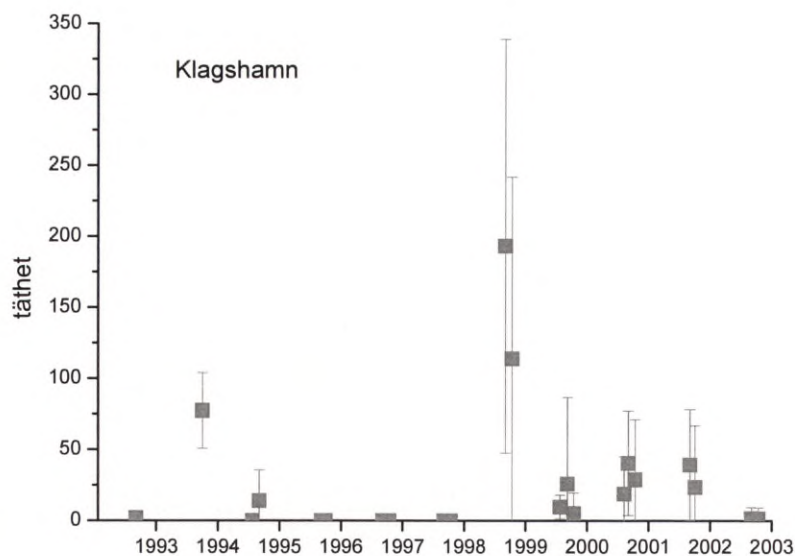
Figur 4.7b Medeltäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) skrubbskädda per provtagningstillfälle inom undersökt område Lomma i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse.



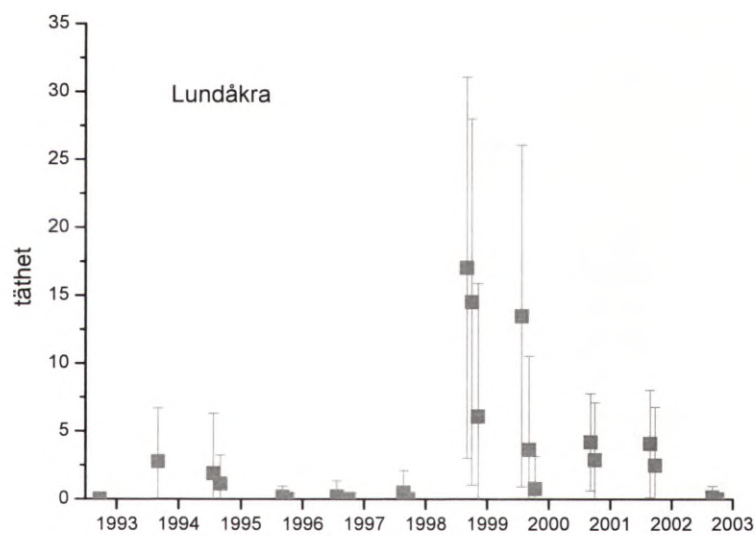
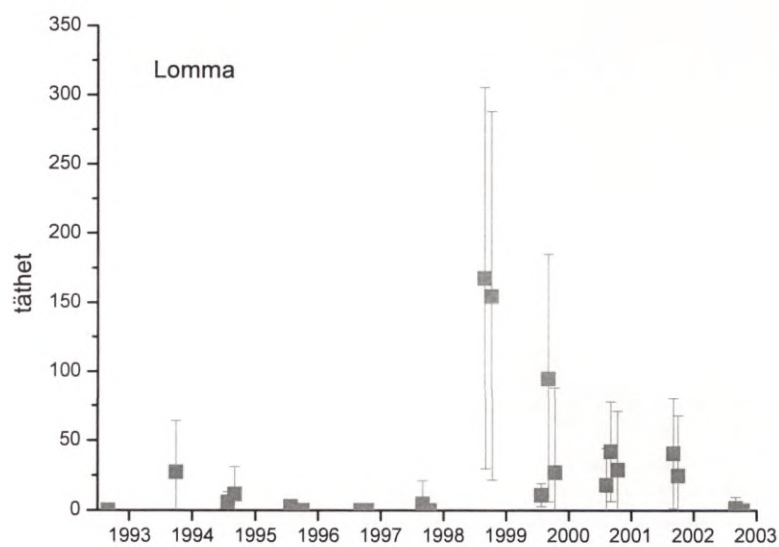
Figur 4.8c Medeltäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) skrubbskädda per provtagningstillfälle inom undersökt område Lundåkra i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse.



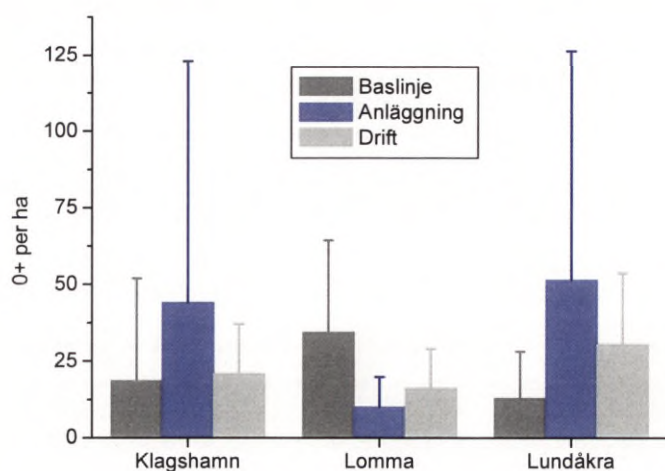
Figur 4.9 Medeltäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) skrubbskädda inom undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse. Tätheten för varje år är beräknad från tre provtagningsstillfällen (juli, augusti och september).



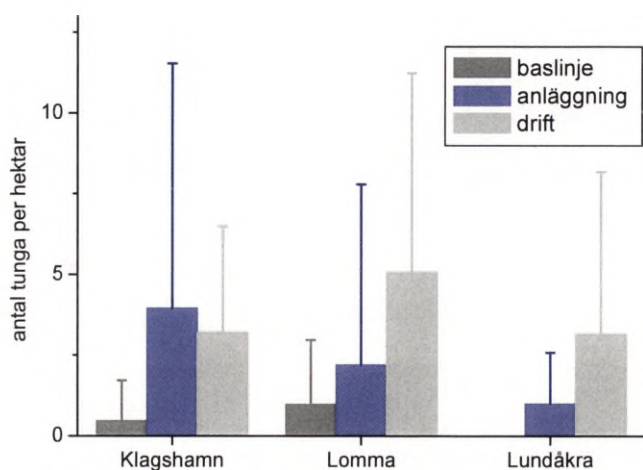
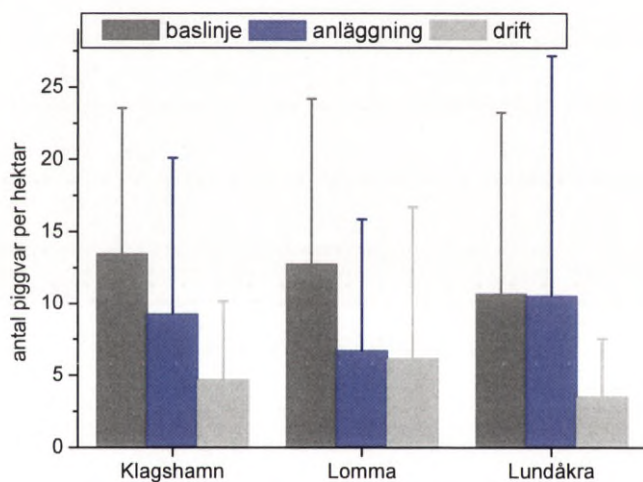
Figur 4.10 a Medeltäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) rödspätta per provtagningsstillfälle inom undersökta områden Klagshamn (a), Lomma (b) och Lundåkra (c) i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse. Tätheten för varje år är beräknad från två provtagningsstillfällen (augusti och september).



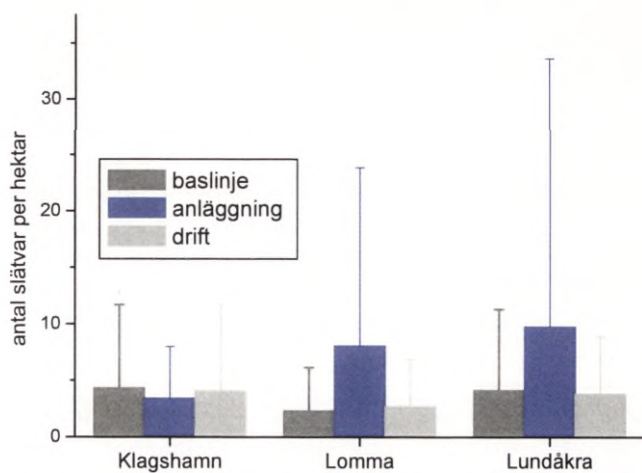
Figur 4.8 b-c Medeltäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) rödspätta per provtagningstillfälle inom undersökta områden Klagshamn (a), Lomma (b) och Lundåkra (c) i Öresund under baslinje, anläggnings- och driffas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse. Tätheten för varje år är beräknad från två provtagningstillfällen (augusti och september).



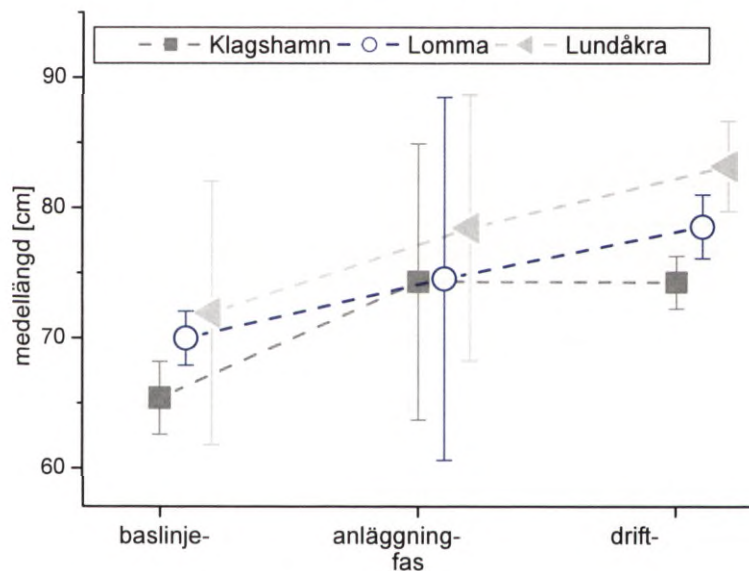
Figur 4.9 Medeltäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) rödspätta inom undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala staplar anger standardavvikelse. Tätheten för varje år är beräknad utifrån två provtagningstillfällen (augusti och september).



Figur 4.10 a-b Mediantäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) a) piggvar, b) tunga inom undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Boxarna anger kvartiler och vertikala linjer anger percentilen för 1-99 procent. Abundansen för varje år är beräknad från två provtagningstillfällen (augusti och september).



Figur 4.1011 c Mediantäthet (individer per hektar) av juvenil (0+) slätvar inom undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Boxarna anger kvartiler och vertikala linjer anger percentilen för 1-99 procent. Abundansen för varje år är beräknad från två provtagningstillfällen (augusti och september).



Figur 4.11 Medellängd (millimeter) av juvenil (0+) skrubbskädda inom undersökta områden i Öresund under baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron. Vertikala linjer anger standardavvikelse. Längden för varje år är beräknad från ett provtagningstillfälle i augusti.

4.2.4 Resultat

Artsammansättning

De arter av plattfisk som påträffades vid provtagningarna med bomtrål i Öresund var i ordning efter förekomst skrubbskädda (*Plathithys flesus*), rödspätta (*Pleuronectus platessa*), tunga (*Solea vulgaris*), piggvar (*Psetta maxima*) och slätvar (*Scophthalmus rhomus*). Ett enda exemplar av glasvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*) påträffades. Alla fem arterna förekom på alla undersökningsområden. Samtliga arter förekom också under alla brofaserna på alla områden utom slätvar som saknades i Lundåkra före anläggningningen av bron.

Antalet arter per område varierade i medeltal mellan ett och två (figur 4.3). Lägsta värdet registrerades i Lomma under anläggningsfasen. Högsta medelantalet fanns i Klagshamn och Lomma under baslinjefasen. Ingen signifikant skillnad i artantal inom något undersökningsområde fanns före jämfört med efter anläggningen av Öresundsförbindelsen.

Artsammansättning och dominansförhållanden mellan arter kan illustreras som kluster av sammanhörande resultat som liknar varandra. Det index användes som underlag för att jämföra artsammansättningen baserades på logaritmerad abundans av förekommande arter. Resultaten från Klagshamn under baslinjefasen avvek helt i förhållandet mellan antalet individer av de olika arterna från alla andra faser samt områden och bildade ett eget kluster (figur 4.4).

Under anläggningsfasen liknade plattfisksamhället i Lundåkra det i Klagshamn medan Lomma skiljde sig. Under driftfasen ingick Lundåkra och Lomma i ett kluster medan Klagshamn skiljde sig från övriga områden. Den genomförda analysen visar att det närmast belägna området (Klagshamn) från Öresundsbron och det längst bort belägna (Lundåkra) hade en likartad artsammansättning och dominansförhållanden under anläggningsfasen (figur 4.4). Abundansen av skrubbskädda hade störst betydelse för utfallet av klusteranalysen ($P = 0,001$). Abundansen av slätvar var av minst betydelse för att förklara skillnader i klustermonster ($P = 0,634$).

För att undersöka om dominansförhållandet mellan de två vanligast förekommande plattfiskarterna skrubbskädda och rödspätta förändrats under undersökningsperioden inom olika undersökningsområden användes kvoten mellan abundansen av skrubbskädda och rödspätta ($K = \log \text{skrubbtäthet} / \log (\text{rödspätttäthet} + 1)$). Eftersom kvoterna inte var normalfördelade användes mediankvoten (figur 4.5). En ickeparametrisk variansanalys (Kruskal-Wallis) visade att varken undersökningsområde eller anläggandet av Öresundsbron hade en signifikant inverkan på kvoten mellan skrubbskädda och rödspätta.

Täthet skrubbskädda

Totala antalet årsyngel som fångades under hela undersökningsperioden var 9 770 individer motsvarande en täthet av cirka 300 individer per hektar. Maximala antalet i ett drag var 75 individer. I femton procent av de 1 963 dragen saknades skrubbskädda. Tätheten av skrubbskädda var högst i Klagshamn under baslinjen 1993 och 1994 och det lägsta värdet uppmättes under driftfasen 2002 (figur 4.6). Även i Lomma uppmättes den högsta tätheten under baslinjefasen 1994. Under driftfasen avvek Lomma ett år, 1998, med extrem låg täthet på nedtill en individ per hektar. Även i Lundåkra var tätheten högst under baslinjen 1993 och lägst under anläggningsfasen 1997.

Tätheten av juvenil skrubbskädda skiljde sig inte signifikant mellan undersökningsområden samt baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron (figur 4.7 och tabell 4.2). Endast kovariaten vårtemperatur i Öresund hade en signifikant effekt på tätheten av skrubbskädda. Interaktionstermen mellan brofas och undersökningsområde var inte signifikant och försämrar modellen. Tillförlitligheten i den genomförda analysen var ändå relativt god, eftersom den

statistiska styrkan var 0,65 respektive 0,87 för faktorerna område och brofas. Den statistiska styrkan att upptäcka en minskning på femtio procent i täthet före jämfört med anläggnings- och driftfasen var 0,77.

Tabell 4.2 Tvåvägs kovariansanalys (ANCOVA) som testar effekten av undersökningsområde, brofas samt vår- och sommartemperatur (kovariater) på täthet av juvenil (0+) skrubbskädda i Öresund.

Variationsorsak	Kvadrat-summa	Frihets-grader	F-kvot	P
område	2,25	2	2,82	0,078
fas	1,71	2	2,14	0,137
vårtemperatur	3,74	1	9,39	0,005
sommartemperatur	0,61	1	1,53	0,227
residual	10,33	26		
modell	10,05	6	4,22	0,004

Täthet rödspätta

Sammanlagt fångades 1 919 individer av rödspätta under undersökningsperioden motsvarande en täthet av cirka 60 individer per hektar. Maximala antalet individer i ett enskilt drag var 18. I 63 procent av de 1 963 dragen saknades rödspätta. Under slutet av baslinjefasen och början av anläggningsfasen, åren 1995 till 1997, saknades rödspätta helt i Klagshamn vid flera undersökningstillfällen (figur 4.8). Under anläggningsfasen uppmättes högst täthet i Klagshamn år 1998. Motsvarande variationsmönster i täthet fanns även i Lomma och Lundåkra. Variationen i täthet mellan provtagningstillfällena var särskilt stor under åren 1998 och 1999 (figur 4.8).

Tätheten av juvenil rödspätta skiljde sig inte signifikant mellan undersökningsområden eller mellan baslinje, anläggnings- och driftfas av Öresundsbron (figur 4.9 och tabell 4.3). Endast kovariaterna sommartemperatur och strömförhållanden i Öresund hade en signifikant effekt på tätheten av rödspätta. Införande av en interaktionsterm mellan brofas och undersökningsområde var inte signifikant och försämrar modellen. Den statistiska styrkan var 0,15 respektive 0,09 för faktorerna område och brofas. Detta visar att den statistiska styrkan var otillfredsställande i den genomförda analysen. Den statistiska styrkan att upptäcka en minskning på femtio procent i täthet före jämfört med under anläggnings- och driftfasen var endast 0,15.

Tabell 4.3 Tvåvägs kovariansanalys (ANCOVA) som testar effekten av undersökningsområde, brofas samt vår- och sommartemperatur (kovariater) på abundans av juvenil (0+) rödspätta i Öresund.

Variationsorsak	Kvadrat-summa	Frihets-grader	F-kvot	P
område	0,46	2	0,14	0,865
fas	1,19	2	0,37	0,691
sommartemperatur	9,12	1	5,74	0,024
ström	12,73	1	8,02	0,009
residual	41,27	26		
modell	22,74	6	2,39	0,057

Täthet övriga arter

Tätheten av piggvar, tunga och slätvar var betydligt lägre jämfört med den vanligast förekommande arten skrubbskädda. Variationen i täthet var stor både mellan olika år och inom undersökningsområden (figur 4.10). Eftersom tätheten av arterna inte var normalfördelad användes medianvärden vid den statistiska analysen. En ickeparametrisk variansanalys (Kruskal-Wallis) visade att varken undersökningsområde eller brofas hade någon signifikant inverkan på täthet av piggvar, tunga och slätvar.

Storlek

Endast juvenil skrubbskädda förekom i tillräckligt antal för att kunna jämföra förändring i medelstorlek mellan undersökningsområden samt mellan baslinje, anläggnings- och driftfasen. Medellängden på skrubbskädda i augusti varierade mellan 63 och 106 millimeter under hela

undersökningsperioden. Spridningen i längd var likartad mellan undersökningsområden och brofaser (figur 4.11). Det fanns ingen signifikant skillnad i medellängd mellan undersökningsområden. Brofaserna hade en signifikant inverkan på medellängden. Storleken av juvenil skrubbskädda var större under anläggnings- och driftfas jämfört med baslinjen (Bonferroni $P = 0,015$ respektive $P = 0,047$). Medelabundansen av juvenil skrubbskädda påverkade också medellängden (tabell 4.4). Interaktionen mellan brofas och undersökningsområde var inte signifikant och försämrar modellen.

Tabell 4.4 Tvåvägs kovariansanalys (ANCOVA) som testar effekten av undersökningsområde, brofas och abundans av skrubbskädda (kovariat) på medellängd av juvenil (0+) skrubbskädda i Öresund.

Variationsorsak	Kvadrat-summa	Frihets-grader	F-kvot	P
område	108,84	2	0,85	0,439
fas	1 453,31	2	3,54	0,044
abundans	276,33	1	4,32	0,048
residual	1 600,88	25		
modell	1 305,07	5	4,08	0,001

4.2.5 Diskussion

Anläggningen av Öresundsbron skulle genom grumlande arbeten under anläggningsfasen och ändrade ström- och sedimentationsförhållanden under driftfasen kunna ha påverkat artsammansättningen av årsyngel. Detta genom att de olika arterna under ägg- men framförallt larvfasen förekommer i olika djupzoner (Campos 1996) där effekterna av anläggningen av broförbindelsen haft olika stor betydelse. Den utförda undersökningen visar dock inte att artsammansättningen av juvenil plattfisk inom undersökta grundområden i Öresund har förändrats under anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron jämfört med tiden före anläggningen av bron. Skrubbskädda är tillsammans med rödspätta dominerande arter även efter anläggningen. Piggvar, tunga och slätvar förekommer i låg täthet både före och efter anläggningen av Öresundsbron. Bomtrålningen utfördes inom grundområden med mindre än två meters vattendjup och därför fångades inte sandskädda (*Limanda limanda*) eftersom dess årsyngel förekommer djupare (Andersson 1942). Denna art var den vanligaste förekommande plattfiskarten i provfiskena. Inga skillnader i artsammansättningen av äldre plattfisk som tydligt kan kopplas till anläggningen av Öresundsförbindelsen kunde dock upptäckas i de genomförda nät- och ryssjefiskena (se kapitel 4.4).

Det fanns ingen signifikant skillnad i täthet av juvenil skrubbskädda, rödspätta, piggvar, tunga och slätvar inom undersökta områden i Öresund som kan kopplas till anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron. Utförda modellberäkningar av sediment-spridningen visade dock att sedimentexponeringen under vissa år av anläggningsfasen var tillräckligt stor för att kunna påverka överlevnad av ägg och larver av plattfisk i Öresund (se kapitel 4.3). Det kan dock vara svårt att upptäcka skillnader i täthet av juvenil plattfisk eftersom mortaliteten är mycket hög och varierande hos bottenlevande marina fiskarter med pelagiska ägg och larver (McGurk 1986; Pepin 1991). Vinddrivna strömmar kan också medverka till stora variationer i rumslig fördelning av bottenfällning av plattfiskyngel som sedan påverkar tätheterna av årsyngel (Modin & Pihl 1996; Nielsen et al. 1998). Den genomförda analysen av den statistiska styrkan visade att det var möjligt att upptäcka en minskning på femtio procent i täthet av skrubbskädda mellan baslinje och anläggnings- och driftfas. För de övriga arterna skulle inte en minskning med hundra procent i täthet under motsvarande perioder kunna påvisas med någon statistisk säkerhet.

Det fanns en signifikant skillnad i längd av juvenil skrubbskädda inom undersökta områden i Öresund före anläggningen jämfört med anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron. Storleken av juvenil skrubbskädda var större under anläggnings- och driftfas jämfört med perioden innan bron anläggs. En ökning i storlek av årsynglen under anläggningsfasen skulle kunna förklaras med att muddringar och andra bottenaktiviteter kan ha ökat tillgängligheten av bottendjur för fisk (Degerman 1986; Groenewold 1999). En sådan effekt skulle kunna kvarstå

genom att unga stadier av opportunistiska bottendjursarter, till exempel nyligen bottenfälda blåmusslor, finns tillgängliga som fiskföda efter arbetena upphört.

Utfyllnaden av grundområden i Öresund har inneburit en permanent reduktion av tillgängliga uppväxtområden för plattfisk (se kapitel 6.3). Det är dock inte möjligt att genom de utförda plattfiskundersökningarna kunna upptäcka en sådan påverkan på rekryteringen av plattfisk. Detta hade krävt en mycket större undersökningsinsats för att få tillräckligt stor statistisk styrka. Både antalet undersökningsområden och provtagningar i varje område hade behövt ökas väsentligt.

4.3 Sedimenteffekter på pelagiska ägg och larver

4.3.1 Sammanfattning

Grumlingseffekter på pelagiska ägg och larver har studerats i laboratorieförsök som en del av fiskeri-undersökningarna för den fasta förbindelsen över Öresund. Förändringen av äggens flytförmåga på grund av sedimentavsättning mättes på torskägg i en gradientkolonn. Direkta mortalitetsundersökningar genomfördes för torskägg och gulesäckslarver i system med cirkulerande suspension av kalk respektive moränlera. Studierna ägde rum under torskens lekperioder i Östersjön 1995 och 1996.

Resultaten visar att en densitetsökning hos pelagiska ägg sker även vid låga sedimenthalter. Ökningen är väsentligen proportionell mot sedimentkoncentrationen och exponeringstiden, med en dos-responsfaktor för torskägg från Östersjön motsvarande 0,02 psu/timma och mg/l (practical salinity unit, psu, är den modärna enheten för salinitet och motsvarar approximativt promille salthalt). Den mindre diametern på torskägg i Öresund gör att sjunkhastigheten där blir tio till tjugo procent högre. Vid en koncentration av fem milligram per liter krävs då, vid typiska skiktningförhållanden i Öresund, mindre än fyra dygn för att pelagiska ägg ska sjunka till botten, där överlevnadschanserna är mycket små. Äggmortaliteten påverkas föga i en sedimentsuspension under omrörning och är märkbar först vid storleksordningen 100 mg/l vid långtidsexponering. Gulesäckslarver uppvisar däremot en betydligt högre direkt dödlighet än ägg. Koncentrationer av kalk ned till tio milligram per liter gav en ökad mortalitet hos vissa larvgrupper. En entydig bestämning av effekter på larvmortaliteten försvårades av en stor variation i kondition mellan olika kläckningsomgångar.

De grumlande arbeten under anläggningsperioden för Öresundsförbindelsen var som mest intensiva under vinterhalvåret, och sammanföll alltså med torsk- och plattfiskäggets kläckningsperiod. Laboratorieresultaten innebär att sedimentexponeringen i sundet har varit tillräckligt stor för att ge signifikanta effekter på ägg och larver. Resultaten från sedimentavsättningen på torskägg torde vara applicerbara även på de viktiga plattfiskarterna i Öresund. Även dessa arter har pelagiska ägg med storlek och densitet som är lika torskens. Äggutvecklingsperioden hos torsk är dessutom kortare än hos plattfisk, vilket gör att risken för en kritisk ackumulation av sediment på plattfiskägg är högre än för torsk.

4.3.2 Inledning

Vid uppförandet av en fast förbindelse över Öresund antogs de största påfrestningarna på miljön vara en följd av sedimentspridning vid muddringar och fasta anläggningsarbeten. För att bedöma omfattningen av denna påverkan var det därför viktigt att få kunskap om olika organisms

känslighet för sedimentsuspensioner. Bland annat gjordes en serie försök för att bestämma reaktionströskeln hos adult sill och torsk för de sedimenttyper som var aktuella vid grävarbetena (Westerberg et al. 1996a). Ett annat potentiellt problem var grumlingarnas effekter på ägg och larver. Tidigare publicerade undersökningar om pelagiska ägg rör främst kläckningsfrekvensen hos strimmig havsabborre (*Morone saxatilis* – striped bass) och visar signifikanta effekter först vid en exponering för sedimentkoncentrationer på 500-1 000 mg/l (Auld & Schubel 1978; Morgan et al. 1983). Dessa resultat gällde för förhållanden i en turbulent flod med naturligt hög grumlighet.

Öresund är ett viktigt lekområde för torsk, rödspätta, sand- och skrubbskädda – vilka alla har friflytande ägg – och 1995 startades ett projekt för att studera grumlingars inverkan i en situation mer lik den som orsakades av grävarbetena i Öresund. Inledande försök genomfördes under slutet av torskens leksäsong 1995 och visade resultat som tyder på att sedimentexponeringen hade effekt både på äggens flytkraft och mortalitet (Rönnbäck & Westerberg 1996). En ny och utvidgad försöksserie genomfördes under 1996.

Vattendomstolen har förordnat Fiskeriverket att som sakkunnig ansvara för de undersökningar som gemensamt fastställts av Fiskeriverket och Konsortiet för att utreda effekterna av Öresundsbrons anläggande (Anonymous 1995). Av de huvudfrågeställningar som fastställdes i sakkunnigförordnandet i deldomen behandlas i denna delrapport sedimenteffekter på pelagiska ägg och larver. Följande delfrågeställningar undersöktes i de försök som redovisas:

1. Påverkas flytförmågan hos ägg av grumlingar och finns det ett samband med exponeringstid och koncentration?
2. Ökar mortaliteten för ägg och larver av torsk som exponeras för sediment?

4.3.3 Material och metoder

Försöken utfördes på en försöksstation tillhörande Institutionen för systemekologi vid Stockholms universitet, belägen i Ar på norra Gotland. Försöken pågick under juni och juli 1995 respektive 1996 då lekmogen torsk fanns tillgänglig. Huvuddelen av försöken utfördes på ägg och gulesäckslarver från torsk med ursprung i egentliga Östersjön men även torsk från Arkonabassängen och Öresund användes i försöken. Alla experiment genomfördes i kylrum med en konstant temperatur på sju grader. Inkommande vatten, med en salthalt av 7 psu, filtrerades genom Cartridgefilter (0,2 µm) och med hjälp av syntetiskt havssalt, "Marinemix", bereddes sedan det vatten som användes i försöken. De två sedimenttyper som undersöktes var kalk och glacial moränlera, vilka var de huvudsakliga typerna av sedimentspill från arbetena i Öresund. Moränleran hämtades från grävarbetena vid Lufthavnen i Kastrup och tillhandahölls av Danmarks Geologiska Undersøgelse. Kalksuspensionerna bereddes från Faxe Miljøefiller, som är en bearbetad form av Köpenhamnskalksten med en kornstorleksfördelning som relativt väl överensstämmer med den som uppmätts vid provgrävningarna i Öresund (Knudsen 1993). Båda sedimenttyperna våtsiktades på en 38 µm sikt före försöken. Detta gjordes för att efterlikna förväntad kornstorleksfördelning i de delar av Öresund där den huvudsakliga ansamlingen av ägg och larver sker. Kornstorleksfördelning hos de två sedimenttyperna redovisas i Appendix I till (Rönnbäck & Westerberg 1996).

Flytförmåga

För att mäta förändringar i flytförmågan vid sedimentavsättning på ägg användes inskiktade gradientkolonner enligt Combs (1981). De laminära förhållandena i experimentuppställningen motsvarade väsentligen de betingelser som råder i undre delen av haloklinen där äggen befinner sig i Öresund. Kolonnen bereddes så att en 65 centimeter hög linjär gradient erhöles, som täckte salinitetsintervallet 11 till 27 psu. För att få en kontinuerlig sedimentavsättning av de minsta storleksfraktionerna redan från experimentens start byggdes varje gradient upp av stamlösningar med den sedimentkoncentration som senare hölls i respektive försök. Äggens densitet vid försökets start gjorde dem neutralt flytande vid mellan 13 och 15 psu. Antalet ägg per

kolonn var 30 stycken, vilka tillfördes efter det att gradienten byggts upp. Sammanlagt gjordes tre replikat vid den högsta koncentrationen (40 mg/l), där äggen nådde botten av kolonnen på mindre än ett dygn. För koncentrationen 16 mg/l gjordes fem replikat vardera med en varaktighet av två dygn. Vid den lägsta koncentrationen, 5 mg/l, gjordes fyra replikat och försöken avbröts efter tre dygn.

För att vidmakthålla ett relativt konstant partikelregn byttes, efter varje avläsning av äggens flytkraft, de översta 300 ml (motsvarande en 15 centimeter hög pelare) i gradientkolonnen ut mot en nyberedd suspension i sötvatten. Detta gjordes vid tre tillfällen varje dygn med intervallen 3,5, 3,5 samt 17 timmar. Varje försök avslutades med en kontroll av kvaliteten hos de exponerade äggen, vilken visade att de ägg som använts i försöket fortfarande var av god kvalitet. I samtliga flytförmågeförsök användes moränlera. Parallellt med varje exponering gjordes kontrollförsök för att mäta densitetsförändringen hos ägg som inte utsatts för sedimentavsättning för att kunna kompensera för den lilla naturliga densitetsförändringen som sker under äggutvecklingen (Nissling & Vallin 1996).

De ägg som användes i experimenten kom från östra torskbeståndet i Östersjön och har en annan jämnviktsdensitet än torskäggs i Öresund. Eftersom försöken mäter den relativa densitetsändringen är resultaten emellertid tillämpbara på alla torskäggs under förutsättning att ytegenskaperna är desamma så att sedimenten avsätts på samma sätt.

De sedimentkoncentrationer som äggen exponerades för i kolonnen har beräknats enligt Stokes lag där sjunkhastigheten, w , för en partikel med radien r , ges av

$$w = 2gr^2(\rho_1 - \rho_2)/(9\mu)$$

Moränlerans densitet, ρ_1 , sattes till 2,65 g/cm³, sötvattens densitet, ρ_2 , till 1,00 g/cm³ och den dynamiska viskositeten, μ , till 0,014 pois (eller g/s,cm) för vatten vid +7°C. Falltiden för femton centimeter i sötvatten hos respektive storleksfraktion har jämförts med tidsintervallet mellan tillsättningen av ny suspension i det översta skiktet. Härigenom har en tidsintegrerad koncentration framtagits för de olika kornstorleksfraktionerna. Endast partiklar mindre än 1,75 μ m i diameter ger en kontinuerlig sedimentavsättning vid dygnsexponering. De beräknade medelkoncentrationerna vid försöken var fem milligram per liter (52 procent av initialkoncentration tio mg/l), 16 mg/l (52 procent av initialkoncentration 30 mg/l) och 40 mg/l (66 procent av initialkoncentration 60 mg/l). Vid samtliga koncentrationer har partiklar mindre än 1,75 μ m i diameter utgjort 50-63 procent av totalkoncentrationen.

Det är oklart hur medelkoncentrationen framräknad på detta sätt förhåller sig till en effektiv sedimentkoncentration i havet. För oregelbundna partiklar ger Stokes lag endast en approximativ fallhastighet. En större osäkerhet ligger i hur olika partikelstorlekar fäster sig till äggets yta.

Mortalitet

Mortaliteten hos ägg och gulesäckslarver studerades i system med en recirkulerande suspension beredd av saltvatten med saliniteten 17 psu. Försökskärnen var cylindrar med konisk underdel och med volymen 1 100 ml. Ett finmaskigt nät, placerat i botten på behållaren, förhindrade ägg och larver från att följa med utsuget ($\varnothing = 2,1$ cm). Inflödet ($\varnothing = 0,4$ cm) placerades i övre delen av behållaren och genomströmningshastigheten var 400 ml/minut. För att undvika utveckling av skadliga mikroorganismer tillsattes doctacillin (0,1 g/l), mycostatin (2 500 IU/l) och streptomycin (0,05 g/l) till suspensionerna. Byte av sedimentsuspension genomfördes två gånger per dygn för att på så sätt minimera sedimentationen av partiklar i systemet. Trots detta sedimenterade en betydande del av suspensionen relativt omgående (figur 4.12). De koncentrationer som angivits är de som utgjorde en övre gräns under 85 procent av exponeringstiden, vilket motsvarade cirka 20 procent av initialkoncentrationen. Sedimentkoncentrationen bestämdes genom att vacuumfiltrera en känd volym genom Whatmanfilter HF (0,7 μ m), vilka torkades och vägdes på analysvåg. För att se om själva omrörningen påverkade mortaliteten studerades även dödligheten i blankprover,

0 mg/l, som jämfördes med kontrollprover som inte utsatts för omrörning. De larver som studerades var ett dygn gamla vid observationens start. I försöken med ägg varierade äggens ålder.

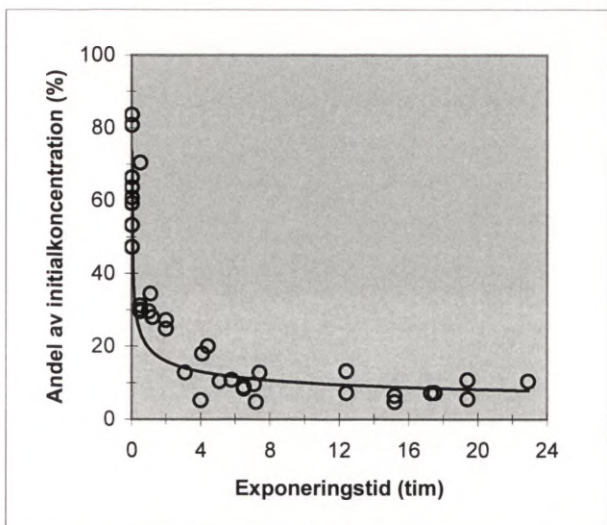
För att undvika svälteffekter hos larver pågick exponeringen av dessa under högst sex dygn, vilket innebar att gulesäcken inte blev fullständigt förbrukad. Vid bestämning av mortaliteten hos ägg kan döda ägg lätt identifieras eftersom dessa snabbt grumlas och sjunker. Identifieringen av döda larver var däremot svårare. Till skillnad från ägg genomgår larver en längre fas med en gradvis försämrad kondition, främst indikerad av sänkt aktivitet. En skarp krökning av ryggraden användes som kriterium på att en gulesäckslarv var död. Detta torde vara en konservativ definition som leder till en underskattning av den faktiska dödligheten. Ingen åtskillnad gjordes mellan levande larver av olika kondition. Antalet ägg och larver i respektive försök var 100 stycken. Sammanlagt gjordes 17 försök med ägg vid olika sedimentkoncentrationer och 44 försök med larver, varav sex var kontrollförsök utan omrörning.

4.3.4 Resultat

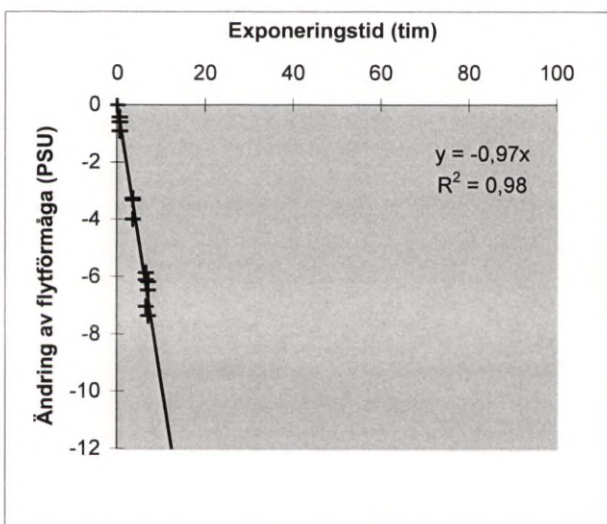
Densitetsökningen hos ägg som utsatts för sedimentavsättning var tydlig. Vid koncentrationen 40 mg/l skedde en densitetsökning motsvarande 1 psu efter drygt en timme (figur 4.13). Motsvarande densitetsökning sker efter cirka sju timmar vid koncentrationen 16 mg/l (figur 4.14). Även vid den lägsta koncentrationen, fem mg/l, försämras flytförmågan markant. Drygt elva timmar krävs för att ge en densitetsökning motsvarande 1 psu vid denna koncentration (figur 4.15). Resultaten kan sammanfattas som en flytkraftsförsämring som är nära proportionell mot den ackumulerade dosen och där proportionalitetsfaktorn är 0,02 psu/timma och mg/l. Ju längre varje försök pågick desto större var risken för att ägg skulle bromsas genom att häfta vid kolonnväggen eller mot den slang som fanns i kolonnen. Detta gjorde att spridningen av densitetsökningen inom den exponerade ägg-gruppen ökade med tiden vilket också medför ökad spridning för lägre koncentration.

Konditionen hos den individuella ägg- respektive larvgruppen hade stor inverkan på resultatet vid mortalitetsförsöken. Härav följer att jämförelser mellan olika koncentrationer försvåras när den sker mellan ägg- eller larvgrupper från olika honor.

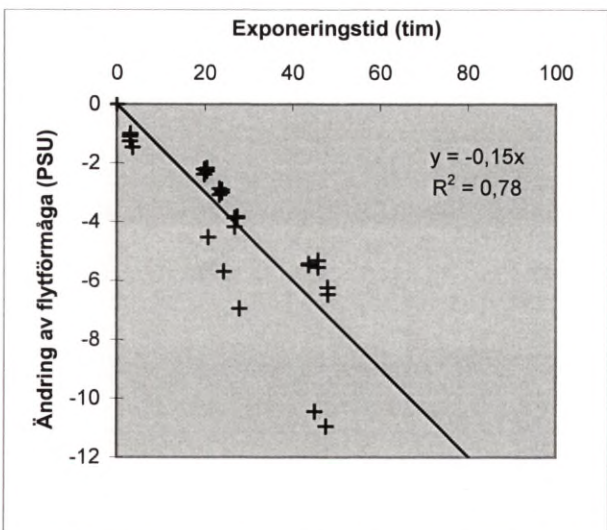
Äggmortaliteten visade en tröskelkoncentration av storleksordningen 100 mg/l vid tre dygns exponeringstid för kalk. Då samma ägggrupp testades med moränlera gav 200 mg/l ingen signifikant inverkan på dödligheten (figur 4.16). Vid jämförelser mellan ägg och larver från samma portion uppvisade larver en betydligt högre dödlighet, trots att de endast exponerades ett dygn för suspension av moränlera jämfört med äggens tre dygn (figur 4.17). På grund av skillnaden i äggmortalitet mellan kalk och moränlera samt resultaten från de preliminära försöken 1995, begränsades studierna av larvmortalitet till att endast studera exponering för kalksuspensioner (figur 4.18-4.20). Betydelsen av en längre exponering, sex dygn, är uppenbar vid samtliga koncentrationer, medan försöken som varade under tre dygn visade liten inverkan på mortaliteten. Dödligheten efter sex dygn var 2,5 till fyra gånger högre i koncentrationerna 10-40 mg/l jämfört med blankprovet, 0 mg/l. Hos samtliga larvgrupper orsakade omrörningen i sig en ökad dödlighet, vilket kan ses vid jämförelser mellan blankprovet och den kontrollgrupp som inte genomgick omrörning. Larvernans kondition efter avslutat försök var klart sämre hos de grupper som exponerats för kalksuspension jämfört med blankprov. Konditionsförsämringen yttrade sig genom en lägre aktivitet hos larverna samt att en större del av gulesäcken hade förbrukats.



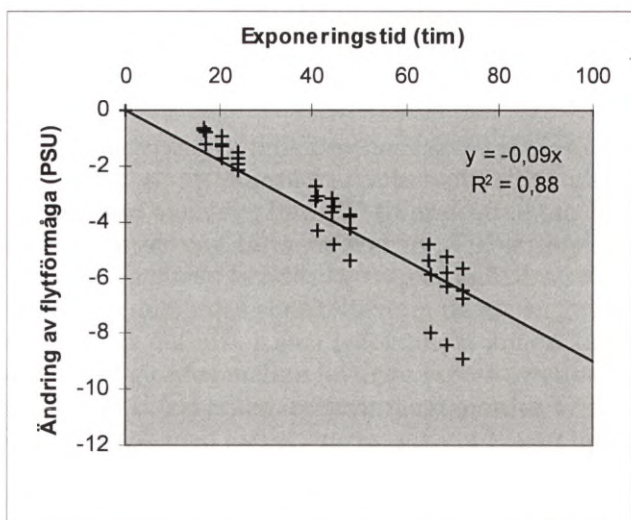
Figur 4.12 Sedimentkoncentration som funktion av exponeringstiden vid mortalitetsförsöken
Data samlat från flera koncentrationsmätningar vid olika försök.



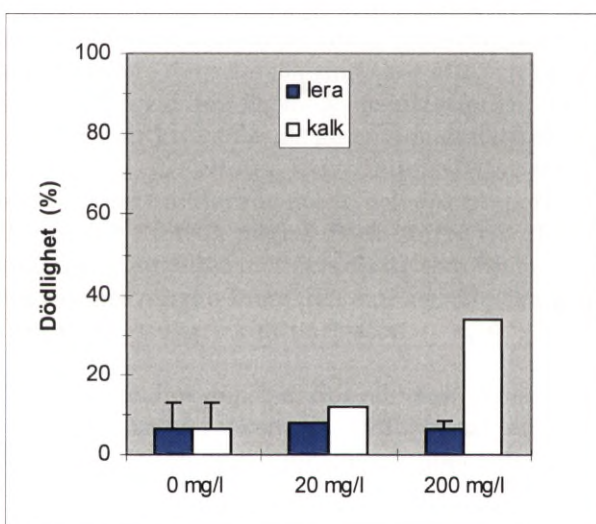
Figur 4.1312 Försämring av genomsnittlig flytförmåga (mätt som psu) som funktion av tiden i en lersuspension med genomsnittskoncentrationen 40 mg/l (3 försök med 30 ägg i varje).



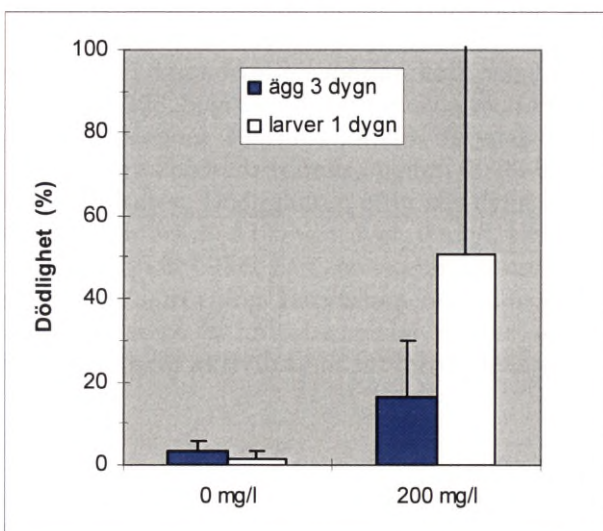
Figur 4.14 Försämring av genomsnittlig flytförmåga (mätt som psu) som funktion av tiden i en lersuspension med genomsnittskoncentrationen 16 mg/l (5 försök med 30 ägg i varje).



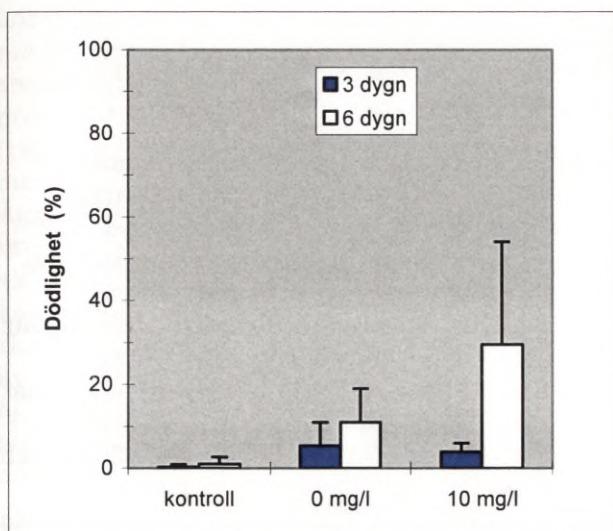
Figur 4.15 Försämring av genomsnittlig flytförmåga (mätt som psu) som funktion av tiden i en lersuspension med genomsnittskoncentrationen 5 mg/l (4 försök med 30 ägg i varje).



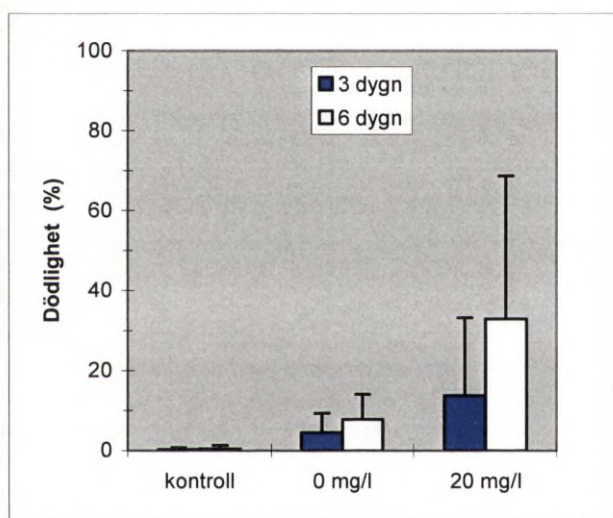
Figur 4.16 Äggmortalitet \pm 1 standardavvikelse vid 3 dygns exponering för sedimentkoncentrationerna 0 mg/l ($n = 2$), 20 mg/l ($n = 1$), 200 mg/l ($n = 2$).



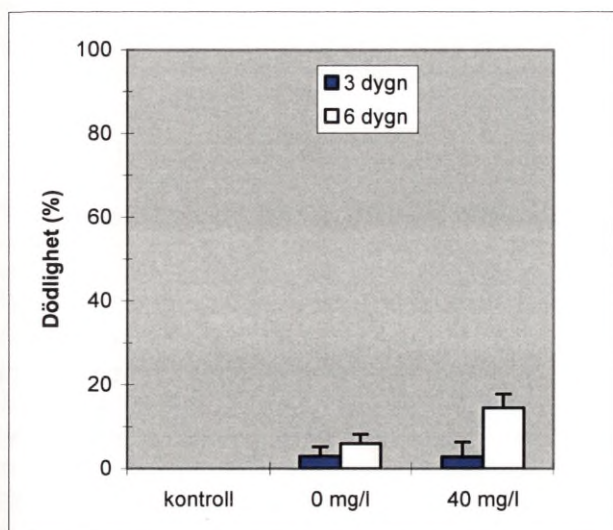
Figur 4.17 Jämförelse mellan känslighet hos ägg och larver för exponering av moränlera. För ägg ackumulerad mortalitet (\pm 1 standardavvikelse) under tre dygn vid 0 mg/l (3 försök), 200 mg/l (5 försök). För larver exponering under ett dygn vid 0 mg/l (2 försök) och 200 mg/l (2 försök).



Figur 4.18 Larvmortalitet \pm 1 standardavvikelse hos två olika larvgrupper vid exponering för kalk. Kontroll ($n = 3$), 0 mg/l ($n = 8$), 10 mg/l ($n = 8$).



Figur 4.19 Larvmortalitet \pm 1 standardavvikelse hos tre olika larvgrupper vid exponering för kalk. Kontroll ($n = 3$), 0 mg/l ($n = 10$), 20 mg/l ($n = 10$).



Figur 4.20 Larvmortalitet \pm 1 standardavvikelse hos en larvgrupp vid exponering för kalk. Kontroll ($n = 1$), 0 mg/l ($n = 4$), 40 mg/l ($n = 4$).

4.3.5 Diskussion

Hos flertalet av de arter som har pelagiska ägg som reproduktionsstrategi sker leken under senvintern och våren i djuphålorna i Öresund och Kattegatt. Äggens flytkraft är sådan att de sjunker i Östersjöns ytvatten, men flyter i Kattegatts djupvatten. Rådande hydrografiska förhållanden gör därför att betydande mängder ägg och larver från stora områden koncentreras till haloklinen i Öresund, med en huvudsaklig ansamling i djupområdena söder om Ven (Westerberg 1994b). Pelagiska fiskägg som utsätts för sedimentavsättning blir tyngre och uppnår sitt jämviktsläge djupare ner i salt- och temperaturskiktningen. Om densitetsökningen är tillräckligt stor sjunker äggen till botten där vi kan förvänta oss en mycket hög mortalitet, främst beroende på bentisk predation. De ägg som exponeras för sedimentsuspension men som inte sjunker till botten kan få en sämre kondition och lägre kläckningsfrekvens. Både dessa försök och tidigare studier tyder dock på att det krävs mycket höga sedimenthalter för att ge förhöjd mortalitet. Gulesäckslarver tycks emellertid vara känsligare än ägg. En trolig förklaring till detta kan vara respiratoriska problem hos larver genom blockering av gälarna (Appleby & Scarratt. 1989; Auld & Schubel 1978).

Takten i sedimentavsättningen på ägget och därmed äggets massa m är proportionell mot äggets yta, men effekten på äggets flytkraft är proportionell mot äggets volym V . I första approximation kommer äggets densitetsökningen därför, under i övrigt lika betingelser, att bli omvänt proportionellt mot radien r . Om sedimentkoncentrationen är c , sedimentpartiklarnas sjunkhastighet w och densitet ρ_p så blir

$$\text{Ekvation 4-II} \quad \frac{\partial m}{\partial t} = \pi r^2 w c$$

och

$$\text{Ekvation 4-III} \quad \frac{\partial V}{\partial t} = \frac{\pi r^2 w c}{\rho_p}$$

Det fullständiga uttrycket för densitetsökningen som funktion av tiden t hos ett ägg, som initialt är neutralt flytande vid vattendensiteten ρ_v , blir då

$$\text{Ekvation 4-IV} \quad \frac{c w \left(1 - \frac{\rho_v}{\rho_p} \right)}{\frac{4r}{3t} + \frac{c w}{\rho_p}}$$

De ägg som användes vid försöken kom från torsk fångad norr om Gotland, med diameter varierande mellan 1,5 och 1,8 mm (Nissling et al. 1994). Torskägg i Öresund liknar i storlek dem i Skagerrak med diameter mellan 1,35 och 1,5 mm (Nissling & Westin 1997). Det innebär att, under i övrigt lika betingelser, kommer torskägg i Öresund att sjunka 10-20 procent snabbare än äggen från Östersjön. För skrubbskädda, som har cirka 1,1 mm diameter (Hempel & Nellen 1974), blir sjunkhastigheten cirka femtio procent högre.

Resultaten från denna undersökning visar att redan sedimentkoncentrationer av storleksordningen 1 mg/l kan ge effekter på flytförmågan hos pelagiska ägg om de exponeras

kontinuerligt under en stor del av kläckningstiden. Ägg från torskbeståndet i Öresund har en neutral flytförmåga vid 21 ± 1 psu. I de områden där den huvudsakliga ansamlingen av ägg äger rum varierar bottenvattnets saliniteten under året. Enligt tio års mätningar i det svenska PMK-programmet på station VL, väster om Landskrona, är medelvärdet under januari 29,7 psu (varierande från 24 till 33 psu), och under februari 29,3 psu (20 till 33 psu). En densitetsökning motsvarande drygt 8 psu räcker alltså i genomsnitt för att äggen ska sjunka till botten. Äggutvecklingstiden hos torskäggs är starkt beroende av vattentemperaturen. För de ägg som utvecklas i Öresund under senvintern och våren pågår utvecklingen i ungefär fyra veckor (26 dygn i $+2^\circ\text{C}$) enligt Thomson och Riley (1981). Den långa äggutvecklingsperioden innebär att en kontinuerlig sedimentavsättning från koncentrationer på 1-2 mg/l normalt är tillräcklig för att äggen ska hinna sjunka till botten. I praktiken är det dock endast en liten del av Öresunds yta som berörs av sedimentspridningen och genom virvlar och strömväxlingar i ytvattnet kommer exponeringen av äggen i haloklinen inte att ske kontinuerligt utan intermittent. Den långa embryonalutvecklingen gör dock att den ackumulerade sedimentavsättningen från koncentrationen fem mg/l ger en kritisk densitetsökning hos ägg redan om denna koncentration bara förekommer 3-4 dygn per månad.

Om äggen når botten kan man förvänta sig en total mortalitet genom bentisk predation; i området finns det till exempel 200-1 500 individer havsborstmaskar per kvadratmeter Sjölin (1993). Även de ägg som undgår predation på botten kommer att ha en låg överlevnad genom försämrade syreupptagning samt anrikning av exkretionsprodukter runt äggen om dessa täcks av sediment (Messieh et al. 1981).

Experimenten utfördes under laminära betingelser medan det i äggens naturliga miljö råder en viss, om än svag, omblandning. Den kraftiga omrörningen i mortalitetsförsöken visade att sedimentbeläggningen på äggen helt eller delvis kunde lossna. Partiklarna tycks dock ha en relativt hög tendens till vidhäftning - det bildas ett skikt av partiklar runt hela ägget, inte bara en löst deponerat hätta på den övre hemisfären. I vilken utsträckning turbulensen i havet kan befria äggen från sedimentbeläggningen är alltså osäkert. Dock bör man observera att en begynnande avsättning tenderar att bli självförstärkande, genom att densitetsökningen för ägget djupare ned i haloklinen där turbulensnivån avtar.

Resultaten från sedimentavsättningen på torskäggs torde även vara applicerbara på de vanliga plattfiskarterna i Öresund. Dessa har ägg med storlek och densitet som är jämförbar med torskens. Äggutvecklingsperioden hos plattfisk är dessutom längre än hos torsk, vilket gör att risken för en kritisk ackumulation av sediment på ett plattfiskägg är högre än för torsk.

Mortalitetsstudierna tyder på att gulesäckslarver är betydligt känsligare än ägg, vilket också var förväntat. Den högre känsligheten för kalk jämfört med moränlera kan vara pH-betingad. Det förhöjda pH-värdet i mikromiljön omedelbart runt ett kalkkorn kan tänkas störa den osmotiska balansen över epitelet. För gulesäckslarver verkar betydelsen av larvkväliten överskugga effekten av olika sedimentkoncentrationer, vilket gör det svårt att fastställa ett bestämt tröskelvärde. Orsaken till att dödligheten i försöken var högre vid 10 mg/l än vid 40 mg/l beror sannolikt på skillnader i larvkväliten mellan de olika larvgrupper som undersöktes, vilket styrks av den observerade skillnaden i dödlighet mellan blankproverna. Ytterligare ett problem som försvårade bestämningen av en tröskelkoncentration för dödlighet var att omblandningssystemet som användes vid mortalitetsförsöken i sig gav en ökad mortalitet. Detta gjorde att den observerade dödligheten inte uteslutande kan förklaras av sedimenteffekter. Sammanfattningsvis tycks en ökning i larvmortalitet dock i flertalet fall observeras vid kalkkoncentrationer kring 10 mg/l.

Mortaliteten är slutresultatet av påverkan och är alltså ett grovt mått på stress (Rosenthal & Alderdice 1976). Den direkta dödligheten hos gulesäckslarver föregås av en mängd subletal responser som bidrar till en reducerad överlevnad. Ett exempel på en sådan subletal respons är den snabbare förbrukningen av gulesäcken som observerades hos de larver som exponerats för sedimentsuspension. Inlärningsperioden för ett effektivt födosöksbeteende minskar härmed, vilket får till följd att den känsliga övergången från endogen till exogen föda kan försvåras. En annan subletal respons är att aktiviteten sänks hos larver som gått i sedimentsuspension, vilket

också försämrar födosökseffektiviteten samtidigt som predationstrycket kan öka. Det är alltså sannolikt att de effekter som observerades på larver som överlevde försöken skulle kunna skapa ökad dödlighet vid en längre tids exponering. Även sedimenthalter under 10 mg/l kan följaktligen förväntas påverka larvrekryteringen.

4.4 Provfisken

4.4.1 Sammanfattning

För att undersöka om anläggandet av Öresundsbroförbindelsen påverkat fisksamhället i Öresund med avseende på bottenlevande fisk, utfördes provfisken med nät och ryssjor under perioderna före, under och efter anläggandet av bron. Gruplande arbeten under anläggningsfasen samt ändrade bottenförhållanden på grund av ökad sedimentation under anläggnings- och driftfas skulle kunna ha påverkat förekomsten av vuxen fisk, framförallt genom att orsaka undvikandereaktioner. Dessa kan bero på till exempel minskad födotillgång eller minskad förmåga till födosök på grund av nedsatt sikt. Eventuell påverkan på rekryteringen genom minskad överlevnad av ägg, larver och yngel på grund av sedimenteffekter, kan också ha haft inverkan på förekomst och artsammansättning av vuxen fisk.

Undersökning av förändring av fisksamhället gav ingen entydig bild. En reduktion av antalet arter under anläggningsfasen i brons närområde (Klagshamn) indikerade dock en förändring beroende på anläggandet av bron. Även en minskning under anläggningsfasen av mängden plattfisk, vilka är bottenlevande, samtidigt med en ökning av vitling, som är pelagisk, under samma period indikerar en förändring i fisksamhället. I brons närområde (Limhamn) minskade abundansen av fisk i nätfisket under hela perioden. Denna minskning kan relateras till ett ökat sedimentspill under anläggningsarbetena av bron. Vid jämförelse av abundans, mätt som totalfångst, mellan de olika undersökningsfaserna upptäcktes endast en minskning från baslinje- och anläggningsfas till driftfas. De i nätfisket vanligt förekommande arterna torsk och sandskädda minskade också mellan anläggnings- och driftfas. Eftersom denna provtagningsmetod visade störst statistisk styrka kan minskningen betraktas som säkerställd. Att en ökad sedimentation under anläggningsfasen påverkat förekomsten av bottenlevande fisk negativt stöds också av en tendens till minskad förekomst av liten skrubbskädda under anläggnings- och driftfasen i brons närområde vid höstfiskena.

Det utvalda referensområdet i Lundåkrabukten visade sig vara mindre lämpligt som referens till områdena närmare bron. Avsaknaden av nätfisken under baslinjefasen, liksom att ryssjefiskena bedrevs på andra djup än i Limhamn och Klagshamn, samt bristen på samvariation med mer det mer nordligt belägna området i Vendelsö bidrar till detta.

4.4.2 Inledning

Fisksamhället i Öresund påverkas till stor del av ström- och salthaltsförhållanden. Vattenutbytet mellan Kattegatt och egentliga Östersjön, som främst drivs av skillnader i vattenståndet mellan dessa två havsområden, orsakar starka, växlande strömmar och stora salthaltsvariationer i Öresund. Salthalten i Öresunds ytvatten kan normalt variera mellan 8 psu (practical salinity units; 1 psu \approx 1 promille) till 25 psu. Den lägre salthalten förekommer när utsötat ytvatten från Östersjön strömmar norrut. Under haloklinen kan salthalten däremot nå upp till 35 psu när salt bottenvatten strömmar in från Kattegatt och vidare söderut (Lagenfelt & Svedäng 1999; Svansson 1975).

I Öresund finns stora grundområden med ålgräsängar (*Zostera marina*) som är uppväxtplats för till exempel ål, torsk, horngädda och sjurygg. Ålgräsängarna är även lekområde för horngädda

och sjurygg som lägger ägg på vegetationen medan torsk och plattfisk leker i de djupare centrala delarna och har pelagiska ägg. Bland plattfiskarterna hör skrubbskädda och sandskädda till de vanligaste. För sillen utgör Öresund den viktigaste vägen för lek- och näringsvandringar och det är även en viktig vinteruppehållsplats. Även för ål utgör sundet en vandringsväg där unga glasålar vandrar in till Östersjön medan blankål vandrar tillbaka genom Öresund för att ta sig vidare till Sargassohavet för reproduktion. De viktigaste kommersiella arterna i Öresund är torsk, sill, ål, sjurygg och skrubbskädda (se kapitel 5.2 och 5.5, Birklund et al. 1992; Dahl et al. 1992).

Anläggandet av Öresundsbron kan ha förändrat förutsättningarna för de bottenlevande fisksamhällena i Öresund framförallt genom grumlingsarbeten under anläggningsfasen. Påverkan antas kunna ske till exempel genom förändrade bottenförhållanden till följd av ökad sedimentation, att en förhöjd turbiditet har orsakat skyendereaktioner hos vissa arter eller genom att viktiga lek- och uppväxtplatser, framförallt ålgräsängar, kan ha försvunnit. Även störningar såsom vibrationer och buller under anläggandet av bron kan ha haft påverkan på fisken i närområdet.

I Vattendomsstolens deldom (Anonymous 1995) angavs att påverkan av anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron på täthet och artsammansättning av vuxen fisk i Öresund skulle undersökas. För att göra det satte Fiskeriverket upp följande frågeställningar:

1. Beror förändringar i fisksamhällets sammansättning och utveckling i påverkade områden av anläggnings- eller driftfas?
2. Beror förändringar i antalet arter i påverkade områden av anläggnings- eller driftfas?
3. Beror abundansens utveckling i påverkade områden av anläggnings- eller driftfas?
4. Beror variationen i de dominerande fiskarternas storleksstruktur av anläggnings- eller driftfas?

Genomförda provfisken med anledning av Öresundsbrobyggandet har inriktats främst på att undersöka förändringar i fisksamhället med avseende på bottenlevande fisk vid olika tider under säsongen. De variabler som har analyserats beskriver dels förändringar i fisksamhället (antal arter och proportionerna av arter, total fiskabundans) men också förändringar i enskilda fiskbestånd (enskilda arters abundans och storleksstruktur).

4.4.3 Material och Metoder

Provfiske

Provfiske med ryssjor har utförts två gånger per år (april och augusti) i tre områden. Provfisket i augusti startade 1992 medan fisket i april startade 1993. Fiskena utfördes under elva respektive tio år och avslutades 2002. Av områdena som fiskades var ett beläget utanför Klagshamn, söder om brosträckningen, ett utanför Limhamn i Lommabukten, norr om brosträckningen, samt ett i Lundåkrabukten, vilket var avsett som referensområde (se karta, figur 4.21). Inom varje område fiskades en station i tolv dygn under respektive fiskeperiod. På stationen sattes 18 ryssjor (parsatta, det vill säga varannan strut mot strut, varannan arm mot arm) förutom i Lundåkra där tre ryssjor fiskades mellan 1992 och 1995, vilket sedan justerades till tolv ryssjor (parsatta) mellan 1996 och 2002. Orsaken till avvikelsen i Lundåkra var att fisket där ingått i programmet för recipientkontroll för Barsebäcksverken. Ryssjorna sattes på ca nio meters djup förutom i Lundåkra där de stod på ca fyra meters djup. Ryssjetyper var modifierade småryssjor för ål som är 55 centimeter höga med halvcirkelformad öppning, strut med tre ingångar och en fem meter lång arm. De är tillverkade med 17 millimeter maskstolpe i armen och tio millimeter i struten av garnkvalitén 210/12 flätad, knutlös nylon (Texsystemet: 210/12 innebär tolv trådar av vardera 210 g vikt per 10000 m).

Provfiske med biologiska nätlänkar har utförts en gång per år (november) i tre områden som alla ligger på en avståndsgradient norrut från brosträckningen. Av de tre områdena är ett beläget

utanför Limhamn i södra Lommabukten, ett utanför Vikhög i norra Lommabukten samt ett i Lundåkrabukten vilket var avsett som referensområde (se karta, figur 4.21). Områdena utanför Limhamn och Vikhög började provfiskas 1993 medan fisket i Lundåkra startade 1995. Fiskena utfördes under tio respektive åtta år och avslutades i november 2002. Inom ett område har sex stationer fiskats under sex dygn. På varje station sattes en länk bestående av fyra stycken 1,8 meter djupa och 27 meter långa nät med maskstorlekarna 38, 50, 60 och 75 millimeter. Näten är tillverkade i spunnen nylon med garnkvalitén 210/3 för samtliga maskstorlekar. Nätlänkarna sattes på 12-15 meters djup. Nätstationerna har varit sammankopplade men betraktas här ändå som oberoende mått på grund av att en station täcker en så pass stor yta/lång sträcka (108 meter). Båda typerna av redskap är beskrivna i Thoresson (1996).

För varje station och maskstorlek (nätlänkar) registrerades antalet individer per längdgrupp för alla förekommande arter av fiskar och kräftdjur. Längdgrupperna indelades i 2,5 cm-klasser där längdgrupp 1 avser längdintervallet 0-2,49 cm, längdgrupp 4 avser längdintervallet 2,5-4,99 cm, längdgrupp 6 avser längdintervallet 5,00-7,49 cm etc. Vikt, som angivits i kg med tre decimaler, registrerades artvis per station eller maskstorlek (nätlänkar). Vindriktning, vindstyrka, strömriktning, salthalt, siktdjup (endast vid vittjning) samt ytemperatur noterades vid läggning och vittjning på en plats mitt i provfiskeområdet. Bottentemperatur noterades för varje station. All fångstdata registrerades efter fiskets slut i en databas (MS Access) på Fiskeriverkets kustlaboratorium.

Sedimentspill

Sedimentspilldata (ton per dygn) samt turbiditetsdata från anläggningsarbetena (beräknat från mätningar och simuleringar) har erhållits från Öresundskonsortiet, se kapitel 2.3.

Beräkningar och utvärdering

Beräkningar och analyser utfördes i SPSS 12.0.1, PIA version 2002.01.15 (Anders Bignert)¹, PASS (Hinze 2001) samt ett program för utförande av Mann-Kendallanalys (Gilbert 1987).

Fångst per ansträngning

Förändringar i fisksamhället med avseende på abundans har analyserats med hjälp av det relativa måttet fångst per ansträngning (f/a). Fångst per ansträngning i ryssjefiskerna har beräknats som antal fångade individer per ryssja, där en ryssja motsvarar ett ryssjehus, och natt (medelvärde över tolv dygn). En station har således 18 ansträngningar per dygn (tre och tolv i Lundåkra). Till följd av provtagningens upplägg med sammanlänkade ryssjor saknas spatiella replikat i ryssjeprovfisket. För nätlänkar har f/a beräknats som antal fångade individer per nät (en nätlänk = fyra nät) och natt (medelvärde över sex dygn för sex stationer). Att stationerna inom varje område har fiskats med sammankopplade nätlänkar medför risk för pseudoreplikering. Eftersom varje station dock täcker en lång sträcka/stort område analyserades materialet med avseende på möjligheten att ändå utnyttja de olika fiskade stationerna som oberoende, spatiella replikat. Vid autokorrelationsanalys (programvara PIA, Anders Bignert, muntl.)¹, där semivariansen för avstånden (skillnad i totalantal fångade individer) mellan alla stationer beräknades, kunde ingen signifikant autokorrelation noteras.

Fasindelning

Huvudfrågeställningen i undersökningarna har varit att utreda eventuella effekter av Öresundsbrons anläggande på fiskbestånden, det vill säga att undersöka om fiskfaunan förändrats i brons närområde under byggperioden och/eller när bron tagits i drift jämfört med tiden före brons byggande. Hela undersökningsperioden (1992-2002) delades därför upp i tre perioder. Dessa benämns hädanefter som faser och de var baslinjefas (april 1992 till oktober 1995), anläggningsfas (oktober 1995 till maj 2000) samt driftfas (maj 2000 till slutet av 2002). Eftersom provfiskerna utfördes vid flera olika tidpunkter på året hamnade olika fisken som utförts under samma år i olika faser (tabell 4.5).

¹ Anders Bignert, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Tabell 4.5 Provfiskenas placering i faser vilka definierades som före, under respektive efter Öresundsbronns anläggande.

Provfiske	Baslinjefas			Anläggningsfas			Driftfas		
	år	antal år	<i>n</i>	år	antal år	<i>n</i>	år	antal år	<i>n</i>
Ryssjefiske april	1993-1995	3	3	1996-2000	5	5	2001-2002	2	2
Ryssjefiske augusti	1992-1995	4	4	1996-1999	4	4	2000-2002	3	3
Nätfiske (Klagshamn, Limhamn)	1993-1994	2	12	1995-1999	5	30	2000-2002	3	18
Nätfiske (Lundåkra)	-	0	-	1995-1999	5	30	2000-2002	3	18

n = antal replikat totalt för alla år som ingår i respektive fas. I ryssjefisket fiskades en station per år vilket ger ett oberoende prov per år. I nätfisket fiskades sex stationer per år, det vill säga sex oberoende prov (replikat) per år.

Referensområde

Utöver de data som erhållits från provfisket inom ramen för föreliggande undersökning har även tidigare insamlade data – mellan 1983 och 1991 i Lundåkrabukten samt mellan 1982 och 2002 i ytterligare ett område utanför Hallandskusten (Vendelsö) – använts i utvärderingen. Data från Lundåkrabukten hämtades från samma ryssjeprovfiske i augusti som använts i övriga utvärderingar i denna rapport. Fiskeansträngningen i Lundåkra varierade mellan 30 och 45 ansträngningar per fiske (år) fram till 1996, varefter de utökades till 144 per år. Provfisket i Vendelsö har utförts med ryssjor i augusti. Området fungerar som referensområde för programmet för recipientkontroll för Ringhalsverket. Fiskeansträngningen i Vendelsö varierade mellan 108 och 168 per fiske.

Abundans, antal arter

Skillnader mellan områden och faser har analyserats med parametrisk variansanalys (Univariat ANOVA) med avseende på *f/a* av total fiskfångst och för dominerande arter samt för antalet arter. Endast anläggnings- och driftfas ingår i tvåfaktorsanalysen (område och fas) av nätfisket på grund av att området Lundåkra inte fiskades under baslinjefasen (fisket startades 1995). Med antal arter menas det totala antalet fångade arter i varje område under ett fiske. Skillnader i fångst mellan områden under respektive fas samt skillnader mellan faser i respektive område har analyserats med ANOVA. Som *a posteriori*-tester (*post hoc*-test) har Tukey's HSD använts vid homogena varianser samt Dunnett T3 vid heterogena varianser. På grund av försöksuppläggnings varierar stickprovstorleken mellan provfiskena och faserna (se ovan under Beräkning och utvärdering samt tabell 4.5).

Då data testades med Shapiro-Wilk test för normalfördelning skilde sig data från ryssjefiskena inte signifikant från normalfördelning. De testade grupperna innehåller dock i vissa fall så få data att testet inte kan anses tillförlitligt (se tabell 4.5). Data från nätfiskena var normalfördelade i mer än 70 procent av fallen, något mer med transformerade data ($\sqrt{x+1}$). Detta är inte optimalt men analyserna har bedömts kunna utföras ändå på grund av att testerna är relativt robusta mot avvikelser från normalfördelning.

Samband mellan fångst och vattentemperatur analyserades med linjär regressionsanalys i samtliga provfisken. I de fall ett signifikant samband mellan fångst och temperatur förelåg har temperatureffekterna på fångsten kompenserats för i kovariansanalys. Samband mellan fångst i olika områden har analyserats med linjär regressionsanalys.

Nätfisket analyserades också med icke-parametrisk Mann-Kendall trendanalys vilken testar om en positiv eller negativ trend i fångstutvecklingen föreligger inom ett område. Analysen är anpassad till årligen upprepade fisken på fasta stationer och omfattar de enskilda stationernas utveckling, homogeniteten i dessa stationers utveckling samt den gemensamma trenden för varje område (Gilbert 1987). Analyserna har utförts på totalfångst samt på fångst för de dominerande arterna i nätfisket i respektive område.

Fisksamhälle

Likhet i fångstutveckling mellan områden under de olika faserna har analyserats med klusteranalys (Hierarchical cluster analysis, Nearest neighbour, Squared Euclidean distance).

Resultaten redovisas grafiskt i dendrogram där skillnader mellan grupper representeras av avstånd. För att analysera fisksamhällets förändring i de olika områdena över år/faser har olikhetsanalys utförts genom att använda Euklidisk distans för att beräkna ett index (Dissimilarity index, Euclidean distance). Detta har beräknats enligt följande:

$$\text{Ekvation 4-V} \quad E = \sqrt{\sum_1^n (x_i - x_{i+1})^2}$$

där x_i är f/a av arten x vid tidpunkten i , x_{i+1} är f/a av arten x vid tidpunkten $i + 1$ och n är antalet fiskarter fångade vid fisket. Ju högre värde på detta olikhetsindex, E , desto större förändringar har skett i fisksamhället. Olikhetsanalysen innebär i detta fall att man använder fisksamhällets sammansättning det första undersökta året som utgångspunkt och jämför detta med påföljande år. Båda analyserna tar hänsyn till antalet förekommande arter, vilka arter som förekommer och i vilken mängd de förekommer. För att undersöka om det förelåg någon trend i olikhetsindexet över tiden utfördes linjär regressionanalys. Regression utfördes med otransformerade värden, för logaritmerade värden ($^{10}\log + 1$) samt för värden som erhållits då f/a som underskred en viss procent av medelvärdet av den totala fångsten i alla områden räknades bort. I aprilfisket cirka 12,5 procent samt i augustifisket och nätfisket cirka 1,5 (olika procentsatser har använts på grund av den stora skillnaden i inbördes förhållande mellan arter i aprilfisket jämfört med de två övriga fiskena). Detta för att minimera effekten av arter som bara förekommer i enstaka exemplar vid få tillfällen.

Storleksfördelning

Skillnader mellan områden och faser har analyserats med ANOVA med avseende på medellängd för de dominerande fiskarterna i respektive fiske. En indelning i storleksklasser med 10 cm längdintervall utfördes även på de dominerande fiskarterna. Skillnader i storleksfördelning mellan faser inom varje område analyserades sedan med icke-parametrisk Kolmogorov-Smirnov Z test för två oberoende prov.

Statistisk styrka

Med statistisk styrka (power) menas kapaciteten i en undersökning att upptäcka en skillnad i medelvärde mellan statistiska populationer när denna skillnad existerar i verkligheten. Statistisk styrka mäts som 1- (sannolikheten att göra ett typ II-fel (β)), det vill säga att inte upptäcka en existerande skillnad. Med en styrka på 0,8 är det alltså en chans på fem att en skillnad som finns inte upptäcks. Styrkan påverkas främst av antalet prover, variationen mellan prover, hur stor skillnad man vill kunna upptäcka och hur stor sannolikheten är att göra ett typ I-fel (α), det vill säga att upptäcka en skillnad som är falsk. α sätts vanligen till 0,05. I tabell 4.6 redovisas den statistiska styrkan i de utförda variansanalyserna (ANOVA) och kovariansanalyserna (ryssjor augusti) för abundans som presenteras i resultaten. Powerberäkningarna är utförda i PASS (Hinze 2001) och ger en uppfattning om hur säkra resultat man kan förväntas få av den valda provtagningsstrategin. Testet anger den statistiska styrkan förutsatt att medelvärdena är sanna och beräkningarna är utförda med medelvärdet av standardavvikelsen för alla grupper i respektive test.

Resultaten visar att ANOVA av nätfisket hade en statistisk styrka på över 90 procent i samtliga fall med undantag för jämförelser av faser med avseende på skrubbskädda, där styrkan var mycket lägre. Vid analyserna av ryssjefisket i augusti varierade styrkan mellan cirka 40 och 80 procent förutom vid jämförelser mellan områden med avseende på ål, där styrkan var låg. För ryssjefisket i april varierade den statistiska styrkan mellan cirka 20 och 40 procent vilket indikerar att provtagningsuppläggningsen i detta fall inte var tillfredsställande.

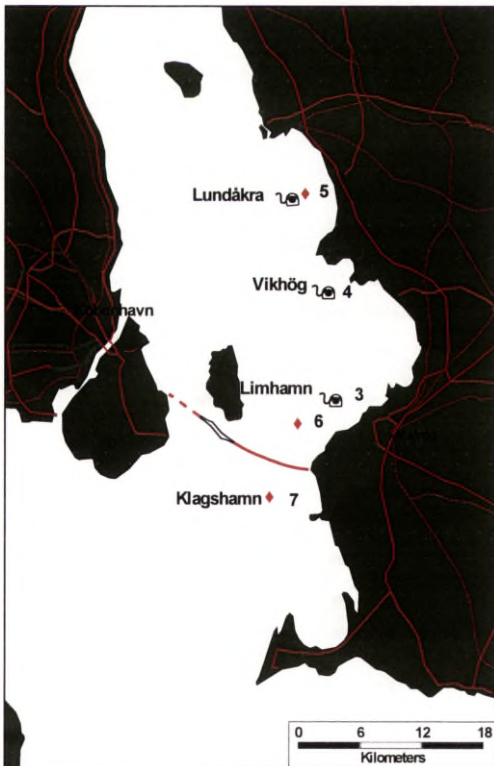
Tabell 4.6 Statistisk styrka i variansanalyser (kovariansanalyser) för abundans som redovisas i resultaten.

Fiske	Variabel	Faktor	<i>n</i>	<i>N</i>	Power (1-β)*100 procent	Effektstorlek procent
ryssjor april	torsk	fas	3	27	> 30	44,6
		område	3	27	> 40	46,4
ryssjor augusti	torsk	fas	4	36	> 60	65,1
		område	4	36	> 50	50,0
	ål	fas	4	36	> 40	54,5
		område	4	36	< 10	16,9
	skrubbskädda	fas	4	36	> 40	37,0
		område	4	36	> 80	81,1
nät november	total fiskfångst	fas	18	162	> 90	39,8
		område	18	162	> 90	48,0
	torsk	fas	18	162	> 90	39,5
		område	18	162	> 90	39,2
	sandskädda	fas	18	162	> 90	67,4
		område	18	162	> 90	47,3
	skrubbskädda	fas	18	162	> 10	13,2
		område	18	162	> 90	58,8

n = medelvärde av replikaten inom varje grupp (område och fas) i analysen.

N = totalt antal replikat.

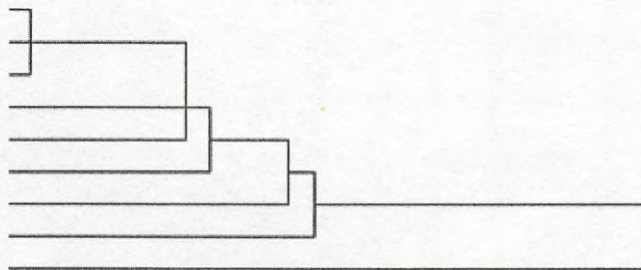
Effektstorlek = storleken på den upptäckta skillnaden i medelvärde mellan två populationer angett som procent, där det högsta medelvärdet är satt till 100 procent.



Figur 4.21 Karta över provfiskeområden i Öresund. Ryssjorprovfisken röd punkt, biologiska länkar svart krumelur.

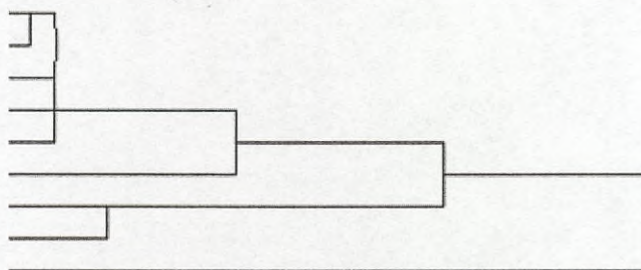
a) april, ryssjor

Klagshamn Anläggning
 Limhamn Anläggning
 Klagshamn Baslinje
 Lundåkra Drift
 Limhamn Drift
 Limhamn Baslinje
 Lundåkra Anläggning
 Klagshamn Drift
 Lundåkra Baslinje



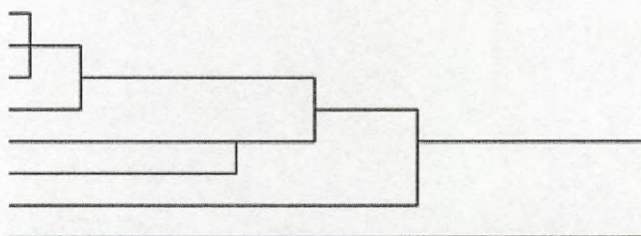
b) augusti, ryssjor

Klagshamn Anläggning
 Klagshamn Drift
 Lundåkra Baslinje
 Lundåkra Drift
 Lundåkra Anläggning
 Klagshamn Baslinje
 Limhamn Anläggning
 Limhamn Drift
 Limhamn Baslinje

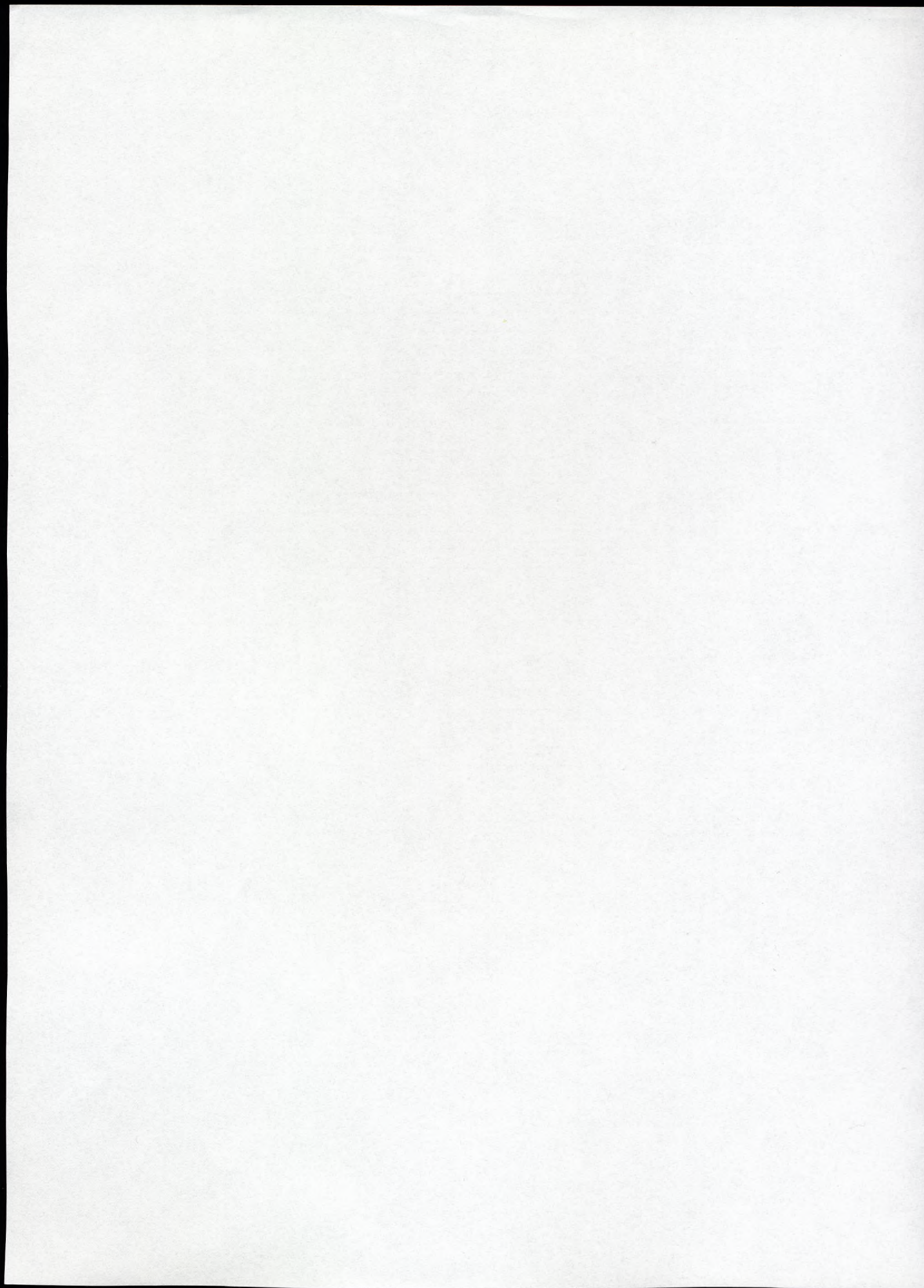


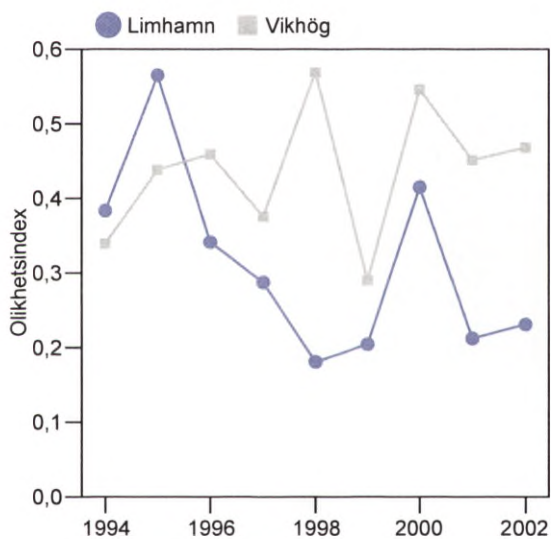
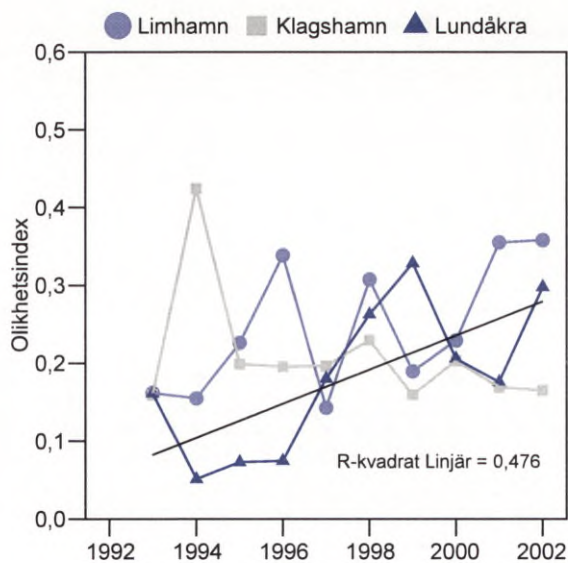
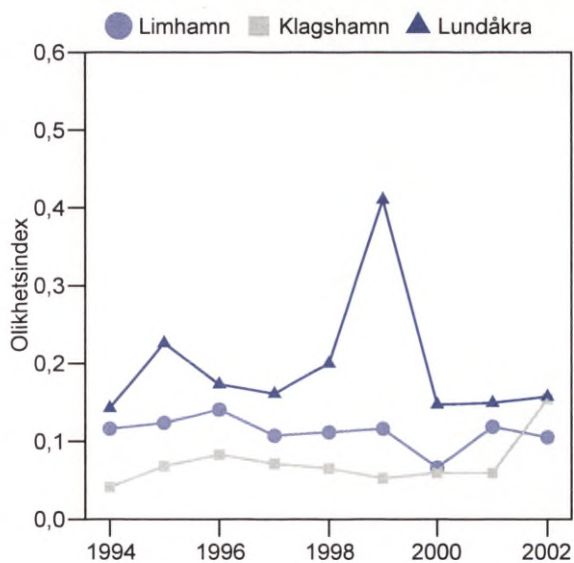
c) november, nät

Vikhög Anläggning
 Lundåkra Anläggning
 Limhamn Anläggning
 Limhamn Baslinje
 Vikhög Drift
 Lundåkra Drift
 Limhamn Drift
 Vikhög Baslinje

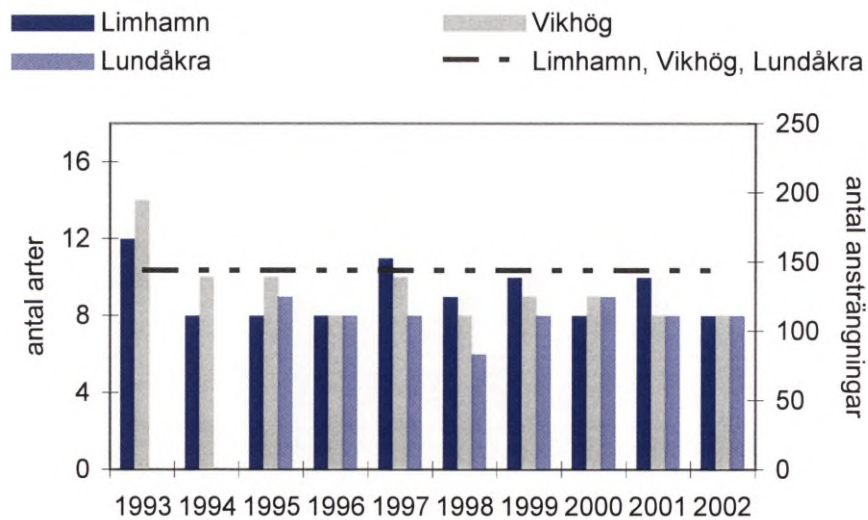
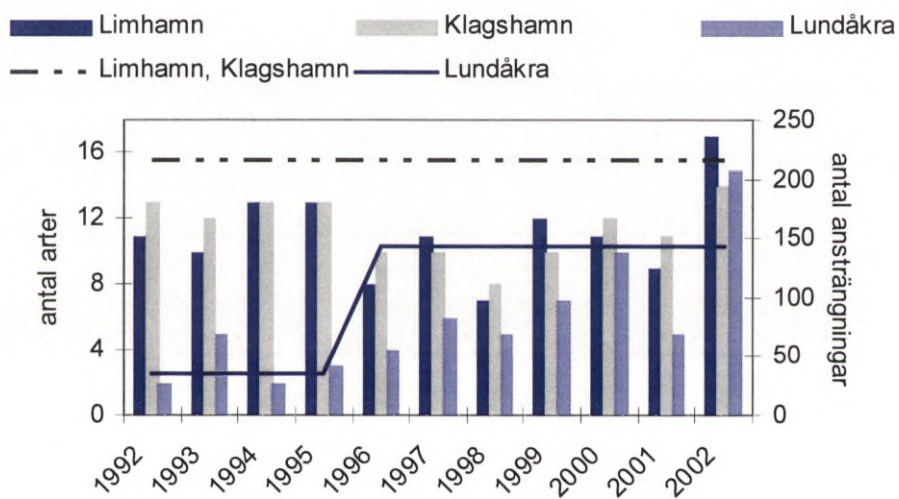
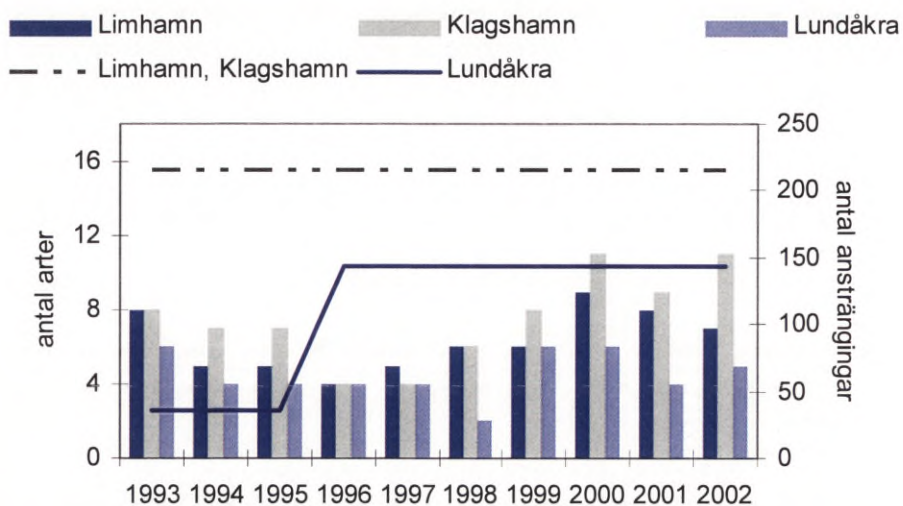


Figur 4.23 Dendrogram över klusteranalysen (Hierarchical Cluster Analysis) på medelfångst per ansträngning för de olika områdena under samtliga faser i a) ryssjefisket i april, b) i augusti samt c) i nätfisket i november.

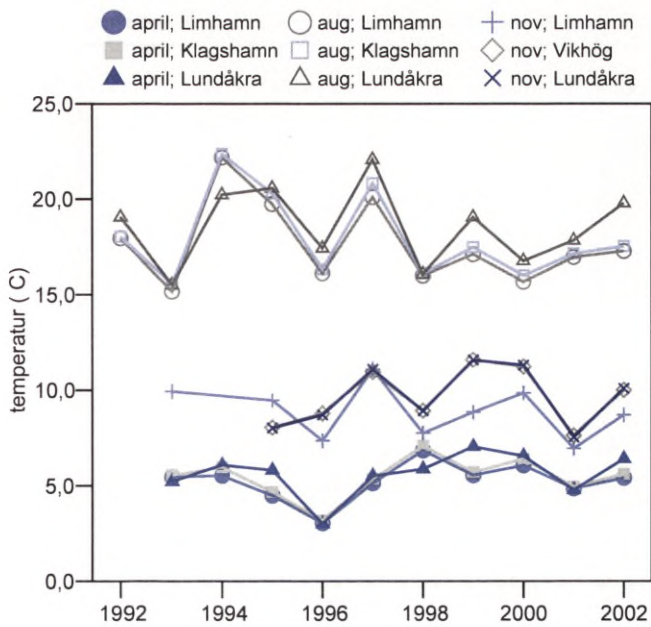




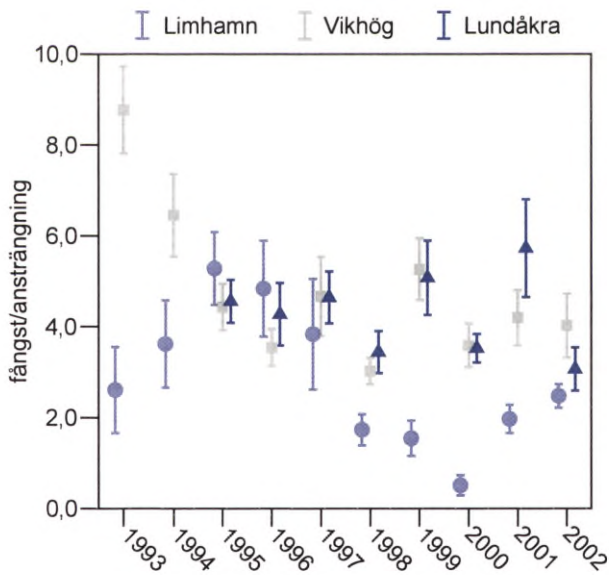
Figur 4.24 a-c Olikhetsindex mätt som Euklidisk distans i ryssjefisket a) i april och b) i augusti samt i c) nätfisket (Limhamn och Vikhög). Alla värden är relaterade till det första undersökta året i varje fiske vilket har värdet 0 (ej i figur).



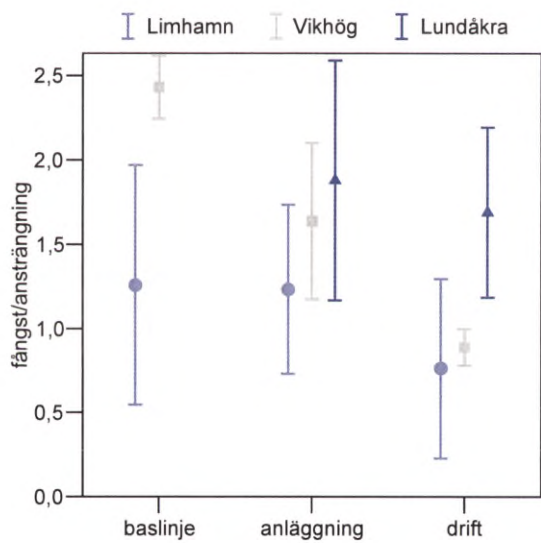
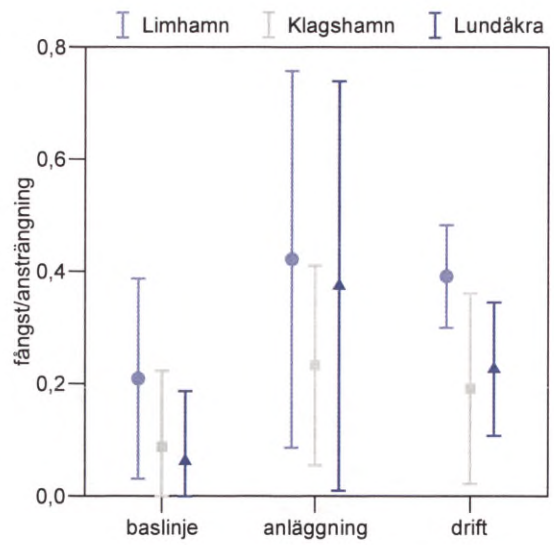
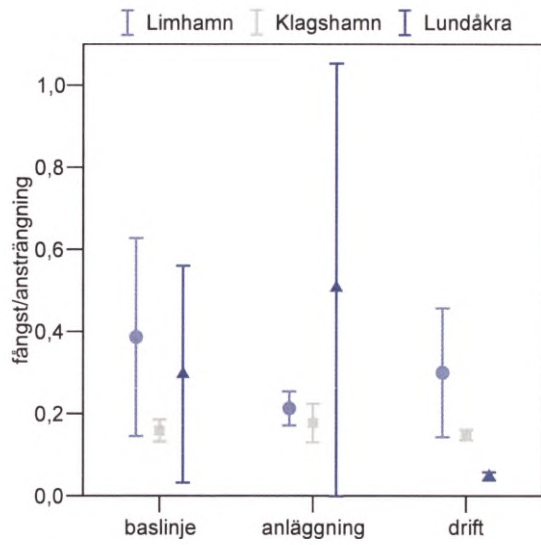
Figur 4.25 a-c Antal fiskarter (staplar) samt antalet ansträngningar (linjer) per år och område i ryssjefisket a) i april och b) i augusti samt i c) nätfisket i november.



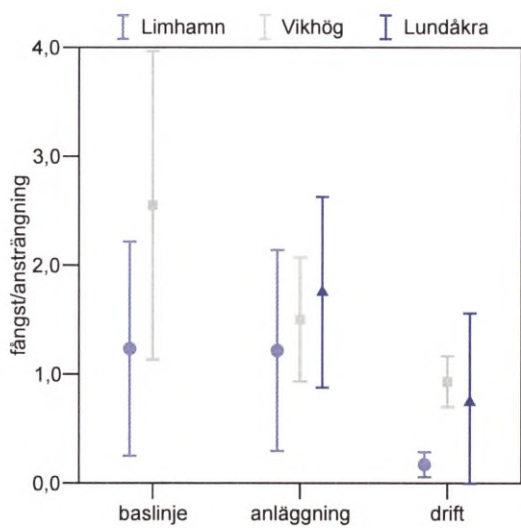
Figur 4. 26 Medelvattentemperatur i ryssjefisket i april och augusti samt i nätfisket i november 1992-2002 (värden saknas för Limhamn (94) och Vikhög (93, 94) i nätfisket).



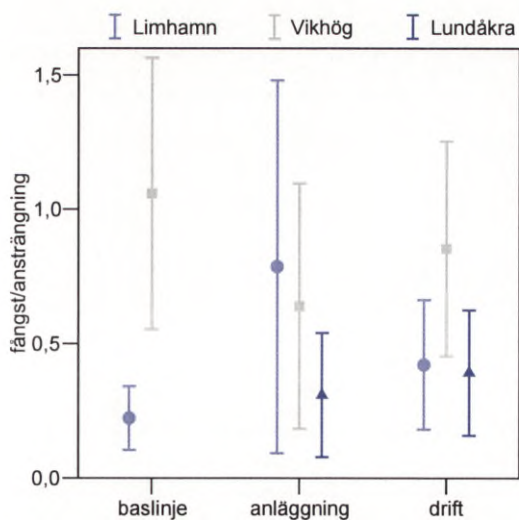
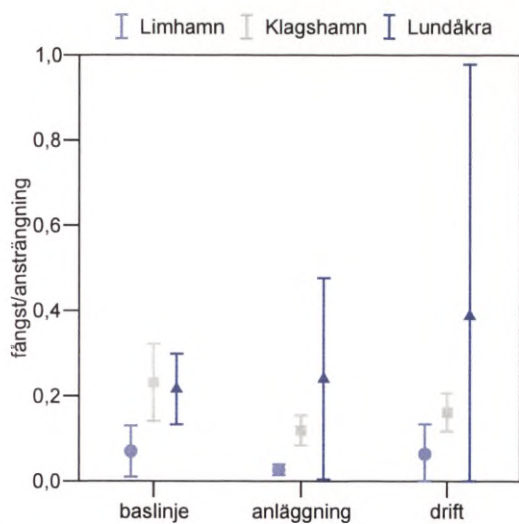
Figur 4.27 Fångstutvecklingen för den totala fiskfångsten i nätfisket i november under hela undersökningsperioden (medelvärde $f/a \pm 1$ SD).



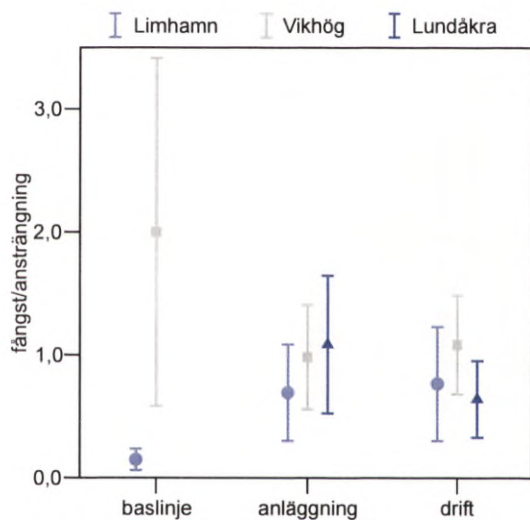
Figur 4.28 a-c Torskfångst per fas och område (medelvärde f/a ± 1 SD) i a) ryssjefisket i april och b) i augusti samt i c) nätfisket i november.



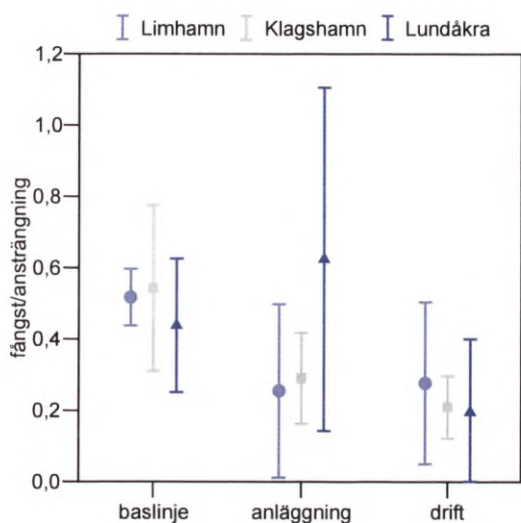
Figur 4.29 Sandskädefångst per fas och område (medelvärde f/a ± 1 SD) i nätfisket i november.



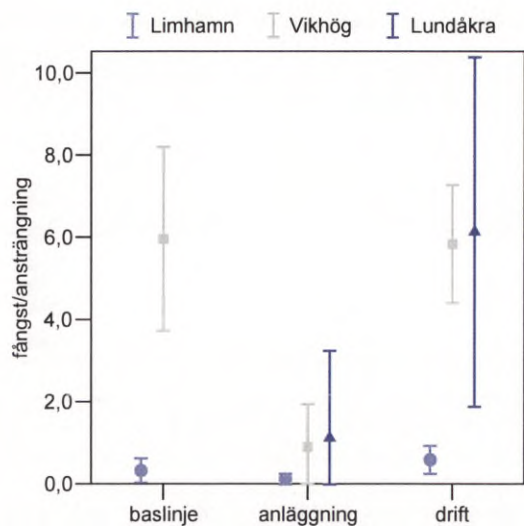
Figur 4.30 Skrubbskädefångst per fas och område (medelvärde $f/a \pm 1$ SD) i a) ryssjefisket i augusti samt i b) nätfisket i november.



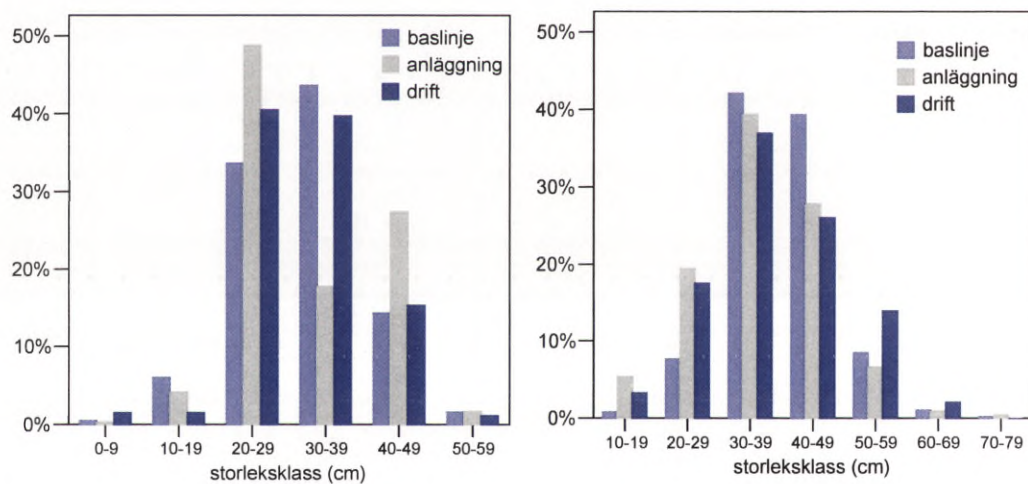
Figur 4.31 Rödspättefångst per fas och område (medelvärde $f/a \pm 1$ SD) i nätfisket i november.



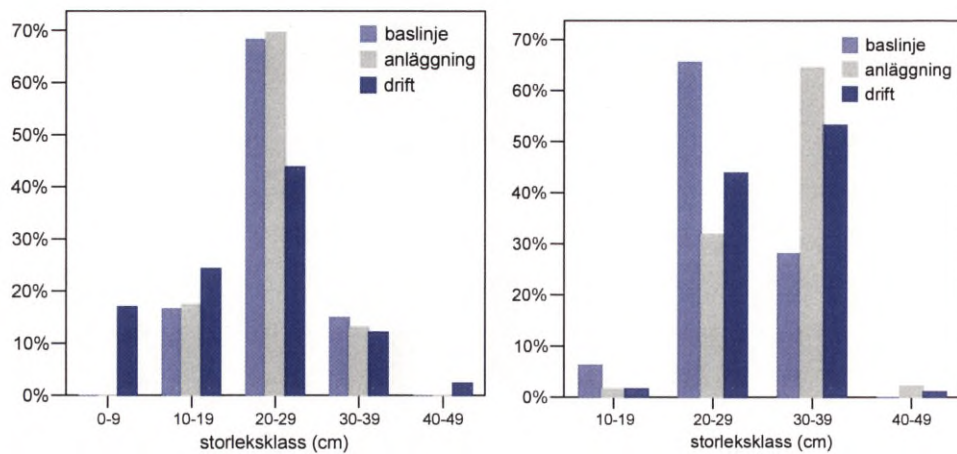
Figur 4.32 Älfångst per fas och område (medelvärde $f/a \pm 1$ SD) i ryssjefisket i augusti.



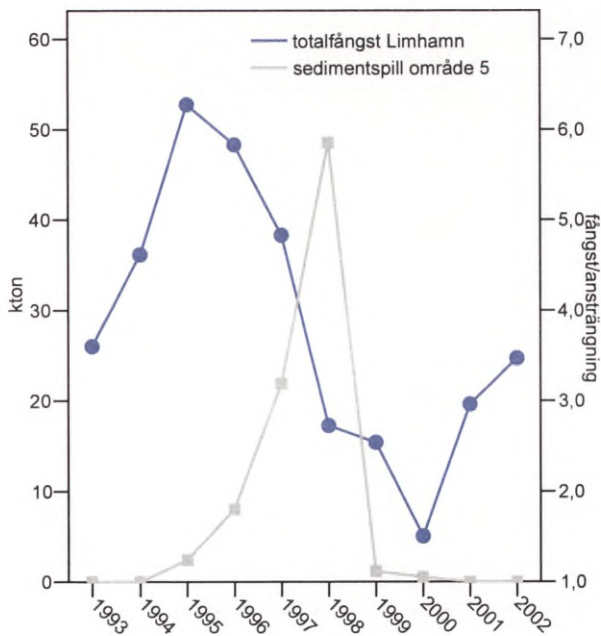
Figur 4.33 Vitlingfångst per fas och område (medelvärde $f/a \pm 1$ SD) i nätfisket i november.



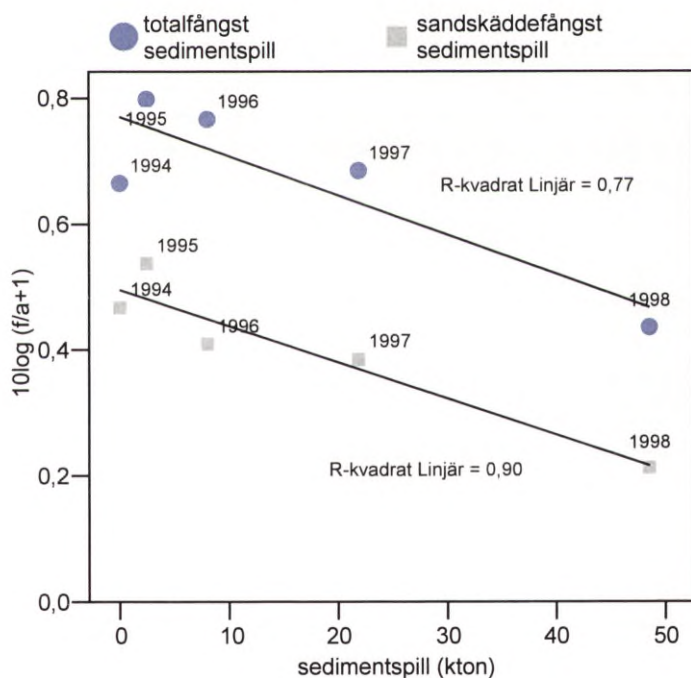
Figur 4.34 a-b Storleksfördelning för torsk i Limhamn i a) augustifisken samt i b) nätfisken.



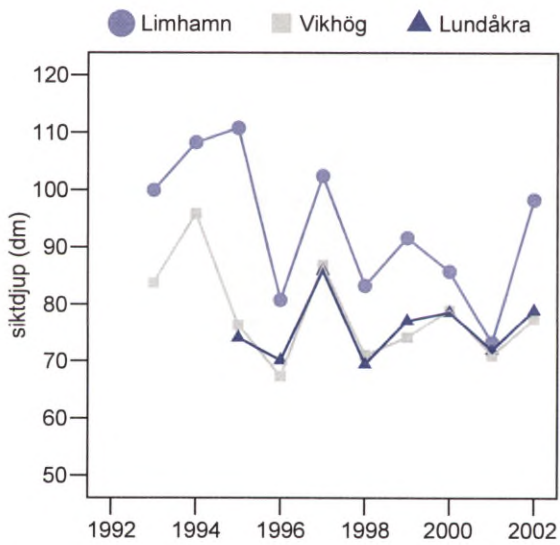
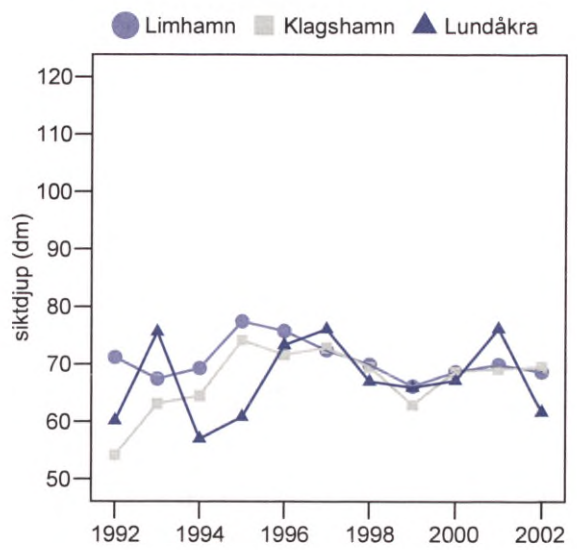
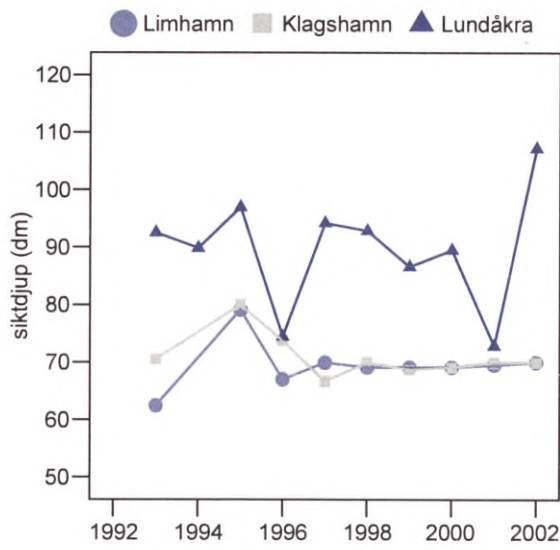
Figur 4.35 Storleksfördelning för skrubbskädda i Limhamn i a) augustifisken och i b) nätfisken.



Figur 4.36 Total fiskfångst i nätfisket i Limhamn och ackumulerat sedimentspill (årstotal) i område 5.



Figur 4.37 Relationen mellan den totala fiskfångsten respektive sandskäddefångsten ($10 \log (f/a+1)$) i Limhamn i nätfisket och ackumulerat sedimentspill (årstotal) 1994-1998.



Figur 4.38 Sikt djup (decimeter) mätt i samband med provfisket i a) april, b) augusti och c) november.

4.4.4 Resultat

Referensområde

För att urskilja mönster i utvecklingen av fisksamhället inom ett större geografiskt område i de södra delarna av västkusten och för att undersöka om områdena (påverkansområden och referens) samvarierade under den opåverkade fasen, för att testa referensområdets representativitet, jämfördes referensområdet (Lundåkra) dels med ytterligare ett opåverkat område på Hallandskusten (Vendelsö) och dels med påverkansområdena i brons närområde under baslinjefasen. Några indikationer på storskaliga förändringar i Lundåkrabukten och Vendelsö under perioden 1982-2002 förelåg inte. Något samband mellan dessa områden kunde inte noteras vare sig för den totala fiskfångsten eller för fångst av de dominerande arterna ål, skrubbskädda och torsk. F/a av den totala fiskfångsten samt av de dominerande arterna var större i Vendelsö än i Lundåkra de flesta år. Vattentemperaturen i de båda provfiskade områdena samvarierade mellan 1982 och 2002. Samband mellan fångst och temperatur noterades framförallt i Lundåkra. För den totala fiskfångsten i Lundåkra var sambandet positivt, detsamma gällde skrubbskädda. För ål noterades ett positivt samband i båda områdena (tabell 4.7).

Tabell 4.7 Resultat från linjär regressionsanalys för Lundåkra och Vendelsö 1982-2002. Temperatur avser medelvattentemperaturen (på botten) vid de fiskade stationerna.

Regression	r^2	P-värde
Vendelsö temperatur – Lundåkra temperatur	0,57	0,001
Lundåkra; total fiskfångst - temperatur	0,25	0,024
Lundåkra; ålfångst - temperatur	0,53	0,001
Lundåkra; skrubbskäddefångst - temperatur	0,25	0,026
Vendelsö; ålfångst - temperatur	0,26	0,018

Det totala antalet fångade arter per år (per fiske) var högre i Vendelsö (29) än i Lundåkra (21) mellan 1982 och 2002, och har i Vendelsö hållit sig relativt konstant även när antalet ansträngningar minskade 1998. I Lundåkra var antalet arter mycket lågt i början av perioden men ökade under de sista tio åren och nådde det i särklass högsta värdet år 2002 (figur 4.22).

De totala fiskfångsterna i augustifisket med ryssjor under baslinjefasen samvarierade inte mellan referensområdet (Lundåkra) och övriga områden. Av figur 4.23 framgår också att fisksamhället i Lundåkra inte liknade fisksamhället i övriga områden under baslinjefasen. Valet av Lundåkra som referensområde kan därför ifrågasättas. Området har ändå inkluderats i utvärderingen som en jämförelse av utvecklingen i ett näraliggande område till de potentiella påverkansområdena. Tidsperioden före byggandet av bron (baslinjefasen) betraktas som en referensperiod till övriga perioder (faser).

Förändringar i fisksamhället

För att analysera om anläggning och drift av Öresundsbron har orsakat förändringar på fisksamhället i brons närområde, utfördes likhets- och olikhetsanalys mellan områden och tidsperioder med avseende på artförekomst, antal arter samt arternas proportioner.

Klusteranalys

Likhet mellan fisksamhällena analyserades med hjälp av klusteranalys. Analysen utfördes mellan grupper i respektive fiske där en grupp definieras som fisksamhället i ett område under en tidsfas. I ryssjefisket i april noterades att fisksamhället i Lundåkra under baslinjefasen skilde sig från övriga (figur 4.23a). I ryssjefisket i augusti visar resultaten att fisksamhället skilde sig i både Limhamn och Klagshamn under anläggnings- och driftfas jämfört med baslinjefasen (figur 4.23b) och de största avstånden noterades i Limhamn. I nätfisket skilde sig fisksamhällena under

Limhamns driftfas från både anläggnings- och baslinjefasen i samma område (figur 4.23c). I Vikhög skilde sig alla tre faser åt men avståndet var där kortare mellan anläggningsfas och driftfas än mellan övriga.

Olikhetsanalys

Fisksamhällets förändring över tiden analyserades även med hjälp av olikhetsanalys (se ovan Material och metoder). Vid regression av de från analysen erhållna indexen mot år noterades ingen signifikant trend i ryssjefisket i april (figur 4.24a) eller nätfisket i november (figur 4.24c) i något område. I nätfisket ökade dock indexet kraftigt under baslinjefasen i Limhamn (området närmast bron), för att sedan sjunka under resten av undersökningsperioden. På liknande sätt ökade indexet även i Vikhög, som ligger längre norrut från bron, men höll sig på samma höga nivå under resten av perioden (figur 4.24c). I ryssjefisket i augusti däremot var trenden signifikant i Lundåkra ($r^2 = 0,48$, $P < 0,027$) där indexet ökade under hela perioden (figur 4.24b). I Klagshamn avvek indexet kraftigt 1994, vilket till stor del beror på att stora fångster av ål och tånglake noterades, varefter det sjunker under resten av perioden. I Limhamn i samma fiske ökade olikhetsindexet under hela perioden men trenden var inte signifikant. Vid ANOVA av index och faser i varje område noterades inga signifikanta skillnader.

Antal arter

En ytterligare frågeställning vid byggandet av Öresundsbron är om förekomsten av fiskarter i områdena runt bron har påverkats av brons anläggning och drift. Påverkan skulle kunna antas bero på förändrade bottenförhållanden till följd av ökad sedimentation, eller att en förhöjd turbiditet har orsakat skyendereaktioner hos vissa arter. Även störningar, såsom vibrationer och buller under anläggningsfasen, kan antas ha påverkat arternas förekomst i närområdet (se kapitel 3.2).

Variationen i antalet fångade fiskarter var stor mellan de olika fisketillfällena. Mellan 2 och 17 arter fångades per fiske (år) och område under hela undersökningsperioden. Variationen förklaras dels av att fångstbarheten varierar över säsongen, men också av att valet av provfiskemetodik inverkar på utfallet. Även insatsens storlek har en avgörande betydelse, chansen att fånga en art ökar generellt med insatsens storlek. Lägst antal arter noterades i ryssjefiskena i april, medan högst antal arter noterades i ryssjefiskena i augusti.

Generellt fångades fler fiskarter i brons närområden än i referensområdet i Lundåkrabukten. Flest fångade fiskarter i aprilfiskena noterades i Klagshamn med 4-11 arter följt av Limhamn med 4-9 arter och Lundåkra med 2-6 arter (figur 4.25a). I augustifiskena fångades fler fiskarter än i april; i Limhamn 7-17 arter, i Lundåkra 2-15 och i Klagshamn 8-14 arter (figur 4.25b)². I nätfiskena under hösten varierade antalet arter i Limhamn mellan 8 och 12, i Vikhög mellan 8 och 14 och i Lundåkra (1995-2002) mellan 6 och 9 stycken (figur 4.25c). Inga signifikanta samband mellan antalet fångade arter och uppmätt vattentemperatur noterades vid något av provfiskena.

Jämförelser av antalet fiskarter mellan faser visade att det i augusti fångades signifikant färre antal arter i Klagshamn under anläggningsfasen jämfört med både baslinje- och driftfas (ANOVA, tabell 4.15). I Limhamn noterades inga signifikanta skillnader i augusti. Inga andra skillnader noterades i aprilfisket eller i nätfisket i de fall där antalet ansträngningar var jämförbara.

Abundans

En annan viktig frågeställning är om mängden fångad fisk totalt, eller av enskilda arter, har påverkats av brons anläggnings- och driftfas. Ökad sedimentation och turbiditet kan antas ha orsakat rekryteringsstörningar, skyendereaktioner eller på annat sätt ha påverkat mängden fisk

² Ansträngningen var lägre i Lundåkra än övriga områden i ryssjefisket i april och augusti (se Material och metoder samt figur 4.25a och b).

i närområdet. Även vibrationer och buller under anläggningsfasen kan förväntas ha påverkat abundansen (se kapitel 3.2). Abundansen beräknades som antalet fångade individer per nät och natt respektive per ryssja (strut) och natt och benämns fångst per ansträngning (se Material och metoder). Nedan behandlas fångst per ansträngning för fiskfångst totalt samt för de dominerande arterna.

De totala fiskfångsterna i april var mycket låga i samtliga områden och varierade mellan 0,10-0,72 individer per ryssja och natt med undantag av en förhållandevis stor fångst i Lundåkra 1999 ($f/a = 1,52$). Torsk utgjorde den markant största andelen av fångsten i samtliga områden. I Klagshamn och Limhamn var ål och tångspigg de näst vanligaste arterna medan skrubbskädda var vanligast efter torsk i Lundåkra. Sjurygg förekom i samtliga områden men i få exemplar (tabell 4.8). Medelvattentemperaturen, som i aprilfisket låg mellan 3,0 och 7,1 °C, samvarierade i de tre områdena (figur 4.26). Inga signifikanta samband mellan torskfångst och temperatur förelåg i aprilfisket.

Tabell 4.8 Antalet fångade individer av respektive art i ryssjefisket i april i Klagshamn, Limhamn och Lundåkra under baslinje-anläggnings- och driftfas. Tabellen fortsätter på nästa sida.

Område	Art	Baslinje	Anläggning	Drift	Totalt
Limhamn	Mindre kantrål			1	1
	Oxsimpa	4	3		7
	Rötsimpa		1	1	2
	Sandskädda	1	3		4
	Sjurygg	8	9	4	21
	Sjustrålig smörbult			4	4
	Skrubbskädda	1	1		2
	Skäggsimpa	2			2
	Småspigg		4		4
	Stensnultra	3	10	2	15
	Svart smörbult		1	11	12
	Torsk	251	231	130	612
	Tånglake	1			1
	Tångsnälla		1	2	3
	Tångspigg	16	12	42	70
	Ål	58	30	13	101
	Sandråka			3	3
	Tångkrabba	2	3	3	8
	Tångråka		2	1	3
	Summa fisk	345	306	210	861
Antal fiskarter (kumulativt)	10	12	10	16	
Antal ansträngningar	648	1080	432	2160	

Tabell 4.8 Fortsättning från förra sidan. Antalet fångade individer av respektive art i ryssjefisket i april i Klagshamn, Limhamn och Lundåkra under baslinje- anläggnings- och driftfas.

Område	Art	Baslinje	Anläggning	Drift	Totalt
Klagshamn	Kusttobis	1	2		3
	Mindre kantnål			3	3
	Oxsimpa	6	2	3	11
	Piggvar	1			1
	Rödspätta			3	3
	Rötsimpa	10	4	14	28
	Sjurygg	5	4	5	14
	Sjustrålig smörbult			7	7
	Skarpsill		1		1
	Skrubbskädda		4	6	10
	Stensnultra	2	1		3
	Större kantnål		1		1
	Svart smörbult		2	4	6
	Tejstefisk	1			1
	Torsk	103	191	64	358
	Tånglake	13	7	9	29
	Tångsnälla		2		2
	Tångspigg	13	14	74	101
	Ål	30	13	3	46
	Tångkrabba			1	1
	Tångräka		1	2	3
	Summa fisk	185	248	195	628
	Antal fiskarter (kumulativt)	11	14	12	19
Antal ansträngningar	648	1080	432	2160	
Lundåkra	Berggylta		1		1
	Björkna			1	1
	Mindre kantnål			3	3
	Oxsimpa		1		1
	Rötsimpa	2			2
	Sandskädda		1		1
	Sjurygg		2	4	6
	Skarpsill			1	1
	Skrubbskädda	21	25	3	49
	Skäggsimpa		1		1
	Skärsnultra	9	1		10
	Torsk	33	365	14	412
	Tånglake	3	2		5
	Ål	4	5	3	12
	Tångkrabba		5	2	7
	Summa fisk	72	404	29	505
	Antal fiskarter (kumulativt)	6	10	7	14
	Antal ansträngningar	108	720	288	1116

Tabell 4.9 Antalet fångade individer av respektive art i ryssjefisket i augusti i Klagshamn, Limhamn och Lundåkra under baslinje- anläggnings- och driftfas. Tabellen fortsätter på nästa sida.

Område	Art	Baslinje	Anläggning	Drift	Totalt
Limhamn	Abborre	2			2
	Gråsej		3	3	6
	Grässnultra			4	4
	Mindre kantnål			1	1
	Oxsimpa	27	8	34	69
	Piggvar	4			4
	Rödspätta	14	6	10	30
	Rötsimpa	10	6	16	32
	Sandskädda	13	2		15
	Sjustrålig smörbult			2	2
	Skarpsill		1	1	2
	Skrubbskädda	60	23	41	124
	Skärsnultra			1	1
	Stensnultra	1906	882	798	3586
	Svart smörbult	55	54	325	434
	Tejstefisk		2	1	3
	Torsk	181	365	254	800
	Tånglake	60	19	16	95
	Tångsnälla	1	6	2	9
	Tångspigg	16	20	33	69
	Ål	446	220	179	845
	Äkta tunga	5		1	6
	<i>Tångkrabba</i>	1161	380	1613	3154
	<i>Tångräka</i>	1	2	2	5
	Summa fisk	2800	1617	1722	6139
	Antal fiskarter (kumulativt)	15	15	19	22
	Antal ansträngningar	864	864	648	2376
Klagshamn	Abborre	4			4
	Gråsej		1	2	3
	Mindre kantnål			2	2
	Oxsimpa	17	9	7	33
	Piggvar	3			3
	Rödspätta	9	5	16	30
	Rötsimpa	23	11	22	56
	Sandskädda	17	3		20
	Sill	4		1	5
	Skrubbskädda	200	103	105	408
	Skäggsimpa	1			1
	Skärsnultra	1			1
	Stensnultra	133	7	126	266
	Större havsnål			1	1
	Större kantnål			5	5
	Svart smörbult	65	30	101	196
	Torsk	76	201	124	401
	Tånglake	724	205	165	1094
	Tångsnälla	5	8	3	16
	Tångspigg	16	34	12	62
	Vitling			2	2
	Ål	469	251	136	856
	Äkta tunga	1			1
	<i>Sandräka</i>			1	1
	<i>Tångkrabba</i>	1948	237	724	2909
	<i>Tångräka</i>	3	8	34	45
	Summa fisk	1768	868	830	3466
Antal fiskarter (kumulativt)	18	13	17	23	
Antal ansträngningar	864	864	648	2376	

Tabell 4.9 Fortsättning från förra sidan. Antalet fångade individer av respektive art i ryssjefisket i augusti i Klagshamn, Limhamn och Lundåkra under baslinje- anläggnings- och driftfas.

Område	Art	Baslinje	Anläggning	Drift	Totalt
Lundåkra	Abborre		3	1	4
	Gråsej			25	25
	Mindre havsnål			1	1
	Rödspätta		63	6	69
	Rötsimpa	1		2	3
	Skrubbskädda	31	138	167	336
	Skärsnultra		2	9	11
	Slätvar		2	2	4
	Stensnultra			6	6
	Större kantnål			6	6
	Svart smörbult			6	6
	Tejstefisk			1	1
	Tjockläppad mulle			1	1
	Torsk	9	216	98	323
	Tånglake	3	3	12	18
	Tångsnälla			1	1
	Tångspigg			1	1
	Vitling		1	2	3
	Ål	63	359	84	506
	Äkta tunga		4	2	6
	Sandräka			4	4
	Tångkrabba	65	861	1555	2481
	Tånggräka			4	4
	Summa fisk	107	791	433	1331
	Antal fiskarter (kumulativt)	5	10	20	20
	Antal ansträngningar	144	576	432	1152

Tabell 4.10 Antalet fångade individer av respektive art i nätfisket i november i Limhamn, Vikhög och Lundåkra under baslinje- anläggnings- och driftfas. Tabellen fortsätter på nästa sida.

Område	Art	Baslinje	Anläggning	Drift	Totalt
Limhamn	Gråsej	3	3	5	11
	Gulstrimmig mullus		1		1
	Knot		4		4
	Kolja		1		1
	Kummel	1			1
	Makrill	1			1
	Piggvar	6	20	4	30
	Rödspätta	7	83	55	145
	Sandskädda	356	878	75	1309
	Sardin			3	3
	Sill	74	3	1	78
	Skarpsill		1	1	2
	Skrubbskädda	64	566	182	812
	Skäggsimpa		3		3
	Slätvar		1		1
	Småfläckig rödhaj			1	1
	Stensnultra	1	1	4	6
	Torsk	363	889	330	1582
	Vitling	16	15	43	74
	Äkta tunga	2	3	4	9
	Öring		2	1	3
	Tångkrabba	835	201	845	1881
	Summa fisk	894	2474	709	4077
	Antal fiskarter (kumulativt)	12	17	14	21
	Antal ansträngningar	288	720	432	1440

Tabell 4.10 Fortsättning från förra sidan. Antalet fångade individer av respektive art i nätfisket i november i Limhamn, Vikhög och Lundåkra under baslinje- anläggnings- och driftfas.

Område	Art	Baslinje	Anläggning	Drift	Totalt	
Vikhög	Bergtunga	1			1	
	Fenknot		1		1	
	Kolja		10		10	
	Kummel	2			2	
	Lax		1		1	
	Lyrorsk			2	2	
	Makrill		6		6	
	Piggvar	4	14	3	21	
	Rödknot		1		1	
	Rödspätta	96	118	78	292	
	Rötsimpa	3			3	
	Sandskädda	734	1082	403	2219	
	Sill	26	24	32	82	
	Skrubbskädda	305	461	369	1135	
	Slätvar	4	5	1	10	
	Småfläckig rödhaj	2			2	
	Staksill			1	1	
	Torsk	700	1179	384	2263	
	Vitling	286	107	420	813	
	Äkta tunga	28	3	7	38	
	Öring	1			1	
	<i>Tångkrabba</i>			11	265	276
	Summa fisk	2192	3012	1700	6904	
	Antal fiskarter (kumulativt)	14	14	11	21	
	Antal ansträngningar	288	720	432	1440	
	Lundåkra	Bergtunga		6		6
Fenknot			1		1	
Knot				1	1	
Lyrorsk				27	27	
Piggvar			22	5	27	
Rödspätta			130	46	176	
Rötsimpa			1		1	
Sandskädda			1264	322	1586	
Sill			12	22	34	
Skrubbskädda			222	169	391	
Slätvar			10	1	11	
Torsk			1354	731	2085	
Vitling			135	442	577	
Äkta tunga			1	3	4	
Öring			1		1	
<i>Tångkrabba</i>			43	163	206	
Summa fisk			3159	1769	4928	
Antal fiskarter (kumulativt)			13	11	15	
Antal ansträngningar			720	432	1152	

I ryssjefisket i augusti noterades väsentligt mycket större fångster än i april och den totala fiskfångsten varierade mellan 0,26 och 5,10 individer per ryssja och natt. F/a totalt var de flesta år högre i brons närområde (Klagshamn och Limhamn) än i Lundåkra. I Limhamn dominerade stensnultra följt av ål, torsk och svart smörbult. I Klagshamn dominerade tånglake följt av ål, skrubbskädda och torsk medan fångsten i Lundåkra dominerades av ål, skrubbskädda och torsk (tabell 4.9). Medelvattentemperaturen låg mellan 15,2 och 22,4°C och samvarierade i de olika områdena (figur 4.27). Positiva samband mellan fångst och vattentemperatur förelåg för ål och

skrubbskädda, medan torskfångst var negativt korrelerad till temperaturen vid fisket (tabell 4.11). På grund av dessa divergerande samband analyserades inte den totala fiskfångsten i augustifisket.

Tabell 4.11 Resultat från linjär regressionsanalys för augustifisket med ryssjor. Temperatur avser medelvattentemperatur (botten) vid de fiskade stationerna.

Regression	r^2	P-värde
Limhamn; torskfångst - temperatur	0,43	0,029
Klagshamn; torskfångst - temperatur	0,44	0,025
Klagshamn; skrubbskäddefångst - temperatur	0,39	0,041
Limhamn; ålfångst - temperatur	0,47	0,020
Klagshamn; ålfångst - temperatur	0,51	0,014
Lundåkra; ålfångst - temperatur	0,64	0,003

I nätfisket varierade den totala fiskfångsten mellan 0,5 och 8,8 individer per nät och natt (figur 4.11). Totalfångsten var avsevärt mycket lägre i Limhamn än i både Vikhög och Lundåkra sett över hela undersökningsperioden. Inslaget av tångkrabba i fångsten var mycket större i Limhamn än i övriga områden, vilket kan ha påverkat fiskfångsten negativt. Torsk, sandskädda och skrubbskädda dominerade fångsterna i Limhamn och Vikhög. I Lundåkra dominerade torsk och sandskädda följt av vitling och skrubbskädda. Vitling var relativt vanlig även i Vikhög samt även rödspätta i samtliga områden (tabell 4.10). Medelvattentemperaturen varierade mellan 6,9 och 11,6°C i november och samvarierade i de olika områdena (figur 4.26). Inga samband observerades mellan fångst och temperatur i nätfisket. En svag tendens till samvariation ($r^2 = 0,38$, $P < 0,106$) för totalfångster i Vikhög och Lundåkra (referensområdet) indikerar att för området övergripande omgivningsfaktorer som till exempel temperatur och ström skulle kunna påverka utfallet i fisket, alternativt att fiskbeståndens utveckling är synkron i de två nordligaste områdena.

För den totala fiskfångsten i nätfisket var interaktionen mellan område och fas signifikant vilket betyder att utvecklingen skilde sig åt i de olika områdena. Vid analys av skillnader mellan fångster i områden inom respektive fas var fångsterna i brons närområde, Limhamn, signifikant lägre än i referensområdet Lundåkra under både anläggnings- och driftfas. Under driftfas var fångsten i Limhamn även signifikant lägre än i Vikhög. Jämförelser mellan faserna inom respektive område visade att fångsterna var signifikant lägre i Limhamn under driftfasen jämfört med baslinje- och anläggningsfas. I Vikhög var fångsterna lägre under både anläggnings- och driftfas jämfört med baslinjefasen (ANOVA, tabell 4.15).

Den icke-parametriska trendanalysen visade på en signifikant minskande trend i både Limhamn och Vikhög för den totala fiskfångsten och styrker därmed ovanstående resultat om en nedgång i fångst i den senare perioden (tabell 4.12). I Lundåkra kunde ingen sådan trend påvisas.

Tabell 4.12 Resultat från icke-parametrisk Mann-Kendall trendanalys.

Område	Variabel (fångst)	χ^2 (homog)	χ^2 (trend)	Trend	P <
Limhamn	totalt	5,8	39,9	\	0,001
	torsk	3,7	6,1	-	ns
	sandskädda	5,4	136,7	\	0,001
	skrubbskädda	5,3	1,6	-	ns
Vikhög	totalt	1,5	28,4	\	0,001
	torsk	1,0	119,6	\	0,001
	sandskädda	5,6	12,7	\	0,05
	skrubbskädda	3,6	1,2	-	ns
Lundåkra	totalt	6,0	0,8	-	ns
	torsk	3,3	4,8	-	ns
	sandskädda	6,3	24,2	\	0,001
	skrubbskädda	1,0	5,3	-	ns

Tabellvärdet för χ^2 för $F = 0,95$ med 5 frihetsgrader (6 stationer) är 11,07, för $F = 0,999$ är det 20,52. Är χ^2 (homog) lägre än tabellvärdet är stationerna homogena. Om χ^2 (trend) överstiger tabellvärdet (11,07 respektive 20,52) föreligger en gemensam trend mellan stationerna.

Torsk

Torsk var den vanligast förekommande arten i april- och novemberfiskena och en av de vanligaste arterna i augustifisket. Variationen mellan åren var emellertid stor i alla tre områden (figur 4.28a-c).

Torskfångsterna skilde sig signifikant mellan områden och faser i höstens nätfiske. Under anläggningsfasen var fångsterna i Limhamn lägre än i övriga områden. Under driftfas hade både Limhamn och Vikhög lägre fångster än Lundåkra. Vid jämförelse av fångst mellan faser inom respektive område var fångsten i Limhamn lägre under driftfasen än under anläggningsfasen (ANOVA, tabell 4.15). I Vikhög skilde sig fångsterna mellan alla faser där en successiv minskning skedde från baslinjefas till driftfas (figur 4.28c), vilket även styrks av trendanalysen som visade en signifikant minskande trend i Vikhög (tabell 4.12).

Sandskädda

Sandskäddan var en av de vanligaste arterna i nätfisket i november men fångades i stort sett inte alls i ryssjefiskena i april och augusti. Fångstutvecklingen för sandskädda i Limhamn och Vikhög följde i stort den totala fångstens utveckling eftersom en stor delen av fångsten bestod av just sandskädda (figur 4.29). Det fanns ett starkt samband för fångst av sandskädda mellan Limhamn och Lundåkra ($r^2 = 0,70$, $P < 0,010$).

Sandskäddefångsterna skilde sig signifikant mellan områden och faser i höstens nätfiske. Under anläggningsfasen var fångsten lägre i Limhamn än i Lundåkra och under driftfasen var fångsten lägre i Limhamn än i både Vikhög och Lundåkra. Vid jämförelse mellan faser inom respektive område var mönstret i Limhamn detsamma som för totalfångsten, det vill säga det var lägre fångster under driftfasen än under baslinje- och anläggningsfas. I Vikhög noterades skillnader i fångst av sandskädda mellan alla tre faser (ANOVA, tabell 4.15). I likhet med torskfångsten skedde en successiv minskning från baslinjefas till driftfas, vilket även styrks av trendanalysen som visade en signifikant minskande trend i Vikhög. Analysen visade på en signifikant minskande trend för sandskädda även i Limhamn och Lundåkra i nätfisket.

Skrubbskädda

Skrubbskädda förekom i alla fisken men framförallt i nätfisket, där det var den tredje vanligaste arten i samtliga områden (figur 4.30a-b). Även i augustifisket med ryssjor var den en av de vanligaste arterna i Klagshamn och Lundåkra men förekom i mindre mängd i Limhamn. I ryssjefisket i april förekom den endast sporadiskt.

För skrubbskädda var interaktionen mellan område och faser signifikant i nätfisket vilket betyder att utvecklingen skilde sig mellan områden. Vid jämförelse mellan områden under respektive fas var fångsterna lägre i Lundåkra under anläggningsfasen än i Limhamn och Vikhög. Under driftfasen var fångsterna lägre i Lundåkra och Limhamn än i Vikhög. Vid jämförelse mellan faser i Limhamn var fångsterna signifikant lägre under baslinjefas och driftfas än under anläggningsfas. Fångsten under baslinjefas var även lägre än under driftfas. I Vikhög var fångsten signifikant lägre i anläggningsfas än i baslinjefas (ANOVA, tabell 4.15). Trendanalysen visade inte någon signifikant trend för skrubbskädda i något område.

Rödspätta

Rödspättan var relativt vanligt förekommande i nätfisket och fångsterna har analyserats med avseende på skillnad mellan områden och faser (figur 4.31). Interaktionen mellan område och fas var signifikant vilket visar att utvecklingen skilde sig mellan områden. Under anläggningsfasen var fångst av rödspätta signifikant lägre i Limhamn än i Lundåkra och under driftfasen hade Vikhög signifikant lägre fångst än i Lundåkra. Vid jämförelse mellan faser inom respektive område var fångsten i Limhamn lägre under baslinjefasen än under både anläggnings- och driftfas (ANOVA, tabell 4.15). I Vikhög skilde sig faserna åt men dessa skillnader kunde dock inte påvisas med Dunett T3 *post hoc*-test.

Ål

Ål fångades framförallt i ryssjefisket i augusti där den var en av de vanligaste arterna i Klagshamn och Limhamn (figur 4.32). I aprilfisket fångades emellertid endast enstaka exemplar. I nätfisket förekom den inte alls vilket främst beror på att provfiskeredskapen inte är anpassade för att fånga ål. Vid analys av ålfångsten i augustifisket, där fångsten dominerades av gulål, kunde inga skillnader i fångster mellan områden eller mellan faser i augustifisket observeras.

Vitling

Även vitling var relativt vanligt förekommande i nätfisket och fångsterna analyserades med avseende på skillnad mellan områden och faser (figur 4.33). Interaktionen mellan område och fas var signifikant även för fångsterna av vitling vilket visar att utvecklingen skilde sig mellan områden. Under anläggnings- och driftfas var fångsterna av vitling lägre i Limhamn än i Vikhög och Lundåkra. Vid jämförelse mellan faser inom respektive område var fångsten i Limhamn lägre under anläggningsfas än under driftfas. I Vikhög var fångsten under anläggningsfasen lägre än under baslinje- och driftfas (ANOVA, tabell 4.15).

Övriga arter

Förutom de arter som har analyserats ovan förekom vissa arter i stora mängder i ryssjefisket i augusti men bara i ett eller två av de provfiskade områdena. I Limhamn förekom till exempel totalt över 3500 stensnultror med en variation på 83 till 746 individer per år. I Klagshamn fångades totalt över 1000 tånglakar med en variation på 17 till 525 individer per år. I både Limhamn och Klagshamn var svart smörbult relativt vanlig. Dessa arter har inte analyserats vidare på grund av att de inte förekommer i alla områden.

Storleksfördelning

Förändringar i de dominerande arternas storleksstruktur kan avspegla påverkan på delar av livscykeln, vilket inte nödvändigtvis framgår vid en analys av respektive arts relativa abundans. Därför har skillnader i medellängd och storleksfördelning hos de vanligaste arterna analyserats. Medellängden för de dominerande arterna har jämförts mellan områden och mellan faser. För att analysera hur storleksfördelningar i de olika områdena skilde sig mellan faser indelades alla individer i storleksklasser med tio centimeters intervall varpå fördelningarna testades med icke-parametrisk Kolmogorov-Smirnov Z test. Baslinjefasen jämfördes med anläggningsfasen, baslinjefasen med driftfasen samt anläggningsfasen med driftfasen (tabell 4.14).

Torsk

Variationen i medellängd mellan år och mellan faser för torsk var större i april- och augustifisket än i nätfisket (tabell 4.13). I nätfisket under hösten förelåg en samvariation mellan områdena med till exempel en kraftig minskning i medellängd under anläggningsfasen, mellan 1996 och 1997, i samtliga områden. I alla tre fisken minskade torskens medellängd relativt mycket även mellan 2001 och 2002. Medellängden skilde sig inte signifikant mellan områden eller mellan faser i något av fiskena. Inte heller noterades några skillnader mellan faser inom respektive område. Däremot noterades en stark samvariation för medellängd hos torsk mellan Lundåkra och Vikhög ($r^2 = 0,79$, $P < 0,003$). Storleksfördelningen för torsk skilde sig åt framförallt i Limhamn mellan olika faser (tabell 4.14, figur 4.34).

Tabell 4.13 Medellängd och standardavvikelse (SD) per fas för de dominerande arterna i provfisket.

Art	Provfiske	Område	Medellängd (SD) (cm)		
			Baslinje	Anläggning	Drift
torsk	ryssjor april	Limhamn	27,4 (1,5)	25,1 (5,1)	23,3 (2,5)
		Klagshamn	21,6 (3,0)	25,1 (5,7)	21,4 (0,5)
		Lundåkra	29,0 (10,0)	28,2 (4,3)	24,3 (6,6)
	ryssjor augusti	Limhamn	30,9 (2,0)	31,1 (5,3)	31,6 (2,8)
		Klagshamn	34,2 (4,9)	25,6 (11,2)	30,9 (2,8)
		Lundåkra	30,9 (-)	33,2 (3,3)	30,5 (3,6)
	nät november	Limhamn	40,6 (2,1)	36,2 (4,0)	40,2 (4,5)
		Vikhög	35,7 (1,2)	35,6 (3,0)	35,1 (5,0)
		Lundåkra	-	36,2 (3,4)	34,9 (3,4)
sandskädda	nät november	Limhamn	24,4 (0,4)	25,6 (0,8)	25,1 (0,4)
		Vikhög	25,0 (0,2)	24,4 (0,6)	24,9 (0,4)
		Lundåkra	-	24,6 (0,7)	25,5 (0,9)
skrubbskädda	ryssjor augusti	Limhamn	26,4 (2,5)	25,1 (1,7)	24,3 (4,7)
		Klagshamn	20,2 (2,0)	22,4 (1,7)	22,1 (2,1)
		Lundåkra	22,2 (1,3)	16,6 (2,7)	20,1 (9,7)
	nät november	Limhamn	28,7 (1,8)	30,7 (0,9)	30,7 (1,2)
		Vikhög	27,7 (0,5)	29,7 (0,7)	30,3 (0,8)
		Lundåkra	-	29,7 (1,9)	30,4 (1,6)
Ål	ryssjor augusti	Limhamn	45,2 (1,6)	45,9 (1,2)	44,3 (3,5)
		Klagshamn	42,7 (2,1)	42,2 (1,1)	45,2 (1,6)
		Lundåkra	48,6 (2,7)	43,7 (1,1)	42,9 (1,1)

Sandskädda

Medellängden av sandskädda varierade litet mellan åren och mellan faserna (tabell 4.13). Medellängden skilde sig inte signifikant mellan områden eller mellan faser i nätfisket. Emellertid skilde sig sandskäddas storleksfördelningen åt mellan baslinje- och anläggningsfas i både Limhamn och Vikhög (tabell 4.14).

Tabell 4.14 Resultat från Kolmogorov-Smirnov Z test för storleksfördelningar mellan faser i respektive område för de dominerande arterna i provfisket.

Art	Provfiske	Område	Kolmogorov-Smirnov Z		
				anläggning	drift
torsk	ryssjor april	Limhamn	baslinje	$P < 0,006^a$	$P < 0,02^b$
			anläggning		ns ^c
		Klagshamn	baslinje	$P < 0,004$	ns
			anläggning		ns
		Lundåkra	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
	ryssjor augusti	Limhamn	baslinje	$P < 0,03$	ns
			anläggning		$P < 0,02$
		Klagshamn	baslinje	$P < 0,001$	ns
			anläggning		$P < 0,01$
		Lundåkra	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
nät november	Limhamn	Limhamn	baslinje	$P < 0,001$	$P < 0,01$
			anläggning		ns
		Vikhög	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
		Lundåkra	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
	nät november	Limhamn	baslinje	$P < 0,03$	ns
			anläggning		ns
		Vikhög	baslinje	$P < 0,03$	ns
			anläggning		ns
		Lundåkra	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
skrubbskädda	ryssjor augusti	Limhamn	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
		Klagshamn	baslinje	$P < 0,02$	$P < 0,02$
			anläggning		ns
		Lundåkra	baslinje	$P < 0,001$	$P < 0,001$
			anläggning		$P < 0,04$
	nät november	Limhamn	baslinje	$P < 0,001$	$P < 0,003$
			anläggning		$P < 0,03$
		Vikhög	baslinje	$P < 0,001$	$P < 0,001$
			anläggning		ns
		Lundåkra	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
Ål	ryssjor augusti	Limhamn	baslinje	ns	ns
			anläggning		ns
	Klagshamn	baslinje	ns	$P < 0,001$	
		anläggning		ns	
	Lundåkra	baslinje	$P < 0,004$	0,03	
		anläggning		ns	

a Jämförelse mellan storleksfördelning i baslinjefas och anläggningsfas.

b Jämförelse mellan storleksfördelning i baslinjefas och driftfas.

c Jämförelse mellan storleksfördelning i anläggningsfas och driftfas.

Skrubbskädda

Skrubbskäddans medellängd varierade relativt kraftigt mellan åren och mellan faserna (tabell 4.13). I augustifisket med ryssjor skilde sig medellängden signifikant mellan områden men inte mellan faser. Under baslinjefasen var medellängden lägre i Klagshamn och Lundåkra än i Limhamn medan den under anläggningsfasen var lägre i Lundåkra än i Limhamn och Klagshamn. Vid jämförelse mellan faser inom respektive område var medellängden i Vikhög signifikant lägre under baslinjefasen än under både anläggnings- och driftfas (ANOVA, tabell 4.15). Storleksfördelningen för skrubbskädda skilde sig framförallt i Klagshamn och Lundåkra i ryssjefisket och i Limhamn och Vikhög i nätfisket (tabell 4.14, figur 4.35).

Tabell 4.15 Resultat från ANOVA för variablerna antal arter, abundans samt medellängd. Endast signifikanta resultat presenteras i tabellen. Fortsättning på nästa sida.

Beroende variabel	Variationskälla	SS	df	F	P	skillnad i post hoc-test	post hoc (P-värde)
antal arter							
Klagshamn ^a	fas	24,3	2	11,6	0,004	baslinje > anläggning anläggning < drift	0,005 0,017
abundans							
totalfångst	område*fas	17,4	2	6,4	0,002		
totalfångst, anläggning	område	15,1	2	4,8	0,010	Limhamn < Lundåkra	0,030
totalfångst, drift	område	67,9	2	33,4	0,001	Limhamn < Lundåkra Limhamn < Vikhög	0,001 0,001
totalfångst, Limhamn	fas	37,4	2	9,2	0,001	baslinje > drift anläggning > drift	0,002 0,001
totalfångst, Vikhög	fas	119,7	2	57,2	0,001	baslinje > anläggning baslinje > drift	0,001 0,001
torsk	område	14,4	2	24,6	0,001		
	fas	7,4	1	25,2	0,001		
torsk, anläggning	område	6,4	2	8,8	0,001	Limhamn < Lundåkra Limhamn < Vikhög	0,001 0,014
torsk, drift	område	9,1	2	25,4	0,001	Limhamn < Lundåkra	0,001
torsk, Limhamn	fas	2,9	2	4,2	0,019	anläggning > drift	0,024
torsk, Vikhög	fas	17,4	2	53,3	0,001	baslinje > anläggning baslinje > drift anläggning > drift	0,001 0,001 0,001
sandskädda	område	8,7	2	8,5	0,001		
	fas	25,9	1	50,7	0,001		
sandskädda, anläggning	område	4,3	2	3,2	0,045	Limhamn < Lundåkra	0,035
sandskädda, drift	område	5,6	2	12,1	0,001	Limhamn < Lundåkra Limhamn < Vikhög	0,020 0,001
sandskädda, Limhamn	fas	13,9	2	12,2	0,001	baslinje > drift anläggning > drift	0,005 0,001
sandskädda, Vikhög	fas	18,9	2	18,6	0,001	baslinje > anläggning baslinje > drift anläggning > drift	0,045 0,003 0,001
skrubbskädda	område*fas	2,1	2	4,8	0,010		
skrubbskädda, anläggning	område	3,6	2	6,3	0,003	Limhamn > Lundåkra Vikhög > Lundåkra	0,004 0,011
skrubbskädda, drift	område	2,4	2	12,1	0,001	Limhamn < Vikhög Lundåkra < Vikhög	0,002 0,001
skrubbskädda, Limhamn	fas	3,2	2	5,8	0,005	baslinje < anläggning baslinje < drift anläggning > drift	0,001 0,046 0,040
skrubbskädda, Vikhög	fas	1,6	2	3,3	0,043	baslinje > drift	0,041
rödspätta	område*fas	2,1	2	3,2	0,042		
rödspätta, anläggning	område	2,5	2	3,4	0,036	Limhamn < Lundåkra	0,035
rödspätta, drift	område	1,9	2	3,5	0,036	Lundåkra < Vikhög	0,033
rödspätta, Limhamn	fas	3,2	2	6,9	0,002	baslinje < anläggning baslinje < drift	0,001 0,001
rödspätta, Vikhög	fas	9,3	2	4,5	0,015		ns
vitling	område*fas	152,3	2	22,5	0,001		
vitling, anläggning	område	16,4	2	4,6	0,012	Limhamn < Lundåkra Limhamn < Vikhög	0,037 0,001
vitling, drift	område	349,3	2	28,5	0,001	Limhamn < Lundåkra Limhamn < Vikhög	0,001 0,001
vitling, Limhamn	fas	2,5	2	11,0	0,001	anläggning < drift	0,003
vitling, Vikhög	fas	373,9	2	71,4	0,001	baslinje > anläggning anläggning < drift	0,001 0,001
tångkrabba, Limhamn	fas	69,7	2	13,8	0,001	baslinje > anläggning anläggning < drift	0,001 0,031
medellängd							

Tabell 4.15 Resultat från ANOVA för variablerna antal arter, abundans samt medellängd. Endast signifikanta resultat presenteras i tabellen. Fortsättning från förra sidan.

Beroende variabel	Variationskälla	SS	df	F	P	skillnad i <i>post hoc</i> -test	<i>post hoc</i> (P-värde)
skrubbskädda ^a	område	177,8	2	6,7	0,005		
skrubbskädda, baslinje ^a	område	80,3	2	10,0	0,005	Limhamn > Klagshamn Limhamn > Lundåkra	0,005 0,037
skrubbskädda, anläggning ^a	område	150,3	2	17,6	0,001	Limhamn > Lundåkra Klagshamn > Lundåkra	0,001 0,008
skrubbskädda, Vikhög	fas	8,3	2	8,7	0,013	baslinje < anläggning baslinje < drift	0,026 0,012
ål ^a	område*fas	76,0	4	5,3	0,003		
ål, baslinje ^a	område	70,3	2	7,4	0,013	Klagshamn < Lundåkra	0,010
ål, anläggning ^a	område	28,3	2	11,1	0,004	Limhamn > Klagshamn	0,003
ål, Lundåkra ^a	fas	71,8	2	10,3	0,006	baslinje > anläggning baslinje > drift	0,014 0,010

^a ryssjefiske i augusti, övriga tester avser nätfisket.

SS = Sum of Squares of deviations

df = frihetsgrader

Ål

Ål skilde sig inte signifikant i medellängd mellan områden eller faser i ryssjefisket i augusti (tabell 4.13). Däremot var interaktionen mellan område och fas signifikant, det vill säga utvecklingen var inte likartad i de tre områdena. Vid analys av skillnader mellan områden under respektive fas var medellängden mindre i Klagshamn än i Lundåkra under baslinjefasen. Under anläggningsfasen var medellängden i Klagshamn mindre än i Limhamn. Signifikanta skillnader mellan faser inom respektive område noterades endast i Lundåkra då medellängden var större under baslinjefasen än under anläggnings- och driftfas (ANOVA, tabell 4.15). Storleksfördelningen för ål skilde sig åt i Klagshamn och Lundåkra (tabell 4.14).

Sedimenteffekter

För att upptäcka eventuella effekter av grumlingsarbetena under anläggandet av bron har fiskfångsterna relaterats till sedimentspilldata (se tabell 4.16) erhållna från mätningar och simuleringar i områden närmast bron och i anslutning till provfiskelokalerna det vill säga direkt norr respektive söder om bron längs den svenska Öresundskusten (område 5 och 6, se kapitel 2.3 för karta över områden).

Tabell 4.16 Ackumulerat sedimentspill (summa ton/år) vid anläggandet av Öresundsbron i områdena närmast bron.

År	Sedimentspill (ton)	
	Område 5	Område 6
1993	0	0
1994	0	0
1995	2 413	0
1996	8 010	12 667
1997	21 880	21 700
1998	48 548	42
1999	1 159	0
2000	521	6
2001	0	0
2002	0	0

Fiskfångsten i nätfisket under hösten i Limhamn visar en kraftig nedgång efter att de största sedimentpillen skett framförallt i område 5 direkt norr om bron (figur 4.36). Det provfiskade området i Limhamn ligger inom detta område.

Ett negativt samband noterades för den totala fiskfångsten i Limhamn i nätfisket och sedimentspill i område 5 under spillperioden (1994-1998), men sambandet var inte signifikant. För sandskädda i Limhamn noterades däremot ett signifikant negativt samband mellan fångst och sedimentspill (tabell, 4.17, figur 4.37). Signifikant negativt samband erhöles oavsett om fångsten testades mot ackumulerade spillvärden för hela året eller mot ackumulerade spillvärden för avgränsade tidsperioder i närmare anslutning till fisket (från augusti, september respektive oktober till fiskets slut). För övriga arter i Limhamn noterades inga samband mellan fångst och sedimentspill. I ryssjefisket i augusti fanns en svag tendens till negativt samband mellan den totala fiskfångsten i Limhamn och sedimentspill under spillperioden i området, men sambandet var inte signifikant (tabell 4.17).

Tabell 4.17 Resultat från linjär regressionsanalys fångst och sedimentspill samt för siktdjup.

Regression	r^2	P-värde
nät: Limhamn totalfångst – sedimentspill ($^{10}\log (f/a+1)$)	0,77	0,051
nät: Limhamn sandskädda – sedimentspill ($^{10}\log (f/a+1)$)	0,90	0,014
ryssjor aug: Limhamn totalfångst – sedimentspill ($^{10}\log (f/a+1)$)	0,51	0,175
siktdjup: Vikhög - Lundåkra	0,88	0,001
siktdjup: Vikhög - Limhamn	0,47	0,018

Inga samband mellan sedimentspill i område 6 och fångst noterades i något område. Om däremot område 5 och 6 summerades erhöles liknande samband mellan spill och fångst i Limhamn som för enbart område 5. Inga samband fanns mellan turbiditetsindex och nedgång i fångst i något område.

Vid analys av siktdjupet i nätfisket noterades inga signifikanta skillnader mellan faserna i något område. Däremot fanns en stark samvariation mellan Lundåkra och Vikhög samt mellan Vikhög och Limhamn (tabell 4.17, figur 4.38).

4.4.5 Diskussion

Val av referensområden och programmets styrka

Vid analyserna av lämpligheten att använda provfiskena i Lundåkrabukten (ryssjor) som referens framgår att fiskfångsterna i området inte samvarierade med fångsterna i ett mer nordligt beläget referensområde (Vendelsö). Inte heller kunde någon samvariation mellan fångsterna i Lundåkrabukten och de potentiella påverkansområdena observeras under baslinjefasen. En bidragande orsak till denna brist på samvariation i ryssjefiskena kan ha varit att fiskena bedrevs på grundare områden i Lundåkra (cirka fyra meters djup) jämfört med de två övriga områdena (cirka nio meters djup). Även det låga antalet ryssjor under baslinjefasen samt förändringen i antalet ryssjor under uppföljningsperioden kan ha bidragit. Detta innebär att de utförda provfiskena i Lundåkra i första hand inte bör betraktas som referens till övriga områden, utan snarare bör ses som ytterligare ett övervakningsområde.

Vid beräkningen av programmets statistiska styrka att visa reella förändringar i fångstutfallet framgår att nätfiskena under hösten uppvisar störst styrka (tabell 4.6), medan ryssjefiskena under april och augusti visar betydligt mindre möjlighet att inte upptäcka existerande skillnader (typ II-fel). Orsaken till detta beror på det låga antalet replikat i ryssjefisket, där varje stickprov utgörs av medelvärdet under ett provfisketillfälle. Vid tolkningen av resultaten bör därför störst tonvikt läggas vid resultat baserade på nätfiskena. I vissa fall, bland annat vid augustifiskena efter skrubbskädda, noterades acceptabel statistisk styrka vid jämförelser mellan områden (åttio procent), medan resultaten avseende ål bör bedömas med större försiktighet.

Beror fisksamhällets sammansättning och utveckling i påverkade områden av anläggnings- eller driftfas?

Resultaten ger ingen entydig bild av hur bron byggande påverkat fisksamhällets sammansättning. Under augusti skilde sig fisksamhället under baslinjefasen från övriga faser i både Limhamn och Klagshamn (figur 4.23a-c), en tendens som också kunde noteras i höstfisket med nät i Vikhög. Aprilfiskena uppvisade emellertid mindre tydliga resultat. Bristen på likhet mellan de potentiella påverkansområdena och referensområdet under baslinjefasen styrker slutsatsen att Lundåkrabukten inte är ett i alla delar lämpligt referensområde. De observerade skillnaderna i fisksamhällets sammansättning mellan baslinjefas och anläggnings- och driftfas styrks inte av olikhetsanalysen. Vid augustifiskena var det endast Lundåkra som uppvisade en signifikant förändring över tid, medan vare sig Limhamn, Klagshamn eller Vikhög visade någon signifikant trend i något av fiskena. De största avvikelserna som noterades i dessa tre områden (figur 4.24a-c) inföll under baslinjefasen (åren 1994 och 1995).

Beror förändringar i antalet arter i påverkade områden av anläggnings- eller driftfas?

Det kan inte uteslutas att antalet fiskarter har reducerats som en effekt av bron anläggande. Det tydligaste resultatet är minskningen av antalet fångade fiskarter i augustifiskena i undersökningsområdet direkt söder om bron (Klagshamn) under tiden anläggningsarbetena pågick. Att denna nedgång i antalet arter beror av att fångsten minskar generellt under anläggningsfasen är mindre troligt, eftersom liknande mönster inte kan påvisas för de dominerande arternas abundans. En allmän nedgång i artantal i något annat område eller fiske kan inte heller påvisas under anläggningsfasen. De arter som minskade i Klagshamn var emellertid glest representerade under alla fiskena. Abborre och piggvar fångades i både Klagshamn och Limhamn under baslinjefasen, men inte under följande perioder. Efter anläggningens start minskade både piggvar och sandskädda i båda områdena och tycks ha försvunnit i augusti. Det kan inte uteslutas att minskningen av antalet fångade fiskarter i Klagshamn och Limhamn beror på broarbetet. En tänkbar orsak till detta skulle kunna vara försämrade botten- och födosöksförhållanden i samband med ökad sedimentation. I Lundåkra var antalet arter mycket lågt i början av perioden men ökade under de sista tio åren. En del av ökningen kan troligtvis förklaras av att ansträngningarna ökades från 1996.

Beror abundansens utveckling i påverkade områden av anläggnings- eller driftfas?

De observerade förändringarna i fångsterna indikerar att bron anläggning kan ha påverkat abundansen av fisk i bron närområde under anläggnings- och driftfasen. Fångstutvecklingen i Limhamn, provfiskeområdet som ligger närmast bron, avvek från de övriga två områdena. Totalfångsterna i nätfisket (fångst/ansträngning) under hösten var lägre i Limhamn än i övriga områden under både anläggnings- och driftfas. Området hade också lägre fångster under driftfasen än under de tidigare faserna, medan fångsterna i Vikhög sjönk från baslinje till anläggningsfas och från anläggningsfas till driftfas. Den icke-parametriska trendanalysen, som visade en signifikant minskande trend i totalfångst över åren i Limhamn, styrker att nedgången under höstfiskena med nät utgör en faktisk minskning i fångsterna. Även Vikhög visade på en signifikant minskande trend i totalfångst.

Orsakerna till de observerade förändringarna i abundans kan vara flera; direkt letala effekter, undvikande beteende eller en effekt av minskad fångsteffektivitet. Direkt letala effekter på vuxen fisk kräver mycket höga koncentrationer av sediment (Auld & Schubel 1978) varför inte detta är en trolig förklaring. Att minskad fångsteffektivitet skulle vara en huvudorsak tycks inte heller troligt, eftersom siktdjupet i Limhamn var större än i övriga områden och inte heller ändrades markant över perioden när nedgången sker. Emellertid visar samvariationen i siktdjup mellan de närliggande områdena att för området övergripande faktorer (strömstyrka/riktning) sannolikt påverkar.

Att reduktionen av fiskfångsterna beror av sedimentspillet styrks av relationen mellan spilllets omfattning och fångstresultaten. I takt med att sedimentspillet i området i närheten av Limhamn ökade, minskade fångsterna. Spillet nådde sin kulmen under 1998, medan minimifångsterna i Limhamn noterades år 2000, varefter en svag ökning i fångster kunde noteras (figur 4.36).

Vid undvikandereaktioner, som kan vara den troligaste orsaken till fångstminskningen, är det i första hand fiskarter som födosöker med hjälp av synen som påverkas. Pelagiala fiskar, som främst använder synen när de jagar, drabbas alltså hårdare av grumling än arter som tar bottenlevande byten eftersom fiskar som jagar vid botten även kan använda andra sinnen (Hansson 1995). Experimentella försök med torsk och sill utsatta för sedimentplymer visade att gränsen för undvikande av suspenderat sediment var cirka tre milligram per liter för båda arterna (Westerberg et al. 1996b). Analyserna i denna rapport utfördes dock med data på beräknat ackumulerat sedimentspill under anläggningsperioden i några stora avgränsade områden.

En alternativ förklaring är att sedimentationen under anläggningsfasen har medverkat till förändringar av bottensubstratet, vilket i sin tur missgynnat förutsättningarna för bottenlevande fiskarter att födosöka.

Sandskägda var den art som minskade mest under undersökningsperioden. Fångsterna minskade generellt mellan anläggnings- och driftfas i alla tre områdena. Under driftfasen minskade fångsterna i Limhamn till en tiondel av perioden före. I Vikhög minskade fångsterna över hela perioden, dock inte lika drastisk som i Limhamn. Trendanalysen visade också på en signifikant minskande trend i samtliga områden, även i Lundåkra. Även torskfångsten i Limhamn var lägre under driftfasen jämfört med anläggningsfasen. I Vikhög minskade torskfångsterna succesivt från baslinje- till driftfas. Även trendanalysen visade på en signifikant minskande trend för torsk i Vikhög. Fångsten av rödspätta och skrubbskägda i Limhamn ökade från bas- till anläggningsfas, varefter de återigen minskade. Den något mindre frekvent förekommande arten vitling, ökade istället från anläggnings- till driftfas i alla tre områdena i nätfisket.

Det är anmärkningsvärt att tre arter med en utpräglat bentivor födosöksstrategi³ (sandskägda, rödspätta och skrubbskägda) minskar samtidigt som den utpräglat piscivora⁴ arten vitling ökar. Detta skulle kunna indikera att arter som inte är beroende av bottenlevande födoorganismer har ökat på bekostnad av arter som har en mer utpräglad bentivor födosöksstrategi, där till exempel musslor ingår som en betydande resurs, vilket i sin tur skulle kunna vara kopplat till en ökad bottensedimentering. Eftersom plattfiskfångsterna även minskade i referensområdet Lundåkra mellan anläggnings- och driftfas, skulle detta även kunna tolkas som ett generellt mönster för området.

Fångsterna i ryssjefisket i augusti var starkt temperaturberoende för de flesta dominerande arterna (torsk, skrubbskägda, ål). Efter kompensation för temperaturvariationen kunde inga skillnader mellan områden eller mellan faser upptäckas. Nedgången av fångsterna i nätfisket i Limhamn kan alltså inte verifieras av motsvarande förändringar i ryssjefisket i augusti för någon art. Bristen på replikat i ryssjefiskena kan dock ha spelat roll och maskerat eventuella förändringar i fångsterna.

Beror variationen i de dominerande fiskarternas storleksstruktur av anläggnings- eller driftfas?

En minskad andel små individer i fisket styrker antagandet att bottenlevande fiskar har missgynnats under anläggnings- och driftfasen i bronns närområde. Baserat på nätfiskena i november minskade andelen små/ökade andelen stora individer av skrubbskägda under

³ Livnär sig främst på bottenlevande föda.

⁴ fiskätande

anläggningsarbetena samt även under driftfas i Vikhög. Skrubbskäddans medellängd i nätfisket verkar öka även i Limhamn under anläggnings- och driftfas men dessa skillnader är inte statistiskt signifikanta. I augustifisket var medellängden högre i Limhamn än i övriga områden under baslinjefasen, medan både Klagshamn och Limhamn visade högre medellängd än referensområdet Lundåkra under anläggningsfasen. Resultaten pekar på en tendens till att fler stora individer kommer in i fångsterna under anläggnings- och driftfas i nätfisket. Det styrks delvis också av att individer av skrubbskädda i mellanstorlek i ryssjefisket i augusti minskar markant mellan anläggningsfas och driftfas i Limhamn (figur 4.35a).

Detta innebär att anläggningsarbetena och den efterföljande driften av bron kan antas ha inverkat på skrubbskäddans storleksfördelning. Orsakerna till observerade förändringar kan vara att rekryteringen varit svag (dock inte i driftfas i ryssjefisket i augusti i Limhamn), alternativt att små/unga individer undvikit området. Eftersom bottenförhållandena förändrats till följd av en ökad sedimentation i brons närområde, är en undvikandereaktion hos yngre individer den troligaste orsaken till den minskade andelen små individer. Liknande utveckling noterades inte i Lundåkrabukten, vilket antyder att det inte är fråga om storskaliga effekter av variationer i årsklasstyrka. Dock var ökningen i medellängden signifikant endast i Vikhög och inte i Limhamn.

Att andelen medelstora torskar minskade i området närmast bron (Limhamn) under anläggningsfasen (figur 4.34b) kan bero på flera faktorer där årsklasstyrka och ändrade fiskemönster antas bidra. För torsk skilde sig inte medellängden åt mellan områden eller mellan faser i något av fiskena. I samtliga områden förutom Lundåkra i augusti och april minskade emellertid medellängden markant under tiden anläggningsarbetena pågick (mellan 1996 och 1997). Om detta är en effekt av att en ökad sedimentation/grumling resulterade i en undvikandereaktion hos större individer, eller om det beror av variationer i årsklasstyrka är svårt att bedöma. Ett minskat utbud av föda skulle emellertid kunna bidra till denna utveckling. En tänkbar föda för till exempel medelstora torskar är tångkrabbor vilka minskade kraftigt i antal i Limhamn under anläggningsfasen i förhållande till baslinje- och driftfas i både ryssjefisket i augusti och i nätfisket. Dock var minskningen endast signifikant i nätfisket (tabell 4.15). Förändringen i torskens storleksfördelning är tydligast i Limhamn där nätfisket visade att andelen små individer var större under både anläggnings- och driftfasen. Andelen mellanstora individer minskade och fler större individer fångades. I augustifisket är det svårare att se ett mönster, men förändringarna mellan samtliga faser är stora (figur 4.34a).

4.4.6 Slutsatser

Det utvalda referensområdet i Lundåkrabukten visade sig av flera skäl vara mindre lämpligt som referens till områdena närmare bron. Dels genomfördes inga nätfisken under baslinjefasen, dels bedrevs ryssjefiskena på andra djup än i Limhamn och Klagshamn. Den bristande samvariationen med det mer nordligt belägna området i Vendelsö bidrar också.

Undersökningsprogrammets statistiska styrka (kapacitet att påvisa förändringar då sådana förelåg) varierade mellan de tre olika typerna av provfiske. Resultaten från ryssjeprovfiskena i april och augusti är mer osäkra, medan resultaten från nätprovfiskena i november kan betraktas som relativt säkra.

Fisksamhällets förändringar mellan faserna ger ingen entydig bild av fisksamhällets utveckling i brons närområde under anläggnings- och driftfasen. En reduktion av antalet arter under anläggningsfasen i brons närområde och avsaknaden av sandskädda i augustifisket i Limhamn och Klagshamn under samma period, indikerar att fisksamhället förändrats under perioden anläggningsarbetena pågick.

Abundansen av fisk i Limhamn minskade under anläggnings- och driftfas vid nätfisket under hösten. Eftersom denna provtagningsmetod visade störst statistisk styrka kan denna nedgång betraktas som säkerställd. Att minskningen kan relateras till ökad sedimentation i samband med

brons anläggning styrks av den negativa relation som noterades mellan ackumulerat sedimentspill och total fiskfångst. Att en ökad sedimentation under anläggningsfasen påverkat förekomsten av bottenlevande fisk negativt stöds också av en tendens till minskad förekomst av liten skrubbskädda under anläggnings- och driftsfasen i brons närområden vid höstfiskena.

4.5 Trålundersökningar

4.5.1 Sammanfattning

Resultat från Havsfiskelaboratoriets provtrålningar med U/F Argos i Öresund har utvärderats med avseende på utvecklingen av några viktiga arter av bottenlevande fisk före, under och efter anläggningen av Öresundsförbindelsen. Artdiversiteten har ökat i Öresund jämfört med Kattegatt men någon skillnad i diversitet mellan faser kunde inte upptäckas vid analys (GLM). Ökningen i artdiversitet tros vara kopplad till en ökning av vattentemperaturen. För torsk upptäcktes en skillnad mellan faser i Öresund med avseende på den relativa fiskmortaliteten, lekbiomassan och rekryteringen men denna skillnad kunde inte visas när man tog hänsyn även till utvecklingen i Kattegatt. Samma sak gällde för biomassa och rekrytering för både den totala plattfiskpopulationen och vid en jämförelse av plattfiskarterna var för sig. Inte heller några skillnader i livshistoriekaraktärer (könsfördelning, mognad vid ålder samt vikt vid ålder) mellan faser kunde visas för torsk eller rödspätta i Öresund.

4.5.2 Inledning

Havsfiskelaboratoriets trålexpeditioner med U/F Argos i Skagerrak, Kattegatt och Öresund genomförs inom ramen för ett internationellt samarbete med länderna runt Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt (program enligt ICES, International Bottom Trawl Survey (IBTS)). Sverige ansvarar för undersökningarna i Skagerrak, Kattegatt och Öresund. I nuläget sker ingen specifik beståndsanalys för Öresund utan bestånden i Öresund beräknas tillsammans med Västra Östersjön.

Den undersökningsverksamhet som U/F Argos utför har till främsta syfte att uppskatta mängden av kommersiella bottenlevande fiskarter i utsjön, det vill säga i det öppna havet. Populationsutvecklingen gäller främst torsk, kolja, vitling och ett antal plattfiskarter som till exempel rödspätta.

För att komplettera undersökningarna som fastlades i Vattendomstolens deldom (Anonymous 1995) för att utreda effekterna av Öresundsbrons anläggande har resultat från trålningar i Öresund utvärderats med avseende på utvecklingen av vissa kommersiellt viktiga arter av bottenlevande fisk.

4.5.3 Material och metoder

Provtrålningar

Vid trålningarna använder man den franska bottentrålen GOV (16 mm maska) som är ett generellt redskap för bottenlevande fiskar och undersökningen genomförs årligen under första och tredje kvartalet. Totalt provtrålas två stationer per expedition i Öresund (Lundåkrabukten 55.47,8 N 12.51,7 E, cirka 13 nm N Öresundsbron; N Ven 55.58,2 N 12.41,5 E) 21 nm N Öresundsbron. I Kattegatt provtrålas ungefär 22 stationer per expedition fördelat på olika djup. Analyserna i denna rapport är utförda på trålningdata från åren 1992-2003 från kvartal 1.

Under perioden 2001-2002 utförde inte Argos några provtrålningar i Öresund. För att kunna använda hela tidsserien 1992-2003 har därför Argos fångsteffektivitet kalibrerats med Fiskeriverkets andra forskningsfartyg, U/F Ancylus, som utförde provtrålningar i Öresund under denna period. Underlaget för dessa beräkningar består av totalt 23 parallella tråldrag i Kattegatt där man har jämfört CPUE per centimeterklass för de olika fartygen (se Pelletier 1998). Data från U/F Ancylus används endast för åren 2001 och 2002.

När det gäller plattfiskbiomassa och torskbio massa under perioden 2001 och 2002 har GAM-modeller (Generalized Additive Model) baserade på längd använts för att översätta data från Ancylus till Argosdata. Kalibrering mellan Argos och Ancylus är ett arbete under utveckling och har inte slutförts vilket medför att data för perioden 2001-2002 endast är preliminära.

För att kunna jämföra utvecklingen i Öresund har vi använt provtrålningsdata för både Kattegatt (Svenska IBTS data) och för västra Östersjön (SD 22 och 24, IBTS data). Provtrålningarna i västra Östersjön har under perioden 1992-2003 använt sig av olika trålar, men eftersom vi endast velat belysa den relativa förändringen i data jämfört med Öresund, kan man anta att detta inte påverkar våra analyser. Data på temperatur är baserade på ett medelvärde för de två provtrålningsstationerna vid botten i Öresund och data för temperatur i Kattegatt är ett medelvärde per provtrålningsstation vid botten i hela Kattegatt.

Beräkningar och utvärdering

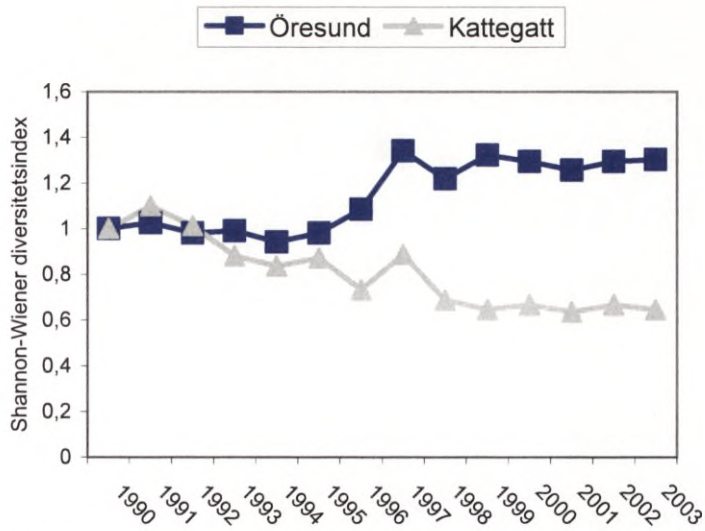
De statistiska analyserna har utförts med hjälp av Statistica, SPSS, och R.

För att undersöka förändringar i artsammansättning beräknades flera olika diversitetsindex; Species Richness, Shannon-Wiener och Simpson's index. Sambandet mellan artdiversitet och vattentemperatur analyserades med linjär regression. Sambandet mellan artdiversiteten i Öresund och Kattegatt respektive västra Östersjön analyserades med korskorrelations funktion (CCF).

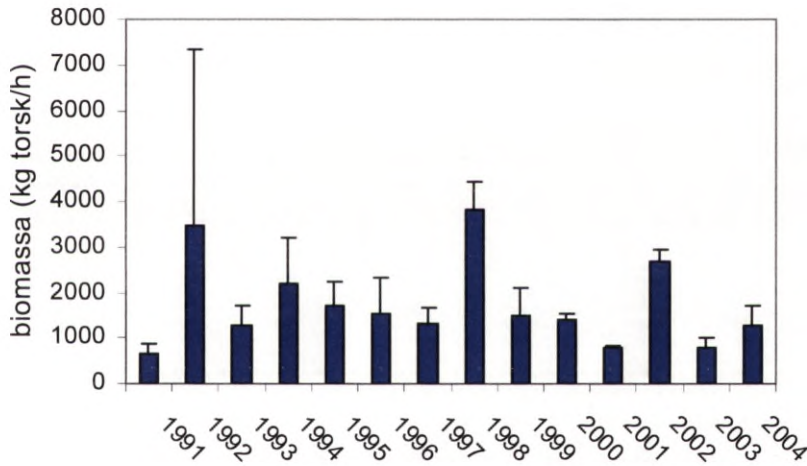
De enskilda arter som behandlas i rapporten är torsk samt tre plattfiskarter; skrubbskädda, rödspätta och piggvar. De undersökta variablerna för dessa arter var total biomassa, lekbiomassa (torsk), mortalitet, rekrytering samt livshistoriekaraktärerna; könsfördelning, mognad vid ålder och vikt vid ålder (torsk, rödspätta). Eftersom ingen beståndsanalys görs för Öresund specifikt, har en relativ beståndsanalys använts (SURBA) för att beräkna mängden lekbiomassa (SSB), fiskerimortalitet (F) och rekrytering (R). De data som används i denna analys är endast baserade på provtrålningar (U/F Argos) i Öresundsområdet. Det bör påpekas att beståndsstrukturen av torsk i Öresund är en blandning av individer från Öresund, Västra Östersjön och Kattegatt. Dock tror man att den största proportionen av torsk i detta område är stationär, vilket möjliggör denna analys. Denna beståndsmodell används rutinemässigt för att undersöka olika bestånd i nordatlanten.

Skillnader mellan faser i Öresund med avseende på ovan nämnda variabler har analyserats med generell linjär modell (GLM). Med faser menas tidsperioderna före anläggandet av bron, under anläggandet och efter anläggandet, det vill säga när bron tagits i drift. Dessa tre faser benämns baslinjefas (1992-oktober 1995), anläggningsfas (oktober 1995-maj 2000) och driftfas (maj 2000-2002). Det bör påpekas att data är baserade på olika antal år och data under driftfas är baserade på omräknade data från Ancylus. Detta är dock av marginell betydelse om man inte vill belysa specifika skillnader mellan faser.

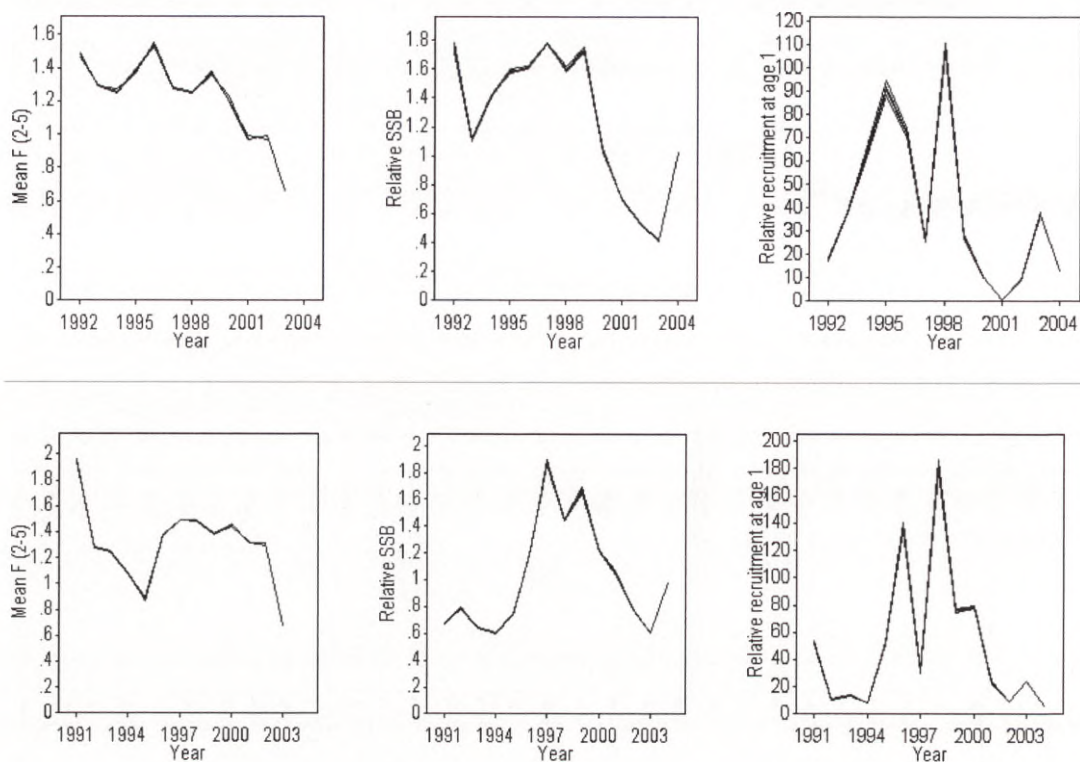
Vid analys av plattfiskbiomassa har en kopplad analys (tråldrag kopplade under år) använts för att studera effekten av tråldrag på total biomassa och som en jämförelse till en traditionell GLM.



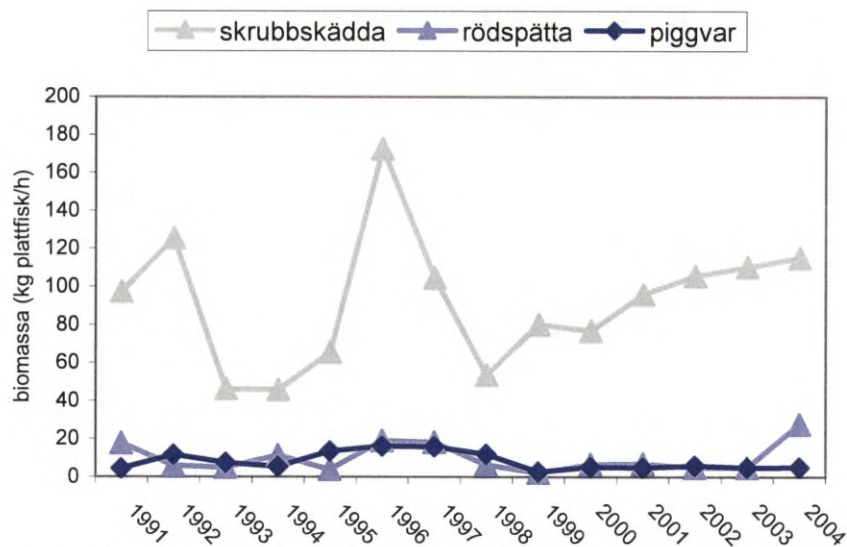
Figur 4.39 Förändring i artdiversitet i Öresund och Kattegatt.



Figur 4.40 Total torskbilasma (kg per tråltimme) i Öresund. Det finns ingen likhet med den trend som finns i Kattegatt och därför har dessa index inte skalerats om. 2001-2002 är omräknade från kalibrering mellan Ancylus och Argos. Spridningsmått är 1 SD.



Figur 4.41 För att objektivt kunna jämföra Öresund och Kattegatt med avseende på mortalitet för torsk 2-5 år (Mean $F(2-5)$), lekbiomassa (Relative SSB spawning stock biomass) och antal rekryter vid en ålder av 1 år (Relative recruitment at age 1) har en relativ fiskbeståndsmodell (SURBA) använts i a) Öresund och i b) Kattegatt. De olika linjerna i Figurerna visar det 95 procent konfidensintervallet.



Figur 4.42 Total plattfiskbiomassa (kg per tråltimme) i Öresund. Det finns ingen likhet med den trend som finns i Kattegatt och därför har data inte skalerats om. Utvecklingen av skrubbskädda och rödspätta 2001-2003 har räknats om från kalibrering mellan *Ancylus* och *Argos*.

4.5.4 Resultat

Artdiversitet

Generellt har artdiversiteten för fisk (fiskarter per tråldrag och ICES-ruta) ökat i Öresund under hela perioden oavsett hur man beräknar diversiteten (Species Richness, Shannon-Wiener eller Simpson's index) (figur 4.39). Artdiversiteten var visserligen högre i Öresund men inte relaterad till vare sig Kattegatt eller västra Östersjön (CCF: $r < 0,1$). Det mest troliga är att den ökade diversiteten i detta område är kopplad till en höjning av vattentemperaturen i samma område (SMHI) (regression: $r^2 = 0,52-0,65$; $P < 0,05$ för respektive index). Artdiversiteten för fisk skiljde sig inte mellan Öresundsbrobyggnationens tre faser (92-95, 95-00 och 00-02) (GLM: $P > 0,5$).

Torsk

Det har inte skett någon större förändring i torskbiomassa per tråltimme sett över hela perioden och det var ingen skillnad mellan de olika faserna (GLM: $P > 0,30$) (figur 4.40). Den relativa fiskmortaliteten, lekbiomassan och rekryteringen av torsk i Öresund under denna period, tyder på att utvecklingen av dessa tre variabler är jämförbar med utvecklingen i Kattegatt under samma period under de olika faserna. För samtliga variabler fanns en skillnad för torsk i Öresund mellan de tre faserna men denna skillnad är inte möjlig att hitta om man tar hänsyn till utvecklingen (skalerade förändringen) i Kattegatt (GLM: $P > 0,30$ för respektive variabel) (figur 4.41).

Ett annat sätt att undersöka om brobyggnationen påverkat torsken är att studera olika livshistoriekaraktärer (könsfördelning, mognad vid ålder och vikt vid ålder) i relation till samma livshistoriekaraktärer för torsk i Kattegatt. Det fanns en skillnad mellan dessa livshistoriekaraktärer i Öresund och Kattegatt (GLM: $P > 0,40$ för respektive livshistoriekaraktär) men trenden var liknande för båda områdena. Således fanns det ingen skillnad mellan de olika faserna i Öresund om man tar hänsyn till utvecklingen i Kattegatt (GLM: $P > 0,80$). Tillväxten hos torsk som är mindre än 15 cm verkar inte ha påverkats av brobyggnationens olika faser (GLM: $P > 0,10$).

Plattfisk

Utvecklingen av den totala biomassan och rekryteringen av plattfisk i Öresund under denna period är jämförbar med utvecklingen i Kattegatt under samma period och under de tre olika faserna, se figur 4.42. Om man tar hänsyn till detta, fanns det ingen skillnad i biomassa för de tre olika arterna under de olika faserna (MANOVA, $P > 0,6$ för biomassa och rekrytering). Ett liknande resultat får man om man undersöker varje art var för sig och tar hänsyn till båda stationerna (GLM (mixad modell där tråldrag är kopplad under år). Analys av förändring i olika livshistoriekaraktärer (könsfördelning, mognad vid ålder och vikt vid ålder) hos rödspätta i Öresund, för vilken data är tillgänglig, i relation till samma livshistoriekaraktärer för rödspätta i Kattegatt, tyder på att det inte är någon skillnad mellan Öresund and Kattegatt (GLM: $P > 0,5$ för respektive livshistoriekaraktär). Dessutom är det ingen skillnad mellan de olika faserna (GLM: $P > 0,8$). Tillväxten hos rödspätta < tolv centimeter verkar inte ha påverkats av brobyggnationens olika faser (GLM: $P > 0,10$ för respektive art).

4.5.5 Diskussion

Sammantaget kan man, utifrån de data som finns tillgängliga från expeditionerna med U/F Argos, inte detektera att brobyggnationens olika faser påverkat torskpopulationen eller plattfiskpopulationerna i Öresund. Påpekas bör dock att de undersökningar som U/F Argos rutinemässigt utför inom ramen för ICES inte är avsedda att undersöka småskaliga spatiala och temporala förändringar.

4.6 Effekt av nollösningen

4.6.1 Sammanfattning

Ett omfattande modelleringsarbete har gjorts för att beräkna Öresundsförbindelsens effekt på vattenutbytet genom Öresund. Med två oberoende modeller har man visat att regeringens villkor om en nollösning är uppfyllt. För att utreda hur osäkerheten i den beräknade nollösningen kan påverka det ekonomiskt betydelsefulla torskfisket har en modell för hela Östersjön utvecklats. Effekten av en avvikelse från nollösningen beräknas för volymen med salinitet >11 psu och syrgashalt > 2 ml/l, vilket är den volym där torskäggs kan utvecklas. Med denna har beräkningar gjorts med och utan blockering av inflödet under en period av femton år. Resultatet visar att den genomsnittliga förändringen av den potentiella torskreproduktionsvolymen är omvänt proportionell mot blockeringen, med en proportionalitetsfaktor mellan 1 och 2.

Modellen beskriver det inströmmande vattnet genom Öresund och Stora Bält med hjälp av medelsalthalten och medelflödet över trösklarnas tvärsnitt. Vid situationer med en skiktad inströmning kommer därför modellens beskrivning av ventilationen i det inre av Östersjön att avvika från den verkliga. Hur stor denna avvikelse är kan inte avgöras.

4.6.2 Bakgrund

Regeringen har föreskrivit att "Hela Öresundsförbindelsen skall utföras som en nollösning, definierat på så sätt att vattengenomströmningen från Kattegatt genom Öresund till Östersjön ej bromsas upp på så att salt- och syretillförseln till Östersjön minskar. För att nollösningen med godtagbar säkerhet skall kunna uppnås samt kompensationsmuddringar i görligaste mån skall kunna begränsas skall förbindelsens trafikaneläggningar utformas så att uppbromsningen av vattengenomströmningen reduceras ner mot en halv procent." Vattendomstolen föreskrev i detta stycke i dom VA 45/92 att konsortiet senast när förbindelsen tagits i reguljär drift skall inkomma med de redovisning av de beräkningar som gjorts av SMHI och DHI för att beräkna nollösningen. Redovisningen överlämnades 2000-06-23 (ref ab5019.CD). Fiskeriverket har i sitt yttrande till vattendomstolen (2000-10-18 dnr. 336-1448-00) konstaterat att Öresundskonsortiet övertygande visat att regeringens krav om en nollösning, så som de är formulerade i villkoret, är uppfyllda.

Regeringens krav på en nollösning grundar sig på riskerna för störningar av ekosystemet i Östersjön som helhet. Ur fiskerisympunkt är en viktig aspekt att de hydrografiska förutsättningar som finns för torskens reproduktion inte försämras. Torsk – som är den för svenskt fiske ekonomiskt viktigaste målarten i Östersjön – är beroende av existensen av vattenvolymer med salthalt över elva promille, temperatur över en och en halv grad och syrekoncentration större än två milliliter per liter för äggens överlevnad. Risken för störningar av torskreproduktionen var huvudskälet för Fiskeriverkets ställningstagande mot Öresundsförbindelsen (Yttrande 93-03-15).

Nollösningen är formulerad så att den kan realiserats på flera sätt, vilka kan få olika inverkan på Östersjöns hydrografiska tillstånd. Det är därför av intresse att belysa hur den lösning som valts påverkar de ur fiskerisympunkt intressanta parametrarna.

4.6.3 Modellering av nollösningen

För att kontrollera att en nollösning uppnåtts har Öresundskonsortiet genomfört ett omfattande modellerings- och verifieringsarbete. Två oberoende modeller har utvecklats och använts.

1. SMHI har använt en modell utvecklad i ekvationslösningsprogrammet Phoenix
2. DHI har använt sitt egenutvecklade programverktyg MIKE 3

Båda modellerna är tredimensionella med hög rumsupplösning. För Phoenix används en topografiskt anpassad grid med varierande gridlängd, MIKE 3 har en kvadratisk grid med minsta gridlängd 100 meter horisontellt och en meter vertikalt.

Modellerna kalibrerades mot mätdata från två 2-3 veckor långa perioder med detaljerade hydrografiska mätningar i sundet. En validering gjordes sedan mot ett tredje dataset. Den kalibrerade modellen har slutligen använts för att beräkna salt- och volymflödet genom sundet med och utan Öresundsförbindelsen inkluderad i modellen under en för båda modellerna gemensam beräkningsperiod. Dessa beräkningar har gjorts med ingångsdata för hydrografi och meteorologi från perioden oktober-december 1993. Denna period har valts så att den skall vara representativ för vattenutbytet genom Öresund generellt. MIKE 3 modellen har även använts för att beräkna den blockerande effekten på utbytet av syre.

Två olika mått på blockeringen på grund av förbindelsen har använts. Ett baserat på tidsmedelvärdet av absolutbeloppet av den momentana skillnaden mellan flödet med och utan blockering – kallat minimum deviation concept, MDC. Matematiskt uttryckt

$$\text{Ekvation 4-VI} \quad \frac{\int |F_{ref} - F_{link}| dt}{\int |F_{ref}| dt}$$

där F står för volym-, salt- eller syreflödet. Integralen är över hela referensperioden och index $_{ref}$ och $_{link}$ betecknar värden utan och med Öresundsförbindelsen. I det andra fallet används tidsmedelvärdet av skillnaden mellan absolutbeloppet av det momentana flödet med respektive utan blockering – kallat zero crossing concept ZCC – definierat som

$$\text{Ekvation 4-VII} \quad \frac{\int (|F_{ref}| - |F_{link}|) dt}{\int |F_{ref}| dt}$$

En utförlig beskrivning av modellerna och hur nollösningen har operationaliserats finns i Öresundskonsortiets rapporter "Sammanfattande redogörelse för nollösningen" och "Operationalisering av myndighetskrav och strategi för att uppnå nollösningen", båda daterade maj 2000, samt i de 20 tekniska rapporter som refereras till där.

Blockeringen har beräknats för flera olika utformningar av förbindelsen, däribland "var. 175" som är den färdiga anläggningen inklusive kompensationsmuddring. För detta alternativ kan resultaten sammanfattas i tabell 4.18.

Tabell 4.18 Förbindelsen blockering uttryckt i procent för olika parametrar enligt ZCC

Modell		Parameter		
		volym	Salt	syre
MIKE 3	blockering	-0,12	-0,14	-0,08
	standard-avvikelse	0,15	0,14	0,15
Phoenics	blockering	-0,17	-0,18	
	standard-avvikelse	0,16	0,17	

Beräknad med MDC varierar blockeringen för de olika parametrarna och båda modellerna mellan 0,29 och 0,41 procent.

För att närmare belysa effekten av den valda nollösningen på torskreproduktionen har konsortiet låtit göra en modellberäkning av hur salt- och syreförhållandena i Östersjön påverkas av osäkerheten i nollösningen (Sehested Hansen et al. 2002).

Modelleringen gjordes med MIKE 3 hydrodynamiska modell kompletterad med eutrofieringsmodulen EU. Modellen har satts upp med cirka 17 kilometer horisontell gridlängd och två meter vertikalt. Drivningen sker med historiska data för avrinning och vind. För nederbörden över vatten och instrålningen används genomsnittsvärden. Som randvillkor för in och utflöde genom de danska sunden används dagliga flödesdata för volym, salinitet, temperatur, syre och närsaltshalter vid Drogden (Öresund) och Darss (Stora Bält), vilka tidigare har beräknats för perioden 1970-1996 inom ramen för projektet Baltic Sea System Study (BASYS). Dessa dagliga värden är extrapolerade från kortare perioder med detaljerade hydrografisk mätdata i tröskelområdena.

och västra Östersjön. Kalibrering av modellen gjordes med drivningsdata för perioden 1979-1987 mot hydrografiska mätdata från standardstationer i Östersjöns huvudbassänger (Arkona-, Bornholm-, Gdanskbassängen, Gotlandsdjupet, Finska viken, Bottenhavet och Bottenviken). Validering gjordes med motsvarande data för perioden 1988-1993. Modellen kördes sedan för hela perioden 1979-1993, dels med originaldata från BASYS, dels med data där flödet vid Drogden ändrats upp eller ner med en halv procent, motsvarande tre standardavvikelser från nollösningen. En sådan procentuell ändring av de föreskrivna in- och utflödena skulle med oförändrad nederbörd och avrinning leda till att vattenståndet i bassängen långsamt ändras. Detta motverkas med hjälp av en konstant korrektion av utflödet, fördelad mellan Bälten och Öresund i proportionen 8 till 3.

Ett flertal studier har klarlagt vilken minsta salinitet och syrekoncentration som krävs för att torskägg skall kunna befruktas, hålla sig flytande och överleva (Nissling & Westin 1997), (Wieland et al. 1994) med flera I modellen har en torskreproduktionsvolym definierats som vatten där saliniteten överskrider elva psu och samtidigt syrehalten är större än två ml/l. Storleken av denna volym beräknas för varje år modellen körs som medelvärde under månaderna april-juni (före 1990) eller maj-juli (efter 1990), vilket är representativt för torskens lekperiod i östra beståndet. Delvolymen beräknas också för de viktigaste lekbassängerna.

Skillnaden mellan resultatet av modellberäkningen med och utan blockering ger en skattning av Öresundsförbindelsens effekt på reproduktionsvolymen. Denna effekt varierar mycket både mellan åren och mellan de olika bassängerna. Vid en blockering i Öresund på en halv procent blir effekten på den totala torskreproduktionsvolymen (exklusive Arkonabassängen) i genomsnitt en minskning på 0,8 procent, variationsbredden är 0,2-2,0 procent. Tabell 4.19 ger resultaten för de viktigaste delbassängerna. Om istället för en blockering flödet genom Öresund ökar kommer ungefär motsvarande ökning av torskreproduktionsvolymen att ske.

Tabell 4.19 Minskning av torskreproduktionsvolymen i procent under modellperioden vid 0,5 procent ökning av blockeringen av flödet genom Öresund 1979-1993. Genomsnitt och extremvärden av årsmedelvärden under torskens lekperiod.

Bassäng	medel	max	min
Arkona	0,3	1,1	-0,2
Bornholm	0,3	1,1	0,1
Gdansk	2,6	5,6	0,1
Centrala Gotland	1,3	31,0	0,0
Södra Gotland	2,6	14,3	0,0

En förändring av torskreproduktionsvolymen ger inte med nödvändighet motsvarande ändring i faktisk reproduktion. Volymen sätter den övre gränsen för vilken reproduktion som är möjlig vid i övrigt gynnsamma förutsättningar, till exempel tillräcklig lekbiomassa och tillgång på föda för de första larvstadierna. Som diskuteras av (Sehested Hansen et al. 2002) förklarar reproduktionsvolymen i genomsnitt cirka 35 procent av den observerade variationen i torskreproduktionen i Östersjön.

4.6.4 Diskussion

Modelleringen av Öresundsförbindelsens effekter på genomströmningen i sundet har skett med stor noggrannhet och med höga krav på modellernas validering mot mätdata. Den tolkning och operationalisering som Öresundskonsortiet gjort av regeringens villkor om en nollösning är rimlig och med dessa utgångspunkter kan, som Fiskeriverket tidigare konstaterat, villkoret anses vara uppfyllt.

Östersjömodellen är väsentligt mer komplicerad både dynamiskt och genom att den innefattar biologiska och geokemiska effekter. Valideringen visar också på stora avvikelser från mätdata jämför med modelleringarna av nollösningen. Dessa skillnader kan bero både på osäkerheter i de hydrografiska observationerna och på att modellen inte korrekt reproducerar alla processer i Östersjön. Avvikelser mellan modellens beräkning av reproduktionsvolymen och motsvarande verkliga volym kommer emellertid bara in som en andraordningseffekt när man jämför modellresultaten med och utan blockering.

Valet av randvillkor i Öresund är kritiskt för hur väl modellen beskriver effekten av förbindelsen. BASYS-data ger ett dagligt medelvärde för in- eller utflödets storlek och tillhörande salinitet, syrehalt och andra parametrar. Så länge man har en homogen ström, det vill säga barotrop eller lika från ytan till botten, över trösklarna i sundet fungerar en sådan modellering, men vid tillfällen med baroklina förhållanden, när saliniteten och strömhastigheten varierar vertikalt ger användningen av medelflödet ett annorlunda resultat än om man fördelat flödet på olika saliniteter (eller mer korrekt densiteter).

Nivån där inflödet i modellen hamnar bestäms av densiteten i det inströmmade vattnet och de blandningsprocesser som sedan sker på vattnets väg i det skiktade inre delarna. För en baroklin situation blir därför resultatet olika om inflödet behandlas som en blandning av salt och bräckt vatten, så som modellen gör, eller om man separerar den saltare delen av inflödet och låter den strömma in till sin jämnviktsnivå och den mindre salta till sin. Uppenbarligen kommer man i de två fallen att ventilera olika salinitetsintervall i det inre av modellen.

För de stora, långvariga episoderna med inflöde, som byter bottenvattnet i de djupaste delarna av bassängerna, sker inströmningen i huvudsak barotrop och modellen reproducerar sannolikt hydrodynamiken bra i dessa fall. Skiktad strömning förekommer emellertid under cirka 19 procent av tiden vid Drogdentröskeln. Även om det momentana flödet av salt Kattegattvatten är litet vid dessa episoder är frekvensen mycket högre än för de stora, barotropa inflödena, och beräkningar tyder på att cirka hälften av den totala transporten av Kattegattvatten till Arkonadjetet sker baroklint. Det är troligt att det är dessa kortare baroklina episoder som svarar för huvuddelen av utbytet av det intermediära vattnet i Östersjöbassängerna (Walin 1977).

Effekten på ventilationen i Östersjöns skiktade inre kan alltså skilja sig väsentligt beroende på om man förenklar och beskriver ett baroklint inflödet som ett medelvärde, där en genomsnittligt låg salinitet över tvärsnittet vid tröskeln sprider sig på sin densitetsnivå relativt högt upp i det skiktade inre av Östersjön, eller som ett tvådelat flöde där den saltare delen sprider sig i djupare områden med högre densitet och salinitet. Denna skillnad har betydelse för skattningen av torskreproduktionsvolymen, som är en del av det intermediära vattnet i Östersjön. Hur stor avvikelser är kan emellertid inte avgöras med tillgängliga data-

Denna resumé av modelleringen har inriktat sig på hur stor den negativa effekten enligt beräkningarna skulle bli. Man kan notera att nollösningsberäkningarna enligt ZCC-metoden ger en överkompensation med cirka 0.1 procent vilket skulle medföra en motsvarande ökning av torskreproduktionsvolymen.

5 Effekter på fiskets bedrivande

5.1 Inledning

Öresund är på flera sätt speciell som fiskeplats. Genom sitt läge mellan Östersjön och västerhavet är artrikedomen hög, det är en vandringsled där passerande fiskar koncentreras periodvis och erbjuder ett rikt fiske. Det är också det enda större sammanhängande vattenområde i Sverige där trålfiske är och alltid har varit förbjudet. Det gör att fiskrikedomen och storleken på torsk och andra bottenlevande fiskar är större i Öresund än någon annanstans längs svenska kusten. Detta i kombination med den höga befolkningstätheten kring sundet gör att fritidsfisket i Öresund är av mycket stor betydelse.

Det finns sedan 1932 ett avtal mellan Sverige och Danmark om gemensam fiskerätt i Öresund. Båda ländernas fiskare har rätt att fiska på det andra landets territorialvatten in till sju meters djup. På grundare vatten tillåts sillfiske hela året och krokfiske från och med juli till och med oktober.

Förutsättningarna för fritidsfiske är därför goda och sportfiske förekommer i stor omfattning både individuellt och i organiserad form med turbotar. Husbehovsfiske har också en stark tradition i sundet. Fritidsfiskets fångster bedöms för de flesta arter vara större än yrkesfiskefångsten. Det saknas heltäckande statistik över fritidsfiskets omfattning och fångster. För att utvärdera eventuell inverkan av Öresundsförbindelsen på fritidsfisket genomfördes enkätundersökningar 1993 före anläggningen och 2001 efter brons tillkomst. Undersökningarna gjordes genom ett slumpmässigt urval av personer organiserade i sportfiskeklubbar och till husbehovsfiskare tillhörande de två svenska fiskareföreningarna i Öresund. Enkätsvaren ger en bild av ett omfattande och rikt sportfiske och ett husbehovsfiske som minskar genom avsaknad av nyrekrytering till denna fiskarkategori.

Konsortiet har gjort en uppgörelse med yrkesfiskarna i Öresundsförbindelsens närområde och skador på enskilt fiske ingår inte i provotidsutredningen. För att bedöma eventuell allmän fiskeskada på yrkesfiskets område har loggbokstatistiken analyserats för ett urval yrkesfiskare som fiskat kontinuerligt hela perioden 1993-2001. En sådan individrelaterad studie ger en bättre, och över tiden mer jämförbar, bild av förändringarna i fångst per ansträngning (CPUE) än den totala yrkesfiskestatistiken, vilken påverkas av många okontrollerade faktorer.

Stora förändringar har skett i fisket både i Kattegatt och södra Östersjön under provotiden. När de observerade variationerna i CPUE i Öresund jämförs med fångststatistiken i angränsande havsområden är det svårt att avgöra om det är en regional eller lokal företeelse. En bedömning av eventuella effekter kopplade till Öresundsförbindelsen kräver en samlad analys av denna statistik och andra underlag, till exempel provfiskedata (kapitel 4.4).

5.2 Fritidsfiskeenkät

5.2.1 Sammanfattning

Denna rapport sammanställer resultat från enkätundersökningar och båtinventeringar som avser att bedöma om det finns effekter på fritidsfisket av Öresundsförbindelsen. Enkätundersökningen visade att jämförelsen inom sportfisket från 1993, innan bron togs i drift, med 2001, då bron var i drift, var små eller obetydliga avseende säsongsmönster, geografi, art, redskapsanvändning och fiskesätt. Inom husbehovsfisket var förändringarna mellan 1993 och 2001 små eller obetydliga avseende säsongsmönster inom husbehovsfisket. En tydlig skillnad var att sillens betydelse under höstfisket minskade kraftigt relativt sett från 1993 till 2001. Vidare finns det en indikation på att torsk i höstfisket minskade som fångstandel. En annan förändring var att husbehovsfisket i stort sett försvann i södra Öresund medan den ökade kraftigt i norra regionen vilket innebär att man bör vara försiktig med att tolka effekten av Öresundsförbindelsen eftersom det i stort sett inte var något husbehovsfiske nära bron. I kontrast till detta visar båtinventeringen att tätheten av fiskebåtar lämpade för husbehovsfiske var jämt fördelat längs hela Öresundskusten men att det fanns en anhopning av båtar i Limhamnsområdet. Detta förklarar att husbehovsfisket troligtvis inte förändrades nämnvärt geografiskt sett.

Naturmiljön visade sig ha en stor betydelse för fritidsfisket i Öresund. Av de sport- och husbehovsfiskare som hade uppfattningen att bron haft effekt på fisket, var det relativt få som hade svarat att Öresundsförbindelsen haft negativa effekter på fångstplatser eller artsammansättning.

Det går inte att konstatera från enkätundersökningarna av fritidsfisket och båtinventeringen av husbehovsfisket att det har skett någon större förändring i fritidsfisket efter anläggningen av Öresundsförbindelsen.

5.2.2 Inledning

Fritidsfisket i Sverige har stor betydelse och har mellan 1990 och 2000 ökat både i form av intresse hos allmänheten och fångststorlek (Anonymous 2000). Totalt sett fångades cirka 34 500 ton fisk i havet av fritidsfiskarna under 2000. När det gäller fritidsfisket i Öresund är de viktigaste arterna eller artgrupperna avseende fångst torsk, sill och plattfisk. Totalfångsten från fritidsfiskare som bodde i den svenska Öresundsregionen och som fiskade i Öresund och södra Östersjön var under 1990 mellan 1 200 och 1 300 ton (Anonymous 1991), 1995 cirka 13 000 ton (Anonymous 1997) och 2000 cirka 7 000 ton (Anonymous 2000). Värdena är dock baserade på olika urvalsmetoder varmed jämförelserna bör göras med försiktighet. Inom det danska fritidsfisket i Öresund fångades cirka 400 ton/år under perioden 1988-1993 (Nielsen 1994). Om man jämför med årsfångsterna i yrkesfisket som varierar mellan några hundra till ungefär tusen ton förstår man betydelsen av fritidsfisket, avseende fångst, i Öresund. (Se även kapitel 5.5.)

I Vattendomstolens deldom 1995-07-13 VA 45/92 angavs att en kontroll av fiskets utövande, som även innefattade fritidsfisket, skulle utföras för att undersöka Öresundsförbindelsens påverkan på fiskeutövande i Öresund. Därför genomfördes enkätundersökningar för fritidsfisket före förbindelsens uppförande 1993 och efter att förbindelsen uppförts och tagits i drift 2001 (Johansson 2003; Martinsson 1994). Denna rapport sammanställer och utvärderar resultaten från två intervjuundersökningar som redovisats av Martinsson (1994) och Johansson (2003).

Från samma period som enkätundersökningen gjordes finns omfattande data från yrkesfisket i Öresund och närliggande områden (se kapitel 5.5). Resultaten visar på en minskning av täthet för

flera kommersiella fiskarter från perioden 1992-1994 till 1995-2003. Likaså kan man se en successiv årsvis förändring av artsammansättningen i fångsten i Öresund.

För att bedöma vilken betydelse Öresundsförbindelsens uppförande har haft på fritidsfiske i Öresund är följande frågeställningar viktiga för en jämförelse före (1993) och efter förbindelsen byggdes (2001):

1. Hur varierar fisket geografiskt och säsongsmässigt?
2. Vilka redskap och fiskesätt är vanligast?
3. Hur ser fångstfördelningen ut för arter och hur var detta relaterat till redskap och årstid?
4. Påverkas åtkomst av fiskeplatser, naturmiljön kring förbindelsen och fångstmöjligheterna?

5.2.3 Metodik

Med fritidsfiskare menas sportfiskare och husbehovsfiskare. Sportfiskare kategoriseras som aktiva fiskare som enbart använder handredskap från land, i vattnet eller från båt. Urvalet gjordes bland aktiva medlemmar i Sveriges sportfiske- och vattenvårdsförbund boende längs Öresundskusten.

Husbehovsfiskare fiskar vanligtvis med yrkesmässiga redskap för eget bruk och kan även ha fiske som bisyssla. Urvalet 1993 gjordes inom de två fiskareföreningar som finns i Öresundsregionen, en större i norra Öresund och en mindre i södra Öresund (Martinsson 1994). Urvalet 2001 gjordes enbart från den norra föreningen eftersom södra föreningens medlemmar inte hade fiskat under 2001 (Johansson 2003).

Frågeformuläret skickades ut till fiskarna under oktober-november 1993 och under januari-februari 2002. Enkäten bestod av elva frågor med tillägg på sex frågor 2002 (appendix 1 och 2).

Varje enkät för de båda undersökningarna sammanfattar fångst och fiske under den föregående tolv månadersperioden varför resultaten presenteras som 1993 och 2001, eftersom de huvudsakligen avser fisket under dessa år (Johansson 2003; Martinsson 1994). Av de 375 enkäter som skickades ut till sportfiskare båda åren besvarade 82 procent respektive 68 procent enkäten (tabell 5.1). Av de 90 enkäter som skickades ut till husbehovsfiskare för fiske under 1993 svarade 70 procent, medan 78 procent svarade på de hundra enkäter som skickades ut för fiske under 2001 (tabell 5.1).

Tabell 5.1 Tabellen visar responsen på utskickna enkäter för intervju av fritidsfiskare. År avser huvudsaklig undersökningsperiod vilket anges genomgående i rapporten.

Undersökning	År	Utskick antal	Svar antal	Svar procent
Sportfiske 1993	1993	375	308	82
Sportfisket 2002	2001	375	256	68
Husbehovsfiske 1993	1993	90	63	70
Husbehovsfiske 2002	2001	100	78	78

För att kunna uppskatta antalet husbehovsfiskare i Öresund för de båda undersökningsperioderna gjordes båtinventeringar 11 och 13 april, 1994, samt den 2 och 5 maj 2002. Målsättningen var att förekomsten av båtar skattades genom att besöka alla hamnar, bryggor, båtsamlingar eller enskilda båtar med bil eller till fots. Undersökningen gjordes mellan Falsterbo och Skanör i söder till Mölle i norr samt Ven, en sträcka på 135 kilometer. Endast båtar som var sjösatta eller sjösättningsklara och lämpade för fiske räknades. Tidpunkterna för inventeringarna valdes före den normala sjösättningstiden för fritidsbåtar. Ingen korrektion kunde göras för båtar som var till sjöss vilket ger en underskattning av materialet. För att urskilja yrkesfiskebåtar från räkningen 1994 och 2002 användes statistik från fartygsregistret

varmed 50 respektive 69 båtar räknades bort, vilket resulterade i en skattning av 655 respektive 700 båtar lämpade för husbehovsfiske.

Statistisk bearbetning

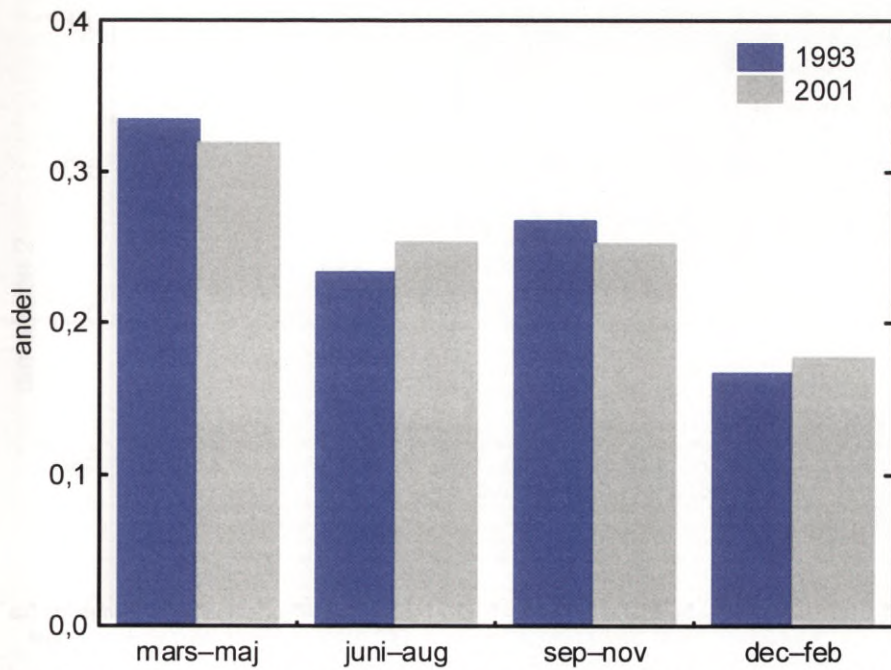
I beräkningarna definieras fiskeansträngning som fisketillfälle vilket innebär antalet tillfällen (typiskt ett dygn) som ett redskap vittjades eller nyttjades under en viss tidsperiod, som säsong eller år. Ingen korrigerings gjordes för redskapsstorlek. Fångst per ansträngning är ett täthetsindex som i undersökningen anger hur många individer fisk eller hur stor vikt som har fångats per ansträngning.

Huvudsakligen har ickeparametrisk korrelationstest används såsom Spearman rangkorrelationskoefficient r_s och gammastatistik G , vilka bygger på samma grundläggande antaganden (se Siegel & Castellan 1988). Förenklat sett kan Spearman rangkorrelationskoefficient ses som en vanlig korrelationskoefficient, medan gammastatistik grundas på sannolikheten att rankningarna skiljer sig åt mellan två variabler. Den senare metoden är att föredra då variabler har värden med samma utfall. För Spearman rangkorrelationskoefficient anges variation som r_s och riktningskoefficienten t . För gammastatistik anges variation som G och riktningskoefficienten som z .

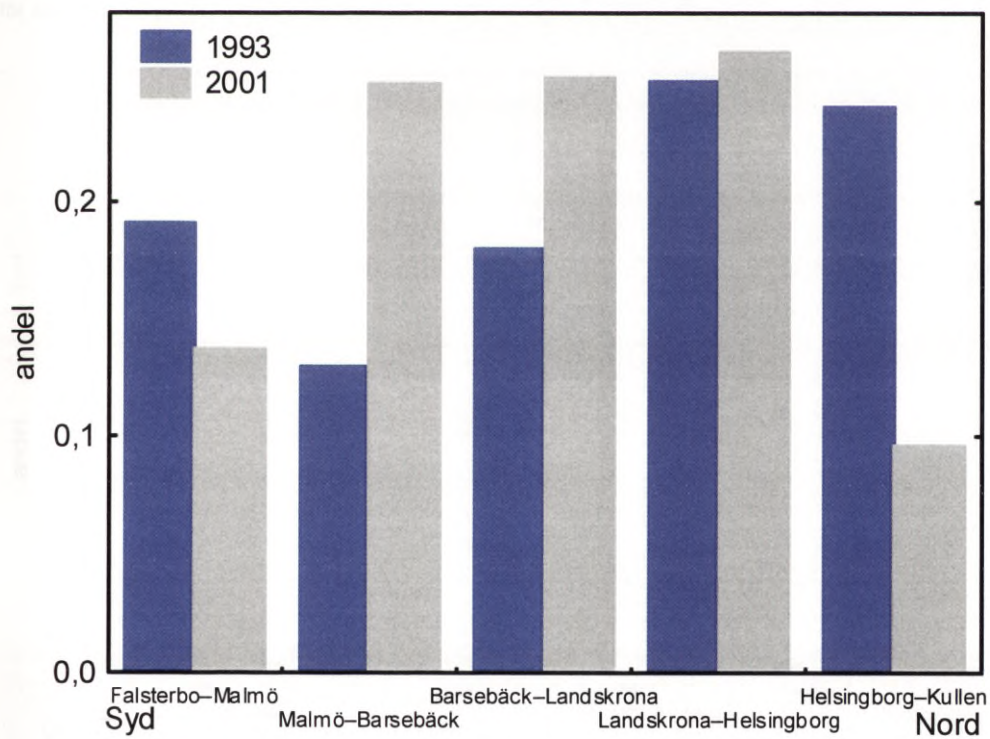
För analys av artsammansättning av fångst i relation till säsongsmönster respektive bruk av redskap har multivariata deskriptiva tekniker använts. Genom klusteranalys beräknades Euklidiskt avstånd mellan objekt (år, månad eller redskap) av transformerade värden ($\sqrt{x+1}$). Avstånd beräknades genom längsta avståndet mellan vilka två objekt som helst. Tillförlitligheten av gruppindelningen av kluster bedömdes genom hur väl klustermedelvärden separerar för de olika variablerna, där låg inomgruppsvarians är en fördel för att minska risken att felaktigt förkasta nollhypotesen att det inte finns några skillnader mellan kluster. Ickeparametrisk MDS (Multidimensional Scaling) ger information om hur väl olika objekt representeras i flera dimensioner. I MDS rangordnas objekt efter objektets värde och avstånd i två dimensioner, vilket återges i en plott i en eller flera dimensioner. Överensstämmelsen mellan dataseriernas rangordningar i en regression ger ett mått på spridningen, vilket anges som ett stressvärde där hög stress anger stor spridning.

Bearbetningen av data från fritidsfiskarna behandlar påverkan av deras fiskeutövande efter byggnationen av förbindelsen. Resultatet av denna analys blev endast deskriptiv på grund av det begränsade underlaget. För Öresundsförbindelsen avser dessa frågor uppfattningen om hur förbindelsen påverkat utnyttjandet av fiskeplatser, fångststorlek och artsammansättning.

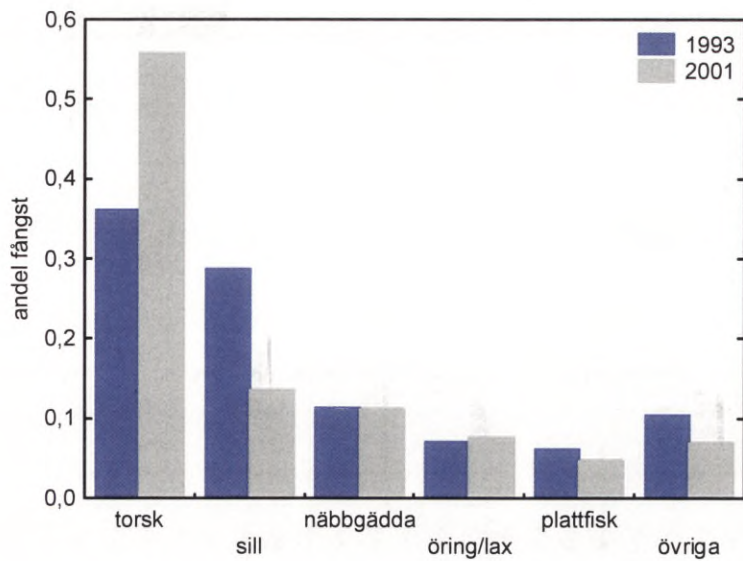
För all statistisk bearbetning användes programmet STATISTICA (StatSoft Inc 2004).



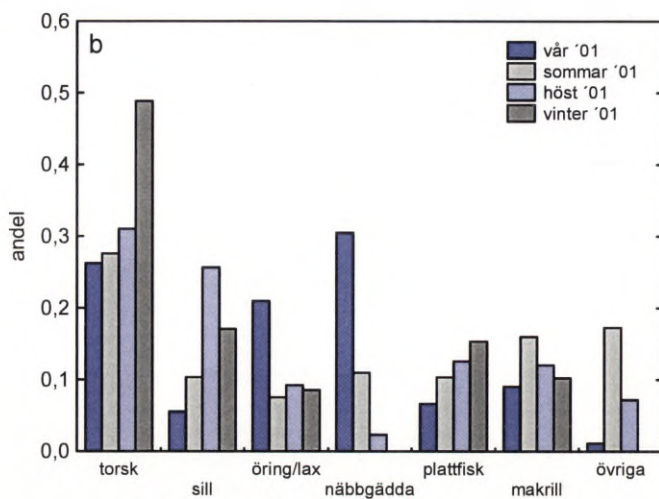
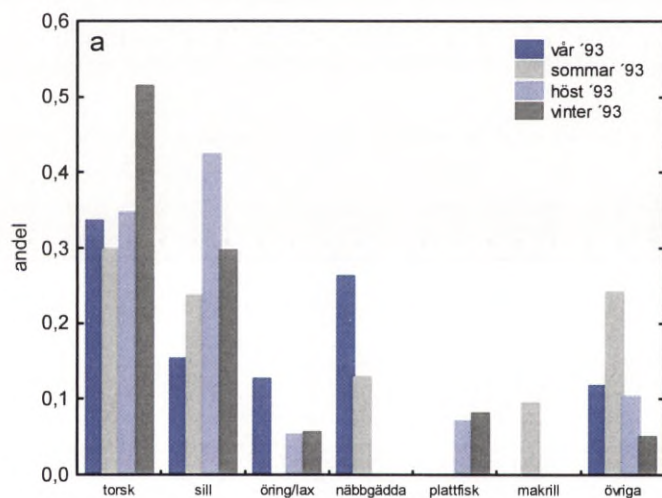
Figur 5.1 Fördelning av andel fisketillfällen per år inom sportfisket under vår, sommar, höst och vinter.



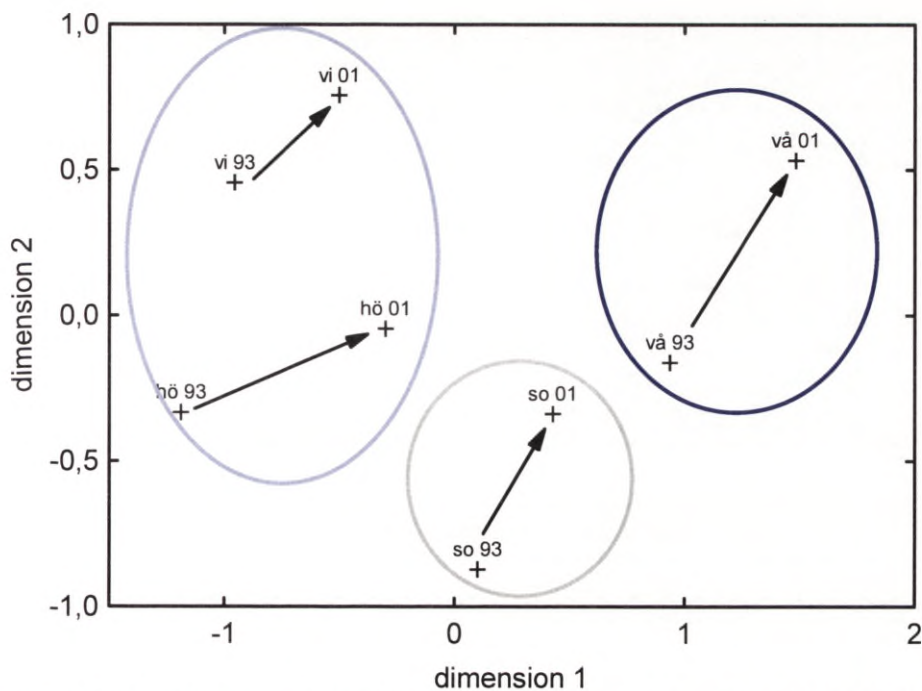
Figur 5.2 Geografisk fördelning av andel fisketillfällen i sportfisket i Öresund. Områdena är ordnade från höger i söder till vänster i norr.



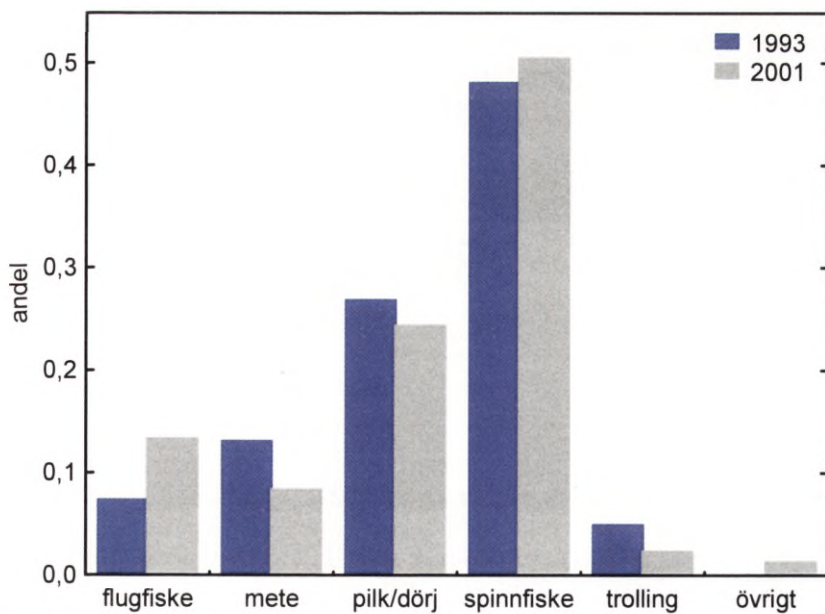
Figur 5.3 Fördelning av andel av fångst för olika arter fångade i sportfisket. Fångsterna från 1993 baseras på totalfångst på (ca 800 ton) för Öresund (Anonymous 1991; Martinsson 1994), medan fångsterna från 2001 baseras på enkättagarnas fångst (ca 100 ton) (Johansson 2003).



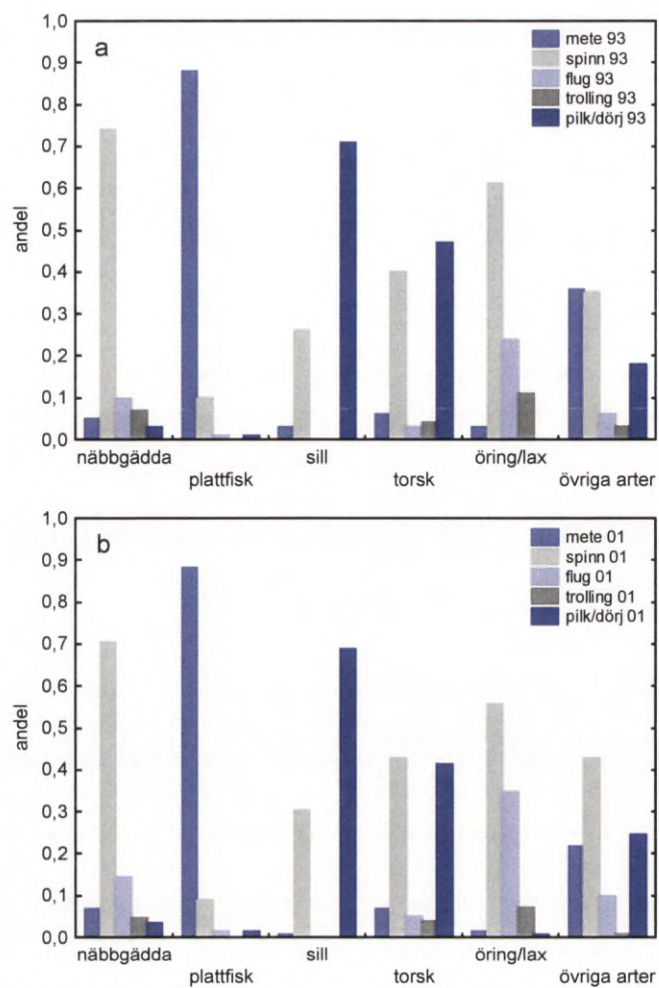
Figur 5.4 a-b Fördelningar av andel fångst per årstid för olika arter inom sportfisket. 4a visar resultat för 1993 och 4b visar resultat från 2001.



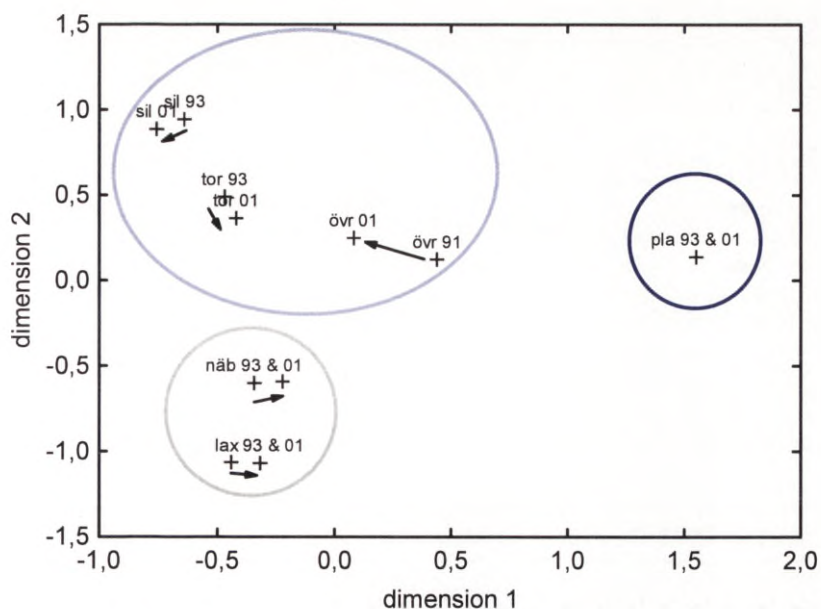
Figur 5.5 MDS-plott i två dimensioner (stress = 0,07) visar gruppering av årstider och år beroende på den relativa fångsten av olika arter inom sportfisket (se figur 5.4a och 4b). Tre grupper går att urskilja där årstider hamnar inom samma grupp: ljusblå ring – höst och vinter (hö 93, hö 01, vi 93 och vi 01); grå ring – sommar (so 93 och so 01); mörkblå ring – vår (vå 93 och vå 01). Pilarna visar den relativa förändringarna för årstidernas artsammansättning av fångst mellan åren där tendenserna är samma för alla årstiderna.



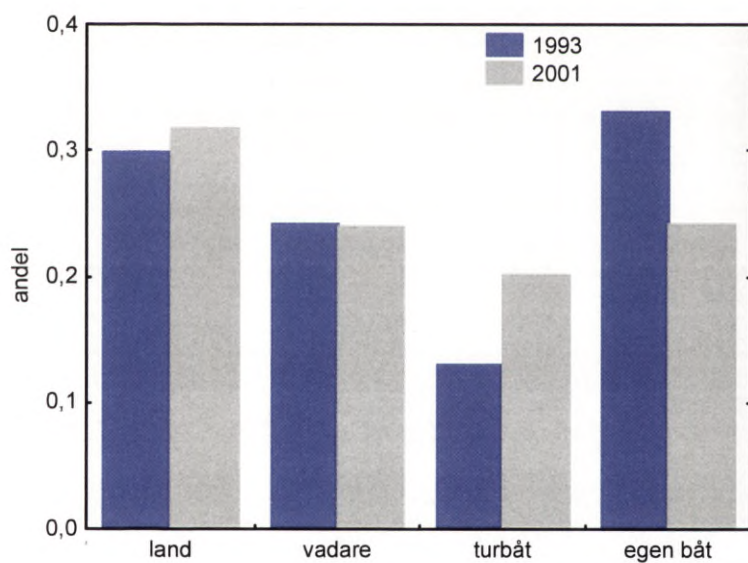
Figur 5.6 Figuren visar fördelningen av fiskesätt inom sportfisket.



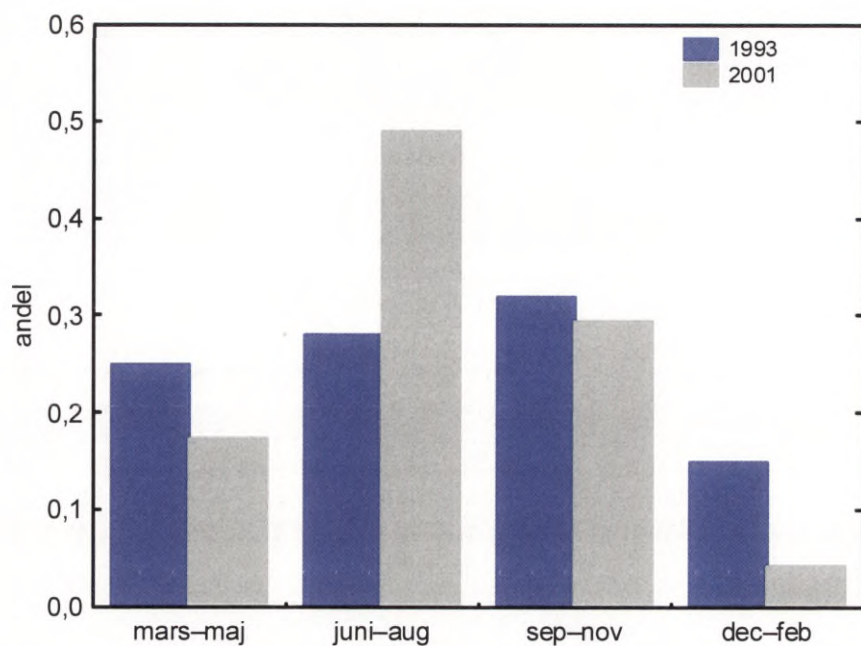
Figur 5.7 Fördelning av andel fångade arter i sportfisket för ett visst fiskesätt. Figur 5.7a visar resultaten från 1993 och figur 5.7b visar resultaten från 2001.



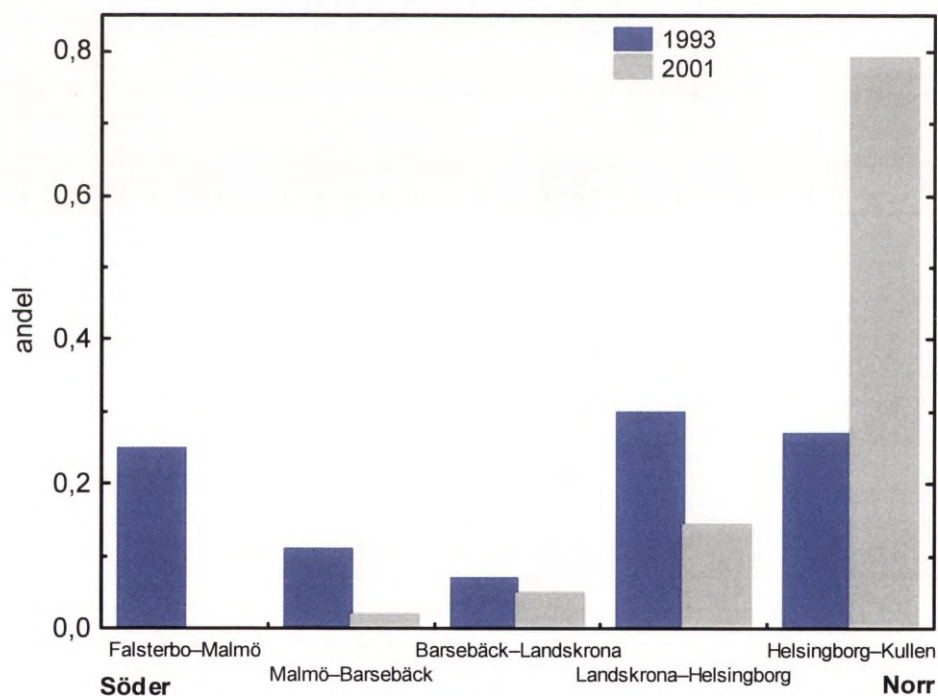
Figur 5.8 MDS-plott i två dimensioner (stress = 0,01) visar gruppering av årstider och år beroende på den relativa fångsten per årstid (se figur 5.4a och 5.4b). Tre grupper går att urskilja för 1993 respektive 2001: ljusblå ring – sill (S93 och S01), torsk (T93 och T01) samt övriga arter (Ö93 och Ö01); grå ring – näbbgädda (N93 och N01) och lax/öring (L93 och L01); mörkblå ring – plattfisk (P93 och P01). Pilarna indikerar relativa förändringar i två dimensioner.



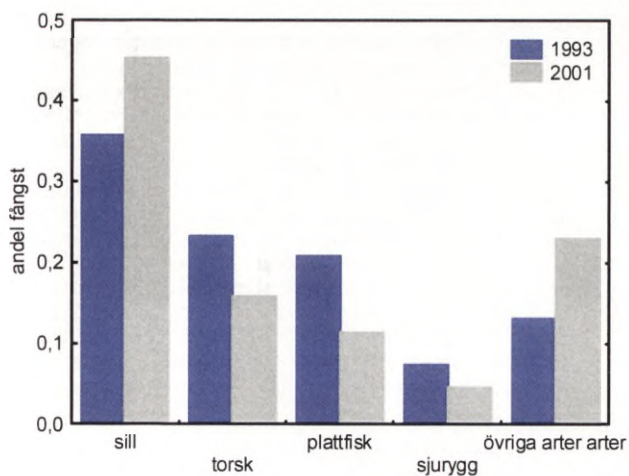
Figur 5.9 Relativ fördelning per år över varifrån sportfisket skedde under 1993 och 2001.



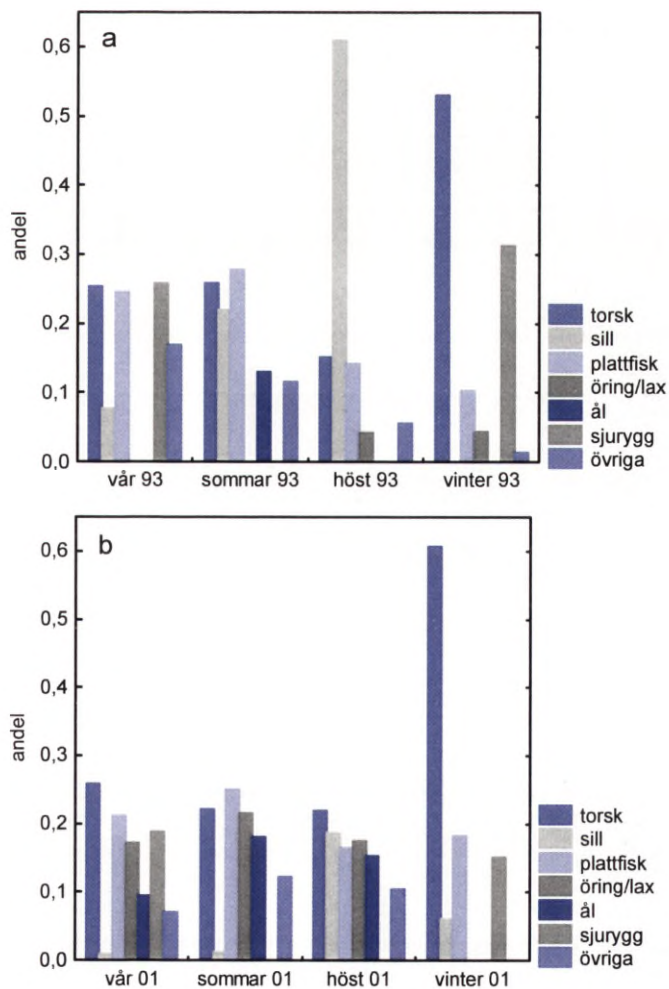
Figur 5.10 Fördelning av andel fisketillfällen per år visas för husbehovsfisket under vår, sommar, höst och vinter.



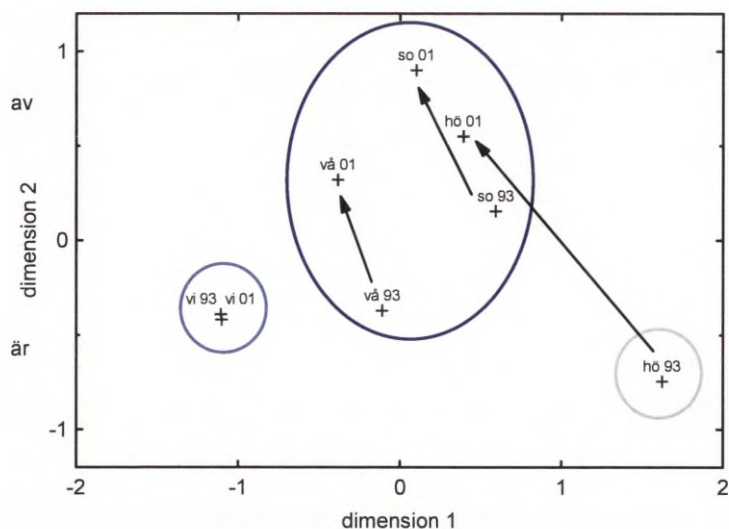
Figur 5.11 Geografisk fördelning av andel fisketillfällen för husbehovsfiskare i Öresund. Områdena är ordnade från höger till vänster i stigande latitud.



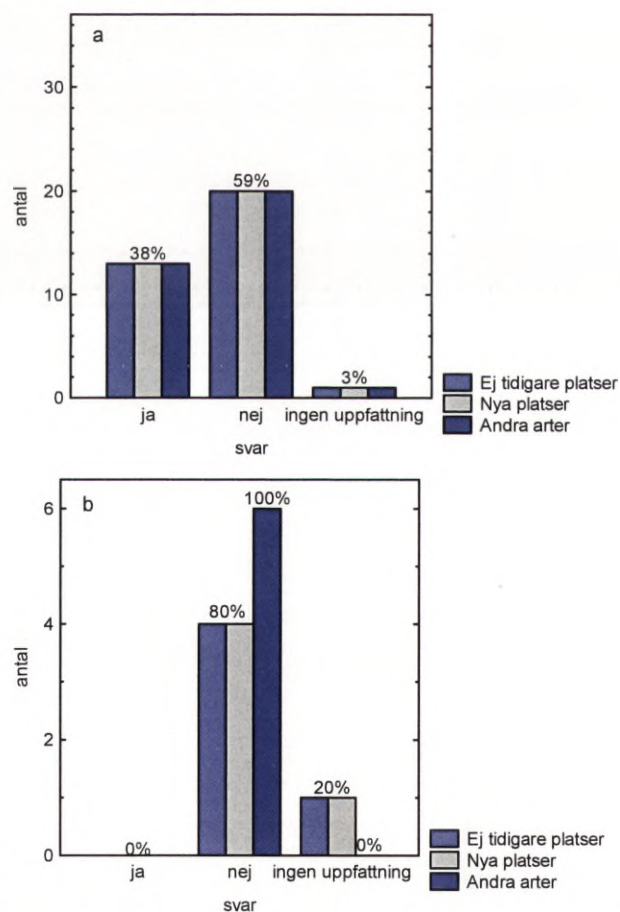
Figur 5.12 Fördelning av andel av fångst för olika arter fångade i husbehovsfisket. Den genomsnittliga fångst som togs upp per husbehovsfiskare var 615 kg/år 1993 medan den var 177 kg/år, 2001. Fångsten 1993 baseras på totalfångst (cirka 440 ton) i Öresund (Anonymous 1991; Johansson 2003; Martinsson 1994), medan fångsten 2001 baseras på enkätdeltagarnas fångst (cirka elva ton) (Johansson 2003).



Figur 5.13 a-b Fördelningar av andel fångst per årstid för olika arter inom husbehovsfisket. 13a visar resultat för 1993 medan 13b visar resultat från 2001.



Figur 5.14 MDS-plott i två dimensioner (stress < 0,01) visar gruppering av årstider och år beroende på den relativa artsammansättningen i fisket inom husbehovsfisket under 1993 och 2001 (se Figur 5.13a och 5.13b). Tre grupper går tydligt att urskilja där årstider för de två undersökningarna grupperas tillsammans med undantag för höst: ljusblå cirkel – vinter (vi 93 och vi 01); grå cirkel – höst 1993 (hö 93); mörkblå oval – vår och sommar 1993 och 2001 (vå 93, vå 01, so 93 och so 01) samt höst 2001 (hö 01). Pilarna indikerar relativa säsongsförändringar av arter för årstiderna mellan åren där förändringen mycket markant för höst och med liknande tendenser för sommar och vår.



Figur 5.15 a-b Fördelning av svar på förändring av fångstplatser och arter från fiskare som fiskade i Öresund under en 12-månadsperiod (2001). Frågorna löd: "Har bron gjort att du inte kommer åt tidigare fiskeplatser?", "Har bron gjort att du kommit åt nya fiskeplatser?" och "Fångar du andra arter än tidigare?" (Bilaga 1 fråga 11; Bilaga 2 fråga 13). (a) svarsfördelning inom sportfiske och (b) svarsfördelning inom husbehovsfiske.

5.2.4 Resultat

Sportfiske

Sportfiskaren

Sportfiskarens medelålder 1993 var 41 år och steg till 47 år 2001. Medelavståndet från bostaden till Öresund 1993 var 17 km och 2001 var avståndet 6,5 km. En stor del av deltagarna fiskade även utanför Öresund. Från undersökningen 1993 svarade drygt en tredjedel att de hade fiskat på sydkusten (Falsterbo–Torhamns udde) eller västkusten (Kullen–Strömstad), medan 2001 hade svarsfrekvensen ökat till knappt två tredjedelar vilket tyder på att det blev vanligare 2001 att sportfiska längs de andra kusterna.

Årstid och område

Sportfiskets säsongsvariation i fisketillfällen visade en hög korrelation mellan 1993 och 2001 med 80 procents förklaringsgrad ($r_s = 0,80$), med en ojämn fördelning mellan säsonger (figur 5.1 och tabell 5.2: test 1). Avvikelsen mellan åren var små (mindre än två procent). Antalet fisketillfällen var störst under våren och utgjorde ungefär en tredjedel av fisketillfällena till skillnad mot vinterfisket som utgjorde knappt en femtedel av fisket. Sommarfisket respektive höstfisket utgjorde var för sig cirka en fjärdedel av det totala fisket de båda åren. Sammanfattningsvis följer i stort sett 1993 och 2001 års sportfiske samma mönster.

Tabell 5.2 Resultat från korrelationstester för sportfisket där sambandet för fångst mellan 1993 och 2001 testades för olika grupperingar. Signifikansnivåer: ** $P < 0,005$, * $P < 0,05$ och es (ej signifikant) $P > 0,05$.

Test	Gruppering	n	r_s (G)	t (z)	P	Metod
1	säsong	4	0,80	1,89	es	Spearman
2	geografi	5	0,10	0,17	es	Spearman
3	art	6	0,94	5,66	**	Spearman
4	redskap	6	0,87	2,44	*	Gamma
5	fiskesätt	4	0,80	1,89	es	Spearman

Sportfiskets geografiska fördelning i fem områden visade dålig samstämmighet ($r_s = 0,10$) mellan 1993 och 2001 (figur 5.2 och tabell 5.2: test 2). Den största förändringen mellan åren var i området Helsingborg–Kullen där andelen fisketillfällen sjönk med 14 procent. Även i Falsterbo–Malmö minskade andelen med 5 procent under motsvarande tidsperiod medan fisket ökade i de centrala områdena. I Malmö–Barsebäck ökade fiskeutövandet med drygt en tiondel jämfört med före anläggningen av förbindelsen, i Barsebäck–Landskrona var ökningen en aning mindre, medan i Landskrona–Helsingborg var ökningen obetydlig. Resultaten visar att den geografiska förändringen i sportfisket mellan 1993 och 2001 var markant.

Fångst och art – år och månad

Svaren från enkäten 1993 gav en genomsittlig fångst på cirka fyra kilo per fisketillfälle. Omräknat för det svenska sportfisket (Anonymous 1991) motsvarar detta cirka 800 ton/år. Enkätsvaren 2001 resulterade i en medelfångst på 56 kilo per person under det senaste året. Sportfiskets fördelning av fångst av arter visas i figur 5.3. Från 1993 baseras beräkningarna på totalfångst (cirka 800 ton) för Öresund (Martinsson 1994; Nilsson 1997), medan 2001 baseras på enkättagarnas fångst (cirka 100 ton) (Johansson 2003).

Korrelationen mellan fångstfördelningen av arter mellan åren var mycket stark ($r_s = 0,94$; tabell 5.2: test 3). Dominansen av torsk (36-56 procent) och sill (14-29 procent) vardera året bidrar mycket till en signifikant korrelation. Övriga arter (näbbgädda, öring och lax, plattfisk samt övriga arter) varierade mellan fem och elva procent.

Fördelning av fångade arter för de fyra säsongerna presenteras som andelar för de fyra årstiderna i figur 5.4a och 5.4b. En parvis jämförelse av årstid mellan åren visar måttliga till starka associationer och därmed är det svårt att fastställa någon skillnad inom en viss säsong mellan åren (tabell 5.3). Starkast samband visas för sommar- och vinterfisket ($G = 0,68$ respektive $G = 0,79$) som också var signifikanta. Fördelningarna mellan årstider är också ojämna vilket tyder på att det var en säsongsvariation i artsammansättningen (figur 5.4a och 5.4b), men som var minst för makrill (2001) och plattfisk (1993 och 2001).

Tabell 5.3. Gammakorrelationer mellan 1993 och 2001 för olika säsonger beroende på vilka arter som fångades inom sportfisket. * $P < 0,05$ och es (ej signifikant) $P > 0,05$.

Årstid	n	G	z	P
vår	7	0,40	1,23	es
sommar	7	0,68	2,05	*
höst	7	0,50	1,54	es
vinter	7	0,79	2,36	*

Med hjälp av MDS beskrivs sambandet mellan artsammansättning och säsong på ett mer övergripande sett. En MDS i två dimensioner (figur 5.5) ger en utmärkt representation av säsongernas gruppering. Ett intressant mönster går att urskilja genom att förändringarna av säsongsmönstret har samma riktning vid jämförelser av säsong mellan år (se pilarna i figur 5.5). Klusteranalysen (ringar i figur 5.5) visar med hög säkerhet att säsongvis skillnad mellan 1993 och 2001 är av liten betydelse för öring/lax, näbbgädda och övriga arter (tabell 5.4). För de andra arterna är spridningen större mellan klustren och representationen är inte så god (jämför figur 5.4a och 5.4b). De två undersökningarna visar att fångst för säsong är relativt starkt associerat mellan åren, men det är bara tre av sju variabler där klustren separerar mycket väl från varandra. Sammanfattningsvis är representationen för hela modellen mycket god och det finns en svag tendens för tre arter eller artgrupper till en förändring i säsongsfisket mellan 1993 och 2001.

Tabell 5.4. Variansanalys av klustermedelvärden för objekten fångst av art inom sportfiske under vår, sommar, höst och vinter för tre kluster. Klustren visas som ringar i MDS-plotten i figur 5.5. Signifikansnivåer: *** $P < 0,001$, ** $P < 0,005$, * $P < 0,05$ och es (ej signifikant) $P > 0,05$.

Variationsorsak	Mellangrups SS	fg	Inomgrups SS	df	F	P
torsk	0,005	2	0,006	5	2,214	es
sill	0,010	2	0,009	5	2,676	es
öring/lax	0,004	2	0,002	5	6,376	*
näbbgädda	0,023	2	< 0,001	5	182,526	***
plattfisk	0,002	2	0,003	5	1,857	es
makrill	0,002	2	0,004	5	1,114	es
övriga	0,007	2	0,003	5	5,676	es

Redskap och fiskesätt

Fördelningarna av andel redskap som brukades visar mycket stark likhet mellan 1993 och 2001 (figur 5.6; tabell 5.2: test 4). Redskapens betydelse varierade mycket (högt z-värde) för båda åren från några få procent till ungefär femtio procent av fisketillfällena, vilket resulterade i en signifikant korrelation och en mycket god överensstämmelse mellan åren ($G = 0,87$). Spinn och haspel är vanligast och används vid drygt hälften av tillfällena både 1993 och 2001, medan trolling och övriga redskap var ovanliga.

Mer i detalj visas arternas fördelningar inom varje redskapstyp i figur 5.7a och 7b. Korrelationen är genomgående hög mellan alla arter och år beroende på vilket redskap som nyttjades (tabell 5.5). Fördelningen av arter är också mycket ojämn vilket förväntas på grund av redskapens selektivitet. Mete som är ett förhållandevis litet fiske (cirka tio procent) dominerades nästan helt av plattfisk. Spinnfisket som var vanligast dominerades av näbbgädda och inom det näst vanligaste fisket med pilk eller dörj var sill och torsk dominerande. Pilk och dörj var de näst vanligaste redskapen och användes ungefär i en fjärdedel av fisketillfällena.

Tabell 5.5 Spearman rangkorrelationskoefficient för fångst av arter beroende på fiskesätt fångade av sportfisket i Öresund (se figur 5.7a och 5.7b). Signifikansnivåer: * $P < 0,05$ och es (ej signifikant) $P > 0,05$, samt – där beräkning inte är möjlig.

Art och redskap	<i>n</i>	r_s	<i>t</i>	<i>P</i>
näbbgädda	5	0,90	3,58	*
plattfisk	5	1,00	–	–
sill	5	1,00	–	–
torsk	5	0,80	2,31	es
öring/lax	4	1,00	–	–
övriga arter	5	0,70	1,70	es

I en MDS-plott i två dimensioner är representationen mycket god (stress = 0,01, figur 5.8), där art hamnar inom samma grupp oberoende år. Detta ger också starkt stöd för att det inte skett några förändringar i fisket mellan 1993 och 2001, avseende vilka redskap som använts och vilka arter som fångats av sportfiskarna i Öresund. Från klusteranalysen är variansen för medelavstånden låg ($P < 0,01$) för alla variabler (tabell 5.6). Detta tyder på att tilldelningen av grupper i MDS mycket väl motsvaras av de tre klustren. Tillförlitligheten är också mycket god med en relativt liten mellangrupsvarians i förhållande till inomgruppsvarians för variabeln redskap för de tre klustren.

Tabell 5.6 Variansanalys av klustermedelvärden för objekten fångst av art inom sportfisket för tre kluster (se figur 5.8).

Variationsorsak	Mellangrups SS	fg	Inomgrupps SS	df	<i>F</i>	<i>P</i>
mete	78,763	2	18,195	9	19,479	< 0,001
spinnfiske	32,646	2	2,505	9	58,641	< 0,001
flugfiske	18,927	2	8,521	9	9,995	0,005
trolling	5,935	2	2,350	9	11,365	0,003
pilk/dörj	76,491	2	15,011	9	22,930	< 0,001

Andelen av fisketillfällena för det sätt man fiskade från land och till sjöss är ojämnt fördelat (figur 5.9). Korrelationen är ganska god ($r_s = 0,80$) mellan åren, men inte signifikant (tabell 5.2: test 5). Vanligast var fisket från land som utgjorde cirka en tredjedel av fisket båda åren och egen turbot som var ungefär en tredjedel 1993 men som sjönk till ungefär en fjärdedel 2001. Denna minskning är relaterad till en ökning av turbotfisket från tretton till tjugo procent

Husbehovsfiske

Husbehovsfiskaren

Husbehovsfiskaren hade en medelålder på 53 år 1993 och den steg till 62 år 2001. Endast fyra procent hade fiskat på sydkusten 1993, men inga alls 2001. Däremot var det fler som hade fiskat på västkusten; 14 procent 1993 och 17 procent 2001.

Tabell 5.7 Resultat från Spearman rangkorrelationskoefficient för husbehovsfisket där sambandet för fångst mellan 1993 och 2001 testades för olika grupperingar. Variation anges som r_s och riktningskoefficient som *t*. Ej signifikanta resultat anges som es för $P > 0,05$.

Test	Gruppering	<i>n</i>	r_s	<i>t</i>	<i>P</i>
1	säsong	4	0,80	1,89	es
2	geografi	5	0,50	1,00	es
3	art	5	0,70	1,70	es

Årstid och område

Resultaten från husbehovsfisket visar att aktiviteten är ojämnt fördelad under året visas i figur 5.10 och tabell 5.7 (test 1). Fördelning av fisketillfällena för de fyra årstiderna varierar och visar en överensstämmelse ($r_s = 0,80$) mellan 1993 och 2001 men den var dock inte signifikant (tabell 5.7, test 1). Under 1993 var fisket störst under höstmånaderna, vilket motsvarade ungefär en

tredjedel av fisketillfällena. I kontrast var fisket störst under sommarmånaderna 2001, och utgjorde knappt hälften av tillfällena. Skillnaderna mellan de andra säsongerna var relativt liten, dock med en liten minskning för både vår- och höstfisket med åtta respektive tre procent. Däremot var höstfisket i stort sett oförändrat från 1993 till 2001.

Husbehovsfiskets geografiska fördelning utifrån fisketillfällen visas i figur 5.11 och tabell 5.7 (test 2). Under 1993 var fördelningen ganska jämn jämfört med 2001 då aktiviteten var kraftigt förskjutet mot norr. Detta resulterar i en svag geografisk association ($r_s = 0,50$) av fisket mellan de båda åren. En förskjutning av fisket från söder till norr kan relateras till en ökning från cirka 30 procent till 80 procent inom Helsingborg–Kullen. Enligt enkäten var det ingen som uppgav att de hade fiskat i området Falsterbo–Malmö under 2001. Även i Malmö–Barsebäck var andelen fiskande nästan en tiondel lägre än förväntat, och i Barsebäck–Landskrona var den i stort sätt oförändrad. En minskning skedde också i den norra regionen där fisket i inom Landskrona–Helsingborg var cirka 30 procent 1993 och som 2001 hade halverats.

Fångst och art

Den genomsnittliga fångsten per husbehovsfiskare som deltagit i enkätundersökningen var cirka 615 kg/år 1993, som grundas på 38,7 ton totalfångst. Omräknat till antalet husbehovsfiskare, baserat på 715 båtar från båtinventeringen i Öresund, fångades cirka 440 ton (se Båtinventering nedan, Martinsson 1994). Från undersökningen 2001 skattades fångsten till 177 kg/år, vilken grundas på 10,8 ton totalfångst (Johansson 2003). Omräknat för hela husbehovsfisket från båtinventeringen 2001 fiskade 655 båtar cirka 116 ton.

Artfördelningen av fångsten visar en relativt god samvariation ($r_s = 0,70$) mellan 1993 och 2001, men sambandet var inte signifikant (figur 5.12 och tabell 5.7: test 3). Gemensamt för båda undersökningarna var att fångsten dominerades av sill följt av torsk, plattfisk och sjurygg. Andelen av sill och övriga arter ökade från 1993 till 2001 även om fångsterna i vikt motsvarade minskningar från 157 till 52 ton för sill respektive 57 till 26 ton för övriga arter. Den relativa ökningen av övriga arter indikerar att fler arter fångades under 2001 än under 1993.

Resultaten av säsongvariationen i artfördelning av fångst presenteras i figur 5.13a och 5.13b. Sambanden för vilka arter som fångas under de olika årstiderna och hur den samvarierar mellan båda åren är måttliga till goda men inte signifikanta (tabell 5.8). De starkaste korrelationerna erhöles för hösten och vintern. I en mer detaljerad analys av artsammansättning och säsong utmärker sig fisket från 1993 med en betydande dominans av sillfiske (cirka sextio procent) under hösten, samt torskfiske (cirka femtio procent) under vintern (figur 5.13). Under 2001 var bilden av artsammansättningen mer jämn mellan säsongerna, tillskillnad mot 1993 då sillfiske inte längre dominerade under hösten. Fångst av torsk dominerade även under hösten 2001 men var också viktigt under våren. Fiske av plattfisk var vanligast under sommaren under båda åren.

Tabell 5.8 Gammakorrelationer mellan 1993 och 2001 för olika säsonger beroende på vilka arter som fångades inom sportfisket. Ej signifikant resultat anges som es för $P > 0,05$.

Årstid	n	G	z	P
vår	7	0,40	1,23	es
sommar	7	0,50	1,54	es
höst	7	0,60	1,85	es
vinter	7	0,65	1,85	es

En mer mångfacetterad bild får man av resultaten från MDS-analysen, som inte går att se från gammatesterna ovan. Figur 5.14 visar en MDS-plott i två dimensioner där förhållandena mellan årstider beskrivs för variabeln art. Säsongerna är mycket väl representerade (stress < 0,01). Artsammansättningen för höst är väl separerat vilket tyder på en markant förändring mellan 1993 och 2001 (pilarna i figur 5.14). Vidare går det att se i MDS-plotten att tendenserna är liknande, men mindre markanta, för sommar och vår. Dock visar analysen att fångstsammansättningen var mycket lik för vinter. Tre grupper går tydligt att urskilja vilket stöds av klusteranalysen: (1) vinter 1993 och 2001; (2) höst 1993; (3) vår och sommar 1993 och

2001 samt höst 2001. Man kan också se att säsongsfisket mellan åren förändrade sig i samma riktning och att skillnaden var stor för höstsäsongen, och med liknande tendenser för de andra säsongerna (pilar i figur 5.14). Från en variansanalys för de tre klustren kan man notera att mellangrupsvariansen är signifikant mindre än inomgruppsvariansen för sill, torsk och övriga arter och representationen är mycket god (tabell 5.9). För plattfisk och ål är representationen måttligt god, medan tillförlitlighet är sämre för sjurygg, öring och lax (tabell 5.9). Sammanfattningsvis var det stor skillnad i fångstsammansättningen för höstfisket mellan åren (figur 5.14). Ett liknande mönster, men svagare, märktes i för vår och sommar. Resultaten är mest tillförlitliga för sill, torsk och övriga arter.

Tabell 5.9 Variansanalys av klustermedelvärden för objekten fångst av art inom husbehovsfiske under vår, sommar, höst och vinter för tre kluster. Klustren visas som ringar i MDS-plotten i figur 5.14. Signifikansnivåer: *** $P < 0,001$, ** $P < 0,005$, * $P < 0,05$ och es (ej signifikant) $P > 0,05$.

Variationsorsak	Mellangrups SS	fg	Inomgrupps SS	df	F	P
torsk	0,033	2	0,0008	5	103,596	***
sill	0,048	2	0,009	5	13,144	**
plattfisk	0,003	2	0,002	5	3,372	es
öring/lax	0,003	2	0,010	5	0,744	se
ål	0,005	2	0,004	5	3,010	se
sjurygg	0,010	2	0,016	5	1,48	se
övriga arter	0,004	2	0,001	5	9,15	*

Påverkan på fiskeutövande och naturmiljö

En viktig aspekt för fritidsfisket är betydelsen av fångstmöjligheterna och naturmiljön. För båda fiskena värderades miljön mycket högt (ungefär tre fjärdedelar eller mer av fiskarna) och mönstren var också lika mellan åren (tabell 5.10). Däremot värderades fångstmöjligheten som en mycket viktig faktor av hälften av fiskarna, varför miljön var ett mer betydelsefullt kriterium (tabell 5.10).

Tabell 5.10 Tabellen visar den procentuella fördelningen av enkättagarna som ansåg att fångstmöjligheter och miljö i och omkring Öresund är mycket viktiga för att de skall fiska där. Resterande andel utgörs av svarsalternativen ganska viktiga, inte alls viktiga och har inte någon uppfattning.

Undersökning	År	Fråga	Mycket viktig (procent)
Sportfisk	1993	Fångstens betydelse	43
	2001	Fångstens betydelse	48
Husbehovsfiske	1993	Fångstens betydelse	60
	2001	Fångstens betydelse	55
Sportfisk	1993	Miljöns betydelse	74
	2001	Miljöns betydelse	72
Husbehovsfiske	1993	Miljöns betydelse	84
	2001	Miljöns betydelse	76

De frågor som ställdes 2001 som rör fiskarnas uppfattning om förändring av fångst och miljö mellan 1993 till 2001 besvarades av 200 sportfiskare och 65 husbehovsfiskare som hade fiskat i Öresund någon gång i den senaste tolv månadersperioden. På frågan "Upplever du att Öresundsförbindelsen har förändrat ditt fiske?" blev svaren ganska lika från båda grupperna (tabell 5.11). I båda grupperna var svaret övertygande genom att drygt femtio procent svarade att det inte fanns någon effekt från bron.

Tabell 5.11 Svaren på frågan som ställdes 2001 "Upplever du att Öresundsbron har förändrat ditt fiske" redovisas för sportfiskare och husbehovsfiskare som fiskat i Öresund någon gång under en tolvmånadersperiod (Appendix 1: Fråga 10 och Appendix 2: Fråga 12).

Undersökning		Ja	Nej	Ingen uppfattning	Bortfall
Sportfiske	Antal (<i>n</i> = 200)	34	111	55	54
	Andel (procent)	17,0	55,5	27,5	
Husbehovsfiske	Antal (<i>n</i> = 65)	6	37	22	11
	Andel (procent)	9,2	56,9	33,8	

Om svaret var att man upplevde att Öresundsförbindelsen haft effekt förväntades svar på följdfrågorna som rör de specifika effekterna. Svaren ströks på underfrågor 11c och 11d från sportfiske respektive 13c och 13d på grund av otydlig formulering. Svarsfrekvensen på de övriga tre följdfrågorna blev relativt dålig. Bara 34 respektive fem till sex personer som representerade sportfisket och husbehovsfisket svarade.

Sportfisket kan man sammanfatta med att drygt en tredjedel av personerna som svarade att de inte kommer åt nya fiskeplatser, och lika många menar att de kommit åt nya platser (figur 5.15a). Detta skall jämföras med den förhållandevis större andel på två tredjedelar som inte kunde märka några skillnader i fisket sedan bron byggdes. En tredjedel svarade också att man fiskade andra arter efter bron byggdes. Endast en liten bråkdel saknade uppfattning i frågorna (figur 5.15a). Figur 5.15b visar att husbehovsfiskarna svarade enhälligt att man inte fiskade andra arter efter det bron byggdes. Vidare var det heller ingen inom husbehovsfisket som svarade att det var förändringar i tillgängligheten av gamla fiskeplatser eller att nya platser hade tillkommit. I figur 5.15b kan man också se att husbehovsfiskarna visade sig ha en klar uppfattning (minst 80 procent) i alla frågorna. Sammanfattningsvis för sport- och husbehovsfisket var det relativt få som uppfattade att det skett någon förändring i fisket sedan Öresundsförbindelsen tillkommit. Dock är tillförlitligheten av undersökningen av husbehovsfisket mycket låg på grund av den låga svarsfrekvensen.

Båtinventering

Totalt antal räknade båtar som kan användas för husbehovsfiske var 750 för undersökningen 1994. Statistik från fartygsregistret visade att 50 båtar var registrerade för yrkesfiske, vilka räknades bort. Detta resulterar i en undre gräns på 700 respektive 655 båtar som användes för husbehovsfiske i Öresund 1993 och 2001. Från inventeringen 2002 skattades 724 båtar lämpade båtar för husbehovsfiske, varav 69 båtar var registrerade som yrkesfiskebåtar (tabell 5.12). Fördelningen av båtar var jämn med ett medianvärde på sju båtar per kilometer och ett medelvärde på 12 båtar per kilometer vid inventeringen 2002. De största hamnarna var Höganäs, Råå, Ven och Lomma där det fanns det mellan 42-107 båtar. Det gick inte att upptäcka något latitudinellt mönster för tätheten (antal båtar/km) av båtar ($G = 0,06$, $n = 26$, $P = 0,67$), men tätheten var mycket hög kring Limhamnsområdet.

Tabell 5.12 Antal båtar lämpade för husbehovsfiske längs Skånska kusten 2002 ordnade från norr till söder.

Hamn	Antal	Kumulativ	Avstånd	Täthet
		antal	km	antal/km
Mölle	18	18		
Lerhamn	7	25	2,4	2,9
Nyhamnsläge	16	41	2,1	7,6
Höganäs	60	101	5	12,0
Lerbergen	22	123	2,9	7,6
Viken	21	144	4,2	5,0
Domsten	17	161	3,4	5,0
Hälsingborg Marina	0	161	9,6	0,0
Råå	107	268	6,7	16,0
Fortuna	1	269	3,8	0,3
Ålabodarna	20	289	2,4	8,3
Ven	42	331	2,4	17,5
Borstahusen	48	379	5,1	9,4
Lindh's Hamn	52	431	5,4	9,6
Lundåkra	31	462	5,4	5,7
Barsebäck	25	487	15,9	1,6
Vikhög	22	509	7,2	3,1
Vikhög--Lomma	10	519	6,7	1,5
Lomma	46	565	4,2	11,0
Lagunen	2	567	14,5	0,1
Djuphamnen Limhamn	21	588	0,2	105,0
Fiskhamnen Limhamn	37	625	1	37,0
Marinan Limhamn	16	641	1	16,0
Lernacken	14	655	3	4,7
Bunkeflostrand	15	670	2,3	6,5
Klagshamn	31	701	3,5	8,9
Höllviken	23	724	14,4	1,6

Båtinventeringarna av husbehovsfisket visar ingen större förändring av antalet båtar. Mellan 1994 och 2002 sjönk totalantalet med ungefär sex procent, men denna förändring går inte att säkerställa statistiskt. På grund av brister i underlaget från 1994 går det inte att visa om det fanns något geografiskt mönster förändring i fördelningen av båtar längs kusten mellan åren.

5.2.5 Diskussion

Det är överlag vanskligt att studera ekologiska konsekvenser för fisk och fiske av störningar på naturmiljön. Öresund är ett habitat med både stor biologisk och kemisk-fysikalisk (abiotisk) variation. Att upptäcka kopplingen mellan orsak och verkan är i fallet med Öresundsförbindelsens effekter på fritidsfisket mycket svårt eftersom studien är baserad på endast två undersökningar – före bron byggdes och precis efter den var klar. Syftet med enkätundersökningarna av fritidsfisket var att skaffa en bild av just effekten på det betydelsefulla fritidsfisket som bedrivits i Öresund under prøvotidsutredningen av Öresundsförbindelsen. Målsättningen är att försöka dra några slutsatser med stöd av andra undersökningar av fiskförekomst och fiske i Öresund.

Sportfiske

Inom sportfisket var säsongsmönster för vilka arter som fångades mycket likt mellan 1993 och 2001. Torsk och sill var de mest dominerande arterna båda åren, men en tydlig förändring kan märkas: Fångstandelen av torsk ökade från drygt en tredjedel till över hälften från 1993 till 2001, samtidigt utgjorde sill cirka en tredjedel av fångstandelen 1993, och som var hälften så stor 2001 (figur 5.3). Jämförelsen skall göras med försiktighet eftersom resultaten inte avser totalfångst (vikt) och dessutom användes olika urvalsmetoder. Det gick inte att konstatera några stora säsongsförändringar i vilka arter som fångades eller vilka redskap som användes. Däremot var

det vanligare 2001 att använda turbåt och ovanligare med egen båt i jämförelse med 1993. Den geografiska fördelningen skiljer sig något mellan de två undersökningarna med ett större fiske 2001 i de mellersta delarna av Öresund och ett betydligt mindre i Falsterbo–Malmö i söder och framförallt i Helsingborg–Kullen i norr. Även undersökningen från 1995 visar samma storleksordning för Falsterbo–Malmö, men fångstandelen är betydligt mindre i Barsebäck–Landskrona än under 2001 (Anonymous 1995). Minskning i söder 2001 kan bero på minskad tillgänglighet till fiskelokaler i närheten av Öresundsförbindelsen, men det finns ingen närliggande förklaring till den största minskningen som var i det nordligaste området. Genom undersökningarna går det inte att påvisa några markanta skillnader i fiskemönster mellan 1993 och 2001.

Om man jämför med yrkesfiskets fångster från fångstruta 4057 i Öresund mellan 1992–2003 ser man också en kraftig nedgång i fångst per ansträngning av flera viktiga kommersiella arter som torsk, sill, ål och rödspätta och skrubbskädda (se kapitel 5.5). I sportfisket stämmer mönstret överens med yrkesfisket för sill, ål och rödspätta, där yrkesfiskets relativa fångsttätthet (CPUE) halverades mellan 1992 och 2003. Nedgången av abundans för skrubbskädda i yrkesfisket var större än i husbehovsfisket. Torsk minskade också i både yrkes- och husbehovsfisket till skillnad i sportfisket där den ökade kraftigt. Bland plattfiskarterna kan noteras att piggvar ökade för yrkesfisket under denna period. Från provfiskeundersökningar med nät nära Öresundsförbindelsen har man kunnat konstatera en minskning i täthet för torsk från perioderna 1993–1999 till 2000–2002 (kapitel 4.4). Från trålundersökningar i Öresund kunde man inte konstatera några täthetsförändringar av torsk (se kapitel 4.5).

Yrkesfisket visar också en tydligare förändring i artsammansättning, som man inte upptäcker i sportfisket. Fler arter fångades i yrkesfisket under 2001 än under 1993, samtidigt som man kan se en gradvis förändring över åren i sammansättning av de vanligaste arterna. För sportfisket minskade betydelsen av fångst av andra arter 2001 vilket också stöds av enkätsvaren att det är förhållandevis få som tyckte att artsammansättningen var annorlunda efter att förbindelsen byggdes.

Husbehovsfiske

Enligt enkätundersökningen var fisket kraftigt förskjutet mot norra delen av Öresund 2001 jämfört med 1993 och dessutom fanns det inga rapporter om fiske inom Falsterbo–Malmö 2001 (figur 5.11). En trolig förklaring till detta skeva resultat är att urvalet av husbehovsfiskare skiljer sig mellan 1993 och 2001 på så sätt att det inte fanns något underlag från södra fiskareföreningen i Öresund 2001. Båtinventeringen från 2002 visade dock att den geografiska fördelningen av båtar för husbehovsfisket är jämnt fördelat inom Öresund och att antalet husbehovsfiskare är i stort sätt oförändrat. Dessutom fanns det en stor lokal ansamling kring Limhamn i södra Öresund. Enligt båtinventeringen verkar det därför mest troligt att det inte skett någon större förskjutning av den geografiska fördelningen av husbehovsfiske efter anläggningen av Öresundsförbindelsen. Validiteten av enkätundersökningen inom husbehovsfisket är låg och det är därför generellt svårt att dra några slutsatser som skall representera fisket hela Öresundsområdet.

Husbehovsfisket visar flera förändringar i fångsterna mellan 1993 och 2001. Sommarfisket var markant dominerande säsongsfisket 2001, till skillnad mot 1993 då fisket var jämt fördelat mellan säsongerna (figur 5.10). Den annars mest påtagliga skillnaden var att höstfisket förändrades mellan undersökningarna genom att andelen sill i fångsterna minskade rejält från 1993 till 2001 (figur 5.13 a och b, figur 5.14). Samtidigt blev andelen sill större under 2001. Precis som i sportfisket skall man även här vara försiktig med tolkningen eftersom totalfångst (vikt) från de båda undersökningarna inte är jämförbara och skattade efter olika metoder. Om man jämför andelen sill i husbehovsfisket med täthetskattningar från yrkesfisket blev det 1995 en kraftig och bestående nergång i silltäthet för tidsperioden 1992–2003, men relevansen av jämförelsen är inte så god.

Till skillnad från att betydelsen av sill i husbehovsfisket ökade från 1993 till 2001 minskade betydelsen av torsk, plattfisk och sjurygg. Fångstvikterna minskade för alla arterna och totalt med ungefär 75 procent mellan åren. När det gäller täthetskattningar från yrkesfisket var tendenserna liknande. I husbehovsfisket ser man också att proportionen övriga arter ökade mellan 1993 och 2001 (figur 5.12). Detta liknar det mönster som man kan se från yrkesfisket, provfisken och trålundersökningar där antal arter har ökat (se kapitel 4.4, 4.5 och 5.5).

Påverkan på fiskeutövande och naturmiljö

Inom både sport- och husbehovsfisket är tendensen att det är mindre vanligt att man har sett någon förändring som skulle kunna vara kopplad till bron. Betydelsen av detta bör tolkas med viss försiktighet på grund av testets tillförlitlighet, eftersom det var relativt få sportfiskare som svarade på dessa frågor. Ännu sämre representation var det från husbehovsfiskare där sex personer av totalt 65 personer som fiskade i Öresund svarade på dessa tre frågor. Den dominerande uppfattningen bland sportfiskare och husbehovsfiskare var att Öresundsförbindelsen inte nämnvärt har påverkat varken fiskeutövandet eller upplevelsen av naturmiljön negativt.

5.3 Appendix 1 Fritidsfiskeenkät – Frågeformulär angående sportfiske i Öresund

1. Hur gammal är du? år.

2. Hur långt är avståndet mellan Öresund och din bostad? km.

3. Har du under de 12 senaste månaderna sportfiskat på:

Sydkusten (Falsterbo till Torhamns udde) ja nej

Västkusten utom Öresund (Kullen till Strömstad) ja nej

4. Hur många gånger per säsong har du sportfiskat i Öresund de senaste 12 månaderna?
ingen gång 1-5 gånger 6-12 gånger mer än 12 gånger

Vår (mars-maj)

Sommar (juni-aug.)

Höst (sep.-nov.)

Vinter (dec.feb.)

Om du kryssat i alternativet ingen gång på alla säsonger tackar vi för din medverkan, men skicka tillbaks formuläret till oss. Det är viktigt att alla svar kommer in (att inte ha fiskat i Öresund är också ett svar).

5. På vilket eller vilka sätt har du fiskat i Öresund de senaste 12 månaderna?

Kan du ange i procent ungefär hur ditt fiske varit fördelat på olika redskap?

Mete procent

Trollning procent

Spinn/haspelfiske procent

Pilkning procent

Fiske med flugspö procent

Dörjning procent

Annat redskap procent

6. På vilket eller vilka sätt har du gjort fisketurer i Öresund de senaste 12 månaderna?
Kan du ange i procent ungefär hur fisketurerna varit fördelade?

Fiske från land	<input type="text"/> procent	Fiske från turbåt	<input type="text"/> procent
Fiske från småbåt	<input type="text"/> procent	Fiske med vadarstövlar	<input type="text"/> procent
Annat sätt	<input type="text"/> procent		

7. Vilka arter har du fångat de senaste 12 månaderna och vid vilken årstid?
Vilka redskap har du använt och hur mycket väjde fångsten?

Årstidsförkortningar: Vår = vå Sommar = so Höst = hö Vinter = vi
Fiskeredskapsförkortningar: Mete = M Spinn/haspel = S Fluga = F
Trolling = T Pålkning = P Dörjning = D

	Årstid	vå so hö vi	Redskap	M S F T P D	Fångst
Torsk		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Sill		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Öring		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Lax		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Näbbgädda		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Plattfisk		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Ål		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Abborre/Gädda		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Stenbit		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Makrill		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____
Övriga arter		<input type="text"/>		<input type="text"/>	kg _____

8. Hur stor betydelse har fångstmöjligheten för att du skall fiska i Öresund?

Mycket viktig	<input type="text"/>	Inte viktig alls	<input type="text"/>
Ganska viktig	<input type="text"/>	Har ingen uppfattning	<input type="text"/>

9. Hur stor betydelse har miljön i och omkring vattnet (i Öresund), för att du skall fiska i Öresund?

Mycket viktig	<input type="checkbox"/>	Inte viktig alls	<input type="checkbox"/>
Ganska viktig	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>

10. Upplever du att Öresundsbron har förändrat ditt fiske?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

11. Om du svarat Ja på föregående fråga:
har bron gjort att du inte kommer åt tidigare fiskeplatser?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

har bron gjort att du kommit åt nya fiskeplatser?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

har naturmiljön förfulats/förskönats i och med bronns uppförande?
(stryk under det alternativ som passar bäst)

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

upplever du att din fångst har ökat/minskat/är oförändrad efter bronns uppförande?
(stryk under det alternativ som passar bäst)

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

fångar du andra arter än tidigare?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

12. Har du några övriga synpunkter med anledning av denna enkät så får du gärna skriva ner dessa på följande rader.

13. Vilka platser i Öresund fiskar du på och vid vilken årstid?

Märk enligt följande på kartan:

Fiskeplats på våren markeras med en 1; på sommaren med en 2; på hösten med en 3; på vintern med en 4

5.4 Appendix 2 Fritidsfiskeenkät – Frågeformulär angående husbehovsfisket i Öresund

1. Hur gammal är du? år.

2. Hur långt är avståndet mellan Öresund och din bostad? km.

Hur vill du beskriva det fiske som du bedrivit under de 12 senaste månaderna?

A. Som husbehovsfiske (att man fiskar enbart för den egna konsumtionen)

B. Som binäringsfiske (att man fiskar för avsalu, men att inkomsten från fisket endast är en mindre del av årsinkomsten)

C. Som deltidsfiske (att man fiskar för avsalu och att inkomsten från fisket är en större del av årsinkomsten)

D. Som yrkesfiske (att man har yrkesfiskelicens eller att man bedriver ett fiske som man får sin huvudsakliga årsinkomst ifrån)

4. Har du under de senaste 12 månaderna fiskat på:

Sydkusten (Falsterbo till Torhamns udde) ja nej

Västkusten utom Öresund (Kullen till Strömstad) ja nej

5. Hur många gånger per säsong har du fiskat i Öresund under de senaste 12 månaderna?

Ingen gång 1-10 gånger 11-20 gånger mer än 20 gånger

Vår (mars-maj)

Sommar (juni-aug.)

Höst (sep.-nov.)

Vinter (dec.-feb.)

Om du kryssat i alternativet ingen gång på alla säsonger tackar vi för din medverkan, men skicka tillbaks formuläret till oss. Det är viktigt att alla svar kommer in (att inte ha fiskat i Öresund är också ett svar).

6. Vad har du för redskap i ditt fiske?

Anteckna antal redskap du använt de senaste 12 månaderna i ditt fiske.

	Antal redskap		Antal garn
Bottengarn	st _____	Torskgarn	st _____
Ryssjor	st _____	Sillgarn	st _____
Burar	st _____	Skäddegarn	st _____
Långrev	st _____	Öring/Laxgarn	st _____
Annat redskap	st _____	Stenbitsgarn	st _____
Vilket?	st _____	Andra garn	st _____

7. Vilka arter har du fångat de senaste 12 månaderna?

Årstidsförkortningar: Vår = vå, Sommar = so, Höst = hö, Vinter = vi

	Årstid		Årstid
	vå so hö vi		vå so hö vi
Torsk	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Ål	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Sill	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Abborre/Gädda	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Öring	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Stenbit/Kvabbso	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Lax	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Makrill	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Näbbgädda	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Övriga arter	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Plattfisk	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Vilka?	_____

8. Vilka redskap har du använt till vilka arter de senaste 12 månaderna?

Fiskeredskapsförkortning: Garn = G, Ryssjor = R, Burar = B, Bottengarn = Bo, Pilk = P, Dörj = D, Långrev = L.

	Redskap		Redskap
	G R B Bo P D L		G R B Bo P D L
Torsk	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Ål	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Sill	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Abborre/Gädda	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Lax/Öring	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Stenbit/Kvabbso	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Krabba/Hummer	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Makrill	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Näbbgädda	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Övriga arter	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
Plattfisk	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Vilka?	_____

9. Ungefär hur mycket väge fångsten du fångat de senaste 12 månaderna?

Torsk	kg	Ål	kg
Sill	kg	Abborre/Gädda	kg
Lax/Öring	kg	Stenbit/Kvabbsö	kg
Krabba/Hummer	kg	Makrill	kg
Näbbgädda	kg	Övriga arter	kg
Plattfisk	kg	Vilka	kg

10. Hur stor betydelse har fångstmöjligheten för att du skall fiska i Öresund?

Mycket viktig	<input type="checkbox"/>	Inte viktig alls	<input type="checkbox"/>
Ganska viktig	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>

11. Hur stor betydelse har miljön i och omkring vattnet (i Öresund), för att du skall fiska i Öresund?

Mycket viktig	<input type="checkbox"/>	Inte viktig alls	<input type="checkbox"/>
Ganska viktig	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>

12. Upplever du att Öresundsbron har förändrat ditt fiske?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

13. Om du svarat Ja på föregående fråga:
har bron gjort att du inte kommer åt tidigare fiskeplatser?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

har bron gjort att du kommit åt nya fiskeplatser?

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

har naturmiljön förfulats/förskönats i och med bronns uppförande?
(stryk under det alternativ som passar bäst)

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

upplever du att din fångst har ökat/minskat/är oförändrad efter bronns uppförande?
(stryk under det alternativ som passar bäst)

Nej	<input type="checkbox"/>	Ja	<input type="checkbox"/>	Har ingen uppfattning	<input type="checkbox"/>
-----	--------------------------	----	--------------------------	-----------------------	--------------------------

fångar du andra arter än tidigare?

Nej

Ja

Har ingen
uppfattning

Har du några övriga synpunkter med anledning av denna enkät så får du gärna skriva dessa på ett separat papper.

15. Vilka platser i Öresund fiskar du på och vid vilken årstid?

Märk enligt följande på kartan:

Fiskeplats på våren markeras med en 1; på sommaren med en 2; på hösten med en 3; på vintern med en 4.

5.5 Yrkesfiskestatistik

5.5.1 Sammanfattning

För att undersöka om anläggandet av Öresundsförbindelsen påverkat det svenska yrkesfisket i Öresund analyserades fångsterna i Öresund och närliggande referensområden före, under och efter förbindelsen tagits i drift. Förändringar i fångst av de viktigaste kommersiella fiskarterna i Öresund (ruta 4057), och referensområdena norr (4157-4257) och söder (3957-3958) om Öresund, grundar sig på en analys av ett tiotal mindre fiskefartyg som kontinuerligt fiskat i området under en tioårsperiod. I en jämförelse mellan baslinje, anläggning och drift går det inte att konstatera någon förändring i relativ abundans, som fångst per ansträngning (CPUE), för sill, ål, rödspätta, piggvar och sjurygg i Öresund. Däremot var CPUE för torsk signifikant lägre under både anläggning och drift jämfört med under baslinjen, och för skrubbskädda var den signifikant lägre under anläggning jämfört med baslinjen. Det gick inte att konstatera skillnader i CPUE för skrubbskädda, torsk, sill, ål, rödspätta och piggvar för någon av faserna inom referensområdena. Endast för sjurygg var det en skillnad mellan Öresund och det nordliga referensområdet inom driftfasen. Undersökningen av artsammansättningen från yrkesfisket genom MDS indikerar att anläggningsfasen för Öresund skiljer ut sig mot två aggregationer, som representerar övriga faser och referensområden. Variansanalys av klustren tyder på att torsk, ål och skrubbskädda var relativt vanligare i fångsterna i Öresund under anläggningsfasen. Sammantaget visar den utförda studien av yrkesfisket inte på någon större skillnad i artsammansättning och fångst mellan Öresund och närliggande referensområden under undersökningsperioden.

5.5.2 Inledning

För att utvärdera effekten av anläggandet av Öresundsförbindelsen analyserades fångststatistik från de viktigaste arterna inom yrkesfisket under perioderna före och under anläggningsfasen samt under driftfasen. Variation i fångst per ansträngning (CPUE) undersöktes för torsk, sill, ål, sjurygg, skrubbskädda, rödspätta och piggvar i Öresund samt i referensområden som angränsar till Öresund i norr och söder. Även artsammansättningen i Öresund undersöktes. Dessa resultat skall ligga till grund för att utvärdera om förändringar i yrkesfisket avseende fångst per ansträngning och artsammansättning kan vara relaterad till anläggandet av Öresundsförbindelsen. Även klimatologiska förändringar i salinitet, ytvattentemperatur och vattenföring kan ha betydelse för förändringar i täthet och artsammansättning. I denna rapport analyseras inte specifikt effekterna av dessa faktorer. I stället görs en jämförelse med resultaten från andra undersökningar inklusive Fiskeriverkets provfiske- (se kapitel 4.4) och trålundersökningar (se kapitel 4.5). För en mer utförlig analys och diskussion av omvärldsfaktorernas effekter på fisk i Öresund hänvisas till dessa kapitel. I tolkningen av resultaten skall man även vara medveten om vissa förändringar som skett inom fisket i Öresund och som gett upphov till förändringar av fångster. Dessa förändringar rör fredningsområden, redskap och minimimått på fångst, vilka har publicerats i Fiskeriverkets författningssamling (FIFS).

Denna rapport syftar till att studera hur fisket av svenska yrkesfiskare varierat under perioden som Öresundsförbindelsen byggts och även varit i drift. År 1995 fick Fiskeriverket i uppdrag att undersöka Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske i Öresund inom svenskt vatten. Denna rapport är en del av den utredning där Fiskeriverket förordnades av Vattendomstolen (Anonymous 1995).

5.5.3 Material och metoder

Undersökningsmaterialet består av fångststatistik från det svenska yrkesfisket som baseras på fiskararens loggboksföring av daglig fångst. Det geografiska urvalet baserades på det svenska fiskets statistiska rektanglar där ruta 4057 (ICES 40G2; 56°00'-56°30' N och 12°-13° Ö) motsvarar Öresund. Dessutom användes två referensområden som gränsar till Öresund; i norr rutorna 4157 (ICES 41G2) och 4257 (ICES 42G2) och i söder rutorna 3957 (ICES 39G2) och 3958 (ICES 39G3) (figur 5.16). Eftersom det varit totalt trålfiskeförbud i Öresund sedan 1932 ingår inte fångster med trål- eller vadredskap i resultaten från referensområdena. Loggboksrutinerna för yrkesfisket genomgick en förbättring från och med 1994. För att uppnå hög kvalitet på data som i största mån representerar ett relativt enhetligt fiske användes data i denna rapport från perioden 1994-2003 och från fartyg som var mindre än 12 meter, eftersom mindre båtar i huvudsak används inom kustnära fiske.

Yrkesfisket i Öresund representeras av ett varierat fiske avseende målart och redskapsanvändning. Under 1992-2003 utfördes yrkesfisket av drygt 200 fartyg. För att mer specifikt upptäcka förändringar i fisket som skulle kunna bero på beståndsförändringar snarare än förändring i fiskeflottans struktur eller fiske gjordes ett urval för att få med fiskare som haft kontinuerligt fiske under hela perioden. Detta gjordes genom välja ut fartyg som fiskat minst nio år mellan 1994-2003 och som också fiskat de båda första åren innan anläggandet av Öresundsförbindelsen.

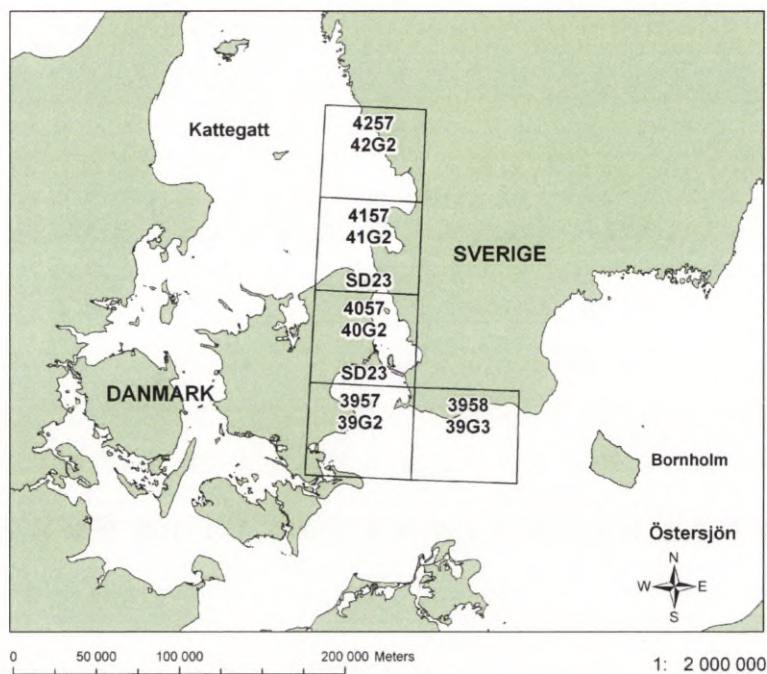
För bedömningen av vilka arter som har störst betydelse för fisket i Öresund gjordes ett urval som baserades på både ekonomiska uppgifter om försäljningsvärde och på uppgifter om totalfångst. Försäljningsvärdet för varje år beräknades som produkten av totalfångst och genomsnittliga pris per kilo. Arterna rankades både i avseende genomsnittligt försäljningsvärde och årsfångst. För att få ytterligare en indikation på förändringar av populationsstorlek av de viktigaste kommersiella arterna studerades även fångstutvecklingen för samma urval som ovan mellan 1994-2003 för rutorna 4057 och 4157 (ICES Sub-Division SD23). Som en mycket grov referens användes fångststatistik på samma arter från det danska yrkesfisket (SD23) utan möjlighet till någon specifikt urval avseende redskap och fartygsstorlek (FAO 2000; ICES 2004a). För test av association mellan fångsterna användes Spearman rankkorrelation.

Den relativa abundansen för olika fiskarter skattades inom det svenska yrkesfisket som fångst per ansträngning eller CPUE (Catch Per Unit Effort). Detta beräknades som fångst (biomassa) per ansträngning (fisketillfälle). För varje enskild ansträngning har medianvärde för varje art beräknats för fiskefartyg per fas och område. Kvartiler har sedan beräknats för tre faser relaterat till anläggandet av Öresundsförbindelsen, där hela år använts – även om anläggningen av bron började hösten 1995 och avslutades maj 2000 (se kapitel 2.2). Faserna var: (1) baslinje 1994-1995, (2) anläggning 1996-1999 och (3) drift juli 2000-2003.

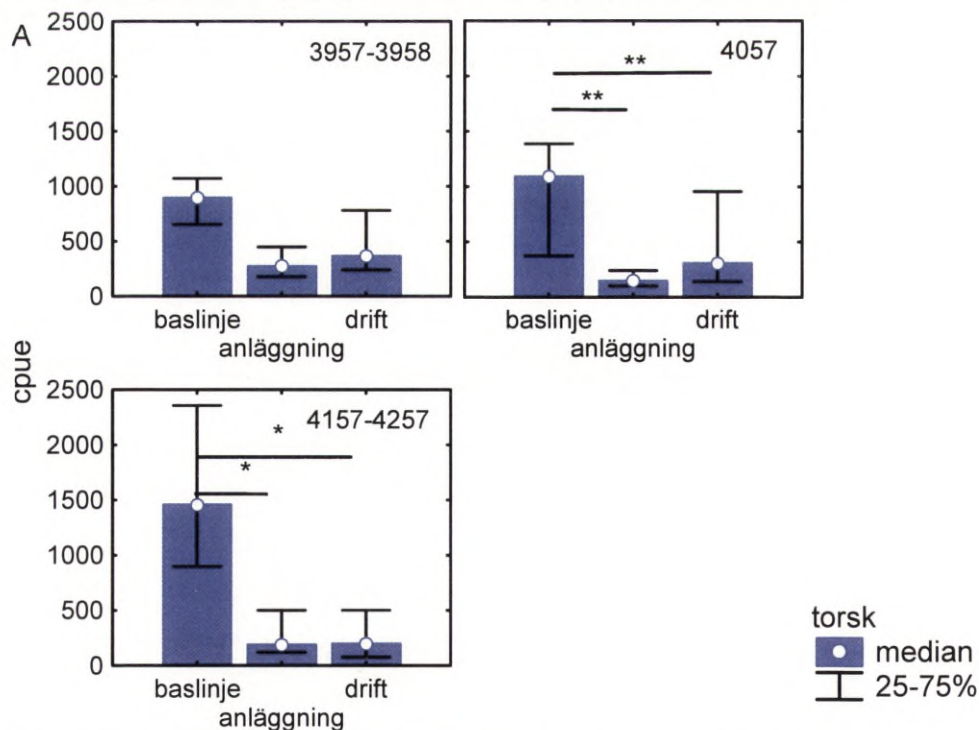
Det andra syftet var att studera förändringar av artsamhället. Antal arter och artsammansättning (biodiversitet) i ruta 4057 utvärderades för årsvis data. För att göra analysen känsligare även för arter som inte dominerande fångsterna beräknades artsammansättningen som antal fartyg som fångade en viss art för varje fas och område i en olikhetsmatris (9 x 9 objekt). Genom en ickeparametrisk multivariat teknik testades data för att undersöka skillnader i artdominans som Euklidiska avstånd mellan fas och område (objekt). Med hjälp av MDS (Multidimensional Scaling) kan man få information om hur väl olika objekt representeras i flera dimensioner. Objekten rangordnas efter avstånd/index i två dimensioner och olikhet i andel förekomst av fiskarter, vilket återges i en tvådimensionell plott. Hur väl dessa rangordningar sammanfaller i en regression ger ett mått på spridningen, där högt *stress*-värde anger stor spridning.

Klusteranalys av Euklidiska avstånd beräknades som längsta avståndet mellan vilka två objekt som helst. Tillförlitligheten av gruppindelningen av kluster bedömdes genom hur väl klustermedelvärden var separerade för de olika variablerna. Låg inomgruppsvarians är en fördel

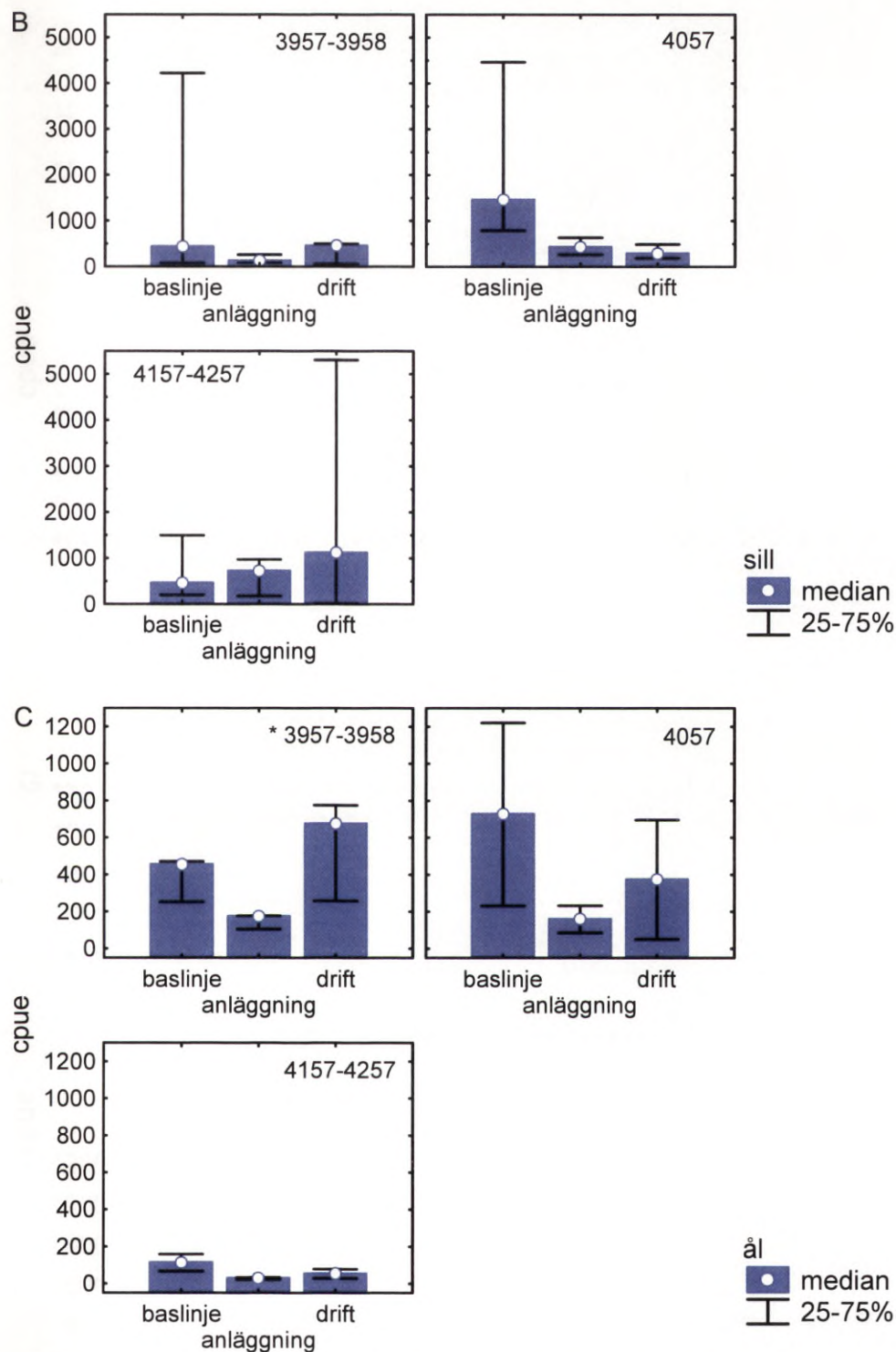
för att minska risken att felaktigt förkasta nollhypotesen att det inte finns några skillnader mellan kluster. För de statistiska beräkningarna användes programmet STATISTICA (StatSoft Inc 2004).



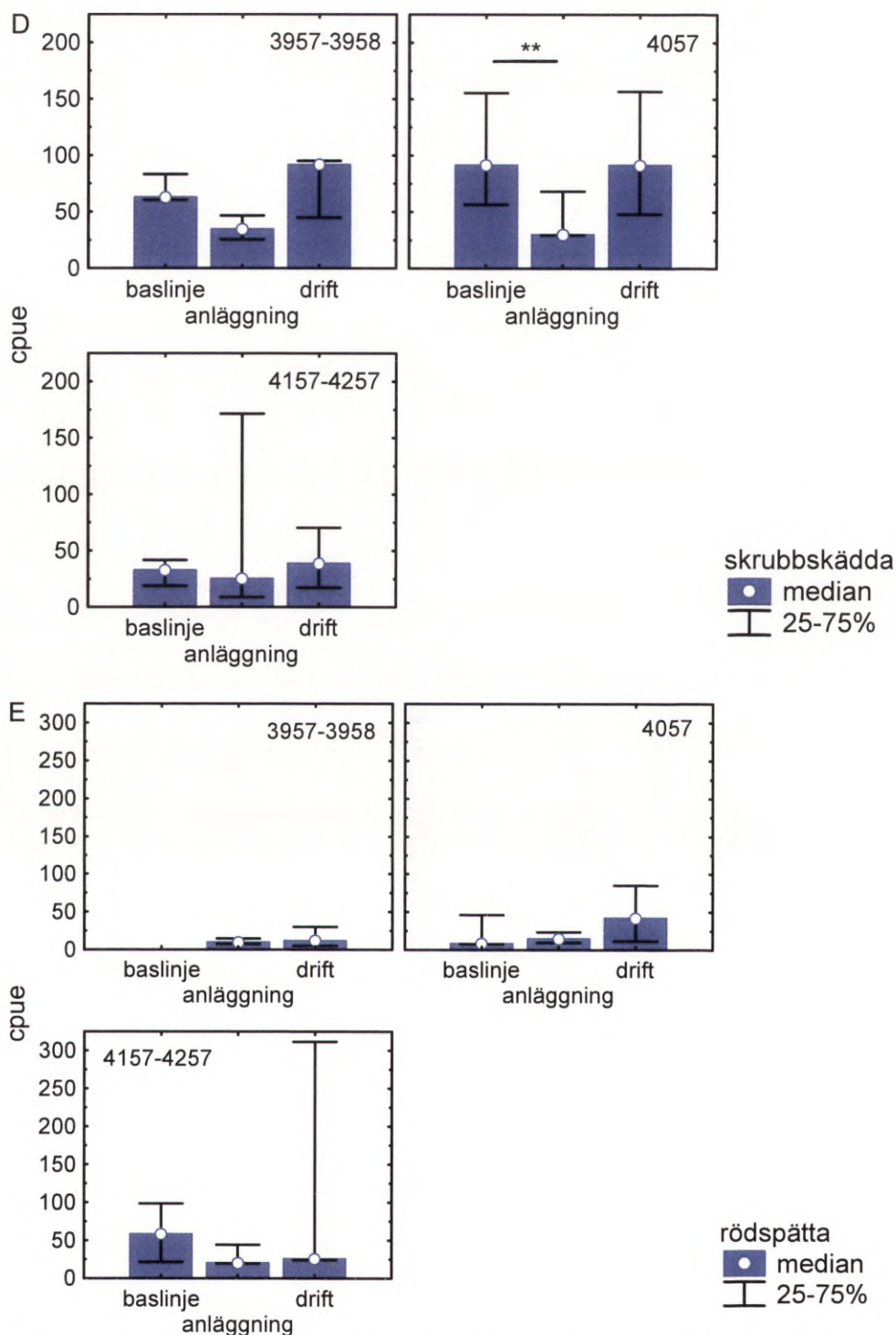
Figur 5.16 Figuren visar de fångstrutor som analyserats i undersökningen av fångster från yrkesfisket mellan 1994 och 2003. För skattning av fångst (biomassa) inom det svenska och danska fisket sammanställdes data från ICES sub-division för Öresund och sydöstra Kattegatt (SD23). För skattning av fångst per ansträngning i det svenska fisket användes de statistiska rutorna 4057 (ICES 40G2) för Öresund. Som referensområde syd och nord gjordes en sammanslagning av rutorna 3957 (39G2) och 3958 (39G3), respektive 4157 (41G2) och 4257 (42G2). © Sjöfartsverket Tillstånd nr 02-03384.



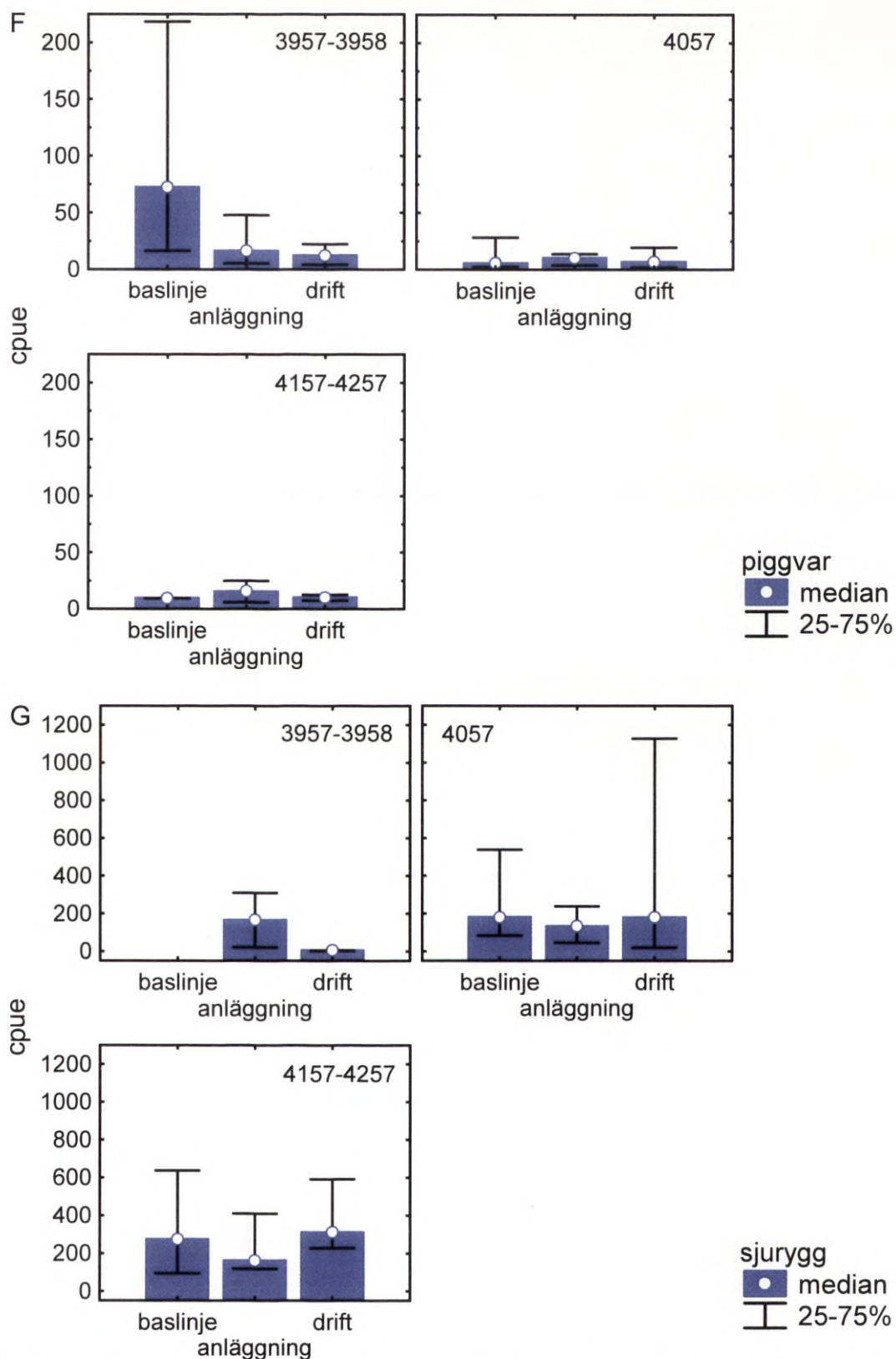
Figur 5.17 a Medianvärde för fångst per ansträngning som CPUE, av de kommersiellt viktigaste fiskarterna i det svenska yrkesfisket. Jämförelser mellan faserna baslinje, anläggning och drift för områdena Öresund (4057) och angränsande områden syd (3957-3958) och nord (4157-4257). Resultaten visas för (A) torsk, (B) sill, (C) ål/gulål/blankål, (D) skrubbskädda, (E) rödspätta, (F) piggar och (G) sjurygg. Notera att analysen inte resulterade i några fångster för rödspätta och sjurygg under baslinjefasen i område 3957-3958.



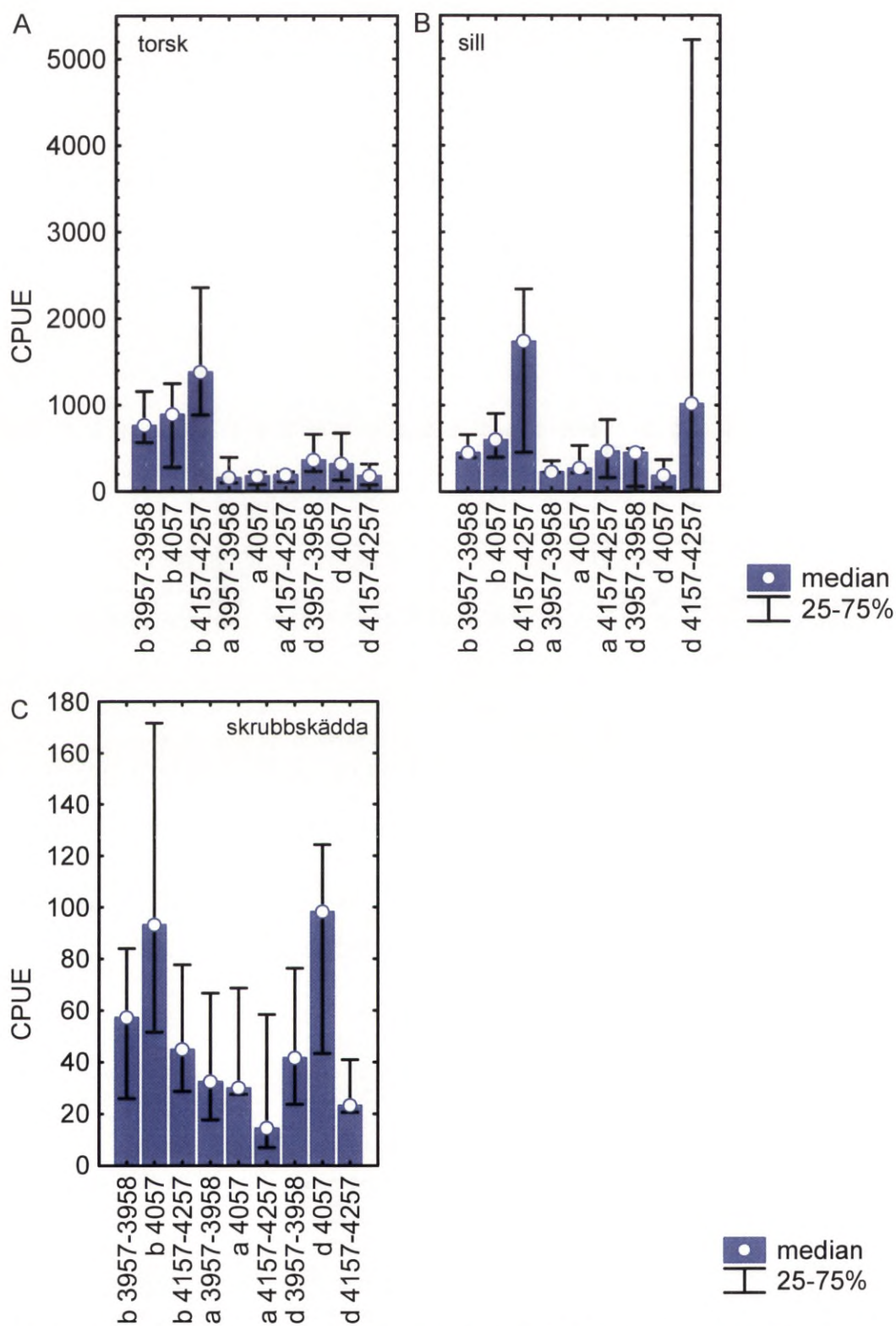
Figur 5.17 b-c Medianvärde för fångst per ansträngning som CPUE, av de kommersiellt viktigaste fiskarterna i det svenska yrkesfisket. Jämförelser mellan faserna baslinje, anläggning och drift för områdena Öresund (4057) och angränsande områden syd (3957-3958) och nord (4157-4257). Resultaten visas för (A) torsk, (B) sill, (C) ål/gulål/blankål, (D) skrubbskådda, (E) rödspätta, (F) piggvar och (G) sjurygg. Notera att analysen inte resulterade i några fångster för rödspätta och sjurygg under baslinjefasen i område 3957-3958.



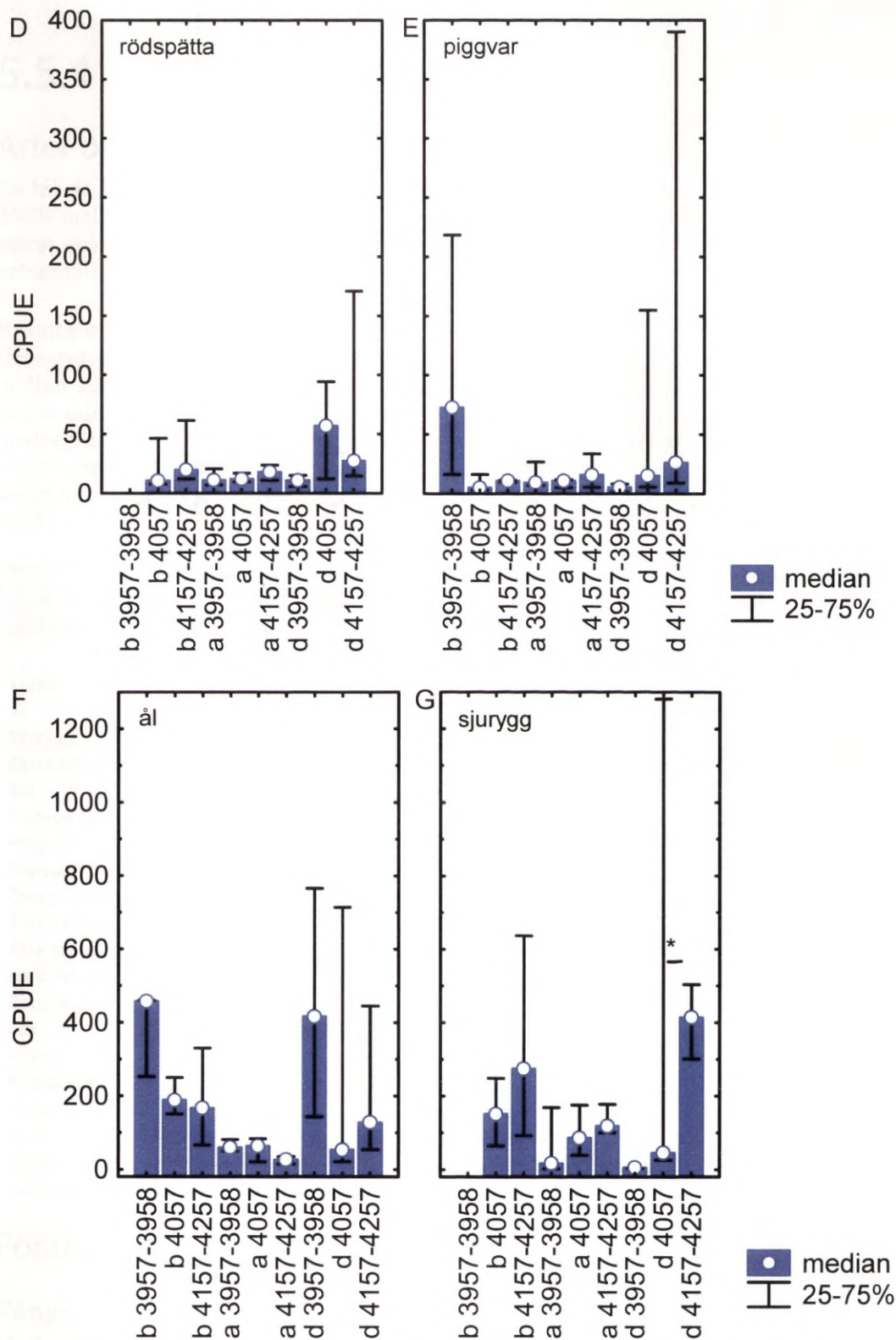
Figur 5.17 d-e Medianvärde för fångst per ansträngning som CPUE, av de kommersiellt viktigaste fiskarterna i det svenska yrkesfisket. Jämförelser mellan faserna baslinje, anläggning och drift för områdena Öresund (4057) och angränsande områden syd (3957-3958) och nord (4157-4257). Resultaten visas för (A) torsk, (B) sill, (C) ål/gulål/blankål, (D) skrubbskädda, (E) rödspätta, (F) piggvar och (G) sjurygg. Notera att analysen inte resulterade i några fångster för rödspätta och sjurygg under baslinjefasen i område 3957-3958.



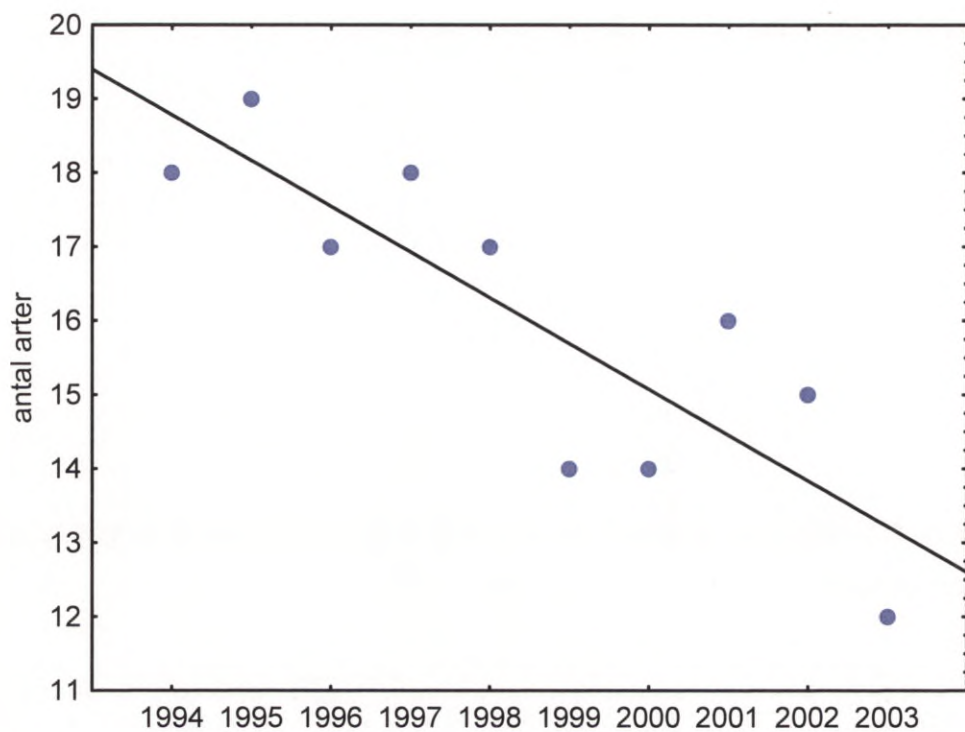
Figur 5.17 f-g Medianvärde för fångst per ansträngning som CPUE, av de kommersiellt viktigaste fiskarterna i det svenska yrkesfisket. Jämförelser mellan faserna baslinje, anläggning och drift för områdena Öresund (4057) och angränsande områden syd (3957-3958) och nord (4157-4257). Resultaten visas för (A) torsk, (B) sill, (C) ål/gulål/blankål, (D) skrubbskädda, (E) rödspätta, (F) piggvar och (G) sjurygg. Notera att analysen inte resulterade i några fångster för rödspätta och sjurygg under baslinjefasen i område 3957-3958.



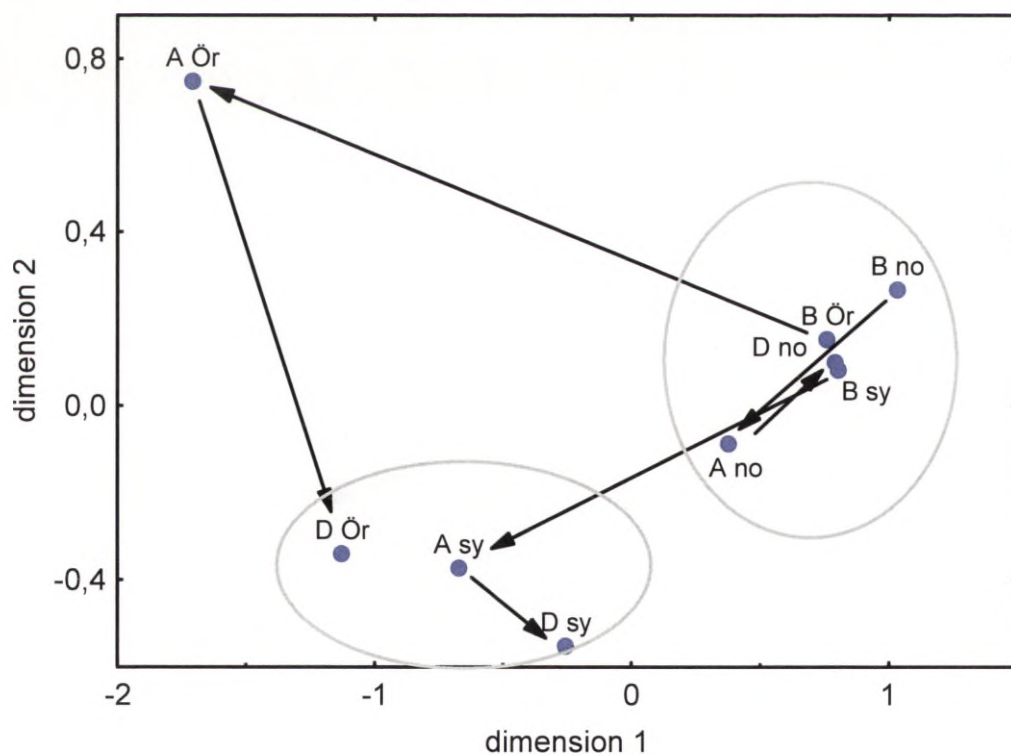
Figur 5.18 a-c Jämförelse av fångst per ansträngning som CPUE för olika fiskarter mellan områden inom faser. Området Öresund (4057) jämförs med referensområde syd (3957-3958) och referensområde nord (4157-4257) för respektive faser b (baslinje), a (anläggning) och d (drift). Resultaten visas för (A) torsk, (B) sill, (C) skrubbskädda, (D) rödspätta, (E) piggvar, (F) ål och (G) sjurygg. Notera att analysen inte resulterade i några fångster för rödspätta och sjurygg under baslinjefasen i område 3957-3958.



Figur 5.18 d-f Jämförelse av fångst per ansträngning som CPUE för olika fiskarter mellan områden inom faser. Området Öresund (4057) jämförs med referensområde syd (3957-3958) och referensområde nord (4157-4257) för respektive faser b (baslinje), a (anläggning) och d (drift). Resultaten visas för (A) torsk, (B) sill, (C) skrubbskädda, (D) rödspätta, (E) piggvar, (F) ål och (G) sjurygg. Notera att analysen inte resulterade i några fångster för rödspätta och sjurygg under baslinjefasen i område 3957-3958.



Figur 5.19 Antal arter som har fångats av yrkesfisket i Öresund mellan 1994 och 2003 från fartyg mindre än 12 meter.



Figur 5.20 MDS-plot som visar artsammansättning inom yrkesfisket i Öresund (4057) och referensområden syd (3957-3958) och nord (4157-4257) mellan 1994 och 2003. Värdena är baserade på Euklidiska avstånd som index för fas och område för arterna torsk, sill, ål, skrubbskädda, rödspätta, piggvarg och sjurygg. Tre grupper kan tydligt urskiljas (ovaler) (*stress* < 0,001). Pilarna anger förändringar i tid inom områden. B = baslinje, A = anläggning, D = drift, Ör = Öresund, sy = referensområde syd och no = referensområde nord.

5.5.4 Resultat

Arter och områden

Av tabell 5.13 framgår vilken betydelsen olika fiskarter hade inom yrkesfisket i Öresund (ruta 4057) mellan 1994 och 2003. Torsk, ål, sjurygg, skrubbskädda, sill, rödspätta och piggvar hade störst ekonomisk betydelse och användes därför i de övriga analyserna av relativ abundans och artsammansättning.

Resultaten i denna rapport inriktar sig på de arter som är viktiga ur ekonomisk betydelse i Öresund. Statistiken grundar sig på ett fåtal kustfiskefartyg som följts i tre fångstområden mellan 1994 och 2003 med kriteriet att de för varje område fiskat både 1994 och 1995, samt fiskat under minst sju av åren under perioden 1997-2003. Fångster med trål- eller vadredskap har inte medtagits. För att urvalet skulle bygga på ett flertal fartyg som gjort fångster av de flesta av de arterna som var av intresse slogs två par statistikrutor ihop. Detta resulterade i två referensområden till Öresund, dels syd (rutorna 3957 och 3958) och dels nord (rutorna 4157 och 4257).

Tabell 5.13 Betydelse för olika fiskarter i Öresund (ruta 4047) mellan 1994 och 2003 avseende fångstvärde och totalfångst. Kolumnen Betydelsefull visar vilka arter som har använts i övriga analyser.

Art	Fångst rank	Värde rank	Betydelsefull
Torsk	20	20	ja
Ål	16	19	ja
Sjurygg	18	18	ja
Skrubbskädda	17	17	ja
Sill	19	16	ja
Rödspätta	15	15	ja
Piggvar	14	14	ja
Slätvar	9	13	
Öring	10	12	
Sandskädda	13	11	
Äkta tunga	8	10	
Näbbädda	11	9	
Bergtunga	2	8	
Lax	5	7	
Vitling	7	6	
Krabtaska	12	5	
Kolja	3	4	
Makrill	1	3	
Gråsej	4	2	
Llyrtorsk	6	1	

Förändring i tid

Fångst

Mellan 1994 och 2003 fångade den svenska yrkesfiskeflottan totalt cirka 133 miljoner ton i området SD23 (tabell 5.14). Skattningen baseras på de viktigaste kommersiella arterna (torsk, sill, ål, skrubbskädda, rödspätta och sjurygg) inom det svenska yrkesfisket (utan begränsningar i urvalet avseende fartyg och redskap). För motsvarande fiske av den danska yrkesfiskeflottan fångades cirka 77 miljoner ton (tabell 5.14). Fångstutvecklingen (biomassa) för varje art presenteras i tabell 5.14, dels från respektive nations fångstutveckling i tid, och dels som korrelation mellan nationernas fångster för varje art. Endast torsk och skrubbskädda i det svenska fisket visar på en statistiskt säkra trender i fångstutveckling, som båda är nedåtgående.

För samma arter inom det danska fisket finns en indikation till att trenderna också var negativa. I det danska fisket så var trenderna i fångstutveckling statistiskt signifikant nedåtgående för ål, piggvar och sjurygg. Samma arter inom det svenska fisket indikerar en i stort sett oförändrad fångstutveckling för ål och piggvar, medan fångsterna ökade för sjurygg. I jämförelsen av fångstutvecklingen i de båda nationernas fiske (Spearman rankkorrelation) var mycket lika för rödspätta och sjurygg. Detta resultat är överraskande för sjurygg eftersom regressionen är positiv i det svenska fisket och negativ i det danska. Sammanlagt innebär detta att uttaget av det svenska och danska fiskets genomsnittliga ökning per år mycket ungefärligt beräknas till cirka 4 ton för rödspätta och cirka 1 ton för sjurygg. Uttaget minskade i genomsnitt kraftigt för de två nationernas fiske för bland annat sill med cirka 810 ton per år och för torsk med cirka 76 ton per år.

Tabell 5.14 Tabellen visar medelfångst i ton inom ICES SD23 för de viktigaste kommersiella arterna i det svenska yrkesfisket 1994-2003. Det linjära sambandet för fångst och år beskrivs av determinationskoefficienten (R^2), trenden (K) och signifikansnivån för en linjär regression. En grov jämförelse görs med Spearman rankkorrelation för art mellan det svenska och danska yrkesfisket, där signifikanta korrelationer indikerar liknande fångstutveckling. Signifikansnivåer (* $P < 0,05$ och ** $P < 0,01$).

Art	Nation	Medelvärde	R^2	Antal år	K	Regression	Korrelation art
		ton		N		signifikans	signifikans
torsk	DK	2386,20	0,04	10	-56,11	es	es
	SE	1036,58	0,52	10	-96,49	*	
sill	DK	4758,60	0,02	10	177,72	es	es
	SE	12029,25	0,32	10	-1806,5	es	
ål	DK	186,40	0,55	10	-13,79	*	es
	SE	56,82	0,06	10	0,71	es	
skrubbskädda	DK	196,90	0,05	10	-2,17	es	es
	SE	56,02	0,74	10	-4,31	**	
rödspätta	DK	71,30	0,22	10	5,62	es	*
	SE	31,62	0,20	10	1,72	es	
sjurygg	DK	88,40	0,05	10	-3,66	es	*
	SE	67,59	0,14	10	6,25	es	
piggvar	DK	10,50	0,60	10	-0,89	**	es
	SE	2,61	0,08	10	-0,13	es	
totalt	DK	7698	0,01	10	106,76	es	es
	SE	13280,49	0,32	10	-1898,80	es	

Fångst per ansträngning

Fångst per ansträngning (CPUE) för de olika arterna jämfördes mellan baslinje och drift respektive baslinje och anläggning för Öresund (4057) och referensområde syd (3957-3958) och nord (4157-4257). Resultaten från de statistiska testerna redovisas i tabell 5.15.

Torsk hade generellt sett en av de högsta nivåerna av fångst per ansträngning av de undersökta arterna (tabell 5.15). Det gick att konstatera tydliga skillnader i CPUE mellan faserna i både Öresund och referensområde nord (figur 5.17A). I dessa två områden var CPUE lägre i både anläggnings- och driftfasen jämfört med baslinjen och skillnaderna var statistiskt signifikanta (tabell 5.15). Mönstret var liknande i referensområde syd men utan någon statistisk säkerhet.

Sillen hade den högsta CPUE av alla arterna i undersökningen. I jämförelsen mellan faserna visade sill en tendens till högre CPUE i Öresund under baslinjen jämfört med anläggning och drift (figur 5.17B). Några större förändringar mellan faserna fanns inte inom referensområdena syd och nord.

Tätheten för ål varierade på ett liknande sätt i Öresund och område nord med en tendens till högre tätheter för baslinjen jämfört med anläggning och drift (figur 5.17C). Skillnaderna var stora i Öresund mellan baslinje och anläggning men inte signifikanta. Däremot gick det att konstatera signifikanta skillnader mellan faserna i referensområde syd. Medianvärdena visar att anläggning hade lägre CPUE än baslinjen och drift hade högre CPUE jämfört med baslinjen. Den största skillnaden i område syd var mellan baslinje och anläggning men den multipla jämförelsen var inte statistiskt säkerställd (tabell 5.15).

Tabell 5.15 Resultat från Friedman ANOVA för jämförelse inom område mellan baslinje, anläggning och drift. Signifikansnivåer är * för $P < 0,05$ och ** för $P < 0,01$ som är justerade för multipla jämförelser mellan anläggning och baslinje (a & b) samt drift och baslinje (d & b).

Art	Område	N	Frihetsgrader	F_r	Signifikans	Signifikans	Signifikans
			antal			a & b	d & b
torsk	3957-3958	11	2	3,818	es	es	es
	4057	14	2	14,714	***	**	**
	4157-4257	6	2	9,000	*	*	*
sill	3957-3958	3	2	0,667	es	es	es
	4057	4	2	3,500	es	es	es
	4157-4257	3	2	0,667	es	es	es
ål	3957-3958	5	2	8,400	*	*	es
	4057	2	2	3,000	es	es	es
	4157-4257	2	2	1,000	es	es	es
skrubbskädda	3957-3958	5	2	2,800	es	es	es
	4057	9	2	8,667	**	**	es
	4157-4257	4	2	1,500	es	es	es
rödspätta	3957-3958	–	–	–	–	–	–
	4057	5	2	2,842	es	es	es
	4157-4257	3	2	2,667	es	es	es
piggvar	3957-3958	4	2	3,500	es	es	es
	4057	7	2	0,857	es	es	es
	4157-4257	2	2	0,000	es	es	es
sjurygg	3957-3958	–	–	–	–	–	–
	4057	8	2	0,750	es	es	es
	4157-4257	4	2	3,500	es	es	es

För skrubbskädda gick det att konstatera statistiskt säkra skillnader i CPUE mellan faserna i Öresund (figur 5.17D). Under anläggningsfasen var CPUE signifikant lägre än under baslinjen (tabell 5.15). Däremot var CPUE oförändrad mellan driftfasen och baslinjen. De båda referensområdena hade liknande mönster som Öresund med en antydning till lägre CPUE för anläggningsfasen relativt baslinje- och driftfasen.

Rödspätta hade generellt sett en av de lägsta nivåerna för CPUE i Öresund. För jämförelsen mellan faserna fanns det en indikation på att CPUE för rödspätta var högre under anläggning och drift i relation till baslinjen. För referensområde syd var det inga fångster under baslinjen och skillnaderna var obetydliga mellan anläggning och drift. I referensområde nord var det en indikation på att CPUE var lägre under anläggning och drift i jämförelse med baslinjen, men variationen var mycket stor för driftsfasen.

Piggvar hade den lägsta CPUE i undersökningen. För Öresund och referensområde nord fluktuerade medianvärdena för CPUE kring cirka 5-15, och med relativt stora spridningar. Däremot var det en tendens i referensområde syd att CPUE var lägre för anläggning och drift i jämförelse med baslinjen.

För sjurygg var CPUE i Öresund i stort sett samma under alla tre faserna. I referensområde nord fanns det en antydning till att tätheten var lägre under anläggningsfasen än under baslinjen och driftsfasen. För område syd gjordes inga fångster under baslinjen, och anläggningsfasen hade en större än under driftsfasen.

Sammanfattningsvis gick det bara att konstatera en signifikant förändring i fångst per ansträngning som CPUE för skrubbskädda och torsk mellan baslinje- och anläggningsfasen i Öresund. Även ål visade stora skillnader, men inte statistiskt säkra, mellan faserna i Öresund. Däremot var skillnaderna i täthet signifikant i referensområde syd, med störst skillnad mellan baslinje och anläggning, där anläggning hade lägre CPUE än baslinjen.

Jämförelse med referensområden

Fångst per ansträngning som CPUE, jämfördes artsvis för Öresund med referensområdena nord och syd. Det gick endast att statistiskt fastställa en skillnad mellan Öresund och referensområde nord för sjurygg under driftsfasen (tabell 5.16; figur 5.18G). För torsk, sill, ål, skrubbskädda, rödspätta och piggvar var skillnaderna inte tydliga mellan områdena. För de flesta arterna var variationen i CPUE mycket hög varför det inte gick att upptäcka några statistiska skillnader (tabell 5.16).

Tabell 5.16 Resultat från obalanserad Kruskal-Wallis ANOVA för jämförelse inom faser mellan områdena Öresund och referensområdena syd (3957-3958) och nord (4157-4257). Signifikansnivån * motsvarar $P < 0,05$ och är justerat för multipla jämförelser mellan Öresund och område syd (Ör & syd) samt Öresund och område nord (Ör & nord).

Art	Fas	N	Frihetsgrader	KW	Signifikans	Signifikans	
			antal			Ör & syd	Ör & nord
torsk	baslinje	31	2	3,610	es	es	es
	anläggning	31	2	0,866	es	es	es
	drift	31	2	2,866	es	es	es
sill	baslinje	16	2	1,620	es	es	es
	anläggning	15	2	0,560	es	es	es
	drift	12	2	1,038	es	es	es
ål	baslinje	13	2	3,305	es	es	es
	anläggning	13	2	1,943	es	es	es
	drift	13	2	1,830	es	es	es
skrubbskädda	baslinje	25	2	3,526	es	es	es
	anläggning	24	2	1,075	es	es	es
	drift	28	2	5,185	es	es	es
rödspätta	baslinje	12	2	3,554	es	–	es
	anläggning	19	2	0,445	es	es	es
	drift	20	2	3,519	es	es	es
piggvar	baslinje	14	2	4,536	es	es	es
	anläggning	22	2	0,032	es	es	es
	drift	23	2	5,115	es	es	es
sjurygg	baslinje	14	2	2,682	es	–	es
	anläggning	22	2	3,067	es	es	es
	drift	21	2	7,895	*	*	es

Artsammansättning

Flest arter som fångades i ruta 4057 var 18 under 1994 som kan jämföras med det lägsta antalet på 12 under 2003 (figur 5.19). I medeltal minskade antalet arter med 60 procent per år under denna period vilket är en mycket tydlig förändring (linjär regression; $n = 10$, $r^2 = 0,72$, $K = -0,62$, $P < 0,01$).

MDS-analysen visade att det skett en successiv förändring av artsammansättningen i fångsterna för faserna och områdena. Denna förändring kan antingen vara en naturlig förändring av fisksamhället eller ändrad inriktning av fisket i Öresund (figur 5.20). Utifrån indexet för artsammansättning, Euklidiskt avstånd mellan förekomst, skiljer sig artsammansättningen i klustret för två grupper samt för anläggning i Öresund som tydlig avviker. Grupperna är mycket väl representerade i MDS-analysen (stress $< 0,001$) och olikhetsmatrisen som analysen bygger på innehöll inga nollor. Pilarna i figur 5 indikerar förändring avseende artsammansättning från baslinje till anläggning för varje område, och det är tydligt att anläggningsfasen för Öresund skiljer sig från de andra grupperna. Från klusteranalysen är inomårsvariationen liten för torsk, ål, skrubbskädda och piggvar, vilket förklarar de mest trovärdiga skillnaderna mellan grupperna (tabell 5.17). Skillnaden i medelavstånd för de olika arterna indikerar att förändring i förekomst av torsk ger ett kraftigt utslag i MDS-analysen.

Tabell 5.17 Variansanalys av klustermedelvärden för objekten fångst av art inom yrkesfisket i Öresund (4057) och referensområden syd (3957-3958) och nord (4157-4257) mellan 1994 och 2003. Beräkningarna är baserade på tre kluster. (Jämför med figur 5.20).

Variationsorsak	Mellangrups SS	fg	Inomgrupps SS	df	F	P
torsk	11243910	2	537534,9	6	62,75261	0,0001
ål	496340	2	86756,8	6	17,16315	0,0033
skrubbskädda	1392481	2	148624,7	6	28,10733	0,0009
sill	7506	2	45213,9	6	0,49804	0,6308
sjurygg	115844	2	90797,9	6	3,82755	0,0848
rödspätta	187419	2	298965,8	6	1,88067	0,2322
piggvar	43708	2	6573,9	6	19,94641	0,0022

5.5.5 Diskussion

Denna studie av det svenska yrkesfisket i Öresund under 1994-2003 visar att det finns en stor årsvis variation i relativ abundans, som fångst per ansträngning, för de flesta arterna. Detta resulterar i att det finns få tydliga skillnader mellan faserna. Om man jämför anläggningsfasen och driftsfasen mot baslinjefasen finns endast statistiskt säkra skillnader för torsk och skrubbskädda. För torsk konstaterades lägre nivåer i CPUE under anläggnings- och driftsfasen jämfört med baslinjen. När det gäller skrubbskädda var CPUE endast lägre under anläggningsfasen jämfört med baslinjen. Även för ål varierade CPUE stort mellan faserna, men det gick bara att konstatera statistiskt säkra skillnader i referensområde syd, med lägre CPUE under anläggningsfasen än under baslinjen.

Den utförda studien visar också att det finns stora likheter i fångstutveckling mellan Öresund och närliggande referensområden. Fångststatistiken för torsk och skrubbskädda inom ICES SD23 (4057 och 4157), speciellt i det svenska fisket men även i det danska fisket, tyder på att uttagen i biomassa har minskat (tabell 5.14). I teorin ger ett ökat uttag av en sluten population över tid en lägre tätheter (Leslie-Davis sambandet). Man kunde förvänta sig att ett minskat fiske skulle resulterat i en ökad täthet, men detta samband går inte att se i Öresund eller i det norra referensområdet. Men det kan finnas andra förklaringar än ett minskat fisketryck till vad som kan ha skett med Öresundspopulationerna av torsk och skrubbskädda.

Torsk i Öresund består av en blandning av olika torskpopulationer, dels ett lokalt bestånd samt populationer från både Östersjön och Kattegatt–Skagerrack (Svedäng et al. 2003). Det finns även goda skäl att tro att torsken i Öresund domineras av ett lekbestånd, vilket också avspeglas i åldersstrukturen (Svedäng et al. 2004). Provfiskeundersökningar med nätfiske tyder på att tätheten av torsk har minskat mellan 1993 och 2002, speciellt under driftfasen (se kapitel 4.4). Även trålundersökningarna visade en tydlig nedgång i CPUE för torsk, men nedgången beror till stor del på den trend som fanns i Kattegatt (se kapitel 4.5). Överlag har man konstaterat en kraftig nedgång i bestånden av torsk i både Kattegatt och västra Östersjön (ICES 2004b), vilket också sannolikt påverkar förekomsten i Öresund. I Kattegatt har man funnit att nedgången av torskförekomst har minskat med mer än 90 procent under de senaste 20 åren (Svedäng & Bardon 2003).

Från provfiskeundersökningarna av skrubbskädda med nät och ryssjor i Öresund har man inte kunnat konstatera några förändringar i CPUE (se kapitel 4.4). Det visar att en minskad CPUE av skrubbskädda är svår att koppla till uttaget inom yrkesfisket. I västra Östersjön finns troligtvis minst tre populationer av skrubbskädda (ICES 2004b). Under de senaste tio åren har beståndsutvecklingen för skrubbskädda i detta område visat på stor variation (ICES 2004b). Rekrytering av skrubbskädda till Öresund verkar till största del komma från djupområdena i Östersjön som angränsar till södra Öresund, men till viss del också från södra Kattegatt (sammanställt i Aro 1989). Det är därför sannolikt att skrubbskäddan i Öresund framförallt i den södra delen – domineras av ett eller två Östersjöbestånd. Eftersom osäkerheten sammantaget är stor bör man därför inte helt utesluta att bron kan ha gett upphov till lokala effekter på skrubbskäddan i Öresund.

Artsammansättningen av yrkesfiskets fångster visade en successiv minskning av antal arter som fiskades från 1994 till 2003. Likaså indikerar resultaten från MDS att artsammansättningen förändrats mest under anläggningsfasen för Öresundsförbindelsen, vilket mest förklaras av förändringar i förekomst av torsk, ål och skrubbskädda. En minskning av antal arter har också konstaterats från provfiskeundersökningar med nätfiske i under hösten vid Klagshamn i Öresund (se kapitel 4.4). Däremot kan man se en tendens till ökad diversitet över år i trålundersökningarna (se kapitel 4.5). Förändring av artsamhällen är en komplex populationsdynamisk process där flera arter konkurrerar under olika förutsättningar som bestäms av individernas reproduktionsframgång och överlevnad.

Fisket i Öresund har påverkats genom flera olika juridiska regleringar som innebär fredning av fiske, begränsningar av redskapstyper och utformningar, samt förändring av minimimått på fångst. Till exempel har fredningsområden förändrats och tillkommit i grunda områden (Fiskeriverket 1988; Fiskeriverket 1994; Fiskeriverket 1995), maskstorleken har ökat för torskarn (Fiskeriverket 2001a), minsta maskstorlek har tillkommit för grimgarn (Fiskeriverket 2003), samt minimimåttet på torsk har ökat (Fiskeriverket 2002). Detta kan ha påverkat dels vilka arter som fisket har inriktats på, och dels selektiviteten i fisket. Detta kan ha påverkat skattningarna av fångst, fångst per ansträngning och artsammansättning i det svenska yrkesfisket i Öresund under undersökningsperioden.

Under en längre period har man sett stora förändringar i abundans av flera kommersiella arter i Nordsjön, Kattegatt och Skagerrack och längs den svenska västkusten samt Östersjön. Modelleringar av torskbestånden i Kattegatt och östra Skagerrack tyder på att hög dödlighet på grund av fiske är en av de viktigaste faktorerna som negativt påverkar beståndens storlek och tillväxt (Svedäng et al. 2002). Förändringar i artsammansättning har också visats i Nordsjön (Pope & Macer 1996), Skagerrack och Kattegatt (Svedäng 2003; Svedäng & Bardon 2003). En mycket trolig orsak är att det starka fångsttrycket från yrkesfisket (Pope & Macer 1996) har lett till minskad biodiversitet i bottenfisksamhället (Greenstreet & Hall 1996). Det är mycket sannolikt att det yrkesmässiga fisket också till viss del påverkat fiskfaunan i Öresund under prövotiden för Öresundsförbindelsen. Därför är det därför svårt att fastställa vilken betydelse anläggningen av Öresundsförbindelsen haft på det svenska yrkesfisket i Öresund avseende fångster och artsammansättning. Men de utförda analyserna tyder inte på att förändringar i artsammansättning och fångstutveckling skiljer sig markant mellan Öresund och närliggande referensområden efter anläggandet av Öresundsförbindelsen.

6 Effekter på lek- och uppväxtområden

6.1 Inledning

Anläggandet av Öresundsförbindelsen har inneburit en fysisk påverkan på lek- och uppväxtområden för fisk i Öresund. Genom utfyllnader av vattenområden, anläggning av bropelare och muddringar har vattenområden påverkats temporärt eller permanent. Studier av vegetation och redovisning av arealer som påverkats av anläggningen utgör en viktig bakgrund för bedömningen av inverkan på lek- och uppväxtområden för fisk.

I samband med de ålstudier som utfördes (se kapitel 3.5) gjordes också vegetationskarteringar. Den utförda undersökningen var inte speciellt utformad för att undersöka om den bentiska vegetationen i Öresund har påverkats av anläggandet av Öresundsförbindelsen utan var i första hand kopplad till ålstudierna. Eftersom vegetationsundersökningen täcker andra djupområden utgör den ett komplement till undersökningen som gjordes inom kontrollprogrammet för bottenvegetation.

Eftersom anläggandet av Öresundsförbindelsen har inneburit en fysisk påverkan av vattenområden som har betydelse för fisk är det viktigt att redovisa hur stora arealer inom olika djupområden som påverkats av åtgärder. Detaljerad kunskap om hur olika botten typer inom skilda djupzoner av Öresund påverkats av åtgärder har inte varit möjlig att redovisa. Det har också betydelse om den fysiska påverkan är permanent eller temporär.

6.2 Vegetationsundersökning

6.2.1 Sammanfattning

I Öresund har grunda områden med bottenvegetation stor betydelse som uppväxtområden för fisk. Grundområden nära Öresundsbron (Klagshamn, Saltholm och Dragør) samt områden längre ifrån broförbindelsen (Lomma och Lundåkra) undersöktes avseende yttäckning av vegetation och förekomst av olika typer av vegetation. Undersökningen genomfördes före, under och efter anläggandet av Öresundsförbindelsen. Inga signifikanta skillnader fanns i täckningsgrad av total bottenvegetation och förekomst av olika typer av vegetation som kunde kopplas till anläggningen av Öresundsförbindelsen.

6.2.2 Inledning

Stora delar av Öresunds grundområden täcks av bentisk vegetation. Grundområden med vegetation är av stor betydelse som uppväxt- och lekområden för ett flertal fiskarter. Områden med ålgräs (*Zostera marina*) och nate/nating (släktena *Potamogeton* och *Ruppia*) är viktiga uppväxtområden för exempelvis torsk, ål, näbbgädda och sjurygg. Dessa områden är också lekplatser för näbbgädda och sjurygg som lägger ägg ovanpå vegetationen (Birklund et al. 1992).

Ålgräs täcker cirka 136 km² av grundområden ned till sex meters djup i Öresund. Olika arter av nate och nating, täcker cirka 36 km² (Krause-Jensen et al. 2000). Fler arter av alger täcker också stora delar av grundområdena. Dominerande arter är brunalger som såg- och blåstång och ett fåtal arter av fintrådiga alger (tabell 6.2).

De danska och svenska miljömyndigheterna fastställde ett antal kriterier med syfte att skydda bottenvegetationen i Öresund från effekter av anläggningen av Öresundsförbindelsen (Öresundskonsortiet 2000). För att undersöka om dessa kriterier har uppfyllts genomfördes ett omfattande undersökningsprogram (Krause-Jensen et al. 2000). I samband med de ålstudier som utfördes (se kapitel 3.5) gjordes också vegetationskarteringar. Syftet med dessa karteringar var att ge underlag för att beräkna täthet av ålyngel inom undersökta områden. Avsikten med detta avsnitt är använda resultaten från vegetationskarteringarna för att fastställa om det finns förändringar i den bentiska vegetation inom undersökta områden som kan kopplas till anläggningen av Öresundsbron.

6.2.3 Metodik

Täckningsgrad och förekomst av olika typer av vegetation samt blåmusslor karterades med vattenkikare från båt i ett område (Klagshamn) nära bron på den svenska sidan av Öresund och i två områden (Lomma och Lundåkra) norr om broförbindelsen (figur 6.1 och 6.2, tabell 6.1 och 6.2). Vegetationsundersökningar gjordes även på två områden (Dragør och Saltholm) nära broförbindelsen på dansk sida i Öresund. Områdena valdes så att de hade en likartad artsammansättning och täckningsgrad av vegetation. Både områden som låg nära respektive långt ifrån broförbindelsen utvaldes. Karteringarna påbörjades 1993 efter en försöksperiod under 1992 (Lagenfelt 1994). År 2002 samlades information endast från tre områden på svensk sida i Öresund.

Tabell 6.1 Undersökningsområdenas avstånd från närmaste punkt på den fasta Öresundsförbindelsen och områdenas geografiska avgränsningar (latitud och longitud).

Område	Avstånd (km)	Lat min	Lat max	Long min	Long max
Klagshamn	2	55°41,50	55°42,39	13°01,69	13°03,09
Dragør	5	55°51,00	55°51,50	12°50,90	12°52,00
Saltholm	1	55°32,10	55°33,00	12°53,40	12°54,50
Lomma	17	55°34,00	55°34,70	12°37,50	12°38,50
Lundåkra	32	55°36,50	55°37,10	12°44,19	12°45,19

Inom varje undersökningsområde utslumpades årligen cirka 200 provytor på vardera en till två kvadratmeter. Positionen vid observationspunkten registrerades från och med 1995 med differentiell GPS till 0,001 minuts noggrannhet (cirka två meter). Vid tidigare karteringar fungerade navigationen med samma marginal men registreringen medgav endast en noggrannhet på 0,01 minut. Provytorna inom undersökningsområdena hade vattendjup mellan en halv och två meter. Täckningsgraden och förekomsten av olika typer av vegetation men även blåmusslor skattades. Karteringarna gjordes under perioden juli-augusti åren 1993-2002. I varje observationspunkt har täckningsgraden bedömts i intervall om tio procent. Förekomst anger observation av olika typer av vegetation och blåmusslor inom provytan. I denna redovisning har de olika typerna av vegetation och blåmusslor delats upp i åtta grupper (tabell 6.2).

Tabell 6.2 Beskrivning av olika grupper som förekommer på grundområden i Öresund.

Grupp	Beskrivning
fintrådiga alger	fintrådiga rödalger tex släktena <i>Ceramium</i> , <i>Polysiphonia</i> , <i>Furcellaria</i> fintrådiga grönalger huvudsakligen grönslick (<i>Cladophora</i> spp.) fintrådiga brunalger, främst <i>Pilayella littoralis</i> och <i>Ectocarpus</i> sp.
blås-/sågtång	grövre brunalger huvudsakligen <i>Fucus serratus</i> och <i>F. vesiculosus</i>
havssallad/ tarmtång	<i>Ulva lactuca</i> och släktet <i>Enteromorpha</i> , främst arten <i>E. intestinalis</i> och <i>Monostroma grevillei</i>
övriga alger	brunalgen <i>Laminaria saccharina</i> , kransalger <i>Chara</i> spp. blågrönalger på botten släkte <i>Lyngbya</i> liten snärjtång <i>Chordaria flagelliformis</i> snärjtång <i>Corda filum</i>
ålgräs	fanerogamen <i>Zostera marina</i>
nate/nating	Fanerogamarter tex arter av släktet <i>Potamogeton</i> , <i>Ruppia maritima</i> , <i>R. spiralis</i> och <i>Zanichellia palustris</i>
detritus	växtmaterial under nedbrytning
blåmusslor	<i>Mytilus edulis</i> i aggregat eller spridda musslor

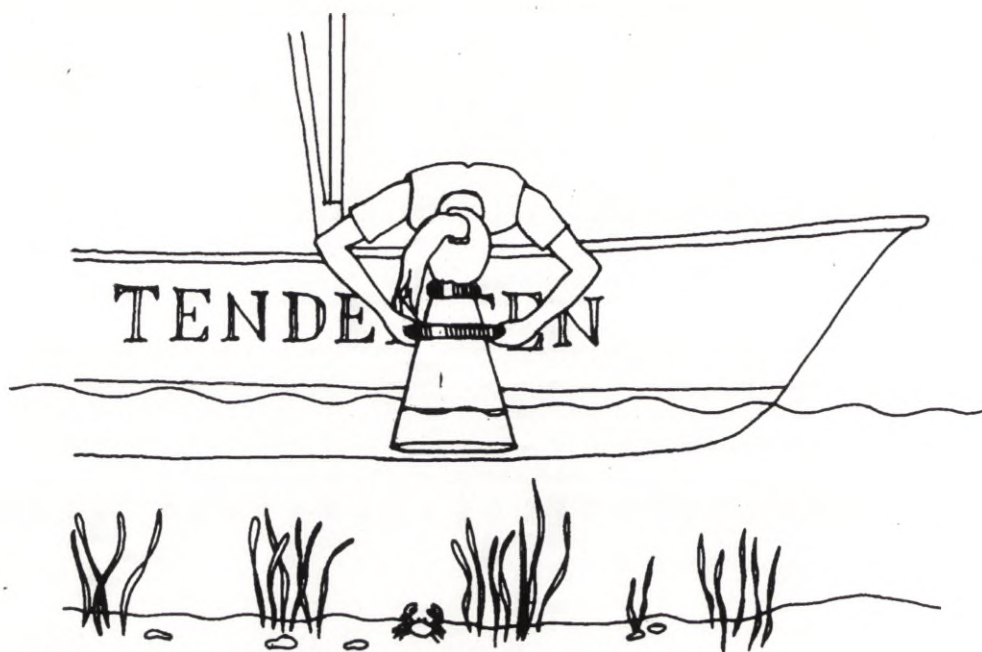
6.2.4 Statistik

De brorelaterade faserna har använts som oberoende variabler och delats in enligt följande: baslinje (1992-1995), anläggningsfas (1996-1998) och driftfas (1999-2002). I anläggningsfasen ingår de år under vilka de huvudsakliga bottenarbeten som inneburit grumling och sedimentspill utförts.

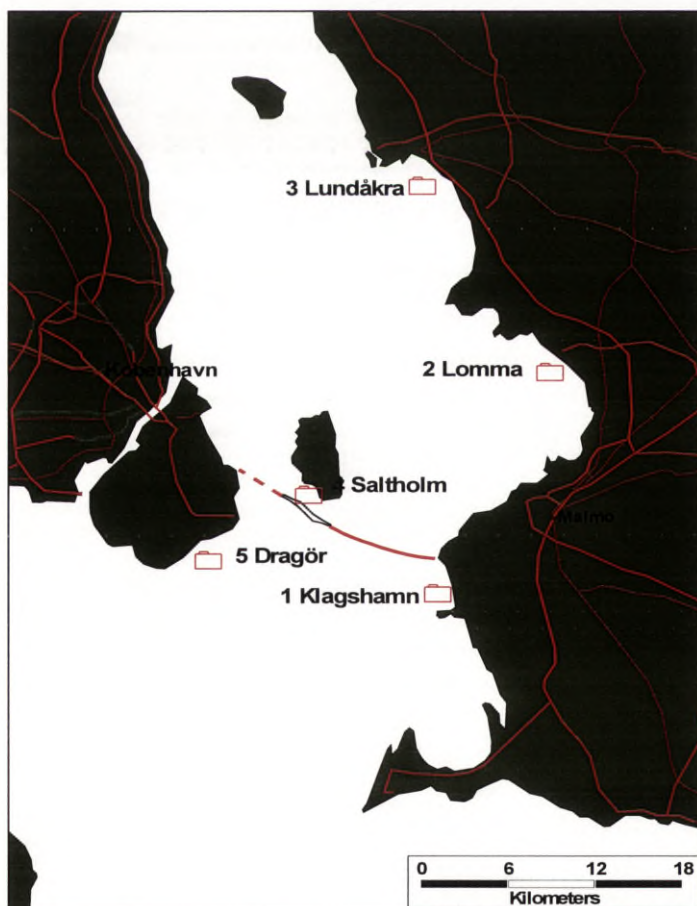
Vid bedömningen av vilka kovariater som skall ingå i de generella linjära modellerna (GLM) har alla de relevanta parametrarna testas enskilt och i alla oberoende kombinationer. Därefter har den bäst anpassade modellen använts. De omvärldsfaktorer som använts är sommartemperatur och strömförhållanden. Påverkan som kan relateras till anläggningen av Öresundsförbindelsen är grumlingar som representeras av sedimentspill, medelturbiditet och ackumulerad turbiditet. En definition av använda kovariater har gjorts i avsnitt 2.3.

Data har transformerats för att uppnå normalitet i fördelningarna. Logaritmen ($\log(x + 1)$), kvadratroten ($\sqrt{x + 1}$) eller inversen ($1/(x + 1)$) har använts. För modellen undersöktes om residualerna för varje kombination av faktor och kovariabel (inom cell) var normalfördelad. Homogeniteten i varianserna testades också genom Cochrans C test.

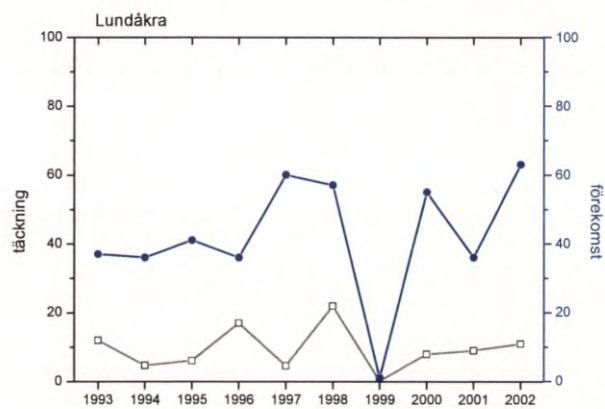
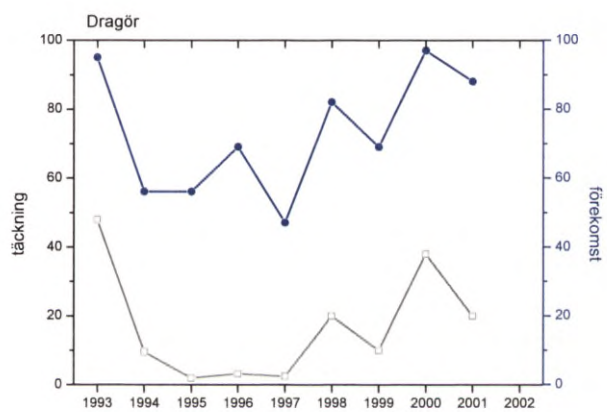
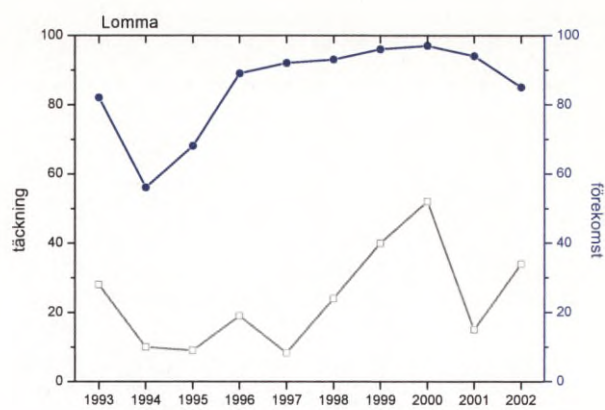
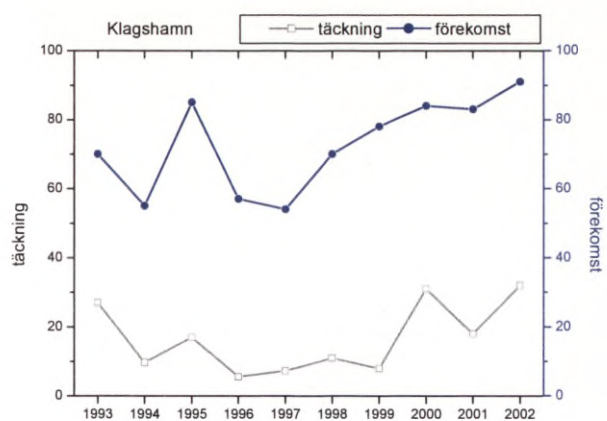
En beräkning av statistisk styrka (power) gjordes i PASS (Hinze 2001) för att bedöma möjligheten att med den utförda undersökningen upptäcka en förändring. Statistisk styrka mäts som ett minus sannolikheten att göra ett typ II-fel ($1-\beta$), det vill säga risken att inte upptäcka en skillnad när den existerar. Styrkan påverkas främst av antalet stickprover, variationen mellan stickproven, hur stor skillnad man vill kunna upptäcka och hur stor chansen är att göra ett typ I-fel (α), det vill säga att upptäcka en skillnad som är falsk.



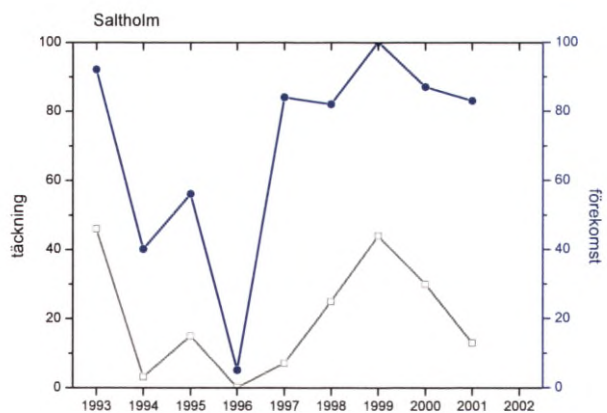
Figur 6.1 Användning av vattenskikare vid vegetationsundersökning av grundområden i Öresund.

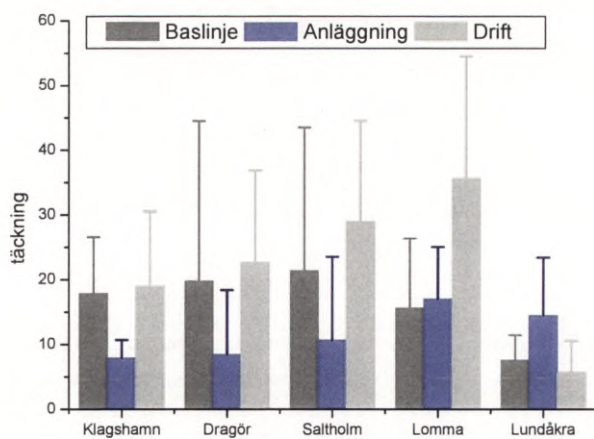


Figur 6.2 Grundområden i Öresund där vegetationsundersökningar utförts.

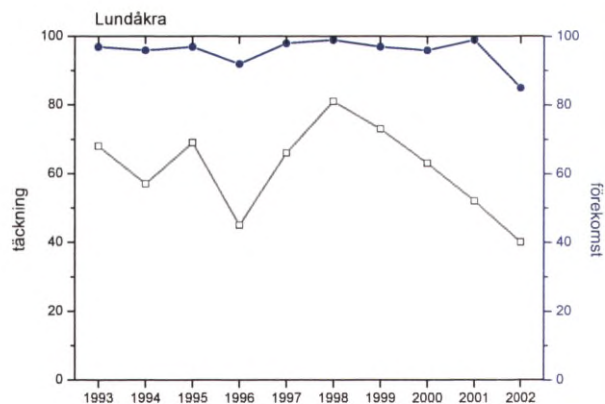
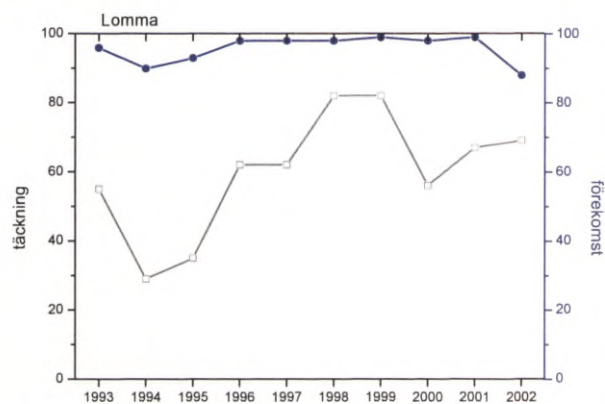
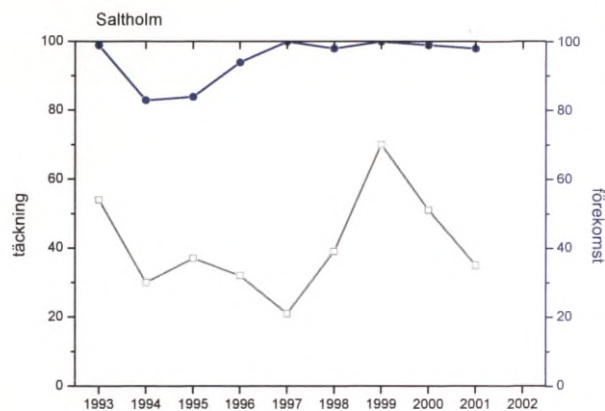


Figur 6.3 a-e Procentuell täckningsgrad och förekomst i observationerna av bottenvegetation inom undersökningsområden i Öresund.

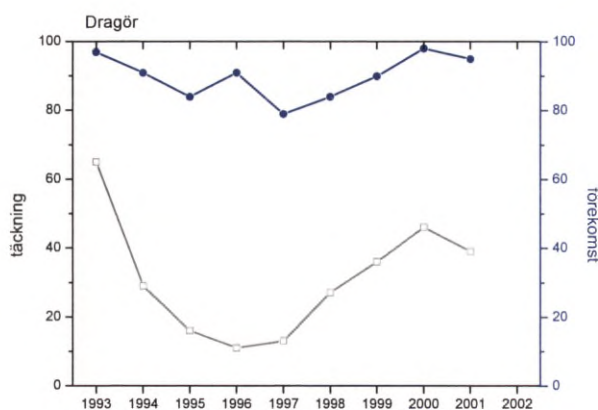
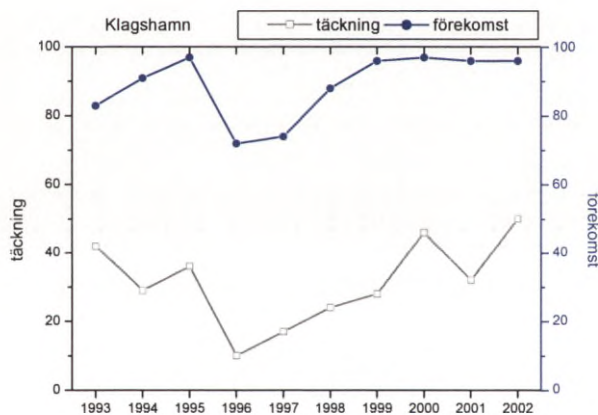


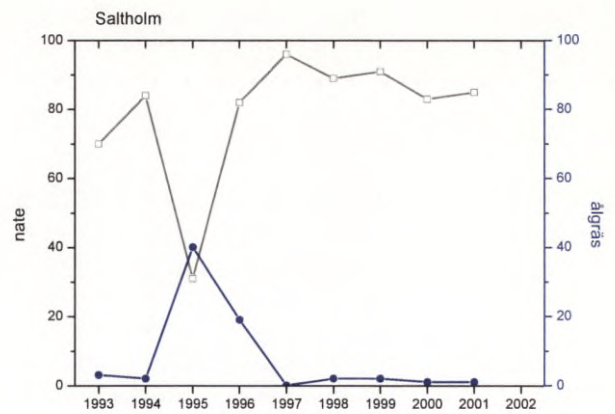
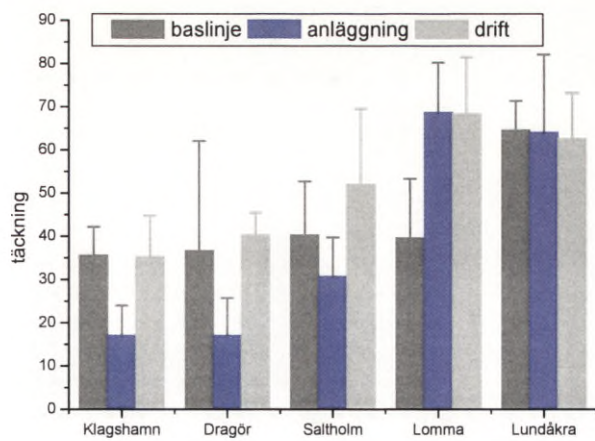


Figur 6.4 Procentuell täckningsgrad under baslinje, anläggnings- och driftfas av bottenvegetation inom undersökningsområden i Öresund. Vertikala linjer anger standardavvikelse

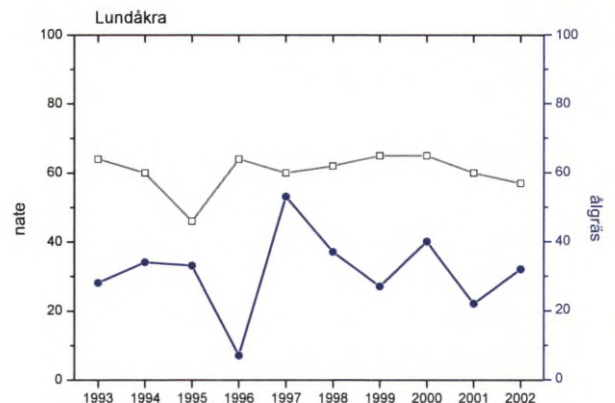
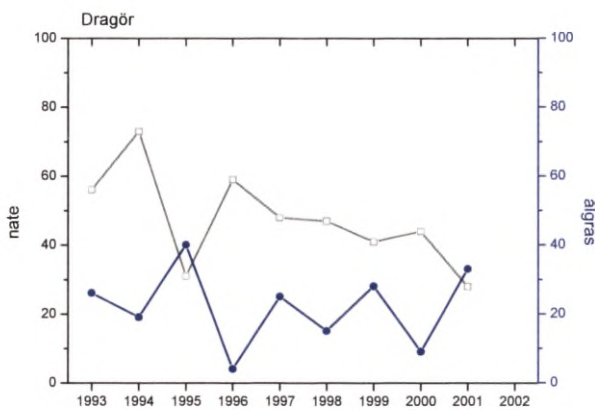
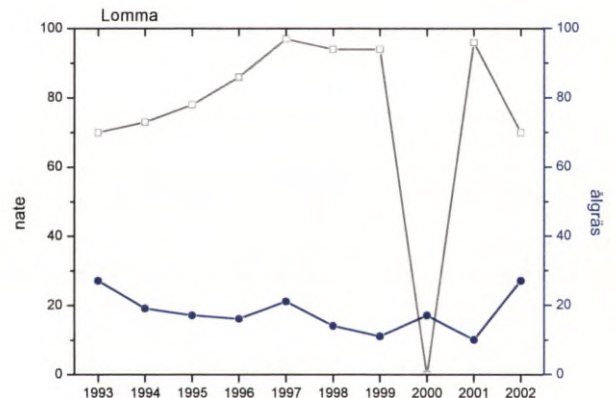
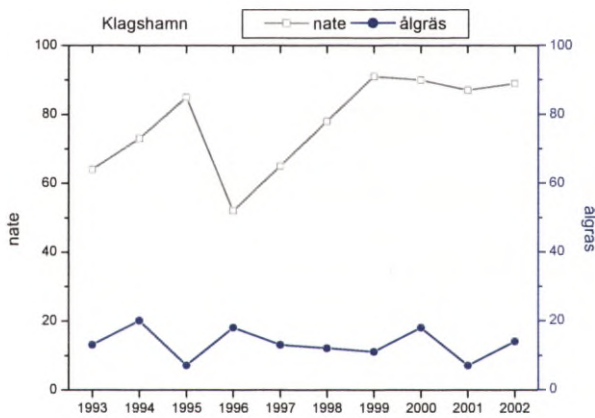


Figur 6.5 a-e Procentuell täckningsgrad och förekomst i observationerna av fintrådiga alger inom undersökningsområden i Öresund.

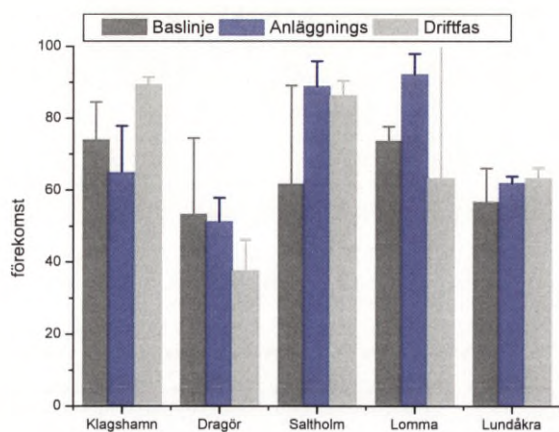




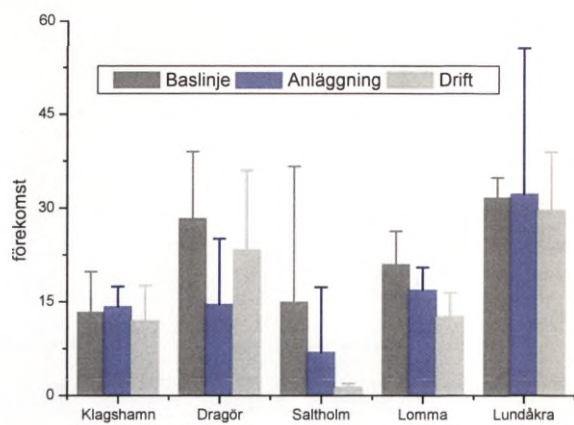
Figur 6.6 Procentuell täckningsgrad under baslinje, anläggnings- och driftfas av fintrådiga alger inom undersökningsområden i Öresund. Vertikala linjer anger standardavvikelse.



Figur 6.7 a-e Procentuell förekomst i observationerna av nate/nating och ålgräs inom undersökningsområden i Öresund.



Figur 6.8 Procentuell förekomst av nate/nating under baslinje, anläggnings- och driftfas av nate och nating observationerna inom undersökningsområden i Öresund. Vertikala linjer anger standardavvikelse.



Figur 6.9 Procentuell förekomst av ålgräs under baslinje, anläggnings- och driftfas av nate och nating i observationerna inom undersökningsområden i Öresund. Vertikala linjer anger standardavvikelse.

6.2.5 Resultat

Total vegetationstäckning

I den totala täckningen och förekomsten av vegetation i observationerna har även räknats in blåmusslor och detritus. Dessa grupper utgör en liten andel av den totala bottenäckningen och förekomsten. Variationen i vegetationens täckningsgrad under den tioåriga mätperioden var stor främst på de områden som låg närmast byggverksamheten för bron. När undersökningarna påbörjades 1993 täckte vegetation mellan 42 och 68 procent av arealen som undersökts. Högsta täckningsgrad på provområdena under hela undersökningsperioden var över 80 och lägsta 10 procent. Den totala täckningsgraden av vegetation och förekomsten av vegetation inom provytorna visar en god samvariation inom alla undersökningsområden (figur 6.3). Därför redovisas fortsättningsvis endast resultat som gäller den totala täckningsgraden.

Täckningsgraden av vegetation var likartad under baslinje och driftfas inom de undersökningsområden som ligger 1-5 km från bron (Klagshamn, Dragør och Saltholm). Mönstret inom områden som är belägna 17-32 km från bron (Lomma och Lundåkra) skiljde sig från områden nära bron. Under anläggningsfasen var täckningsgraden lägre jämfört med baslinje och driftfas inom områden belägna nära bron (figur 6.3 och 6.4). Något liknande mönster fanns inte för områden som är belägna längre bort från bron. Skillnaden i täckningsgrad mellan brofaser var signifikant. Olikheten i förändring av täckningsgrad under olika brofaser mellan områden gör att interaktionstermen också är signifikant (tabell 6.3). Den statistiska styrkan var mycket hög (större än 0,99) i analysen av jämförelsen mellan faser av förändring i yttäckning av vegetation mellan områden belägna nära respektive längre bort från bron.

Tabell 6.3 Tvåvägs variansanalys (ANOVA) som testar effekten av undersökningsområde och brofas på total yttäckning av vegetation i Öresund.

Variations orsak	Kvadrat summa	Frihets grader	F kvot	P
område	823,30	2	2,34	0,109
fas	7963,00	1	45,21	< 0,001
Område x fas	1926,50	2	5,47	0,008
residual	7398,20	42		
modellen	176,15	42	4,23	< 0,001

Fintrådiga alger

De fintrådiga algerna utgör ett helt dominerande inslag i bottenvegetationen (jämför figur 6.3 och 6.5). Dessa alger består främst av olika arter av grön- och rödalger (tabell 6.2). Fintrådiga brunalger förekom huvudsakligen som påväxt på nate och tång och har endast dominerat vid något enstaka tillfälle. Den totala täckningsgraden av fintrådiga alger och förekomsten av dessa inom observationspunkterna visar en god samvariation inom de flesta undersökningsområden (figur 6.5). Därför redovisas fortsättningsvis endast resultat som gäller täckningsgrad.

Täckningsgraden av fintrådiga alger var likartad under baslinje och driftfas inom undersökningsområden som ligger närmast bron (Klagshamn, Dragør och Saltholm). Under anläggningsfasen var täckningsgraden lägre jämfört med baslinje och driftfas inom områdena närmast bron. Undersökningsområden som är belägna längst bort från bron (Lomma och Lundåkra) uppvisade olika mönster i täckningsgrad av fintrådiga alger jämfört med områden som är belägna närmare bron (figur 6.5 och 6.6). Några signifikanta effekter som beror av område eller brofas kan inte fastställas.

Nate/nating

I gruppen nate/nating ingår fanerogamer av släktet *Potamogeton*, arterna *Ruppia maritima*, *R. spiralis* och *Zanichellia palustris*. Eftersom fintrådiga alger oftast täcker nate och nating ger bedömning av täckningsgrad för ytor som täcks av arter inom denna grupp ingen rättvisande bild. Därför har endast förekomsten av nate/nating inom de undersökta observationspunkterna används för att bedöma om förändringar har skett mellan baslinje, anläggnings- och driftfas.

Förekomsten av nate/nating skiljde sig inte åt mellan undersökningsområden som är belägna nära jämfört med längre bort från bron (figur 6.7 och 6.8). Inget tyder på att anläggnings- eller driftfasen skiljde sig från baslinjefasen inom undersökta områden (figur 6.8). Förekomsten av nate/nating i Lundåkra skiljde sig minst mellan de olika faserna av de undersökta områdena. Några signifikanta effekter som beror av område eller brofas kan inte fastställas.

Ålgräs

Ålgräs förekom inom delar av de undersökta områdena delvis blandat med andra fanerogamer och som ålgräsängar i de djupare delarna. Ålgräs i de grundare delarna av områdena var ofta täckta av fintrådiga alger. Detta medför att användning av täckningsgrad ger felaktig bild av täckningen av ålgräs. Därför har förekomsten av ålgräs inom de undersökta observationspunkterna används för att bedöma om förändringar har skett i utbredning av ålgräs.

Förekomsten av ålgräs var högst i Lundåkra (figur 6.7). Inga resultat tyder på att genomgående skillnader fanns i att förekomsten av ålgräs mellan anläggnings- eller driftfasen skiljde sig från baslinjefasen inom de undersökta områdena (figur 6.9). I undersökningsområdet vid Saltholm, som är beläget närmast bron, fanns stora skillnader i förekomst mellan olika år under såväl baslinje som anläggningsfasen. Förekomsten av ålgräs i Klagshamn skiljde sig minst mellan de olika faserna av undersökta områden (figur 6.7). Några signifikanta effekter som beror av område eller brofas kan inte fastställas. Förekomsten av ålgräs visade ett signifikant negativt samband med förekomsten av nate/nating ($r = -0,524$, $n = 48$, $P < 0,0001$).

Övriga grupper

Blås-/sågtång, havssallad/tarmtång, övriga alger, blåmusslor samt detritus förekom sparsamt i flertalet undersökningsområden under enstaka eller flera år. Den sporadiska förekomsten gör att en statistisk analys för att undersöka om förändringar har skett mellan baslinje, anläggnings- och driftfas inte är meningsfull.

Blås- och sågtång förekom sparsamt inom alla undersökningsområden. Förekomst av blås- eller sågtång var vanligast inom undersökningsområdet vid Saltholm. År 2000 observerades förekomst i 55 procent av observationerna vid Saltholm. Havssallad eller tarmtång var sparsamt förekommande inom samtliga undersökningsområden. Lundåkra var det undersökningsområde där gruppen var vanligast förekommande. År 1996 förekom havssallad i 33 procent av samtliga observationer i Lundåkra.

Förekomst av övriga alger, där bland annat blågröna alger ingår, var sparsam inom alla undersökningsområden. Speciellt i Klagshamn år 1994 var blågröna alger vanliga då dessa förekom i fjorton procent av observationerna i Klagshamn. Detritus förekom sporadiskt i alla undersökningsområden. Vid Saltholm förekom under anläggningsarbeten 1996 detritus i femton procent av observationerna. Inom dessa provytor var inslaget av detritus nästan heltäckande. Huvuddelen av detritusmaterialet utgjordes av nedbrutet ålgräs samt blås- eller sågtång.

Blåmusslor förekom inom alla undersökta områden. Förekomst av blåmusslor var vanligast i Klagshamn. År 1995 förekom blåmusslor i åttio procent av observationerna. Inom de flesta områdena var dock täckningsgraden låg.

6.2.6 Diskussion

Utbredningen av bentisk vegetation i Öresund är av stor betydelse för fiskarter som ål, torsk, sjurygg, näbbgädda med flera. Vegetationen ökar miljöns mångformighet och fungerar som skydd mot predatorer på uppväxande fisk. I vegetationen finns också livsmiljöer för smådjur som äts av fisk. Fanerogamer som ålgräs och nate/nating är ljuskrävande och därmed känsliga för skuggning från grumling och översedimentation. En hypotes är att anläggandet av Öresundsförbindelsen skulle kunna negativt påverka täckningsgrad och artsammansättning av den bentiska vegetationen. Den utförda undersökningen var inte speciellt utformad för att undersöka om den bentiska vegetationen i Öresund har påverkats av anläggningen av förbindelsen utan var kopplad till ålstudierna (kapitel 3.5). Trots detta utgör undersökningen ett underlag för att bedöma effekterna på lek- och uppväxtområden för fisk av Öresundsförbindelsen.

Den utförda undersökningen visade att täckningsgraden av den totala vegetationen utvecklades olika under undersökningsperioden inom områden belägna nära Öresundsförbindelsen respektive längre bort. Minskningen i total vegetationstäckning i områden nära broförbindelsen under anläggningsfasen beror framförallt på att täckningsgraden av fintrådiga alger har minskat. Minskningen i täckningsgrad av fintrådiga alger i undersökningsområden nära broförbindelsen börjar redan innan anläggningsarbetena har påbörjats. Detta gör att förändringen i total vegetation inte kan kopplas till anläggningen av Öresundsförbindelsen. Inte heller sommartemperatur eller strömförhållanden kan förklara minskningen i total vegetationstäckning.

Ålgräs och olika typer av nate och nating utgör en viktig del av den bentiska vegetationen i Öresund. I de områden där vegetationsundersökningen genomfördes utfördes inga muddringar men sedimentspill från muddring i närliggande områden skulle ha kunnat påverka förekomsten av ålgräs och nate/nating negativt. Detta genom minskad solbelysning av dessa arter som orsakats av sedimentspill i vattnet eller översedimentation. Den utförda undersökningen visar dock inte att förekomsten av ålgräs och nate/nating förändrats signifikant efter anläggningen av Öresundsförbindelsen inom de områden som undersökts. Denna slutsats stämmer överens med den vegetationsundersökning för ålgräs och nate/nating som genomfördes som en del av kontroll- och övervakningsprogrammet för Öresundsförbindelsen. Denna studie var inriktad på att upptäcka förändring av bland annat täckningsgrad och biomassa av ålgräs och nate/ inom de delar av Öresund som bedömdes kunna påverkas av anläggningen av broförbindelsen (Krause-Jensen et al. 2000).

6.3 Fysisk påverkan av vattenområden

6.3.1 Sammanfattning

Vid anläggandet av Öresundsförbindelsen utfördes utfyllnader av vattenområden, anläggning av bropelare och muddringar som innebar en fysisk påverkan av vattenområden i Öresund. Utfyllnader har utförts i grundområden och motsvarar cirka en procent av den totala ytan av grundområden i Öresund. Åtgärden har minskat ytan tillgängliga lek- och uppväxtområden för ett flertal fiskarter i Öresund. Anläggningen av bropelare har påverkat en liten bottenyta både inom grundare och djupare vattenområden. Huvuddelen av muddringarna utfördes i djupare vattenområden. Utförda undersökningar tyder på att muddringar inom grundområden orsakat permanenta förändringar av vegetationen som kan påverka fisk negativt.

6.3.2 Inledning

Anläggandet av Öresundsförbindelsen har inneburit en fysisk påverkan av Öresund genom utfyllnader av vattenområden, anläggning av bropelare och muddringar. Utfyllnaden av vattenområden och anläggningen av bropelare är åtgärder som medfört permanent förlust av bottenyta. Muddringar i samband med anläggningen av broförbindelsen har orsakat ändrade djupförhållanden, förändring av bottensubstrat och skapat mer jämna bottenytor. En fysisk påverkan av vattenområden innebär att lek- och uppväxtområden för ett flertal fiskarter påverkats permanent eller temporärt.

I Vattendomstolens deldom 1995-07-13 VA 45/92 angavs att påverkan av anläggnings- och driftfasen av Öresundsbron på rekrytering av plattfisk och täthet av vuxen fisk i Öresund skulle undersökas. Eftersom anläggningen av Öresundsförbindelsen har inneburit en fysisk påverkan av vattenområden som har betydelse för fisk är det viktigt att redovisa hur stora arealer som påverkats av olika typer av åtgärder. Det har också betydelse om denna påverkan är permanent eller temporär. Även fördelningen mellan vattenområden av olika djup är betydelsefull. Sammantaget är denna kunskap viktig för att kunna bedöma effekterna på lek- och uppväxtområden för fisk av anläggningen av Öresundsförbindelsen.

6.3.3 Utförda åtgärder

Utfyllnader

Utfyllnaderna av vattenområden har bara skett i områden med ett vattendjup som var mindre än sex meter (tabell 6.1). Genom utfyllnader har en konstgjord ö (Pepparholmen) sydväst om Saltholm och en konstgjord halvö sydost om Kastrup skapats. Arealen vattenområden som har försvunnit utgör ungefär en procent av områden i Öresund som är grundare än sex meter (321 kvadratkilometer). Alla större utfyllnader av vattenområden har skett inom danskt territorium. Utfyllnadsarbetena pågick från augusti 1995 till mars 2000.

I Öresund är vattenområden som är grundare än sex meter till stor del täckta av av ålgräs (*Zostera marina*), nate och nating (släktena *Ruppia* och *Potamogeton*). Näbbgädda (*Belone belone*) och sjurygg (*Cyclopterus lumpus*) är arter som leker i grundområden med vegetation. Dessa områden är också viktiga uppväxtområden för till exempel ål (*Anguilla anguilla*), torsk (*Gadus morhua*), sill (*Clupea harengus*), näbbgädda (*Belone belone*) och sjurygg (*Cyclopterus lumpus*) (Birklund et al. 1992). Utfyllnaden av vattenområden är en åtgärd som permanent har minskat ytan tillgängliga lek- och uppväxtområden för ett flertal fiskarter i Öresund.

Tabell 6.1 Areal (hektar) bottenyta i Öresund inom svenskt och danskt territorium som påverkats av utfyllnad i vatten, anläggning av bropelare och muddring vid anläggningen av Öresundsförbindelsen. En uppdelning i grunda (mindre än sex meter) och djupare (större än sex meter) områden har gjorts. Uppgifter om arealer har lämnats av Hans Ohrt, Öresundsbrokonsortiet.

Åtgärd	Start	Slut	Grunda (SE)	Grunda (DK)	Grunda (tot)	Djupa (SE)	Djupa (DK)	Djupa (tot)	Alla djup
Utfyllnad	aug-95	mar-00	< 0	235	235	0	0	0	235
Bropelare	nov-96	sep-99	1	< 1	1	1	< 1	1	2
Muddring	okt-95	okt-98	15	146	161	489	549	1 380	1 199
Totalt			16	381	397	490	549	1 390	1 436

Bropelare

Anläggningen av bropelare för Öresundsbron har dels inneburit en utgrävning av botten för bropelarna. Dessutom har anläggningen av påseglingsskydd för ett antal bropelare inneburit en djupförändring och att en artificiell hårbottenyta har skapats. Denna påverkan av botten är mycket liten jämfört med andra utförda åtgärder (tabell 6.1). Bropelarna för Öresundsbron har också skapat en artificiell vertikal hårbottenyta. Denna yta uppgår till 1,5 hektar jämt fördelad mellan grunda och djupa vattenområden.

Öresundskonsortiet har utfört undersökningar för att undersöka kolonisation av bentiska växter och djur på bropelare. Undersökningar utförda under 2003 visade att blåmusslor helt dominerade som påväxt på bropelarna från ytan ned till fem meters djup. Närmast ytan finns också inslag av framförallt trådformiga grönalger på bropelarna. Lite djupare finns även trådformiga rödalger som påväxt. Bropelarnas ytor var till minst 75 procent täckta med fastsittande djur och växter ned till fem meters djup (Öresundsbro Konsortiet 2003).

Anläggning av bropelare är en permanent förändring av bottenytan. Den bottenyta som täcks av bropelare är så liten att minskningen av ytan tillgängliga lek- och uppväxtområden för fisk är försumbar. Bropelarna utgör även en fysisk struktur som ökar den strukturella komplexiteten i miljön. Generellt är artrikedomen och abundansen av arter högre i mer strukturellt komplexa miljöer (Diehl 1994).

Muddringar

Muddringar utfördes för nya farleder i Drogden och Flintrännen, temporära kanaler och arbetshamnar, bropelarfundament samt för att uppfylla nollösningen. Grunda områden med ett vattendjup som är mindre än sex meter utgör tretton procent av den totala bottenytan som påverkats av muddringar (tabell 6.1). Arealen grunda muddrade områden utgör en halv procent av Öresunds totala yta av vattenområden som är grundare än sex meter. Mer än 90 procent av de grundare bottenarna som påverkats av muddring ligger inom danskt territorium. Huvudelen av muddringarna gjordes inom vattenområden som var djupare än sex meter. Fördelningen av muddringspåverkade bottenar som är djupare än sex meter är mer jämn mellan svenskt och danskt territorium (tabell 6.1). Muddringsarbetena pågick från oktober 1995 till oktober 1998 med koncentration till åren 1996-1997.

Muddringar påverkar direkt det bentiska växt- och djursamhället genom förändring av djupförhållanden, bottensubstrat och struktur, grumlingar och översedimentation. Undersökningar vid Lernacken, där en fördjupning från en till cirka fem meters vattendjup för en installationskanal utfördes, visade att bottenvegetationens artsammansättning efter sex år förändrats från dominans av ålgräs till huvudsakligen fintrådiga rödalger. Däremot hade bottenfaunan till betydande del återetablerats mindre än två år efter att muddringarna hade slutförts. Efter sex år avvek inte bottenfaunas artsammansättning, individantal och biomassa från den omgivande ursprungliga bottenfaunan (Öresundsbro Konsortiet 2004).

I nya Flintrännen som är ett djupare vattenområde (åtta till elva meter) visade undersökningar fem år efter det att muddringar utförts att en återetablering av vegetation och bottenfauna hade skett. Bottenfaunan dominerades av blåmusslor (Anonymous 2001c). Bottenfaunaundersökningar på olika vattendjup i Öresund inom kontroll- och övervakningsprogrammet för Öresundsförbindelsen visade att efter sex år hade återetablering skett av bottenfauna inom muddringspåverkade områden (Öresundskonsortiet 2000).

Artsammansättning, individantal och biomassa av bentisk flora och fauna påverkar fisk. Vegetation på grundområden har framförallt betydelse som skydd mot predatorer och för vissa arter utgör den även leksubstrat. Bottendjuren utgör föda för fisk. Förändring i vegetationens artsammansättning kan vara negativ eftersom områden med ålgräs sannolikt ger bättre skydd mot predatorer och är ett bättre leksubstrat jämfört med fintrådiga alger. Störningar av muddringar på bottenfaunasamhället verkar vara temporär. Däremot har muddringarna på de

djupare bottnarna ändrat bottnarnas småskaliga topografi. De ostörda djupare delarna av tröskelområdena i Öresund karakteriserades innan muddringarna av stensamlingar som gav bottenytan en variabel struktur. Efter muddringarna är ytan utjämnad och erbjuder inte längre samma lä för strömmar och skydd mot predatorer för fisk.

Sammanfattningsvis kan konstateras att utförda undersökningar tyder på att muddringar inom grunda vattenområden (mindre än sex meter) av Öresund verkar ha orsakat permanenta förändringar av vegetationen som kan vara negativ för fisk. Effekter av muddringar inom djupare vattenområden på det bentiska växt- och djurlivet verkar vara temporär. Men den fysiska förändringen av bottenytan som muddringar i djupare vattenområden orsakat kan vara negativ för fisk.

7 Referenser

- Anonymous. 1991. Fritidsfiske -90. Fiskeristyrelsen [Fiskeriverket] och Statistiska Centralbyrån. ISBN 91-618-0387-1. 56 s.
- Anonymous. 1995. Tillstånd till uppförande av den svenska delen av Öresundsförbindelsen. Växjö Tingsrätt, Vattendomstolen.
- Anonymous. 1997. Sport- och husbehovsfiske 1995 – Öresundsområdet: En undersökning om svenskarnas fiskevanor. Statistiska Centralbyrån. 65 s.
- Anonymous. 2000. Fiske 2000. En undersökning om svenskarna sport- och husbehovsfiske. ISSN 1404-8590. Fiskeriverket Informerar, 2000:1. 70 s.
- Anonymous. 2001a. 10:e halvårsrapporten om miljön och den fasta förbindelsen över Öresund. Miljö- og Energiministeriet, Trafikministeriet, Kontroll- och styrgruppen för Öresundsförbindelsen KSÖ. 59 s.
- Anonymous. 2001b. Final Report on the Environment and the Öresund Fixed Link's Coast to Coast Installation: 11th Semi-Annual Report July–December 2000. Control and Steering Group for the Öresund Fixed Link, County Administrative Board of Skåne, Danish Ministry of the Environment and Energy and Danish Ministry of Transport. 22 s.
- Anonymous. 2001c. Uppföljning av referensområden i anslutning till Öresundsförbindelsen 2000. Lunds tekniska högskola, Geoteknologi. S. 93.
- Anonymous. 2004. Öresundsbron. Mätning av undervattensljud. Projektnummer 11-00385. Ingemansson Technology AB, Göteborg, Sverige. 22 s.
- Andersson K.A. 1942. Fiskar och Fiske i Norden. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Anthony P., D. & Hawkins A., D. 1983. Spectral sensitivity of the cod, *Gadus morhua* L. Marine Behaviour and Physiology 10:145–166.
- Appleby J.R. & Scarratt, D.J. 1989. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special references to ocean dumping: A literature review. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1681:1–38.
- Arnold G., P., Greer Walker M. & Holford B., H. 1990. Fish behaviour: Achievements and potential of high-resolution sonar. Rapports et Procès-verbaux des Réunions - Conseil International Pour L'Exploration de la Mer 189:112–122.
- Aro E. 1989. A review of fish migration patterns in the Baltic. Rapports et Procès-verbaux des Réunions - Conseil International Pour L'Exploration de la Mer 190:72–96.
- Arrhenius F., Benneheij B.J.A.M., Rudstam L.G. & Boisclair D. 2000. Can stationary bottom split-beam hydroacoustics be used to measure fish swimming speed in situ? Fisheries Research 45:31–41.
- Auld A.H. & Schubel J.R. 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment. Estuarine and Coastal Marine Science 6:153–164.
- Balk H. 2001. Development of hydroacoustic methods for fish detection in shallow water. Faculty of Mathematics and Natural Science, University of Oslo. ISSN 1501-7710. 309 s.
- Banner A. & Hyatt M. 1973. Effects of noise on eggs and larvae of two estuarine fishes. Transactions of the American Fisheries Society 1:134–136.
- Beister E. 1979. The distribution of the Rügen spring herring. ICES CM 1979/J:31. 6 s.
- Birklund J., Povlsen E., Riber H. & Dahl S.Ø. 1992. Öresund, Konsekvensvärdering. Underlagsrapport nr 2. Öresundskonsortiet [Öresundsbro Konsortiet], COWIconsult/Vandkvalitetsinstitutet (VKI). MKB för Öresundsförbindelsen. S. 160.
- Blaxter J., H, S. 1970. Light, Fishes. Från: Kinne O., (red.): Marine Ecology, Environmental Factors. Wiley-Interscience, London. S. 213–320.
- Blaxter J., H, S & Parrish B., B. 1965. The importance of light in schooling, avoidance of nets and vertical migration by herring. Journal du Conseil / Conseil permanent international pour l'exploration de la mer 30:40–57.

- Buerkle U. 1977. Selection of Trawling Noise by Atlantic Cod (*Gadus morhua* L.). *Marine Behaviour and Physiology* 4:233–242.
- Campos W.L. 1996. A comparative studie of the distribution of dab (*Limanda limanda* L.) ant the fluounder (*Plathishthys flesus* L.) larvae in the Southeastern North Sea, with notes on their sensory development. Dissertation. Hamburg University, Germany.
- Cohen J. 1988. Statistical power analysis for the behavioral sciences. Lawrence Erlbaum Ass, Publ., Hillsdale. 567 s.
- Combs S.H. 1981. A density-gradient column for determining the specific gravity of fish eggs, with particular reference to eggs of the mackerel *Scomber scombrus*. *Marine Biology* 63:101–106.
- Coombs S. & Braun C.B. 2003. Information processing by the lateral line system. Från: Collin S.P., Marshall N.J., (red.): Sensory processing in aquatic environments. Springer-Verlag, New York. S. 122–138.
- Cronkite G. & Enzenhofer H. 2002. Observations of controlled moving targets with split-beam sonar and implications for detection of migrating adult salmon in rivers. *Aquatic Living Resources* 15(1):1–11.
- Dahl S.Ø., Horsted J., Bjerre F. & Petersen H.M. 1992. Östersjöns vattenmiljö. Underlagsrapport nr 1. Öresundskonsortiet [Øresundsbro Konsortiet], COWIconsult/Vandkvalitetsinstitutet (VKI). Miljökonsekvensbeskrivning för Öresundsförbindelsen. S. 42.
- Degerman E. 1986. Inverkan på bottenfauna och fisk av en muddertippning innaför Tjörn, Bohuslän. ISSN 070-8030. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet, Fiskeristyrelsen, No. 315.
- Degerman E., Pihl L., Rosenberg R., Lagenfelt I. & Thörnelöv E. 1986. Fisk och kräftdjur på grunda bottnar från Bohuslän till Blekinge. Statens Naturvårdsverk. SNV Rapport.
- Dekker W. 2003. Status of the European eel stock and fisheries. Från: Aida K., Yamauchi K., (red.): Eel Biology. Springer-Verlag, Tokyo. S. 237–254.
- DHI. 2004a. Betydning af Öresundsbroens lys for blankålens vandring. DHI Water and Environment. Notat til Öresundskonsortiet.
- DHI. 2004b. Lysmålinger ved Öresundsbroen samt vurdering av lysets betydning som barriere ved fiskepassage. DHI Water and Environment. Notat til Öresundskonsortiet.
- DHI. 2004c. Sediment spill modelling from the construction of the Fixed Link Denmark–Sweden in Öresund [Data]. DHI Water and Environment, Hørsholm, Danmark.
- Diehl S. 1994. Implications of omnivory and habitat complexity for aquatic community structure. Doktorsavhandling. Umeå Universitet.
- Douglas R. & Djamgoz M.E. (red.), 1990. The Visual System of Fish. Chapman and Hall, Cambridge. 526 s.
- Enger P.S. 1967. Hearing in herring. *Comparative Biochemistry and Physiology* 22:527–538.
- Engås A., Løkkeborg S., Ona E. & Soldal A.V. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2238–2249.
- FAO. 2000. FISHSTAT Plus: Universal software for fishery statistical time series. Version 2.3. Fisheries Department, Fishery Information, Data and Statistics Unit.
- Fay R.R. 1991. Structure and function in sound discrimination among vertebrates. Från: Popper A.N., Fay R.R., Webster D.B., (red.): The evolutionary biology of hearing. Springer-Verlag, New York. S. 229–263.
- Fiskeriverket. 1988. Fiskeriverkets författningssamling. FIFS:22.
- Fiskeriverket. 1994. Fiskeriverkets författningssamling. FIFS:21.
- Fiskeriverket. 1995. Fiskeriverkets författningssamling. FIFS:11.
- Fiskeriverket. 2001a. Fiskeriverkets författningssamling. FIFS:54.
- Fiskeriverket. 2001b. Småskaligt kustfiske och insjöfiske - en analys. S. 1–146.
- Fiskeriverket. 2002. Fiskeriverkets författningssamling. FIFS:52.
- Fiskeriverket. 2003. Fiskeriverkets författningssamling. FIFS:40.
- Gal G., Loew E.R., Rudstam L.G. & Mohammadian A.M. 1999. Light and diel vertical migration: Spectral sensitivity and light avoidance by *Mysis relicta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(2):311–322.
- Gilbert R.O. 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold, cop., New York.

- Godo O.R., Walsh S.J. & Engas A. 1999. Investigating density-dependent catchability in bottom-trawl surveys. *ICES Journal of Marine Science* 56:292–298.
- Greenstreet S.P.R. & Hall S.J. 1996. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *Journal of Animal Ecology* 65:577–598.
- Groenewold S. 1999. The effect of beam trawl fishery on the food consumption of scavenging epibenthic invertebrates and demersal fish in the southern North Sea. Dissertation. Hamburg University, Germany.
- Götze E. & Gröhsler T. 2003. Temporal and spatial distribution of herring in the Western Baltic Sea in 1991–2002. *ICES CM 2003/Q:04*. 9 s.
- Handegard N.O. & Ona E. 2001. Modeling fish reaction to vessel noise, the significance of reaction thresholds. *ICES CM 2001/Q10*. 22 s.
- Hansson S. 1995. En litteraturgenomgång av effekter på fisk av muddring och tippning samt erfarenheter från ett provfiske inför Stålverk 80. *TemaNord* 513:73–84.
- Hempel G. & Nellen W. 1974. *Fische der Ostsee*. Från: Magaard L., Rheinheimer G., (red.): *Meerskude der Ostsee*. Springer-Verlag, Berlin. S. 215–232.
- Hinze J. 2001. NCSS and PASS - Number cruncher statistical systems. Available at: www.ness.com.
- Hunter E., Metcalfe J., D. & Reynolds J., D. 2003. Migration route and spawning area fidelity by North Sea plaice. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270:2097–2103.
- Huse I. & Korneliussen R. 2000. Diel variation in acoustic density measurements of overwintering herring (*Clupea harengus* L.). *ICES Journal of Marine Science* 57:903–910.
- ICES. 1983. Workshop on stock components in herring landings from Division IIIa. *ICES CM 1983/Assess:5*. 32 s.
- ICES. 1998. Report of the herring assessment working group for the area south of 62°. *ICES CM 1994/ACFM:14*. 388 s.
- ICES. 2001. Report of the Baltic International Fish Survey Working Group. *ICES CM 2001/G:02 Ref.:D and Ref:D: Annex 2*. 252 s.
- ICES. 2004a. *ICES Fisheries Statistics - ICES catch data for 1973–2003*. <http://www.ices.dk/fish/statlant.asp>.
- ICES. 2004b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group. *ICES CM 2004/ACFM:22*. 529 s.
- ICES. 2004c. Report of the Herring Assessment Working Group for the Area South of 62°N (HAWG). *ICES CM 2004/ACFM:18*. 551 s.
- ICES. 2005. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels (WGEEL). *ICES CM 2005/I:01, Ref. G, ACFM*. 186 s.
- Jacobs D.W. & Tavalga W.N. 1967. Acoustic intensity limens in the goldfish. *Animal behaviour* 15:324–335.
- Jensen K. 1996. Operational Environmental Criteria for the Construction of the Øresund Link. Feedback Monitoring Centre, FBC. Document No. 96/303/1E, Project No. DHI/VKI. 13 s.
- Jerkø H., Turunen-Rise I., Enger P.S. & Sand O. 1989. Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Comparative Physiology. A, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology* 165:455–455.
- Jerlov N.G. 1968. *Optical oceanography*. Elsevier, Amsterdam. 194 s.
- Johansson B. 2003. Fritidsfiske i Öresund. Enkätundersökning 2002. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Jönköping. S. 1–19.
- John K.R. 1964. Illumination, vision and schooling of *Asyanax mexicanus*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 25:1453–1473.
- Johnston D.W. & Wildish. D.J. 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 29:261–267.
- Jönsson N. & Beister E. 1979. Results of tagging experiments on the Rügen spring herring 1977/1978. *ICES CM 1979/J:29*. 13 s.
- Kalejs M. & Ojaveer E. 1989. Long-term fluctuations in environmental conditions and fish stocks in the Baltic. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions - Conseil International Pour L'Exploration de la Mer* 190:153–159.

- Kalmijn A.J. 1988. Hydrodynamic and acoustic field detection. Från: Atema J., Fay R.R., Popper A.N., Tavolga W.N., (red.): Sensory biology of aquatic animals. Springer-Verlag, New York. S. 83–130.
- Klimley A.P., Butler S.B., Nelson D.R. & Stull A.T. 1988. Diel movements of scalloped hammerhead sharks, *Sphyrna lewini* Griffith and Smith, to and from a seamount in the Gulf of California. *Journal of Fish Biology* 33:751–761.
- Klimley P., Burney B., Cantara K., Richert J., Scott D. & Sommeran V. 2001. Radio-acoustic positioning as a tool for studying site-specific behavior of the white shark and other large marine species. *Marine Biology* 138:429–446.
- Knudsen C. 1993. Kalk till resuspensionsførsøg. DGU Kunderapport. Nr. 7.
- Krause-Jensen D., Middelboe A.L., Bodo Christensen P., M.B. R. & Hollebeek P. 2000. Bentisk vegetation – Tilstandsrapport 2000. SEMAC JV Sound Environmental and Monitoring and Control Group, Glostrup, Denmark. ISBN 87-90595-40-8. Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram før Øresundsforbindelsens kyst- til - kyst anlæg. 117 s.
- Kuipers B. 1975. On the efficiency of a two-metre beamtrawl for juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.). *Netherlands Journal of Sea Research*.
- Lagenfelt I. 1994. Makrovegetation på grundområden i Øresund, Baslinje, statusrapport maj 1994. Göteborgsfilialen Fiskeriverkets Utredningskontor i Jönköping. Rapport 10. S. 1–10.
- Lagenfelt I. & Svedäng H. 1999. Fisk och fiske i Västerhavets och Øresunds kustområden. Fiskeriverket Rapport. 1999:7.
- Mann D.A., Popper A.N. & Wilson B. in press. Pacific herring hearing does not include ultrasound. *Biology Letters*.
- Martinsson A. 1994. Fritidsfisket i Øresund. Baslinjestudie, slutrapport maj 1994. Fiskeriverket Utredningskontoret. 7-1994. S. 1–11.
- McCleave J.D. & Kleckner R.C. 1982. Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eel of the American eel (*Anguilla rostrata*). *Journal du Conseil / Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* 40:262–271.
- McGurk M.D. 1986. Natural mortality of marine pelagic fish eggs and larvae: The role of spatial patchiness. *Marine Ecology Progress Series* 34:227–242.
- Medwin H. & Clay C.S. 1998. Fundamentals of acoustical oceanography. Academic Press, New York. 712 s.
- Messieh S.N., Wildish S.N. & Peterson R.H. 1981. Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. *Can. Tech. Rep. Fish. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1008:1–37.
- Mitson R.B. (red.), 1995. Underwater noise of research vessels. Review and recommendations. *ICES CCR*. 61 s.
- Modin J. & Pihl L. 1996. Small-scale distribution of juvenile plaice and flounder in relation to predatory shrimp in a shallow Swedish bay. *Journal of Fish Biology* 49(6):1070–1085.
- Moore P.G. 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 15:225–363.
- Morgan R.P., V.J. Rasin J. & Noe L.A. 1983. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch. *Transactions of the American Fisheries Society* 122:220–224.
- Muus B.J. 1967. The Fauna of Danish Estuaries and Lagoons. Distribution and Ecology of Dominating Species in the Shallow Reaches of the Mesohaline Zone. *Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser* NS 5(1):3–316.
- Nielsen E., Bagge O. & MacKenzie B.R. 1998. Wind-induced transport of plaice (*Pleuronectes platessa*) early life-history stages in the Skagerrak–Kattegat. *Journal of Sea Research* 39(1–2):11–28.
- Nielsen J.R. 1994. An analysis of the Danish fishery in the Sound: Analysis of landing and effort data from Danish professional and recreational fishery in the Sound during the period 1987–1993. *Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. DFH-rapport*. S. 1–150.
- Nielsen J.R., Lundgren B., Jensen T.F. & Staehr K.-J. 1999. Acoustic monitoring of herring in the Sound. Final report 1993–98. Danish Institute for Fisheries Research, Denmark. ISBN 87-88047-57-1. DIFRES (DFU) Report, 67-99. 93 s.

- Nielsen J.R., Lundgren B., Jensen T.F. & Staehr K.-J. 2001a. Distribution, density and abundance of the western Baltic herring (*Clupea harengus*) in the Sound (ICES Subdivision 23) in relation to hydrographical features. *Fisheries Research* 50(3):235–258.
- Nielsen J.R., Lundgren B., Jensen T.F. & Staehr K.-J. 2001b. Herring Occurrence in the Sound (ICES SD23) in Relation to Hydrographical Features. Från: Funk F., Blackburn J., Hay D., Paul A.J., Stephenson R., Toresen R., Witherell D., (red.): *Herring: Expectations for a new millennium*. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-04, 2001, Fairbanks.
- Nilsson M. 1997. Sport- och husbehovsfiske 1995. En undersökning om svenskarnas fiskevanor. Jansson C., Brundell P., Norström K., (red.). *Statistiska Centralbyån (opublicerad rapport)*. ISBN 1404-8590. 35 s.
- Nissling A., Kryvi H. & Vallin L. 1994. Variation in egg buoyancy of Baltic cod *Gadus morhua* and its implications for egg survival in prevailing conditions in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 110:67–74.
- Nissling A. & Vallin L. 1996. The ability of Baltic cod eggs to maintain neutral buoyancy and the opportunity for survival in fluctuating conditions in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 48:217–227.
- Nissling A. & Westin L. 1997. Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 152:261–271.
- Northmore D., Volkman F.C. & Yager D. 1978. *Vision in fishes: Color and Pattern*. Från: Mostofsky D., L., (red.): *The behaviour of fish and other aquatic animals*. Academic Press, London. S. 79–136.
- NRC (red.), 2003. *Ocean Noise and Marine Mammals*. Mammals N.R.C.U.S.C.o.P.I.o.A.N.i.t.O.o.M. National Academies Press. 192 s.
- O'Dor R., Andrade Y., Webber D.M., Sauer W.H.H., Roberts M.J., Smale M.J. & Voegeli F.M. 1998. Applications and performance of Radio-Acoustic Positioning and Telemetry (RAPT) systems. *Hydrobiologia* 371–372(1–3):1–8.
- Olsen K. 1971. Effect of vessel noise in purse seining. Från: Kristjonsson H., (red.): *Modern Fishing Gear of the World*. Fishing News Ltd., London. S. 291–294.
- Olsen K., Agnell J., Pettersen F., 1982. Observed fish reactions to a surveying vessel with special reference to herring, cod, capelin and polar cod. *Synposium on fisheries acoustics Bergen*. FAO Fisheries Report. No. 300. S. 131–149.
- Otterlind G. 1984. The Rügen herring in Swedish waters with remarks on herring population problems. *ICES CM* 1984/J:16. 11 s.
- Otterlind G. 1987. On the Öresund herring and related population problems. ISSN 0374-8030. *Meddelande från Havsfiskelaboratoriet, Fiskeristyrelsen*, No. 322. 92 s.
- Pankhurst N.W. 1982. Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel. *Journal of Fish Biology* 21:127–140.
- Pankhurst N.W. & Lythgoe J.N. 1983. Changes in vision and olfaction during sexual maturation in the European eel, *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology* 23:229–240.
- Pelletier D. 1998. Intercalibration of research survey vessels in fishes: a review and application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:2672–2690.
- Pepin P. 1991. Effect of temperature and size on the development, mortality and survival rates of pelagic early life history stages of marine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:503–518.
- Persson L.-E. 1983. *Lundåkrabukten, miljöbeskrivning: Metodstudie Kustvatten - hav*. Länsstyrelsen Malmö, Landskrona & Kävlinge kommun, Havsresursdelegationen. 61 s.
- Petersen C.G.J. 1906. The influence of light on the migrations of the eel. Report of the Danish Biological Station to the Ministry of Fisheries 14:3–9.
- Pihl L. & Rosenberg R. 1982. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow water, western Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 57:273–301.
- Pope J.G. & Macer C.T. 1996. An evaluation of the sock structure of North Sea cod, haddock, and whiting since 1920, together with a consideration of the impacts of fisheries and predation effects on their biomass and recruitment. *ICES Journal of Marine Science* 53:1157–1169.
- Popper A.N. 2003. Effects of anthropogenic sounds on fishes. *Fisheries Research* 28(10):24–31.

- Popper A.N., Fay R.R., Platt C. & Sand O. 2003. Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. Från: Collin S.P., Marshall N.J., (red.): Sensory processing in aquatic environments. Springer-Verlag, New York. S. 3–38.
- Richardson W.J., Greene G.R., Malme C.I. & Thomson D.H. 1995a. Marine mammal and noise. Academic Press, San Diego. 576 s.
- Richardson W.J., Greene G.R., Malme C.I. & Thomson D.H. 1995b. Marine mammal and noise. Academic Press, San Diego. S. 102–112.
- Rogers S.I. & Lockwood S.J. 1989. Observations on the capture efficiency of a two-meter beam trawl for juvenile flatfish. Netherlands Journal of Sea Research 23:347–352.
- Rosenthal H. & Alderdice D. 1976. Sublethal effects of environmental stressors, natural and pollutional, on marine fish eggs and larvae. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 33:2047–2065.
- Rönnbäck P. & Westerberg H. 1996. Resultat från preliminära undersökningar av sedimentplymers effekter på fiskägg och gulsäckslarver, 1995. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, opublicerad rapport 960109.
- Sand O. 1992. Hørsel og sidilinjesans. Från: Døving K.B., Reimers E., (red.): Fiskens fysiologi. John Griegs forlag, Oslo. S. 92–105.
- Sand O. & Enger P.S. 1973. Evidence of an auditory function of the swimbladder in the cod. Journal of Experimental Biology 59:405–414.
- Sand O., Enger P.S., Karlsen E. & Knudsen F. 2001. Detection of infrasound in fish and behavioral responses to intense infrasound in juvenile salmonids and European silver eels: a minireview. American Fisheries Society Symposium 26:183–193.
- Sasdy L. 1983. Undersökning av plattfiskyngel och bottenfauna på grunt vatten vid Barsebäcksverket 1981. Sydkraft/Statens Naturvårdsverk.
- Schmidt J. 1923. The breeding places of the eel. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 211:179–208.
- Scholik A.R. & Yan H.Y. 2001. Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. Hearing Research 152:17–24.
- Schuijff A. & Hawkins A.D. 1983. Acoustic distance discrimination by the cod. Nature 302:143–144.
- Sehested Hansen I., Kock Rasmussen E., Friis-Christensen A., MacKenzie B. & Visser A. 2002. Zero solution in relation to effects on cod recruitment in the Baltic Sea. DHI Water and Environment, LICengineering a/s projektrapport till Öresundskonsortiet.
- Siegel S. & Castellan J.N., Jr. 1988. Nonparametric statistics for the behavioural sciences. McGraw-Hill, New York. 398 s.
- Simenstad C.A. (red.), 1990. Effects of dredging on anadromous Pacific Coast fishes. Workshop proceedings, Seattle, Sept. 8–9, 1988. Washington Sea Grant.
- Sjöberg N.B. 2004. Blankålmärkning - till hjälp att förstå blankålens migration i Östersjön. Examensarbete. Uppsala Universitet och Fiskeriverket.
- Sjölin A. 1993. Bottenfaunaundersökningar i Öresund 1844–1992. Länsstyrelsen i Malmöhus län, Miljövårdsenheten. 1993:5.
- SPSS Inc. 1999. SigmaScan Pro. Version 5.0. www.systat.com.
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system). Version 6. www.statsoft.com.
- Svensson A. 1975. Physical and chemical oceanography of the Skagerrak and the Kattegat. Inst. Mar. Res. Rep. no. 1.
- Svedäng H. 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. ICES Journal of Marine Science 60:23–31.
- Svedäng H. & Bardon G. 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. ICES Journal of Marine Science 60:32–37.
- Svedäng H., Hagberg J., Börjesson P., Svensson A. & Vitale F. 2004. Bottenfisk i Västerhavet: Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekomyråden vid den svenska västkusten. Fiskeriverket Informerar. 2004:6. S. 1–44.
- Svedäng H., Svensson A. & Hagberg J. 2003. Differences in technical fishing regulations between the Sound and Kattegat: marked effects on abundance and size distribution of dominant demersal fish species. ICES CM 2003/Z:01. 1 s.

- Svedäng H., Öresland V., Cardinale M., Hallbäck H. & Jakobsson P. 2002. De kustnära fiskbeståndens utveckling och nuvarande status vid svenska västkusten. Synopsis av "Torskprojektet steg I-III". Fiskeriverket Informerar. 2002:6. S. 1-36.
- Svärdson G. 1976. The decline of the Baltic eel population. Report from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 55:136-143.
- Tesch F.W. 1974. Influence of geomagnetism and salinity on the directional chose of eels. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 26:382-395.
- Tesch F.-W. 2003. The eel. Thorpe J. E., (red.). Blackwell Science Ltd., Oxford. 336 s.
- Tesch F.W., Westerberg H. & Karlsson L. 1991. Tracking studies on migrating silver eels in the central Baltic. Meeresforschung/Reports on Marine Research 33(2-3):183-196.
- Thomson B.M. & Riley J.D. 1981. Eggs and larval development studies in the North Sea cod (*Gadus morhua* L.). Rapports et Procès-verbaux des Réunions - Conseil Internatinal Pour L'Exploration de la Mer 178:553-559.
- Thoresson G. 1996. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket. Kustrapport. 1996:3.
- Thörnquist S. & Westerberg H. 1996. Juvenil plattfisk i Öresund 1992-1995. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket. S. 1-18.
- Vabø R., Olsen K. & Huse I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. Fisheries Research 58:59-77.
- Wahlberg M. 1999. Estimating source position accuracy for acoustic localization of marine animals. M. Sc. thesis. Göteborg University.
- Wahlberg M. & Westerberg H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. Marine Ecology Progress Series 288:295-309.
- Walin G. 1977. A theoretical framework for the description of estuaries. Tellus 29:128-136.
- Wang C.H. & Tzeng W.N. 2000. A mechansism of larval segregative migration. Fisheries Research 46:191-205.
- Wennhage H. & Pihl L. 1994. Substratum selection by juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.): Impact of bentic microalgae and filamentous macroalgae. Netherlands Journal of Sea Research 32(3-4):343-351.
- Westerberg H. 1979. Counter-current orientation in the migration of the European eel. Rapports et Procès-verbaux des Réunions - Conseil Internatinal Pour L'Exploration de la Mer 174:134-143.
- Westerberg H. 1983. Metodproblem vid telemetristudier av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet [Fiskeristyrelsen]. S. 1-18.
- Westerberg H. 1984. Hydrographic finestructure ant the orientation behaviour of fish, studied by ultrasonic telemetry. Dissertation. University of Gothenburg [Göteborg University].
- Westerberg H. 1987. Utsättning av ål på Västkusten, del 3. Yrkesfiskaren 1987:8-9.
- Westerberg H. 1993. Effekter av ljus och vibrationer på fiskvandring i området kring Öresundsbron: En litteraturstudie. Öresundskonsortiet. Miljökonsekvensbeskrivning för Öresundsförbindelsen. 46. S. 1-16.
- Westerberg H. 1994a. Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990-1993. Utredningskontoret i Jönköping, Fiskeriverket.
- Westerberg H. 1994b. The transport of cod eggs and larvae through Öresund. ICES CM 1994/Q:4.
- Westerberg H. 1996. Ljud- och vibrationsmätningar vid broar. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket. S. 1-23.
- Westerberg H. 1998a. The migration of glass-eel and elvers in the Skagerrak and the Kattegatt. ICES CM 1998/N:11. 14 s.
- Westerberg H. 1998b. Oceanographic aspects of the recruitment of eels to the Baltic Sea. Bulletin francais de la peche et de la pisciculture 349:177-185.
- Westerberg H. 2001. Inverkan på fisket, provotidsundersökningar vid Baltic Cable. Fiskeriverket.
- Westerberg H., Frimansson H. & Rönnbäck P. 1996a. Bestämning av reaktionströskeln hos torsk och sill vid grumling av kalk och lersediment. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, opublicerad rapport 960625.
- Westerberg H., Haamer J. & Lagenfelt I. 1993. A new method for sampling elvers in the coastal zone. ICES CM 1993/M:5. 10 s.

- Westerberg H., Rönnbäck P. & Frimansson H. 1996b. Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES CM. Marine Environmental Quality Comitee, 1996/E:26. 13 s.
- Westin L. 1998. The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. Fisheries Research 38:257–270.
- Wieland K., Waller U. & Schnack D. 1994. Development of Baltic cod eggs at different levels of temperature and oxygen content. Dana 10:163–177.
- Wilson K.W. & Connor P.M. 1976. The effects of china clay on the fish of St. Austell and Mevagissey Bays. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 56:769–780.
- Winger P., McCallum B., S. W. & Brown J. 2002. Taking the bait: in situ voluntary ingestion of acoustic transmitters by Atlantic cod (*Gadus morrhua*). Hydrobiologia 483:287–292.
- Vollestad L.A. 1986. Growth and production of female yellow eels (*Anguilla anguilla*) from brackish water in Norway. Vie et Milieu 36:267–271.
- Vollestad L.A. & Jonsson B. 1988. A 13 year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river; evidence for densitydependent mortality, and development of a model for predicting yield. Journal of Animal Ecology 57:983–997.
- Wunder W. 1936. Physiologie der Süßwasserfische Mitteleuropas. Handbuch Binnenfischerie Mitteleuropas.
- Zeller D.C. 1998. Spawning aggregations: Patterns of movement of the coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae) as determined by ultrasonic telemetry. Marine Ecology Progress Series 162:253–263.
- Öresundsbro Konsortiet. 2003. Biological sampling (E25, E15, E01 and W01). Öresundsbro Konsortiet. ÖSB-4215-009-BS-01.
- Öresundsbro Konsortiet. 2004. Miljökonsekvensbeskrivning för Lernackenkanalen 2004. Toxicon AB, Olsson P. (red.). S. 1–28.
- Öresundskonsortiet. 1995. Supplementary assessment of the impact on the environment of the Öresund Link. Öresundskonsortiet (ÖSK) [Öresundsbro Konsortiet].
- Öresundskonsortiet. 2000. Miljöpåverkan i samband med byggandet av Öresundsförbindelsen. Öresundskonsortiet (ÖSK) [Öresundsbro Konsortiet].
- Öresundskonsortiet. 2002. EAGLE Version 1.1: Environmental Data from the Construction Phase of the Fixed Link Denmark–Sweden (3 CDs). Öresundskonsortiet (ÖSK) [Öresundsbro Konsortiet], Köpenhamn, Danmark.





FISKERIVERKET

