



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Rapport 2004:31

Utvärdering och analys av övervakningsprogram för hårdbottnar

Gullmarns kontrollprogram och
Bohuskustens vattenvårdsförbund

Utvärdering och analys av övervakningsprogram för hårdbottnar

**Gullmarns kontrollprogram och
Bohuskustens vattenvårdsförbund**



**LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN**

PRODUKTION Länsstyrelsen Västra Götaland | Naturvårds- och fiskeenheten | Box 403 40 Göteborg | Telefon 031-60 50 00

TEXT Mats Lindegarth | Tjärnö Marinbiologiska Laboratorium | 452 96 Strömstad | Telefon 0526-686 00

RAPPORTNR 2004:31

ISSN 1403-168X

Förord

Undersökningar av hårbottenfaunan har sedan början av 1990-talet skett inom Bohuskustens vattenvårdsförbund och inom Gullmarns kontrollprogram. Liksom för all annan miljöövervakning är behovet av att göra grundliga utvärderingar stort. Inom hårbottenövervakning finns inte en lika lång tradition vad gäller metodik som det finns inom många andra områden. Därför är denna utvärdering framförallt inriktad på att pröva om metoden med sitt upplägg har förutsättningar för att upptäcka förändringar som sker i miljön.

Utvärderingen har finansierats av Bohuskustens vattenvårdsförbund och Länsstyrelsen (genom Gullmarns kontrollprogram) tillsammans vilket gjorde att materialet blev tillräckligt stort för att kunna göra denna typ av utvärdering. Tanken är att med denna utvärdering som grund kunna gå vidare och ha ett underlag för hur övervakningen bör utformas i framtiden.

Karin Pettersson

Innehåll

1. Sammanfattning	3
2. Inledning	5
3. Bakgrund.....	5
3.1. Omfattning av fotografiskt material.....	5
3.2. Taxonomisk sammansättning.....	7
3.3. Statistisk utvärdering	8
3.3.1. Hypoteser (eller vilka förändringar vill man upptäcka?).....	8
3.3.2. En fullständig modell.....	9
3.3.3. Förenklade modeller	12
3.4. Datahantering och analysmetoder.....	13
4. Analyser.....	14
4.1. Övergripande multivariata förändringar	14
4.2. Analys av variation mellan transekt och dess interaktion med faktorn djup ...	16
4.3. Analys av förändringar i artdiversitet och valda faunakategorier.....	18
4.3.1. Grafisk presentation av data.....	18
4.3.1. ”Spilt-plot” modell.....	22
4.3.2. Förenklade modeller	23
5. Slutsatser.....	25
5.1 Förändringar i hårbottensfaunans sammansättning	25
5.2. Rekommendationer för analyser	26
5.3. Rekommendationer om ändringar i programmet.....	27
6. Referenser	30
7. Lista över appendix.....	31

1. Sammanfattning

Täckningsgrad och diversitet av hårbottensfaunan på 0-20 m längs Bohuskusten har nu övervakats mer eller mindre systematiskt i drygt 10 år. Denna utvärdering skall ses som ett led i strävanden att vidareutveckla övervakningsprogrammet genom att (1) utvärdera mönster och förändringar under programmets gång, (2) utreda provtagningsutformning i relation till de syften som åberopas och (3) rekommendera förändringar i programmet.

Analyserna omfattade information om täckningsgrad av 65 olika djurtaxa fotografiska prover från tre lokaler i Gullmarsfjorden (Gullmarsfjordens kontrollprogram) och tre lokaler i kustbandet (Bohuskustens vattenvårdsförbund). Vid varje lokal provtas 3-5 transekt med vardera ett foto på cirka 15 djup. Ingen övergripande analys av dessa data har tidigare gjorts (offentlig).

Multivariata analyser av sessila djur antyder att genomgripande förändringar skett i artsammansättningen av hårbottensfaunan under perioden. Analyser av artantal visar en tendens till att antalet djurtaxa har ökat under perioden medan täckningsgraden av djur på det hela taget har varit oförändrat. Även om en viss försiktighet bör tillämpas när det gäller att tolka förändringen i artdiversitet som en faktisk ökning av diversiteten, ger analyserna inga indikationer på att diversiteten skall ha minskat under perioden. Analyser av större taxonomiska grupper visar att övervakningsprogrammet trots sin begränsade rumsliga replikering förmår upptäcka generella skillnader mellan år, förändringar på enskilda lokaler och i kustområdet och Gullmarsfjorden.

Varken för Gullmarsfjordens kontrollprogram eller för Kustvattenkontrollen förefaller det som om en genomtänkt plan för analys tidigare har presenterats. En viktig del i utredningen var därför att precisera en modell som tar hänsyn till programmets olika variationskällor och som tillåter adekvat statistisk testning av hypoteser om förändringar i hårbottensfaunans sammansättning. Ett viktigt mål har också varit att utvärdera hur en sådan analysmodell skulle kunna förenklas med ökad överskådlighet och användarvänlighet som resultat, utan att tillförlitligheten påverkas. De tre olika

alternativ som utvärderades visade var och en sina fördelar och brister. Kanske är det optimala att en kombination av de olika metoderna utnyttjas. En viktig poäng är att de olika alternativen nu gjorts synliga. Dessa resultat bör kunna tjäna som en viktig bakgrund för utformandet av rutiner för framtida analyser och krav från beställare på framtida utförare.

Slutligen innehåller rapporten också rekommendationer viktiga principer för hur provtagningen skall kunna göras effektivare med avseende på övervakning av förändringar i hårbottensfaunan. Dessa rekommendationer innefattar precisering av analysmodell, betydelsen av data som insamlas är jämförbara och fullständiga, modifiering av antalet djup som provtas och ökning av antalet provtagna lokaler. Sådana förändringar behöver inte innebära ökade kostnader för övervakning utan de kan göras genom omprioriteringar inom programmet.

2. Inledning

I föreliggande rapport redovisas resultat av en övergripande utvärdering av valda aspekter hos hårbottensprovtagningarna längs Bohuskusten. Provtagningar av faunan i djupintervallet 0.5 – 20 m har sedan 1990 utförts i olika utsträckning av ”Bohuskustens vattenvårdsförbund” och ”Gullmarns kontrollprogram”. Uppdraget formulerades ursprungligen i diskussioner med M. Sköld, som vid den tidpunkten var ansvarig vid Naturvårds och fiskeenheten vid Länsstyrelsen i Västra Götaland, och har senare i bekräftats av K. Pettersson vid samma myndighet.

Uppdragets formella skrivning finns bifogat i appendix 1. De viktigaste beståndsdelarna i uppdraget är dock att:

1. utvärdera mönster och förändringar under programmets gång
2. utreda provtagningsutformning i relation till de syften som åberopas
3. rekommendera förändringar i programmet

Den första av dessa uppgifter är den mest omfattande och ligger också till grund för bedömningar under de två följande punkterna. Som framgår senare utgör den tillgängliga databasen ett oerhört omfattande men tyvärr också heterogent material. Totalt sett finns 158 olika kategorier (arter och andra strukturer) observerade i materialet. För att ge en övergripande bild av rumsliga och tidsmässiga mönster har dessa i viss mån analyserats med multivariata analyser men framförallt har förändringar och variationsmönster undersökts för större taxonomiska enheter. Detta gjordes för att på ett överskådligt sätt spegla övergripande förändringar. Denna typ av avvägningar ansågs vara nödvändig för att begränsa arbetets omfattning.

3. Bakgrund

3.1. Omfattning av fotografiskt material

För innevarande analyser har information från totalt 2788 foton varit tillgängliga (Tabell 1). Dessa data härrör från undersökningar gjorda av ”Hårbottensgruppen” vid Kristinebergs Marina Forskningsstation och har finansierats av Bohuskustens Vattenvårdsförbund och Naturvårdsverket. Lokalerna är fördelade på åtta olika lokaler längs med Bohuskusten, varav tre (Dännäs huvud, Gåsklåvan och Knähammar) är belägna i Gullmarsfjorden. Tyvärr varierar antalet provtagna år,

transekt och replikat stort mellan platser. För att kunna göra en meningsfull tolkning av dessa typer av flerfaktoriella analyser är det önskvärt att någorlunda likvärdigt antal replikat finns inom varje kombination av de olika faktorerna (Underwood, 1997). Därför har endast en delmängd av fotografierna använts för analyserna. Således har data från tre transekter vardera från tre ”kust-lokaler” (Fiolklippan på södra Tjörn, Hasstensholmen vid Fjällbacka och Stora Brattskär i Kosterområdet) och tre lokaler i Gullmarsfjorden inkluderats. Totalt sett innebär detta att merparten av analyserna här är baserade på drygt 752 fotografier (om materialet varit fullständigt balanserat hade detta antal varit 756).

Tabell 1. Antal foton per lokal, transekt år och djup som varit tillgängliga i den aktuella databasen. Siffror i fetstil anger data som här använts för analys.

Lokal	Transekt	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Totalt
Djurnäs udde	a					13	12	13	13		12	63
	b					12	13	13	13	13	13	77
	c					13	13	13	13	13	13	78
	d					13	13	13	13	13	13	78
	e					12	13	13	13	13	10	74
Dännäs huvud	a	6	12	7	12	12		12	12	11	12	96
	b	6	12	12	12	13		12	12	12	13	104
	c	6	12	11	12	13		12	12	13	13	104
Fiolklippan	a		13	13	13	13	13	13	13	13	13	117
	b		13	13	13	13	13	13	13	11	13	115
	c		13	13	9	13	13	12	13	9	16	111
	d					13	13	13	13	13	13	78
Gåsklävan	e				3	12	9	13	13	13	10	73
	a	6	13	13	13	13	13	13	12	2	13	111
	b	6	13	13	13	12	13	13	13	1	13	110
Hasstensholmen	c	6	13	13	13	12	13	12	12	3	13	110
	a		11	12	11	11	10	10	11	11	11	98
	b		11	12	11	11	10	9	10	11	11	96
	c		9	11	8	11	11	10	10	11	14	95
Knähammar	d					10	11	11	11	12	12	67
	e				3	10	11	11	9	11	8	63
	a	6	13	10	13	13	11	13	13	12	11	115
	b	5	13	10	13	13	13	13	13	12	11	116
St.Brattskär	c	6	12	10	13	13	12	13	12	12	12	115
	a		12	12	10	12	11	9	12	7	10	95
	b		12	10	11	11	10	9	11	8	11	93
	c		11	12	8	12	10	9	11	12	14	99
Såten	d					12	10	8	15	9	12	66
	e				3	12	10	5	9	3	9	51
	a		14	13	13							40
	b		14	13	13							40
	c		14	13	10						3	40
Totalt		53	260	246	253	353	304	333	350	284	352	2788

Lokal	0	0,5	1	2	3	4	6	8	10	12	14	16	18	19	20	Totalt
Djurnäs udde		27	28	28	27	29	29	29	29	29	28	29	29		29	370
Dännäs huvud	2	25	24	24	26	27	27	24	24	24	24	24	22	2	5	304
Fiolklippan		38	38	38	39	38	37	38	38	39	39	37	38		37	494
Gåsklävan		27	28	27	27	27	27	24	24	24	24	24	24		24	331
Hasstensholmen		37	38	38	38	36	39	39	39	39	39	29	8			419
Knähammar		19	24	25	30	30	29	27	27	27	27	27	27		27	346
St.Brattskär		33	30	36	36	38	37	38	38	35	30	31	22			404
Såten	3	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		9	120
Totalt		5	215	219	225	232	234	228	228	226	220	210	179	2	131	2788

Under sju av åren finns dessa lokaler representerade på ett någorlunda likvärdigt sätt (Tabell 1). Situationen kompliceras dock ytterligare av det faktum att de provtagna djupen varierar mellan lokaler, transekt och år (Tabell 1). För att hantera detta problem har, i de fall ”Djup” explicit testas som en faktor, endast vissa djup inkluderats i analyserna (avsnitt 4.3.1. men se avsnitt 4.3.2.).

Som ett komplement till dessa data har även data insamlade inom Naturvårdsverkets program för övervakning av makroalger använts (data rekvirerade från J. Karlsson, Avdelningen för marin botanik, Göteborgs Universitet). Dessa analyser har gjorts för att undersöka effekterna av specifika egenskaper hos programmets provtagningsplanering och omfattar 720 fotografier fördelade på fyra år och sex platser (se avsnitt 4.2.).

3.2. Taxonomisk sammansättning

Tabell 2. Medeltäckningsgrad för de dominerande faunagrupperna i det totala fotografiska materialet.

Grupp	% Täckning
Anthozoa	7.09
Ascidia	3.90
Annelida	1.65
Bryozo	1.55
Porifera	0.87
Bivalvia	0.80
Cirripedia	0.56
Hydroidea	0.53
Brachiopoda	0.00

I den tillgängliga databasen fanns totalt 158 kategorier noterade (appendix 2). Av dessa var 93 stycken olika typer av alger, mobila djur eller icke-biologiskt material. Dessa inkluderades ej i analyserna. Av de 65 taxa som inkluderades var 5 taxa sessila annelider, 9 anthozoner, 15 ascidier, 7 bivalver, 3 brachiopoder, 7 bryozoner, 5 cirripeder, 6 hydroider och 8 svampdjur. I termer av täckningsgrad var anthozoerna (Tabell 2, främst *Metridium senile*, *Alcyonium digitatum* och *Prothanthea simplex*) de mest betydande följt av ascidierna (främst *Ciona intestinalis*), anneliderna (främst *Serpulidae sp.*) och bryozoerna (främst *Flustra foliacea* och *Membranipora membranacea*).

För att testa hypoteser om övergripande förändringar av dessa hårbottenssamhällen (se kommande avsnitt) har analyser i huvudsak genomförts på de huvudgrupper som presenteras i tabell 2. Förändringar av bottensamhällets struktur och sammansättning har dock även analyserats och beskrivits med hjälp av multivariata metoder för hypotestestning och ordineringsmetoder.

3.3. Statistisk utvärdering

3.3.1. Hypoteser (eller vilka förändringar vill man upptäcka?)

I bred bemärkelse kan man säga att *övervakning* (eller *monitoring*) av grunda hårdbottenarna syftar till att mäta och beskriva *förändringar* i faunasamhällena. I linje med detta definierar Bohusläns Vattenvårdsförbund syftet med undersökningarna som: ”Att studera långsiktig förändring av faunan. På kort sikt kan förändringar i faunan spegla påverkan från omkringliggande verksamheter.” (dokumentet “Kustvattenkontroll 2003-2005”, antagen av förbundet 2002-05-31; <http://www.bvvf.com>). En sådan bred definition av syftet ger inte någon vägledning om vilka typer av förändringar man vill upptäcka. Kanske finns en outtalad ambition att upptäcka *alla* typer av förändringar. Även om en sådan målsättning grundar sig på en vällovlig ambition att värna viktiga naturvärden och ekosystemets mångfald krävs det i praktiken att mer konkreta hypoteser formuleras. Detta gäller (1) vilka variabler (exempelvis abundans eller täckningsgrad av arter, funktionella grupper eller diversitetsmått), man skall övervaka och (2) på vilket sätt skall förändringar av en variabel upptäckas. Frågan om vilka variabler som skall mätas bör baseras på biologisk kunskap om hur olika arter eller grupper av arter reagerar på olika typer av störningar eller på värderingar av vilka variabler som betraktas som speciellt värdefulla (exempelvis artdiversitet). Slutligen finns också i möjligheter att betrakta förändringar i sammansättningen av hela bottensamhället med olika typer av multi-variata metoder. Dessa är dock i allmänhet dåligt utvecklade för att hantera flerfaktoriella provtagningar och ofta mycket svåra att tolka biologiskt (men se avsnitt 4.1.). Den del av hypotesformuleringen som rör valet av variabler utvecklas inte vidare här.

Uppdraget går istället huvudsakligen ut på att utvärdera huruvida nuvarande provtagningar är ändamålsenliga med avsyende på dess förmåga att upptäcka förändringar hos hårdbottensamhällen längs Bohuskusten. I tekniska termer innebär detta att hypoteser som indikerar olika typer av förändringar måste preciseras i detalj och utvärderas. Idealt sett bör hypoteserna definieras och det korresponderande testningsförfarandet (den statistiska analysen) konkretiseras innan provtagningen planeras. Mitt intryck, efter genomgång av det tillgängliga materialet, är dock att detta kunde gjorts i högre grad än vad som verkar vara fallet (Andersson och Tunberg,

1992).

Även om det hade varit önskvärt att hypoteserna och de korresponderande testen initialt formulerats tydligare, kan man med vägledning av de befintliga provtagningarna, formulera ett antal klasser av hypoteser som är möjliga att testa:

1. Hypoteser om övergripande förändringar

H₁: Abundansen av en art förändras mellan år på ett liknande sätt i hela området

2. Hypoteser om olika förändringar i kust- och fjordområdet

H₂: Abundansen av en art förändras mellan år på olika sätt i hela kustområdet jämfört med i Gullmaren

3. Hypoteser om övergripande av zoneringsmönster

H₃: Zoneringsmönstret för en art förändras mellan år på ett liknande sätt i hela området

4. Hypoteser om olika förändringar av zoneringsmönster i kust- och fjordområdet

H₄: Zoneringsmönstret av en art förändras mellan år på olika sätt i hela kustområdet jämfört med i Gullaren

Dessa hypoteser svarar mot specifika test i flerfaktoriella variansanalyser som kommer att utvecklas i kommande avsnitt. I förteckningen av hypoteser som är intressanta ur övervakningssynpunkt har de om förändringar på enskilda lokaler avsiktligt utelämnats. Detta beror på att det finns goda skäl att anta att småskalig variation (mellan platser 100 – 1000 m isär) kan vara betydande (t.ex. Underwood, Chapman, 1996; McKindsey, Bouget, 2000). En minskning av en art på en lokal innebär därför inte nödvändigtvis en förändring 1000 m bort. Därför kan förändringar som uppträder endast på enskilda lokaler inte automatiskt antas vara representativa för ett område. Notera också att endast H₃ och H₄ fordrar att faktorn “Djup” inkluderas i analysen.

3.3.2. En fullständig modell

Syftet med ett övervakningsprogram som detta är att följa övergripande förändringar i det övervakade området. Eftersom övervakningen i allmänhet sker med hjälp av stickprov, krävs statistiska metoder för att dra slutsatser om huruvida förändringar äger rum eller ej. För att korrekta slutsatser skall kunna dras måste dessa metoder ta

hänsyn till provtagningens ofta komplexa rumsliga och tidsmässiga struktur. Detta åstadkoms bäst med hjälp av flerfaktoriell variansanalys (ANOVA).

Trots att hårbottensfaunan längs Bohuskusten har övervakats under mer än 10 år verkar ingen övergripande analys av generella förändringar hittills ha genomförts. Tillgängliga analyser behandlar vanligtvis förändringar på enskilda lokaler och under en begränsad tidsperiod (exv. rapporter hämtade från <http://www.bvvf.com> och Anderson, Thunberg, 1991, Lawett, Adolfsson, Thunberg, 1998). Det finns säkerligen flera anledningar till att inga övergripande analyser gjorts. Icke desto mindre är det förvånande och otillfredsställande eftersom syftet är att undersöka generella förändringar längs med kusten.

Givet de begränsningar som finns i materialet (avsnitt 3.1) kan fem olika huvudfaktorer identifieras (Tabell 3): "År" (faktor med slumpmässigt valda nivåer), "Fjord/Kust" (faktor med fixerade nivåer), "Lokal" (faktor med slumpmässigt valda nivåer, nestad i "Fjord/Kust"), "Transekt" (faktor med slumpmässigt valda nivåer, nestad i "År, "Lokal" och "Fjord/Kust") och "Djup" (faktor med fixerade nivåer). Valet att betrakta nivåerna i faktorn "År" som slumpmässigt valda motiveras av att angreppssättet är att mäta och testa variation mellan år, snarare än mellan vissa specifika år. Det medges dock att betraktelsesätt där nivåerna i faktorn "År" är fixerade kan vara lika relevanta i vissa sammanhang. Förutom dessa fem huvudfaktorer innehåller den fullständiga analysen även åtta s.k. interaktionskällor.

Tabell 3. Tabell över samtliga tänkbara variationsbidrag i datamaterialet från övervakningen av hårbottensfauna längs bohuskusten (se appendix 3 för en fullständig analys av ingående variationsbidrag). I den aktuella analysen är $a=7$, $b=2$, $c=3$, $d=3$, $e=6$ och $n=1$

Källa	Nivåer	df	Error term
År	a	a-1	Å*L(F)
F/K	b	b-1	
L(F/K)	c	b(c-1)	Å*L(F)
T(Å*L(F)) [§]	d	abc(d-1)	
D	e	e-1	Å*L(F)
Å*F		(a-1)(b-1)	Res
Å*L(F)		(a-1)b(c-1)	Res
Å*D		(a-1)(e-1)	Å*L(F)*D
F*D		(b-1)(e-1)	
L(F)*D		b(c-1)*(e-1)	D*Å*L(F)
Å*F*D		(a-1)(b-1)(e-1)	Å*L(F)*D
Å*L(F)*D		(a-1)b(c-1)(e-1)	D*T(Å*L(F))
D*T(Å*L(F)) [§]		(e-1)abc(d-1)	Res
Residual	n	abcde(n-1)	
		abcden-1	

[§] variationsbidrag som ej går att separera från residual i en "split-plot" analys.

En egenhet i planeringen av övervakningsprogrammet för hårbottenfaunan är att endast ett fotografi har tagits på varje djup och vid varje lokal. Detta innebär att provtagningen följer en s.k. "split-plot design". Denna typ av provtagningsupplägg är ofullständig på grund av att den saknar replikation i en faktor (här "Djup") i varje nivå av en annan faktor (här "Transekt"), och får till följd att residual-variationen ej går att separera från variationen mellan "Transekt" ("T(Å*L(F))") och dess interaktion med "Djup" ("D*T(Å*L(F))"). Detta leder inte nödvändigtvis till *statistiska* problem, men kan potentiellt leda till *logiska* problem när analyserna skall tolkas (Underwood, 1997). En del i denna utvärdering har därför varit att undersöka den praktiska betydelsen av dessa problem med hjälp av ett datamaterial från liknande lokaler i samma område (se avdelning 4.2.).

Att mäta kort- och långsiktiga förändringar av bentiska samhällen i ett område som Bohuslän är med nödvändighet komplicerat. Detta beror bland annat på att provtagningen har en hierarkisk rumslig struktur och ibland inkluderar andra faktorer såsom "Djup" och kontraster mellan kust- och fjordlokaler. I det aktuella fallet leder detta till att inte mindre än 14 olika variationsbidrag kan identifieras, som var och en svarar mot en specifik hypotes (Tabell 3). Vidare innebär detta att för det aktuella datamaterialet skall 252 medelvärden beräknas. Även om denna komplexitet är ett

resultat av en komplicerad verklighet finns det en risk att viktiga förändringar ”drunknar” i analyserna. Om möjligt är det därför önskvärt att analyserna förenklas utan att test av de relevanta hypoteserna görs äventyras. Detta gäller i första hand analyserna men i förlängningen kan det även innebära att provtagningen kan förenklas.

3.3.3. Förenklade modeller

Förutom att förenklade analysmodeller kan innebära en tydligare tolkning av resultaten, finns även andra tungt vägande argument för dessa: (1) eventuella tolkningsproblem på grund av programmets ”split-plot”-karaktär kan undvikas; (2) skillnader i djupfördelning av fotografier mellan olika transekt blir mindre betydelsefulla; (3) tidsåtgången för analys och tolkning kortas avsevärt. Dessa argument i kombination med ökad överskådlighet kommer att leda till en ökad användarvänlighet som förhoppningsvis kommer bidra till att genomgripande analyser genomförs med nödvändig regelbundenhet. Två ansatser till förenkling har prövats.

Modell A

Den första ansatsen till förenkling innebär inga avsteg från de hypoteser som preciserades i 3.3.1.. Tanken med denna är att eliminera faktorn ”Transekt” så att varje enskilt foto utgör ett oberoende replikat på det aktuella djupet (Appendix 4). Effekten av ett sådant förfarande beror på huruvida det variationsbidraget från faktorn ”Transekt” och dess interaktion med ”Djup” är betydelsefulla. Om båda dessa variationsbidrag visar sig vara väldigt små eller obetydliga är detta ett rimligt antagande. I annat fall bör analysen utföras som en ”split-plot” modell. Lämpligheten av detta antagande bedöms dels genom analyser av data med fullständig replikering (Naturvårdsverkets undersökningar av makroalger, J. Karlsson) och dels genom jämförelser av slutsatser från ”split-plot” analyser och de från den förenklade analysen (Appendix 6).

Modell B

En alternativ förenkling innebär mer genomgripande förändringar av analyserna och en viss förändring av de hypoteser som kan testas. Grundidén med modell B är att varje transekt betraktas som ett replikat på en viss kombination av ”Lokal” och ”År” (Appendix 4). Således tas för varje analys ett värde (exempelvis totalt medelvärde av

täckningsgraden för en art eller totala antalet observerade arter) från varje transekt. Denna förenkling kräver inga speciella antaganden om storleken på olika variationsbidrag, reducerar komplexiteten i analysen väsentligt och utnyttjar i stort sett hela det insamlade materialet. Möjligheterna att testa övergripande hypoteser om förändringar i tiden (H_1 och H_2) påverkas inte av denna förenkling men hypoteser om förändringar i zoneringsmönster (H_3 och H_4) måste göras på ett annorlunda sätt (exempelvis genom att skillnader beräknas mellan olika djup, sådana analyser behandlas ej vidare här). Användbarheten av denna modell illustreras med hjälp av analyser av valda organismgrupper. För dessa analyser har använts data från 11 djup (0.5 till 16 m). Eftersom alla dessa djup inte finns representerade på alla transekt finns vissa skillnader i antalet foton och djup som ingår i varje värde i analysen. 76% av alla transekt innehöll dock alla inkluderade djup, 13, 6, 3 och 1% av transekten innehöll dock endast 10, 9, 8 och 7 foton.

3.4. Datahantering och analysmetoder

Data har sammanställts av B. Gustafsson (Kristinebergs Marina Forskningsstation) och rekvirerats som Microsoft Excel-filer. Univariata statistiska analyser har gjorts med SuperAnovaTM i kombination med Microsoft Excel och MatlabTM.

Variansanalyser har i huvudsak utförts och tolkats med de procedurer som utvecklas i Underwood (1997). Detta gäller framförallt procedurer för bestämning av F-kvoter, eliminering och ”poolning” av icke-signifikanta variansbidrag (om $p > 0.25$; se även Winer, Brown, Michels, 1991). Varianshomogenitet har testats med Cochrans’ test. Data har i allmänhet $\ln(X)$ - eller $\ln(X+1)$ -transformerats.

Övergripande analyser av bottenmiljöernas struktur och sammansättning har testats och beskrivits med hjälp av icke-parametrisk multivariat variansanalys (NP-MANOVA; Anderson, 2001) som utförts med DOS-programmet NPMANOVA tillgängligt på <http://www.stat.auckland.ac.nz/people/marti> på en Macintosh-dator med Virtual PC. Denna metod är baserad på ett urval av distansmått och hypoteser testas med hjälp av permutationstekniker. För analyserna har valts Bray-Curtis distansmått på grund av dess lämplighet i samhällsekologiska sammanhang (Legendre, Legendre, 1998) och transformationer enligt $X^{0.25}$ för att fördela vikten av abundanta och ovanliga arter (Clarke, Warwick, 1994). Sammanfattning av mönster

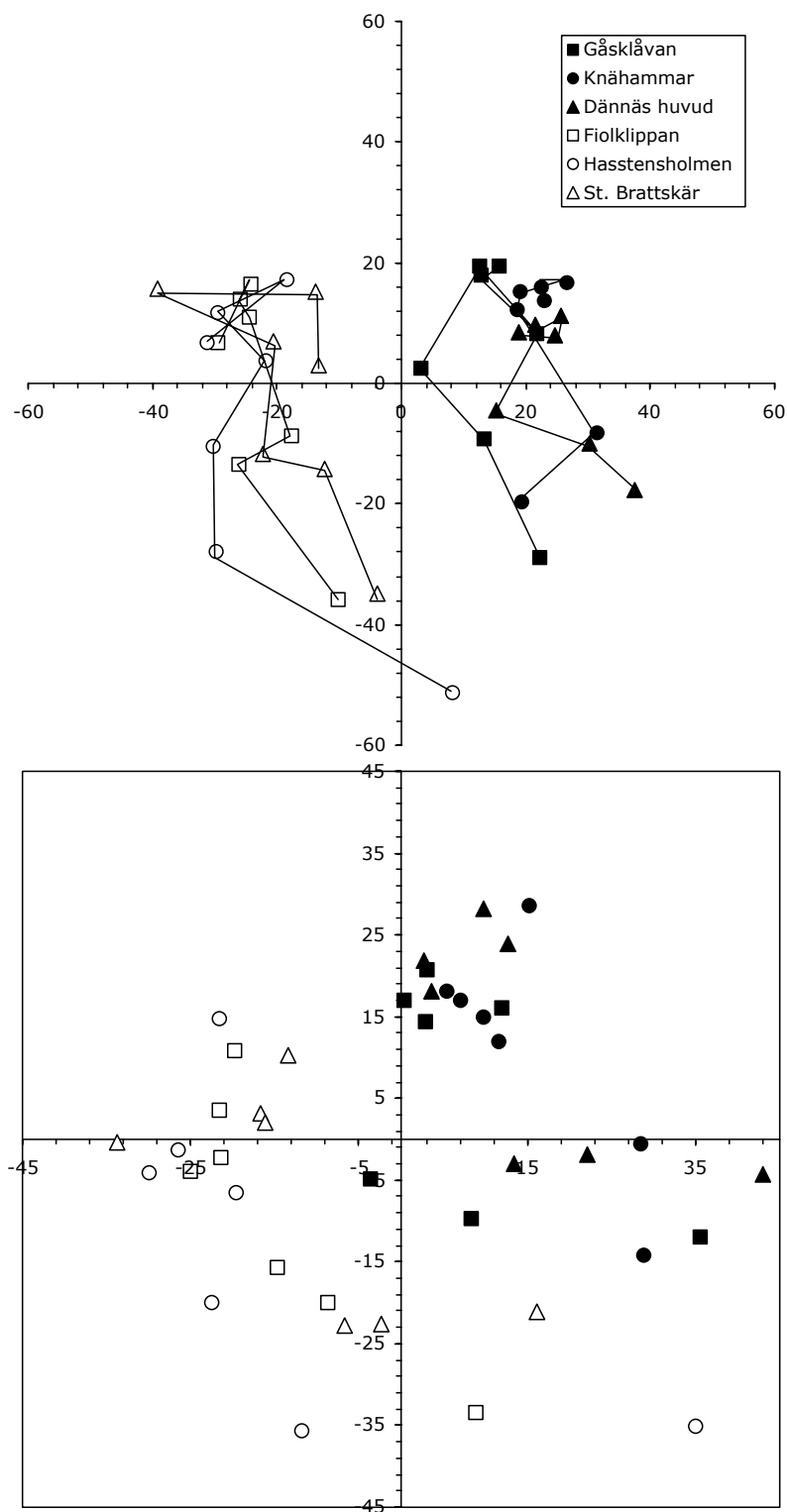
och förändringar i ett färre antal dimensioner ("ordinering") gjordes med "principal coordinate analysis" ("metric-multidimensional scaling") baserad på Bray-Curtis distansmått. Dessa gjordes med hjälp av PCOORD som rekvirerades från samma adress som ovan och exekverades enligt samma metoder.

4. Analyser

4.1. Övergripande multivariata förändringar

De data som använts innevarande analyser antyder att samtliga undersökta hårdhårbottenssamhällen (i intervallet 3-12 m) genomgick relativt omfattande förändringar under perioden 1991-1999 (Fig. 1). Även om vissa skillnader finns mellan lokaler förefaller det som om liknade typer av förändringar förekom på alla lokaler (en mer detaljerad analys av vilka typer av förändringar som skedde redovisas i avsnitt 4.3.). Det förefaller också som om de mest genomgripande förändringarna skedde under den första delen av perioden (1991-93) då avstånden mellan punkterna för varje lokal är relativt långa.

Intrycket av det grafiska intrycket styrks också av de korresponderande multivariata hypotestesten med NPMANOVA (Tabell 4). Dessa typer av analyser kan i dagsläget inte fullständigt ta hänsyn till provtagningsprogrammets komplexa struktur. Analyser har gjorts i linje med vad som föreslås under modell B (avsnitt 3.3.3. modell B) med det undantaget att skillnader mellan kust- och fjordlokaler ej utvärderas explicit. Analysen visar dock att det finns signifikanta skillnader i hur olika lokaler förändras i tiden ($p < 0.01$). Beräkning av den relativa storleken av olika variansbidrag i analysen med alla lokaler inkluderade antyder att denna typ av variation är lika betydande (21%) som den rent temporala variationen. I övrigt visar det sig att variationen mellan lokaler är den mest betydande (45%). Notabelt är också att de mönster som observeras med standardtransformeringen ($X^{0.25}$), i stort sett består även om data transformeras som närvaro / ej närvaro. Detta indikerar att förändringarna i stor utsträckning drivs av förändringar i artsammansättning.



Figur 1. Ordinering av hårbottenssamhällen vid 6 stationer längs Svenska västkusten. Övre figuren visar data transformerade som $X^{0.25}$ och nedre visar data transformerade till närvaro / ej närvaro. Linjer i övre grafen anger tidsutveckling. Startåret (1991) är beläget i nedre delen av grafen för alla stationer. Varje punkt representerar ett medelvärde av alla fotografier per lokal och tillfälle.

Tabell 4. Multivariat icke-parametrisk ANOVA (NPMANOVA) av de övervakade hårdbottensamhällena. Analyserna är utförda med $X^{0.25}$ -transformerade data och Bray-Curtis olikhetsmått. Statistiska test är utförda med permutationmetoder (999 per analys).

Alla lokaler

Källa	df	SS	MS	F	p	Varians-komponent	%
Plats	5	95207	19041	13.52	0.001	840	45
År	6	52218	8703	6.18	0.001	405	22
Plats * År	30	42239	1408	5.62	0.001	386	21
Residual	84	21045	251			251	13

Kustlokaler

Plats	2	20690	10345	6.70	0.001	419	23
År	6	44098	7350	4.76	0.001	645	36
Plats * År	12	18539	1545	4.97	0.001	411	23
Residual	42	13056	311			311	17

Fjordlokaler

Plats	2	11587	5793	7.45	0.001	239	25
År	6	22492	3749	4.82	0.001	330	35
Plats * År	12	9327	777	4.09	0.001	196	20
Residual	42	7989	190			190	20

Separata multivariata analyser av förändringar på kustlokalerna och fjordlokalerna i princip samma mönster som den som inkluderade samtliga lokaler ($p < 0.01$ för interaktionseffekten). Notabelt är dock att variationen mellan lokaler var mindre både mellan kust- och fjordlokaler än mellan alla lokaler sammantaget. Detta antyder att det finns konsistenta skillnader i artsammansättning mellan kust- och fjordlokalerna. Dessutom är kustlokalerna generellt mer variabla än fjordlokalerna (även om de är proportionellt lika stora i kust- och fjordlokalerna). Detta gäller för alla de mätbara variansbidragen. Eftersom detta gäller även variationen mellan transekt (d.v.s. analysernas residualvarianser), kan detta inte enbart förklaras av att dessa är geografiskt mer avlägsna varandra.

4.2. Analys av variation mellan transekt och dess interaktion med faktorn djup

Som tidigare diskuterats skulle en förenkling av de univariata analyserna enligt modell A kunna motiveras empiriskt om variationen mellan ”Transekt” och den på grund av dess interaktion med ”Djup” kunde visas vara försumbar. För att undersöka i vad mån detta skulle vara ett rimligt antagande testades dessa hypoteser med hjälp

av ett oberoende datamaterial erhållet från övervakningsprogrammet för makroalger på liknande lokaler (J. Karlsson, pers. komm.). Detta program är utformat så att två fotografier tas på varje djup, transekt, lokal och tillfälle. I programmet extraheras också data på vissa vanliga djurarter, såsom *Mytilus edulis* och *Ciona intestinalis*. Analys av dessa två arter visar att variationsbidragen från de båda variationskällor som innehåller "Transekt" är relativt små. Tillsammans utgör dom cirka 2 och 5.5% av summan av alla bidrag för *M. edulis* respektive *C. intesinalis*. Icke desto mindre är dessa bidrag i samtliga fall signifikant skilda från 0 ($p < 0.001$). Detta innebär att de formella kriterierna för eliminering och "poolning" av variansbidrag, d.v.s. att $p > 0.25$, inte är uppfyllda. Dessutom visar kompletterande analyser (ej redovisade här) att variansbidragens relativa storlek påverkas av vilka typer av transformationer som används.

Sammanfattningsvis antyder dessa analyser att det användandet av modell A kan leda till ökat typ 1 fel, d.v.s. att man tolkar resultaten som om det finns signifikanta skillnader bland faktorerna "År," "Plats" och "Djup" och deras interaktioner när det egentligen inte finns sådana. Detta beror på att man kommer att överskatta antalet tillgängliga frihetsgrader i F -kvotens nämnare. Sannolikheten för att detta fel skall få allvarliga konsekvenser är dock troligen ganska liten och varierar mellan arter. För en säker tolkning tyder dessa resultat på att man kanske bör rekommendera att analysen gör som en "split-plot" modell, även om detta sker till priset av en ökad överskådlighet och tidsåtgång (men se även resultat i avsnitt 4.3.).

Tabell 5. Analyser av täckningsgrad av blåmusslan, *Mytilus edulis*, och sjöpungen, *Ciona intestinalis*, med data från Naturvårdsverkets kontrollprogram för makroalger (J. Karlsson, pers. komm.). Endast djupintervall där arterna förekommer någonstans i datamaterialet är inkluderade. Data är $\log(X+0.01)$ -transformerade.

Mytilus edulis

Variationskälla	df	Error	MS	P	% Varians-komponent	Rank
År, =Å	3	Transekt (Å, P)	496.69	0.000	25.3	1
Plats, P	5	Transekt (Å, P)	279.78	0.000	21.3	2
Djup, P	2	P*D	28.03	0.574	-0.8	10
Å*P	15	Transekt (Å, P)	42.79	0.000	12.8	4
Å*D	6	Å*P*D	43.25	0.064	6.6	6
P*D	10	Å*P*D	47.71	0.026	10.9	5
Å*P*D	30	D * Transekt (Å, P)	19.08	0.000	17.5	3
Transekt (Å, P)	96	Residual	0.97	0.000	0.8	9
D * Transekt (Å, P)	192	Residual	0.75	0.000	1.3	8
Residual	360		0.46		4.2	7
Total	719					

Ciona intestinalis

År, =Å	4	Transekt (Å, P)	64.40	0.000	12.4	4
Plats, P	5	Transekt (Å, P)	48.22	0.000	13.9	3
Djup, P	8	P*D	14.56	0.377	0.2	10
Å*P	15	Transekt (Å, P)	18.80	0.000	21.5	2
Å*D	24	Å*P*D	4.20	0.977	2.4	8
P*D	40	Å*P*D	13.12	0.041	11.4	5
Å*P*D	120	D * Transekt (Å, P)	8.57	0.000	29.7	1
Transekt (Å, P)	96	Residual	0.21	0.000	0.7	9
D * Transekt (Å, P)	768	Residual	0.37	0.000	4.8	6
Residual	1079		0.09		3.1	7
Total	2159					

4.3. Analys av förändringar i artdiversitet och valda faunakategorier

4.3.1. Grafisk presentation av data

En grafisk översikt av medelvärden för enskilda variabler utgör en passande inledning till de statistiska analyserna (Fig. 1, 2 och 3). Eftersom olika mängd data och djupintervall ligger till grund för analyser med ”split-plot” och modell A (3-12 m) å ena sidan och modell B (0.5-16 m) å andra sidan, visas medelvärden för båda datamaterialen. De övergripande variablerna total täckningsgrad (av fastsittande djur) och artrikedom, antyder dels att det finns skillnader mellan fjorden och utanförliggande kustområden och dels skillnader mellan år. Således, förefaller det som om det under åren 1992 – 1996, fanns en större dominans av fastsittande djur i Gullmaren än i kustområdena. Detta mönster var dock ej närvarande under andra år.

Vidare förefaller artrikedomen per foto vara något lägre under 1991 (cirka 2.5 per foto och 9 per transekt i medeltal), jämfört med andra år.

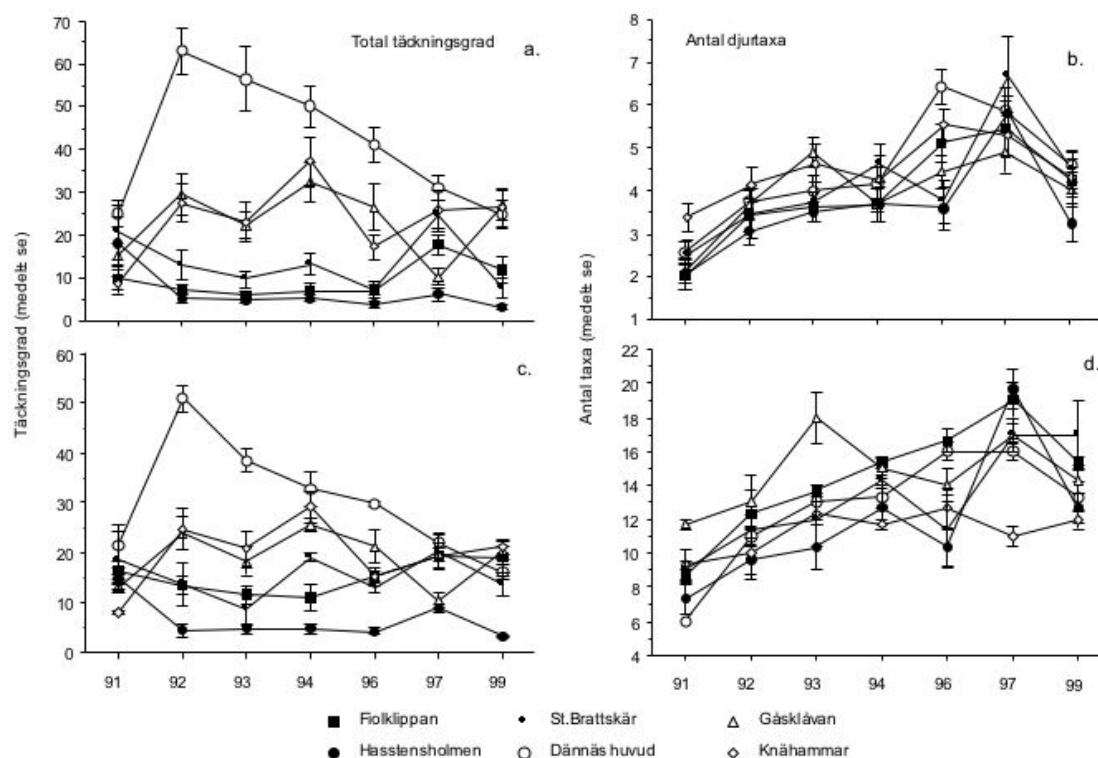


Fig. 2. Förändringen i total täckningsgrad (a och c) och antal taxa (b och d) på alla lokaler från 1991-99 (medel ± se). Notera att artrikedomen i b är beräknad per foto och i d per transekt. Data i a och b motsvarar de som ingår i "split-plot" analysen och analyser med modell A (3-12 m) och de i c och d motsvarar data analyserade med modell B (från 0.5 –16 m). Fyllda symboler är kustlokaler och ofylla fjordlokaler.

Figurer av enskilda faunagrupper visar att anthozoner är de som genomgående dominerar vad gäller täckningsgrad i Gullmarslokalerna. Annelider, ascidier och bryozoner är också grupper som blir dominanta under vissa år och på vissa lokaler. Andra grupper är generellt mindre dominanta på skalan av enskilda lokaler. Detta utesluter dock inte att de kan vara dominanta i högre utsträckning på en mindre skala.

En intressant observation rör hydroiderna som är praktiskt taget frånvarande under 1991 men som uppträder i alla lokaler under 1992-93 för att sedan minska relativt snabbt i Gullmarslokalerna och långsammare i kustlokalerna. Om dessa är sanna förändringar, och inte beror på skillnader i avläsning mellan utförare, avspeglar dessa förändringar förmodligen skeenden som uppträder i stora delar av kustområdet.

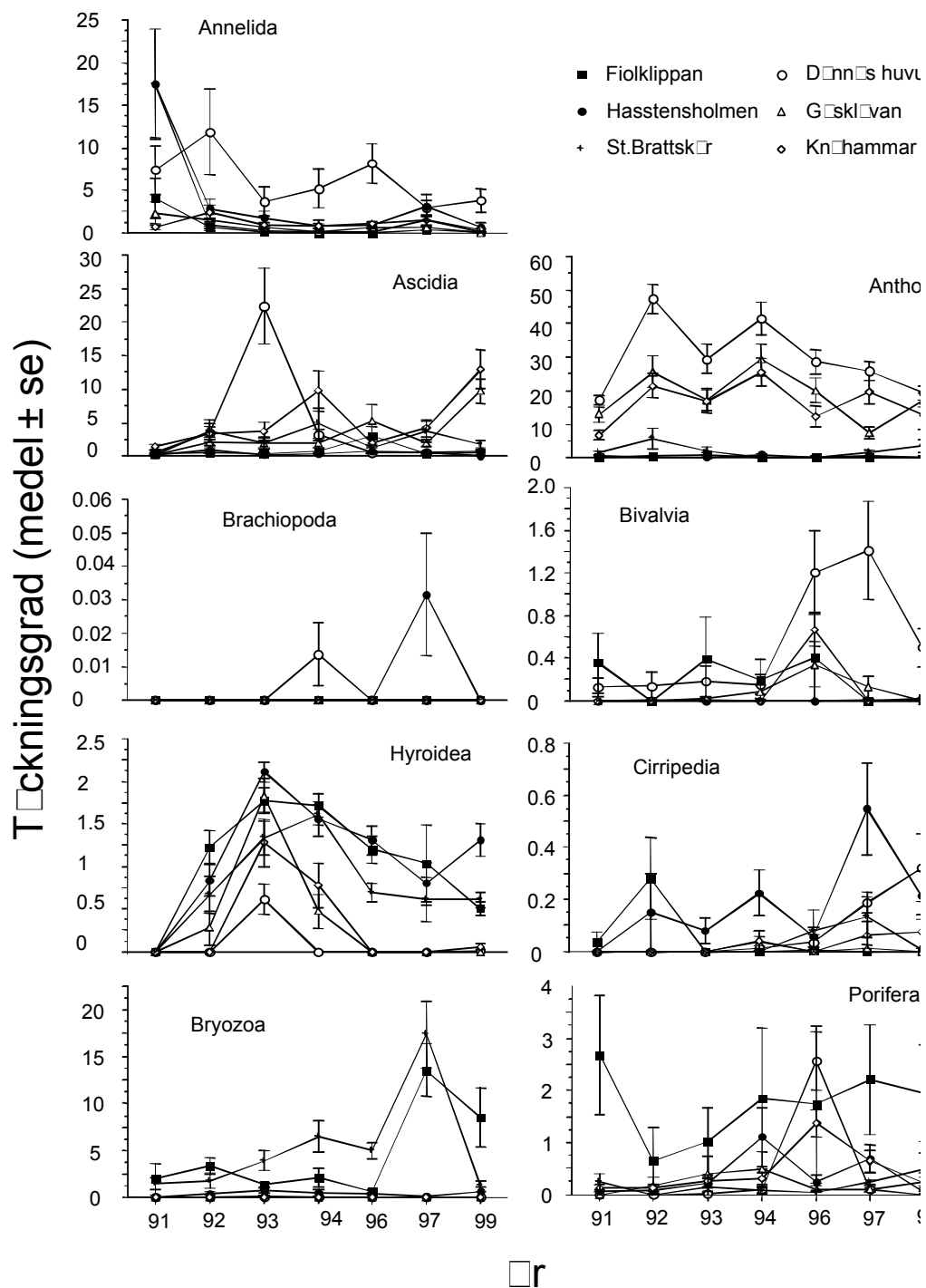


Fig. 3. Förändringen i täckningsgrad av större taxonomiska grupper på alla lokaler från 1991-99 (medel $\pm$ se). Data är från 3 – 12 m ("split-plot" och modell A). Fyllda symboler är kustlokaler och fyllda är lokaler i Gullmarsfjorden.

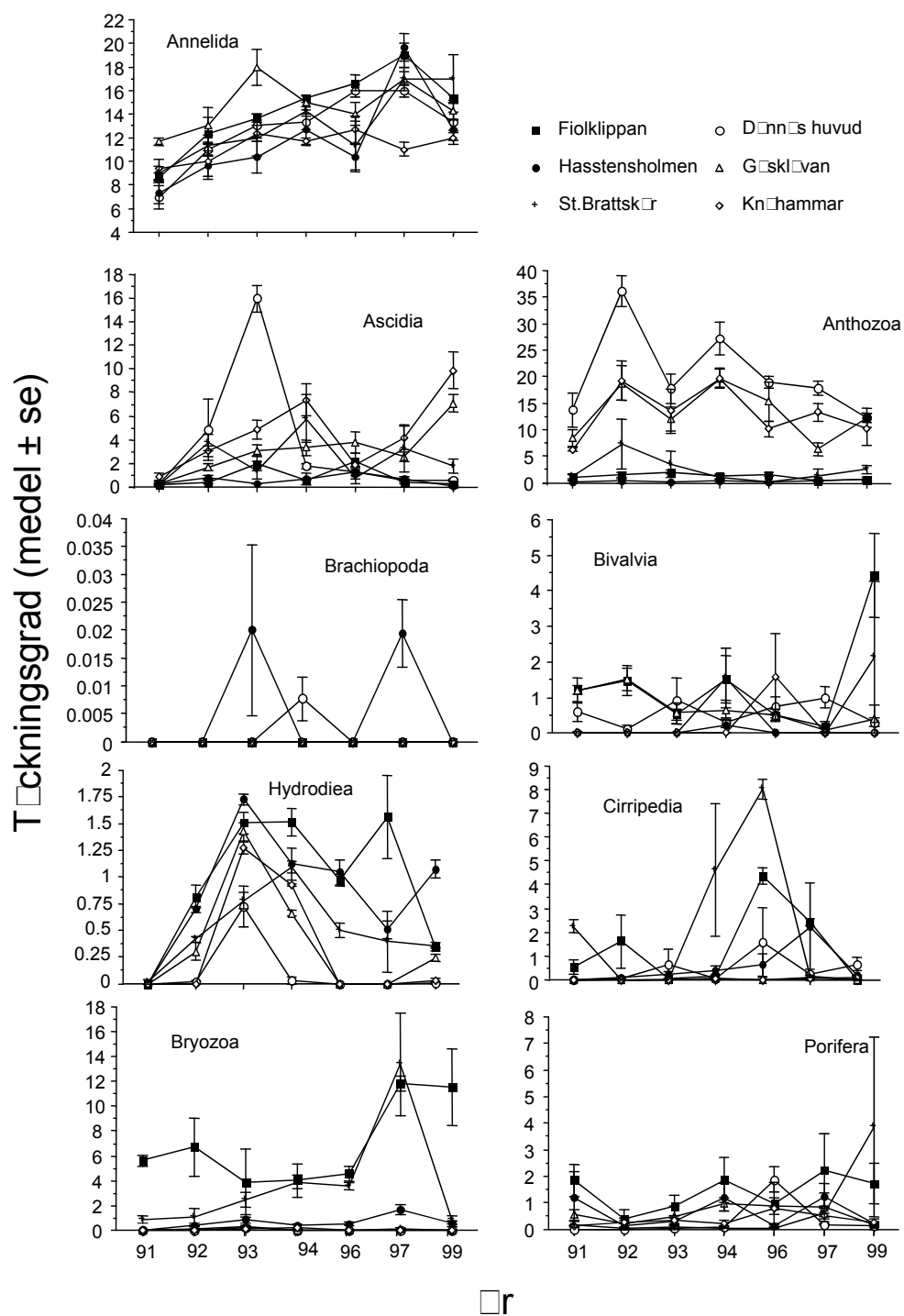


Fig. 4. Förändringen i täckningsgrad av större taxonomiska grupper på alla lokaler från 1991-99 (medel±se). Data är från 0.5 – 16 m (modell B). Fyllda symboler är kustlokaler och fyllda är lokaler i Gullmarsfjorden.

Generellt sett överensstämmer intrycken från figurer baserade på data från 3-12 m med de baserade på data från 0.5 –16 m. I den mån de avviker, exempelvis för annelider, bör kanske de som baseras på största djupintervallet ha företräde (se också skillnader mellan analyser). De grafiska analyserna avspeglar emellertid endast ett visuellt intryck. Eftersom dessa mönster är baserade på stickprov, krävs statistiska analyser för att styrkan hos dessa mönster skall kunna värderas.

4.3.1. "Spilt-plot" modell

Analyser av totala täckningsgraden av fastsittande djur, antal arter och enskilda faunagrupper med "split-plot" modellen påvisar ett stort antal signifikanta förändringar. Alla taxa förutom anthozoerna förändras på olika sätt på individuella lokaler ($p < 0.05$ för År*L(F)). Sex av tio variabler förändras på olika sätt mellan år i kustområdet jämfört med i Gullmaren ($p < 0.05$ för År*F) och sju av tio uppvisar generella, signifikanta förändringar i medelvärde mellan År (tolkningen för flera av dessa variabler är dock inte enkel eftersom det också finns skillnader mellan fjord och kust, d.v.s. $p < 0.05$ för År*F).

För vissa variabler visar också "split-plot" analyserna att det förekommer viss variation i djupgradienternas utseende mellan år (Tabell 7). Främst är detta förändringar som manifesteras på enskilda lokaler ($p < 0.05$ för Å*D*L(F) för sex variabler av 11). För bivalver ändrades djupgradienterna olika i kust- och

Tabell 6. Sammanfattande tabell över förändringar i hårbottenssamhällen längs bohuskusten analyserade med tre olika statistiska modeller (se text för detaljer om de individuella modellerna). Fullständiga analyser bifogas i Appendix 5, 6 och 7. Tabellen visar sannolikheten (p) för att H_0 är sann för hypoteser om förändringar mellan år.

Modell		Total	Arter	Annelida	Anthozoa	Ascidia	Bivalvia	Brachiopoda	Bryozoa	Cirripedia	Hydroida	Porifera
Spilt-plot	År	0.02	0.00	0.00	0.66	0.10	0.01	0.60	0.03	0.07	0.00	0.00
	År * F	0.01	0.12	0.00	0.42	0.58	0.01	0.41	0.04	0.97	0.00	0.01
	År * L(F)	0.05	0.02	0.01	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Modell A	År	0.02	0.00	0.00	0.66	0.10	0.01	0.60	0.03	0.07	0.00	0.00
	År * F	0.00	0.11	0.00	0.08	0.01	0.00	0.13	0.00	0.19	0.00	0.00
	År * L(F)	0.01	0.07	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Modell B	År	0.85	0.00	0.00	0.24	0.00	0.43	0.68	0.02	0.12	0.00	0.02
	År * F	0.09	0.01	0.01	0.79	0.20	0.12	0.91	0.21	0.61	0.01	0.84
	År * L(F)	0.00	0.01	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tabell 7. Sammanfattande tabell över förändringar i djupgradienter på hårbottenssamhällen längs bohuskusten analyserade med två olika statistiska modeller (se text för detaljer om de individuella modellerna). Fullständiga analyser bifogas i Appendix 5 och 6. Tabellen visar sannolikheten (p) för att H_0 är sann för hypoteser om förändringar mellan år.

Modell		Total	Arter	Anne- lida	Antho-Asci- zoa	dia	Bival- via	Brachi-Bryo- opoda	zoa	Cirri- pedia	Hydro- idea	Pori- fera
Split plot	Å*D	0.54	0.65	0.01	0.11	0.17	0.15	0.92	0.67	0.00	0.13	0.71
	Å*F*D	0.43	0.83	0.78	0.12	0.22	0.05	0.64	0.80	0.36	0.40	0.78
	Å*D*L(F)	0.00	0.00	0.00	0.61	0.32	0.32	0.00	0.00	0.39	0.00	0.14
Modell A	Å*D	0.54	0.65	0.01	0.11	0.17	0.15	0.92	0.67	0.00	0.13	0.71
	Å*F*D	0.43	0.83	0.78	0.12	0.22	0.05	0.64	0.80	0.36	0.40	0.78
	Å*D*L(F)	0.00	0.00	0.00	0.89	0.44	0.19	0.00	0.00	0.42	0.00	0.18

fjordlokalerna, medan för annelider och cirripeder var förändringen likartad i hela området (Tabell 7).

En mer detaljerad tolkning av dessa resultat kan göras med hjälp av figur 5, som visar att de tydliga djupgradienter i förekomsten av annelider som observerades under 1991 och 1992, inte bestod under senare delen av perioden. En liknande tolkning kan göras när det gäller cirripederna där djupgradienter observerades under vissa år men inte andra (Fig. 5).

4.3.2. Förenklade modeller

De analyser av data med fullständig replikering som tidigare redovisats (avsnitt 4.2.) antydde att variationen mellan transekt och skillnader i zoneringsmönster mellan transekt kan vara betydande och statistiskt signifikanta. Om man trots detta använder den reducerade modell A, som innebär att man ignorerar det faktum att fotografierna är organiserade i transekt, så ökar risken för typ 1 fel (d.v.s. att H_0 förkastas när den

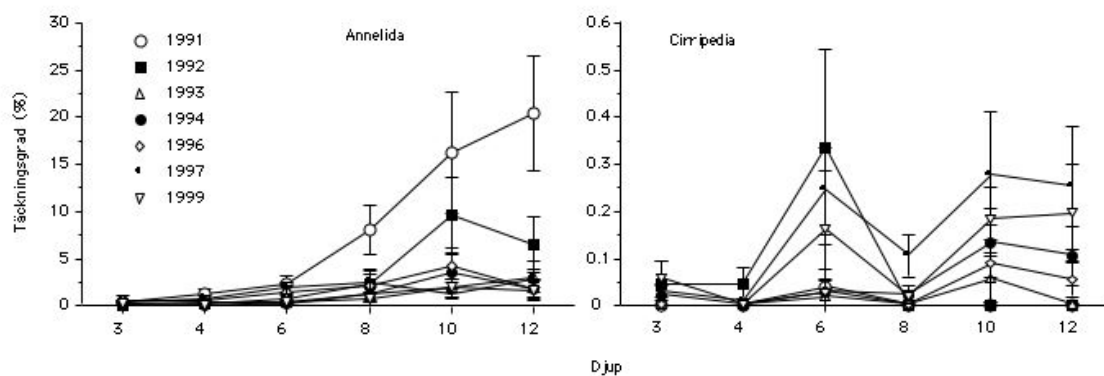


Fig. 5. Skillnaden i djupgradienter mellan åren 1991-99 för annelider och cirripeder (medel±se).

egentligen bör behållas). Vidare analyser av de viktigaste taxonomiska grupperna antyder dock att denna effekt i praktiken är begränsad. Jämförelser mellan resultaten från analyser med "split-plot" modellen och de från den reducerade modell A, visar att slutsatserna är i stort sett identiska både när det gäller förändringar i den övergripande täckningsgraden och djupgradienter (Tabell 6). Tolkningar av övergripande variation mellan år skiljer sig endast på två punkter. För ascidierna upptäcks en signifikant interaktion ("År*F") med modell A och för antalet arter upptäcks en annan interaktionseffekt ("År*F") endast med "split-plot" analysen (Tabell 6). Tolkningarna av förändringar i zoneringsmönster är identiska för de två modellerna (Tabell 7).

Samtliga analyser av total täckningsgrad, artrikedom och täckningsgrad av större taxonomiska grupper som utfördes med modell B visade att det skedde förändringar under perioden 1991-99 (Tabell 6). Alla variabler varierade mellan år på enskilda lokaler ($p < 0.05$ för "År*L(F)"). Antalet arter, annelider och hydroider förändrades olika mellan kust- och fjordlokaler ($p < 0.05$ för "År*F"), medan sex av elva variabler varierade generellt i hela området ($p < 0.05$ för "År"). I jämförelse med "split-plot" analyserna och de gjorda med modell A skiljer sig resultaten för den totala täckningsgraden och bivalverna på så sätt att ingen signifikant skillnad upptäcks mellan år. För ascidierna observeras det omvända, d.v.s. det finns signifikanta skillnader mellan år vid analyserna med modell B.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att tolkningarna med modell A sammanfaller i stor utsträckning med tolkningen från analyser med "split-plot" modellen.

Slutsatserna från analyserna med modell B skilde sig däremot i större utsträckning från de med "split-plot" modellen. Skillnaderna bestod framförallt i färre signifikanta generella skillnader mellan år d.v.s. för "År" och "År*F". Det finns ingen enkel förklaring till att modell B förefaller hitta färre skillnader mellan år än de andra modellerna. Antalet frihetsgrader för testen av skillnader mellan "År" och för interaktionen "År*F" är i allmänhet samma för samtliga modeller ($df = 6, 24$). Det är inte heller så att den oförklarade variationen (residualvariationen) är mindre för modell B (Tabell 8). Tvärtom är proportionen oförklarad variation mindre för modell B än för modell A.

Tabell 8. Procent oförklarad variation ($100 \cdot \text{SSRES} / \text{SSTOT}$) för analyser med modell A och B.

Variabel	% Oförklarad variation	
	Modell A	Modell B
Total täckning	37	13
Antal arter	46	17
Annelida	28	19
Anthozoa	18	15
Ascidia	26	14
Bivalvia	39	15
Brachiopoda	39	22
Bryozoa	17	7
Cirripedia	41	16
Hydroida	15	4
Porifera	42	33

En annan tänkbar förklaring är att analyserna med modell A och B delvis är baserade på olika data material. Analyserna i modell A är baserade på 753 foton fördelade på sex djup, medan de med modell B är baserade på 1337 foton fördelade på 11 djup. Således kan man tänka sig att det finns skillnader i täckningsgrad av större taxonomiska grupper mellan år i det begränsade djupintervallet 3 – 12 m (modell A). Dessa skillnader existerar dock inte om man betraktar hela djupintervallet 0.5 – 16 m (modell B). Denna möjliga förklaring är alltså inte av teknisk natur utan en konsekvens av biologiska variationsmönster. Man kan till exempel tänka sig arter som rekryterar i ett intervall 2 - 4 m. Om rekryteringen ett år sker på 2 m, kommer variationen mellan år att överskattas med modell A, eftersom denna endast inkluderade foton mellan 3 och 12 m. Det är viktigt att påpeka att ingen av dessa analyser är tekniskt eller logiskt felaktiga. Skillnaderna i slutsatser beror på att de två analyserna testar lite olika hypoteser: analysen med modell A sker i ett mer begränsat djupintervall and den med modell B. Även om modell A har den fördelen att den inkluderar test av hypoteser om förändringar av zoneringsmönster, har analysen med modell B den fördelen den inkluderar fler djup. Detta är främst en följd av att kravet på ortogonalitet när det gäller djup kan relaxeras (alla djup behöver inte nödvändigtvis finnas med på varje transekt).

5. Slutsatser

5.1 Förändringar i hårbottensfaunans sammansättning

De analyser som utförts inom ramen för denna utredning visar att sammansättningen och abundansen av bottenfaunan längs den svenska västkusten varierar på ett

signifikant sätt mellan platser och år. Även om det för vissa grupper av djur fanns gemensamma drag i hur förändringarna såg ut (exv. hydroider och anthozoer), fanns det också en betydande skillnad hur abundanser på olika lokaler förändrades i tiden (Fig. 2 och 3). Trots att den analyserade tidsserien sträcker sig över en period av nästan 10 år, är min generella bedömning att detta är en för kort tid för att slutsatser skall kunna dras om bestående långsiktiga förändringar. Analyserna visar i vissa fall tydliga tendenser (exv. en tendens till ökat antal djurtaxa) men mer ofta mönster som tyder på cykliska variationer under den aktuella perioden (Fig. 1, 2 och 3). I vad mån en ökad "inläring" och kompetens bidrar till den observerade ökningen i artantal kan inte heller utvärderas med säkerhet. Dock finns inget i detta material som tyder på att diversiteten hos faunan (mätt som artantal) skulle ha förändrats i negativ riktning.

5.2. Rekommendationer för analyser

Övervakningen av hårbottensfauna längs Bohuskusten sker enligt ett schema som innebär stickprovstagning på flera hierarkiska rumsliga skalor. Analyserna som redovisas här visar i enlighet vad man skulle förvänta sig att förändringar i faunans sammansättning varierar från mellan lokaler och mellan transekt. Detta innebär att analyser som gör anspråk på att spegla generella förändringar längs Bohuskusten måste baseras på flera lokaler. Analyser av enskilda lokaler representerar förmodligen bara förändringar på den specifika lokalen. Frånvaron av sådana övergripande analyser är därför anmärkningsvärd. Det är inte ens helt klart huruvida det någonsin preciserats en genomtänkt modell för hur datamaterialets komplexa struktur skall kunna användas för att utvärdera övergripande förändringar hos hårbottensfaunan. Detta är naturligtvis ett problem som måste åtgärdas för att övervakningen skall kunna uppfylla sitt syfte och ge någon form av förståelse för hur faunan förändras längs våra kuster.

Denna utvärdering har visat på tre olika sätt (modeller) att analysera de hittills insamlade och kommande data. Alla dessa modeller har sina specifika för- och nackdelar. Den mest komplexa "split-plot" modellen är mest fullständig på så sätt att den tillåter test av alla hypoteser som experimentet är upplagt för att testa (även om problem med tolkningar kan uppstå om variationen mellan "Transekt" är betydande). Nackdelen med denna modell är att den är oöverskådlig för personer som är oerfarna med analyser. Dessutom är analyserna väldigt tidskrävande och ställer höga krav på

fullständighet och jämförbarhet hos data. Den andra analysmodellen (“modell B”) är mer överskådlig och mindre tidskrävande. Trots detta ger även denna modell möjlighet att testa samtliga hypoteser. Nackdelen är att den gör ett antagande om att variationskällor som inkluderar “Transekt” inte är av stor betydelse. Analyser som gjorts här antyder att detta antagande inte orsakar några allvarliga felslut. Slutligen presenterades också en förenklad modell (“modell B”) som inte gör några antaganden om storleken på variationen mellan “Transekt”. I denna modell betraktas varje transekt som replikat. Det vill säga att alla fotografier från ett transekt summeras med avseende på exempelvis antalet arter, andra diversitetsmått eller täckningsgrad av en specifik art eller grupp. Denna modell innebär en väsentlig förenkling när det gäller analyser och ställer mindre krav på datamaterialets fullständighet. Nackdelen med denna modell är att hypoteser som rör förändringar i djupgradienter och zoner av olika arter inte kan testas på ett enkelt sätt. En annan nackdel är att sammanslagningen av samtliga fotografier från varje transekt kräver en del datahantering. I gengäld innebär denna modell att en större del av data kan användas.

Sammanfattningsvis visar analyserna att samtliga dessa modeller har potential att upptäcka variationer i täckningsgrad mellan olika år på enskilda platser, i kust- eller fjordområdet och i hela området. Som tidigare påpekats har samtliga modeller sina fördelar. På grund av dess enkelhet och större flexibilitet när det gäller att hantera ofullständigheter hos data finns det dock anledning att tro att “modell B” har störst potential som robust standard-modell för kontinuerlig utvärdering i framtiden. Ett viktigt resultat av denna utvärdering är dock att det nu har preciserats stommar för tre olika strategier som är användbara för att i framtiden göra övergripande analyser av hårbottensfaunan förändras på den svenska västkusten. Med nuvarande generella provtagningsstrategi är det svårt att föreställa sig alternativ som på ett grundläggande sätt är väsentligt annorlunda än de modeller som föreslagits här. Däremot kan man mycket väl tänka sig en mer utförlig analys av förändringar mellan år med hjälp av *a posteriori* test, planerade kontraster eller trendanalyser. Utveckling av sådana analyser överskrider dock ramarna för denna utvärdering.

5.3. Rekommendationer om ändringar i programmet

De analyser som redovisats här antyder att provtagningsprogrammet för Bohuskustens hårbottensfauna trots vissa brister i utformningen (se nedan) faktiskt verkar vara

användbar för att urskilja vissa typer av förändringar mellan år. Icke desto mindre anser jag att undersökningarna, med vissa förändringar, skulle kunna mer effektivt spegla förändringar i området som helhet. Sådana förändringar måste emellertid göras genom sammanvägning av en rad olika aspekter, såsom ekonomi, praktiska begränsningar, säkerhetsaspekter med mera och kan inte enbart baseras på statistiska hänsynstaganden. På grund av detta kan inga exakta rekommendationer ges om det optimala antalet replikat, transekt, lokaler och djup. Däremot kan en rad generella rekommendationer ges och olika lärdomar dras från de analyser som här företagits. Dessa rekommendationer kan utgöra mycket viktiga beståndsdelar i en kommande diskussion om konkreta förändringar av programmet. Nedan följer några övergripande rekommendationer (inte nödvändigtvis i prioritetsordning) som kan förbättra utbytet av provtagningarna:

1. Precisera en (eller flera) konkreta statistiska modeller för hur förändringar skall upptäckas! Som påpekats tidigare verkar data vara insamlade utan en uttalad bild av hur analyser skall göras. Eftersom det handlar om stickprovstagning i ett stort område är statistisk hypotestestning helt nödvändig för att några som helst slutsatser skall kunna dras av data! Detta förutsätter en konkret analysmodell och precisering av exakta hypoteser.
2. Sträva efter fullständighet och balans i data! Materialet är i stora stycken ofullständigt och obalanserat (till exempel olika antal transekt per plats och år, frånvaro av vissa djup på vissa platser och år). Sådana tillkortakommanden är ofta resultatet av olyckliga praktiska omständigheter och ibland omöjliga att undvika. Det är dock också troligt att avsaknaden av en tydlig plan för analys har bidragit till dessa tillkortakommanden genom att vikten av jämförbara data inte poängterats tillräckligt tydligt. I vissa fall går dessa problem att hantera i analyskedet, men med tanke på materialets omfattning är detta ofta mycket tidskrävande. I värsta fall leder det till att stora delar av data helt enkelt måste utelämnas i analysen som då begränsas avsevärt, och arbete med provtagning har i princip utförts ”i onödan”.
3. Fundera på syftet och nyttan med ett så stort antal nivåer i faktorn djup! Det stora antalet djup leder till att analyserna blir oerhört tidskrävande, oöverskådliga och praktiska problem med att utföra provtagning på alla djup på alla lokaler och transekt (detta har lett till att materialet redan idag är i vissa stycken ojämförbara mellan lokaler). Generellt finns det två olika kategorier

av faktorer, sådana med (1) fixerade eller med (2) slumpmässigt valda nivåer. Jag har inte någonstans i bakgrundsmaterialet kunnat utläsa på vilket sätt de olika nivåerna av djup har valts ut. Om syftet är att undersöka förändringar i djupgradienter (se H_3 och H_4 i avsnitt 3.3.1.) är faktorn ”Djup” att betrakta som fixerad. Detta är kanske den mest troliga tankegången och det är denna innebörd av ”Djup” som avspeglas i ”split-plot” analysen och i modell A. Men om man däremot har tagit prover på ett antal djup för att åstadkomma ett prov som är representativt för ett brett djupintervall, har valet av djup en annan innebörd. Denna innebörd avspeglas i analyserna med modell B där H_1 och H_2 från avsnitt 3.3.1. testas på ett adekvat sätt.

För att öka överskådligheten i analyser och för att öka utnyttjandegraden av materialet (med bibehållen analytisk stringens) anser jag att det vore önskvärt att minska ner det stora antalet djup. Detta kan göras i formulerandet av analyser, såsom i modell B (ett liknande förfarande används också vid analys av Naturvårdsverkets övervakning av makroalger på västkusten (J. Karlsson, pers. komm.)). En mer genomgripande förändring vore att provtagningen modifieras så att fotografier tas på ett mindre antal djup. Det senare skulle kunna möjliggöra övervakning av ett större antal lokaler till samma kostnad (se punkt 4). Konkreta rekommendationer om sådana förändringar kräver överväganden om exempelvis kostnader för att besöka nya lokaler och en fördjupad biologisk analys. Detta görs bäst med hjälp av en breddad diskussion där flera aspekter än de statistiska belyses men där denna rapport utgör ett viktigt bakgrundsmaterial.

4. Undersök möjligheterna att öka på antalet lokaler! Syftet med övervakningen är att, med ett representativt urval av lokaler, undersöka förändringar hos hårbottensfaunan längs Bohuskusten som helhet. I dagsläget görs detta med hjälp av tre lokaler som alltså skall på ett representativt sätt skall spegla förändringar i hela området. Som diskuterats tidigare innehåller programmet replikation på flera olika rumsliga skalor, men generellt sett är den viktigaste skalan för skattning av de övergripande förändringarna i området med all sannolikhet lokalerna. Detta beror på att variationen mellan lokaler ofta är den mest betydande variationskällan. Konsekvensen av detta blir att man bör öka på antalet lokaler om man vill ha maximal precision av sina skattningar. För

att beräkna den optimala balansen mellan antalet lokaler, transekt och replikat, med avseende på minimerad variation och kostnad, beror på storleken av de olika variationsbidragen och kostnaden för varje moment i provtagningen. Men med erfarenhet av tidigare analyser kan man med viss säkerhet sluta sig att övervakningen skulle tjäna på att fler lokaler längs den Bohuskusten övervakades. Med stor sannolikhet skulle detta vara genomförbart även med en oförändrad budget. Detta skulle dock innebära att antalet djup och transekt skulle behöva förändras. Kanske skulle ett ökat antal lokaler också erbjuda möjligheter att dra slutsatser om förändringar som uppträder endast i delar av kuststräckan. Detta är inte möjligt idag eftersom dagens upplägg endast omfattar en lokal i södra, mellersta och norra delen av området.

6. Referenser

- Anderson, J., Thunberg, B., 1991. Undersökning av bottenfauna: kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenar längs Bohuslänns kust, utförda enligt en ny PMK-standard. Kristinebergs Marinbiologiska Station, Fiskebäckskil, pp. 19.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environmental Research Council, UK, Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Lawett, E., Adolfsson, P., Thunberg, B., 1998. Övervakning av hårbottenfauna: kvantitativa och kvalitativa fotografiska undersökningar av tre hårbottenlokaler i Gullmarsfjorden 1995-1997. Kristinebergs Marina Forskningstation, Fiskebäckskil, pp. 18.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical ecology. Elsevier Science B. V., 853 pp.
- McKindsey, C.W., Bouget, E., 2000. Explaining mesoscale variation in intertidal mussel community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 205, 155-170.
- Underwood, A.J., 1997. Experiments in ecology- their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge, 504 pp.

- Underwood, A.J., Chapman, M.G., 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* 107, 212-224.
- Winer, B.J., Brown, D.R., Michels, K.M., 1991. Statistical principles in experimental design. McGraw-Hill, Inc., New York, 1057 pp.

7. Lista över appendix

Appendix 1 Uppdragsspecifikation 2003

Appendix 2 Lista på samtliga kategorier i den erhållna databasen

Appendix 3 Fullständig modell

Appendix 4 Reducerade modeller

Appendix 5 Analyser med fullständig modell

Appendix 6 Analyser med modell A

Appendix 7 Analyser med modell B

Appendix 8 Bilder producerade till muntlig presentation av resultaten vid möte 2003-09-18 på Länsstyrelsen i Göteborg

Appendix 1 Uppdragsspecifikation 2003

Naturvårds och
Fiskeenheten
Karin Pettersson

Göteborgs Universitet
Institutionen för Marin Ekologi
Tjärnö Marinbiologiska lab
452 96 Strömstad

Komplettering vad gäller tidpunkter av tidigare lämnat uppdrag att utvärdera och analysera övervakningsprogram för hårbotten, Gullmars kontrollprogram och Bohuskustens Vattenvårdsförbund

Uppdraget att utvärdera hårbottenprogrammen för Bohuskustens Vattenvårdsförbund och Gullmars kontrollprogram har av olika skäl inte kunnat slutföras inom den från början avsedda tiden. Efter diskussion med Mats Lindgarth har följande nya tidplan överenskommit:

Preliminär rapportering sker i slutet av mars 2003 på möte som sammankallas av Länsstyrelsen. Skriftlig slutrapportering lämnas till Länsstyrelsen senast den 16 juni 2003

Karin Pettersson

Kopia till:
Naturvårdsakten
Bohuslän Vattenvårdsförbund

Text från ursprungsuppdraget:

"Länsstyrelsen uppdrar åt Göteborgs Universitet, Institutionen för Marin Ekologi att utvärdera och analysera övervakningsprogram för hårbotten som genomförs av Bohuslän Vattenvårdsförbund och Gullmars kontrollprogram. I uppdraget ingår följande:

*Analys och utredning av programmens utformning
Analys med avseende på skillnader mellan områden (kust, fjord), plats, djup och tidsmässig variation (8-10 års data från de båda programmen)
Simulering och utvärdering av programmets effektivitet i förhållande till målsättningar samt statistisk styrka
Rapportering i redigerbart format (word) samt av rådata i excel filer*

Data för ovanstående analyser sammanställs och tillhandahålls av Bo Gustafsson, Länsstyrelsen under januari 2002.

Precisering: I uppdraget ingår att analysera och föreslå förändringar i programmen inför framtiden. I första hand: vad ger undersökningarna svar på och vilka förändringar kan tolkas utefter förändringar i ett biologiskt mångfalds perspektiv (Gullmars kontrollprogram) samt i ett utsläpparperspektiv (Bohuslän Vattenvårdsförbundets). Utredningen skall också värdera om programmen bör fortsätta och ge förslag på förbättringar och avgränsningar samt vilka variabler som bör ingå.

Preliminär rapportering sker på möte som sammankallas av Länsstyrelsen i maj 2002. Detta för att planera utformningen av övervakningsprogrammen sommaren 2002. Slutrapportering till Länsstyrelsen inlämnas senast 1 november, 2002."

Appendix 2 Lista på
samtliga kategorier i den
erhållna databasen

Inkluderade		Ej inkluderade			
Kategori	Grupp	Total täckning	Föreko mst, %	Kategori	Grupp
Serpulidae	Annelid	4736.8	52.3	ALG	Alg
Sabella pavonina	Annelid	38.9	0.8	Ascophyllum nodulosum	Alg
Chaetopterus norvegicus	Annelid	118.3	0.3	B_ALG	Alg
Sabellaria sp.	Annelid	1.2	0.1	B_FILTER	Alg
Polychaeta	Annelid	1.1	0.1	B_TOFSAL	Alg
Metridium senile	Anthozo	17672.2	48.7	CHLOROPHYTA	Alg
Alcyonium digitatum	Anthozo	1471.3	15.9	Chondrus crispus	Alg
Prothothoe simplex	Anthozo	1729.4	10.0	CHORDA	Alg
Urticina felina	Anthozo	113.8	4.1	CODIUM	Alg
Sagartiidae	Anthozo	25.5	4.0	CORALLIN	Alg
ACTINIARIA	Anthozo	23.9	3.7	Delesseria sanguinea	Alg
Caryophyllia smithii	Anthozo	8.0	1.6	Dilsea carnosa	Alg
Sagartia	Anthozo	3.5	0.6	Enteromorpha	Alg
Anthozoa	Anthozo	2.7	0.3	Fucophyceae	Alg
Dendrodoa grossularia	Ascidia	1109.6	36.9	FUCUS	Alg
Ciona intestinalis	Ascidia	7870.3	23.9	Fucus serratus	Alg
Ascidacea	Ascidia	374.3	15.7	Fucus vesiculosus	Alg
Corella parallelogramma	Ascidia	565.8	15.5	Furcellaria lumbricalis	Alg
Ascidella scabra	Ascidia	857.9	8.3	G_ALG	Alg
Ascidia virginea	Ascidia	97.8	4.1	G_FILTER	Alg
Clavelina lepadiformis	Ascidia	101.6	3.8	G_TOFSAL	Alg
Ascidella	Ascidia	152.6	3.5	Halidrys siliquosa	Alg
Ascididae	Ascidia	142.3	3.4	Hildenbrandia	Alg
Ascidia mentula	Ascidia	130.3	3.0	KRUSTALG	Alg
Ascidia	Ascidia	77.0	1.6	Laminaria	Alg
Botryllus schlosseri	Ascidia	47.7	1.4	Laminaria digitata	Alg
Styela coriacea	Ascidia	1.5	0.5	Laminaria saccharina	Alg
Ascidella aspersa	Ascidia	33.5	0.5	Lithothamnion	Alg
Styela sp.	Ascidia	9.4	0.4	PHAEOPHYTA	Alg
Mytilus edulis	Bivalvia	2342.5	12.6	Phycodrys rubens	Alg
Modiolus modiolus	Bivalvia	22.1	0.4	Phyllophora spp	Alg
Anomioidea	Bivalvia	1.2	0.2	Polyides rotundus	Alg
Bivalvia	Bivalvia	12.7	0.2	R_ALG	Alg
Chlamys varia	Bivalvia	0.8	0.1	R_FILTER	Alg
MYTILOIDA	Bivalvia	1.4	0.1	R_TOFSAL	Alg
Pectinoidea	Bivalvia	0.3	0.0	RHODOPHYTA	Alg
Crania anomala	Brachiopoda	1.1	0.2	TOFSALG	Alg
Macandrevia cranium	Brachiopoda	0.5	0.1	ULVA	Alg
Terebratulina retusa	Brachiopoda	0.7	0.1	Beroe cucumis	Ctenophore
Electra pilosa	Bryozo	875.1	13.1	Bolinopsis infundibulum	Ctenophore
BRYOZOA	Bryozo	645.5	11.8	Ctenophora	Ctenophore
Membranipora membranacea	Bryozo	1370.6	9.3	Pleurobrachia pileus	Ctenophore
Flustra foliacea	Bryozo	1662.4	4.7	Cancer pagurus	Decapoda
Alcyonidium diaphanum	Bryozo	43.2	0.7	Carcinus maenas	Decapoda
Scrupocellaria scruposa	Bryozo	17.1	0.6	Galathea strigosa	Decapoda
Securiflustra securifrons	Bryozo	0.2	0.1	Hyas	Decapoda
Balanus	Cirripedia	520.4	12.2	Hyas coarctatus	Decapoda
Cirripedia	Cirripedia	808.1	3.6	Liocarcinus depurator	Decapoda
Balanus balanus	Cirripedia	23.7	1.2	Pagurus bernhardus	Decapoda
Semibalanus balanoides	Cirripedia	311.6	0.8	Portunidae	Decapoda
Balanus improvisus	Cirripedia	5.3	0.4	Asterias rubens	Echinoderm
HYDROIDA	Hydroidea	1526.0	44.3	Asteroidea	Echinoderm
Tubularia indivisa	Hydroidea	28.4	0.8	Crossaster papposus	Echinoderm
Tubularia sp.	Hydroidea	8.8	0.4	Echinoidea	Echinoderm
Tubularia larynx	Hydroidea	11.0	0.3	Echinus	Echinoderm

FORTS.

Kirchenpaueria pinnata	Hydroidea	1.5	0.1	Echinus acutus	Echinoderm
Tubularia	Hydroidea	0.1	0.0	Echinus esculentus	Echinoderm
Porifera	Porifera	839.5	22.6	Henricia	Echinoderm
Halichondria panicea	Porifera	993.1	8.4	Marthasterias glacialis	Echinoderm
Halichondria	Porifera	519.3	4.9	Ophiopholis aculeata	Echinoderm
Halichondria bowerbanki	Porifera	152.5	1.5	Ophiothrix albida	Echinoderm
HALI OCU	Porifera	18.1	1.2	Ophiothrix fragilis	Echinoderm
Haliclona urceolus	Porifera	49.3	1.0	Ophiura	Echinoderm
Leucosolenia	Porifera	1.5	0.2	Ophiura albida	Echinoderm
Hymedesmia	Porifera	0.1	0.1	Ophiuridae	Echinoderm
				Ophiuroidea	Echinoderm
				Psammechinus miliaris	Echinoderm
				Solaster endeca	Echinoderm
				Strongylocentrotus	
				droebachiensis	Echinoderm
				Buccinum undatum	Gastropoda
				Coryphella lineata	Gastropoda
				Dendronotus frondosus	Gastropoda
				Gastropoda	Gastropoda
				Gibbula cineraria	Gastropoda
				Lacuna vineta	Gastropoda
				Littorina	Gastropoda
				Nucella lapillus	Gastropoda
				Nudibranchia	Gastropoda
				Prosobranchia	Gastropoda
				PISCES	Pisces
					Polyplacophora
				Polyplacophora	ra
					Polyplacophora
				Tonicella rubra	ra
				Aurelia aurita	Scyphozo
				Cyanea capillata	Scyphozo
				Cyanea lamarcki	Scyphozo
				Scyphozoa	Scyphozo
				Plathelminthes	Turbellaria
				Prostheceraeus vittatus	Turbellaria
				Beggiatoa	Varia
				DARKNESS	Varia
				DEAD!	Varia
				Skalgrus	Varia
				Ägg	Varia

Appendix 3 Fullständig modell

Fullständig modell där alla variansbidrag kan separeras. Modellen avspeglar en fullständig provtagning med replikat på varje djup. De faktiska förhållandena där replikat saknas inom varje djup och transekt leder till att variansbidragen som innehåller ”Transekt” ej kans skattas oberoende av residualvariationen. Detta påverkar dock inte testen av övriga variationskällor.

Källa	Res	D*T(Å*L(F))	Å*L(F)*D	Å*F*D	L(F)*D	F*D	Å*D	T(Å*L(F))	Å*L(F)	Å*F	D	L(F)	F	År	Nämnare
År	σ_e^2							$d\Box\sigma^2_{T(\hat{A}*L(F))}$	$de\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$					$bcde\Box\sigma^2_{\hat{A}}$	$\hat{A}*L(F)$
Fjord/Kust	σ_e^2							$d\Box\sigma^2_{T(\hat{A}*L(F))}$	$de\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$	$cde\Box\sigma^2_{\hat{A}*F}$		$ade\Box\sigma^2_{L(F)}$	$acde\Box\sigma^2_F$		-
Lokal(F)	σ_e^2							$d\Box\sigma^2_{T(\hat{A}*L(F))}$	$de\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$			$ade\Box\sigma^2_{L(F)}$			$\hat{A}*L(F)$
Djup	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$		$ae\Box\sigma^2_{L(F)*D}$		$bce\Box\sigma^2_{\hat{A}*D}$				$abce\Box\sigma^2_D$				-
Å*F	σ_e^2							$d\Box\sigma^2_{T(\hat{A}*L(F))}$	$de\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$	$cde\Box\sigma^2_{\hat{A}*F}$					$\hat{A}*L(F)$
Å*L(F)	σ_e^2							$d\Box\sigma^2_{T(\hat{A}*L(F))}$	$de\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$						Residual
Transekt(Å*L(F)) ¹	σ_e^2							$d\Box\sigma^2_{T(\hat{A}*L(F))}$							Residual
Å*D	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$				$bce\Box\sigma^2_{\hat{A}*D}$								$\hat{A}*L(F)*D$
F*D	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$	$ce\Box\sigma^2_{\hat{A}*F*D}$	$ae\Box\sigma^2_{L(F)*D}$	$ace\Box\sigma^2_{F*D}$									-
L(F)*D	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$		$ae\Box\sigma^2_{L(F)*D}$										$\hat{A}*L(F)*D$
Å*F*D	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$	$ce\Box\sigma^2_{\hat{A}*F*D}$											$\hat{A}*L(F)*D$
Å*L(F)*D	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$												$\hat{A}*L(F)*D$
D*T(Å*L(F)) ¹	σ_e^2	$\Box\sigma^2_{D*T(\hat{A}*L(F))}$	$e\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$												$D*T(\hat{A}*L(F))$
Res	σ_e^2														Residual

Appendix 4 Reducerade modeller
 Reducerad modell som ignorerar provtagningens uppdelning i transekt (modell A).

Källa	Res	Å*L(F)*D	Å*F*D	L(F)*D	F*D	Å*D	Å*L(F)	Å*F	D	L(F)	F	År	Nämnare
År	σ^2_e						$d\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$					$bcd\Box\sigma^2_{\hat{A}}$	$\hat{A}*L(F)$
Fjord/Kust	σ^2_e						$d\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$	$cd\Box\sigma^2_{\hat{A}*F}$		$ad\Box\sigma^2_{L(F)}$	$acd\Box\sigma^2_F$		-
Lokal(F)	σ^2_e						$d\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$			$ad\Box\sigma^2_{L(F)}$			$\hat{A}*L(F)$
Djup	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$		$a\Box\sigma^2_{L(F)*D}$		$bce\Box\sigma^2_{\hat{A}*D}$			$abc\Box\sigma^2_D$				-
Å*F	σ^2_e												$\hat{A}*L(F)$
Å*L(F)	σ^2_e							$d\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$	$cd\Box\sigma^2_{\hat{A}*F}$				Residual
Å*D	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$				$bce\Box\sigma^2_{\hat{A}*D}$							$\hat{A}*L(F)*D$
F*D	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$	$c\Box\sigma^2_{\hat{A}*F*D}$	$a\Box\sigma^2_{L(F)*D}$	$ace\Box\sigma^2_{F*D}$								-
L(F)*D	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$		$a\Box\sigma^2_{L(F)*D}$									$\hat{A}*L(F)*D$
Å*F*D	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$	$c\Box\sigma^2_{\hat{A}*F*D}$										$\hat{A}*L(F)*D$
Å*L(F)*D	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{D*\hat{A}*L(F)}$											Residual
Res	σ^2_e												

Reducerad modell som korrekt utvärderar skillnader mellan år men som inte kan användas till att utvärdera djupgradienter(modell B).

Källa	Res	Å*L(F)	Å*F	L(F/K)	F/K	År	Nämnare
År	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$				$bc\Box\sigma^2_{\hat{A}}$	$\hat{A}*L(F)$
Fjord/Kust	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$	$c\Box\sigma^2_{\hat{A}*F}$	$a\Box\sigma^2_{L(F)}$	$ac\Box\sigma^2_F$		-
Lokal(F)	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$		$a\Box\sigma^2_{L(F)}$			$\hat{A}*L(F)$
Å*F	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$	$c\Box\sigma^2_{\hat{A}*F}$				$\hat{A}*L(F)$
Å*L(F)	σ^2_e	$\Box\sigma^2_{\hat{A}*L(F)}$					Residual
Res	σ^2_e						

Appendix 6 Analyser med modell A

Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□rKat	6	54.774	9.129	3.034	0.023 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	400.263	400.263		
Djupkat	5	170.829	34.166		
□rKat * Fjord/Kust	6	69.184	11.531	4.666	0.000 □rKat * Djupkat * Lokal
Djupkat * □rKat	30	70.658	2.355	0.953	0.543 □rKat * Djupkat * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	96.555	24.139	9.768	0.000 □rKat * Djupkat * Lokal
Djupkat * Fjord/Kust	5	18.306	3.661	0.615	0.690 Djupkat * Lokal (Fjord/Kust)
□rKat * Lokal (Fjord/Kust)	24	72.224	3.009	1.799	0.012 Residual
Djupkat * Lokal (Fjord/Kust)	20	119.002	5.950	2.408	0.002 □rKat * Djupkat * Lokal
□rKat * Fjord/Kust * Djupkat	30	76.619	2.554	1.033	0.432 □rKat * Djupkat * Lokal
□rKat * Djupkat * Lokal (Fjord/Kust)	120	296.549	2.471	1.477	0.002 Residual
Residual	120	837.967	1.673		
LnTotal	501				

Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□rKat	6	110.105	18.351	12.543	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	13.227	13.227		
Djupkat	5	94.740	18.948		
□rKat * Fjord/Kust	6	16.632	2.772	1.796	0.106 □rKat * Djupkat * Lokal
Djupkat * □rKat	30	40.791	1.360	0.881	0.646 □rKat * Djupkat * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	9.470	2.368	1.534	0.197 □rKat * Djupkat * Lokal
Djupkat * Fjord/Kust	5	2.802	0.560	0.240	0.940 Djupkat * Lokal (Fjord/Kust)
□rKat * Lokal (Fjord/Kust)	24	35.101	1.463	1.487	0.065 Residual
Djupkat * Lokal (Fjord/Kust)	20	46.648	2.332	1.511	0.090 □rKat * Djupkat * Lokal
□rKat * Fjord/Kust * Djupkat	30	34.152	1.138	0.738	0.831 □rKat * Djupkat * Lokal
□rKat * Djupkat * Lokal (Fjord/Kust)	120	185.197	1.543	1.569	0.001 Residual
Residual	501	492.654	0.983		
LnTaxa					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	802.383	133.730	10.625	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	396.590	396.590		
Djup	5	1557.280	311.456		
□r * Fjord/Kust	6	572.792	95.465	10.720	0.000 □r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)
Djup * □r	30	510.943	17.031	1.912	0.008 □r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)
Lokal (Fjord/Kust)	4	1244.485	311.121	34.935	0.000 □r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)
Djup * Fjord/Kust	5	37.162	7.432	0.672	0.650 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	302.066	12.586	2.332	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	221.302	11.065	1.242	0.233 □r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust * Djup	30	208.504	6.950	0.780	0.781 □r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	1068.680	8.906	1.650	0.000 Residual
Residual	501	2703.697	5.397		
LnAnnelida					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	37.200	6.200	0.683	0.665 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	9413.092	9413.092		
Djup	5	567.614	113.523		
□r * Fjord/Kust	6	57.242	9.540	1.883	0.081 Pooled
Djup * □r	30	182.114	6.070	1.390	0.109 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	192.864	48.216	11.044	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	200.082	40.016	1.531	0.225 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	217.800	9.075	1.734	0.017 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	522.748	26.137	5.987	0.000 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	178.403	5.947	1.362	0.124 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	523.899	4.366	0.834	0.887 Residual
Residual	501	2622.505	5.235		
LnAntho					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	237.047	39.508	2.005	0.105 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	1221.916	1221.916		
Djup	5	3585.699	717.140		
□r * Fjord/Kust	6	94.374	15.729	2.927	0.008 Pooled
Djup * □r	30	210.926	7.031	1.290	0.169 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	98.416	24.604	4.515	0.002 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	329.206	65.841	2.858	0.042 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	472.991	19.708	3.680	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	460.781	23.039	4.228	0.000 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	199.429	6.648	1.220	0.224 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	653.874	5.449	1.018	0.440 Residual
Residual	501	2682.713	5.355		
LnAscidia					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	230.362	38.394	3.947	0.007 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	171.881	171.881		
Djup	5	36.047	7.209		
□r * Fjord/Kust	6	244.319	40.720	14.819	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * □r	30	109.244	3.641	1.325	0.145 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	232.403	58.101	21.144	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	45.919	9.184	1.646	0.194 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	233.458	9.727	3.994	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	111.594	5.580	2.031	0.010 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	128.968	4.299	1.584	0.048 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	329.745	2.748	1.128	0.190 Residual
Residual	501	1220.309	2.436		
LnBiv					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	2.242	0.374	0.770	0.601 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	0.046	0.046		
Djup	5	1.405	0.281		
□r * Fjord/Kust	6	3.095	0.516	1.690	0.129 □r * Djup * Lokal
Djup * □r	30	5.909	0.197	0.645	0.917 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	1.886	0.471	1.544	0.194 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	0.667	0.133	0.552	0.735 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	11.673	0.486	5.019	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	4.813	0.241	0.788	0.723 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	8.103	0.270	0.885	0.640 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	36.637	0.305	3.151	0.000 Residual
Residual	501	48.550	0.097		
LnBrach					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	480.717	80.119	2.973	0.026 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	3504.337	3504.337		
Djup	5	228.600	45.720		
□r * Fjord/Kust	6	429.116	71.519	9.293	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * □r	30	199.917	6.664	0.866	0.667 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	1177.546	294.387	38.250	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	161.251	32.250	3.904	0.012 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	646.795	26.950	8.345	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	165.226	8.261	1.073	0.386 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	177.328	5.911	0.768	0.796 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	923.558	7.696	2.383	0.000 Residual
Residual	501	1618.004	3.230		
LnBryo					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	198.594	33.099	2.263	0.072 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	12.075	12.075		
Djup	5	96.965	19.393		
□r * Fjord/Kust	6	19.357	3.226	1.483	0.190 □r * Djup * Lokal
Djup * □r	30	136.304	4.543	2.088	0.003 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	231.544	57.886	26.601	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	7.211	1.442	0.229	0.945 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	351.078	14.628	6.898	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	125.978	6.299	2.895	0.000 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	71.129	2.371	1.090	0.361 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	261.126	2.176	1.026	0.417 Residual
Residual	501	1062.493	2.121		
LnCirri					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	2331.143	388.524	35.743	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	2747.797	2747.797		
Djup	5	111.072	22.214		
□r * Fjord/Kust	6	859.350	143.225	20.552	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * □r	30	283.334	9.444	1.355	0.128 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	109.442	27.360	3.926	0.005 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	108.039	21.608	2.928	0.038 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	260.886	10.870	3.814	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	147.618	7.381	1.059	0.401 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	221.560	7.385	1.060	0.398 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	836.282	6.969	2.445	0.000 Residual
Residual	501	1428.056	2.850		
LnHydro					

Type I Sums of Squares	df	SS	MS	F	p Error Term
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	833.328	138.888	7.136	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	5.266	5.266		
Djup	5	199.581	39.916		
□r * Fjord/Kust	6	419.748	69.958	10.262	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * □r	30	170.695	5.690	0.835	0.710 □r * Djup * Lokal
Lokal (Fjord/Kust)	4	571.924	142.981	20.973	0.000 □r * Djup * Lokal
Djup * Fjord/Kust	5	76.037	15.207	0.706	0.626 Djup * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	467.147	19.464	3.247	0.000 Residual
Djup * Lokal (Fjord/Kust)	20	430.765	21.538	3.159	0.000 □r * Djup * Lokal
□r * Fjord/Kust * Djup	30	159.109	5.304	0.778	0.784 □r * Djup * Lokal
□r * Djup * Lokal (Fjord/Kust)	120	818.087	6.817	1.137	0.175 Residual
Residual	501	3003.440	5.995		
LnPorifera					

Appendix 7 Analyser med modell B

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	4.730	0.788	19.198	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	0.010	0.010		
Lokal (Fjord/Kust)	4	1.279	0.320	7.786	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	0.877	0.146	3.559	0.012 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	0.986	0.041	2.093	0.007 Residual
Residual	84	1.648	0.020		
LnSpecies					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	1.035	0.173	0.426	0.855 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	2.694	2.694		
Lokal (Fjord/Kust)	4	28.229	7.057	17.408	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	5.138	0.856	2.112	0.089 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	9.730	0.405	4.981	0.000 Residual
Residual	84	6.836	0.081		
LnTotal cover					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	4.423	0.737	20.745	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	0.006	0.006		
Lokal (Fjord/Kust)	4	1.262	0.315	8.876	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	0.804	0.134	3.769	0.009 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	0.853	0.036	1.703	0.040 Residual
Residual	84	1.753	0.021		
LnAnnelida					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	21.570	3.595	1.431	0.244 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	164.524	164.524		
Lokal (Fjord/Kust)	4	297.203	74.301	29.582	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	7.690	1.282	0.510	0.795 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	60.281	2.512	2.215	0.004 Residual
Residual	84	95.251	1.134		
LnAnthozoa					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	54.559	9.093	4.360	0.004 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	48.031	48.031		
Lokal (Fjord/Kust)	4	26.693	6.673	3.200	0.031 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	19.400	3.233	1.550	0.205 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	50.049	2.085	5.597	0.000 Residual
Residual	84	31.297	0.373		
LnAscidia					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	57.019	9.503	1.032	0.429 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	1.601	1.601		
Lokal (Fjord/Kust)	4	733.168	183.292	19.905	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	106.056	17.676	1.920	0.119 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	220.999	9.208	3.897	0.000 Residual
Residual	84	198.469	2.363		
LnBivalvia					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	4.702	0.784	0.662	0.681 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	1.613	1.613		
Lokal (Fjord/Kust)	4	7.251	1.813	1.530	0.225 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	2.351	0.392	0.331	0.914 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	28.429	1.185	7.896	0.000 Residual
Residual	84	12.602	0.150		
LnBrachipoda					

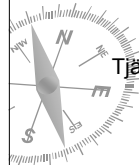
Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	126.349	21.058	3.359	0.015 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	457.286	457.286		
Lokal (Fjord/Kust)	4	760.402	190.100	30.323	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	58.218	9.703	1.548	0.206 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	150.462	6.269	4.841	0.000 Residual
Residual	84	108.784	1.295		
LnBryozoa					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	193.533	32.255	1.900	0.122 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	269.739	269.739		
Lokal (Fjord/Kust)	4	31.475	7.869	0.464	0.762 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	76.754	12.792	0.754	0.613 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	407.406	16.975	7.640	0.000 Residual
Residual	84	186.636	2.222		
LnCirripedia					

Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	526.949	87.825	13.902	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	81.899	81.899		
Lokal (Fjord/Kust)	4	310.040	77.510	12.269	0.000 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	134.903	22.484	3.559	0.012 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	151.622	6.318	9.488	0.000 Residual
Residual	84	55.930	0.666		
LnHydroidea					

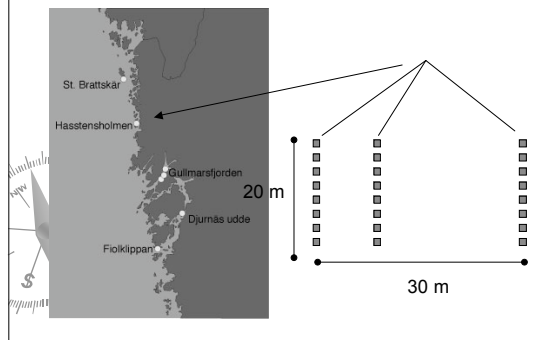
Type I Sums of Squares					
Source	df	SS	MS	F	p Error Term
□r	6	157.627	26.271	3.299	0.016 □r * Lokal (Fjord/Kust)
Fjord/Kust	1	30.358	30.358		
Lokal (Fjord/Kust)	4	161.133	40.283	5.059	0.004 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Fjord/Kust	6	21.665	3.611	0.453	0.835 □r * Lokal (Fjord/Kust)
□r * Lokal (Fjord/Kust)	24	191.110	7.963	2.375	0.002 Residual
Residual	84	281.659	3.353		
LnPorifera					

Utvärdering och analys av övervakningsprogram för hårbottenar, Gullmarsns kontrollprogram och Bohuskustens Vattenvårdsförbund



Mats Lindegarth
Tjärnö Marinbiologiska Laboratorium

Rumslig omfattning



Tidsmässig omfattning

Lokal	Tidpunkt	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Totalt
Djurnäs udde	a					13	12	13	13	12	12	83
	b					12	13	13	13	13	13	77
	c					13	13	13	13	13	13	78
	d					13	13	13	13	13	13	78
Djurnäs havud	a		12	7	12	12	13	13	13	13	13	96
	b		12	12	12	13	13	12	12	13	13	104
	c		12	11	12	13	13	12	12	13	13	104
	d		13	13	13	13	13	13	13	13	13	117
Fiolkippan	a		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	b		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	c		13	13	9	13	13	13	13	9	13	111
	d		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
Gullmarsfjorden	a		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	b		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	c		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	d		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
Hasstensholmen	a		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	b		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	c		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	d		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
Kullhammar	a		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	b		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	c		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	d		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
St. Brattskar	a		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	b		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	c		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
	d		13	13	13	13	13	13	13	13	13	115
Sånen	a		14	13	13							40
	b		14	13	13							40
	c		14	13	13							40
	d		14	13	13							40
Totalt		83	200	204	203	353	304	333	350	294	353	2788

Uppgiften

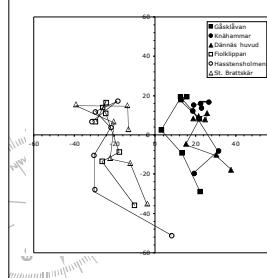
1. Utvärdera mönster och förändringar under provtagningsperioden
2. Utreda provtagningsens utformning i förhållande till de syften som anges
3. Rekommendera förändringar i programmet



1. Förändringar och mönster

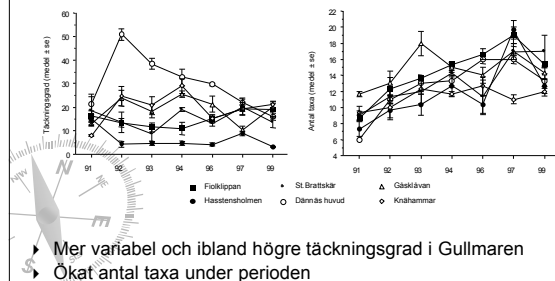


Analys av hela hårbottenssamhällen



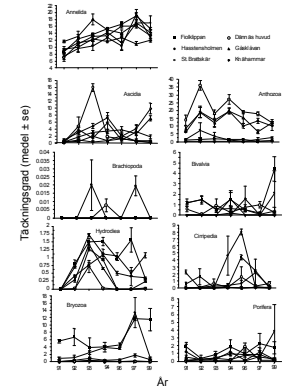
- Konsistenta skillnader mellan kust och fjord
- Liknande typer av förändringar i kust och fjord
- Mönster förklaras till stor del av art-sammansättning

Analyser av hela hårbottenssamhällen



Vanliga grupper

- ▶ Annelider ökande
- ▶ Anthozoa vanliga i Gullmaren
- ▶ Hydroider uppträder och försvinner
- ▶ Bryozoa vanligare på kustlokaler



Sammanfattning av mönster

- ▶ Det finns skillnader mellan kustlokaler och de i Gullmaren
- ▶ Det har skett lokala och generella förändringar av bottenmiljöerna under perioden
- ▶ Inga enkelt observerbara monotona trender

2. Provtagningen i relation till syften

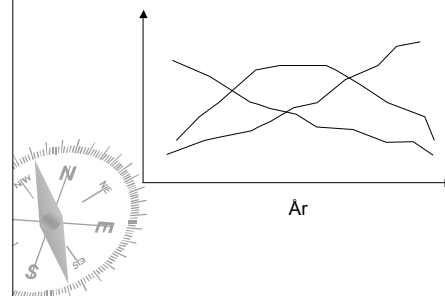
"Att studera långsiktig förändring av faunan. På kort sikt kan *förändringar* i faunan spegla påverkan från omkringliggande verksamheter."

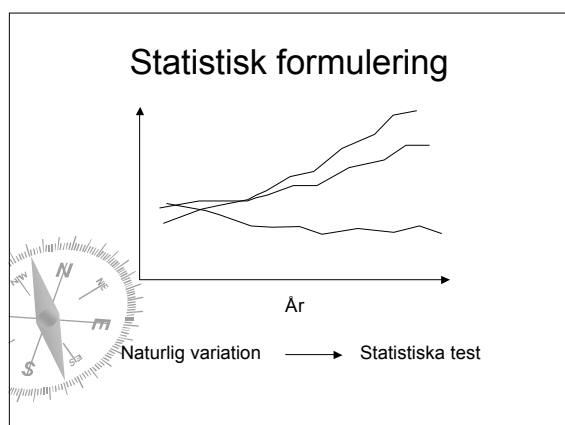
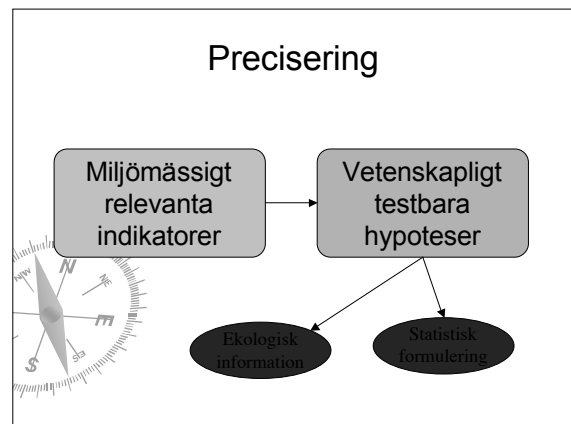
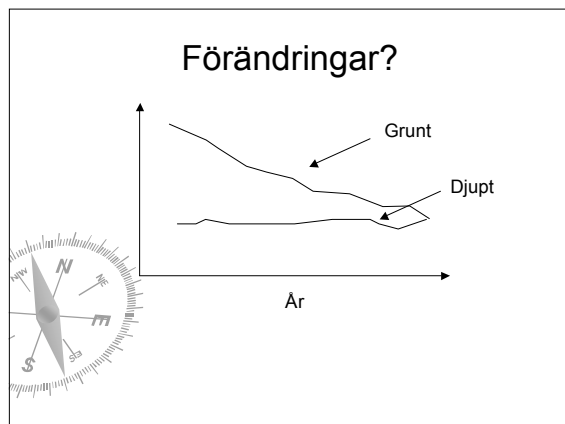
- "Kustvattenkontroll 2003-01-01 - 2005-12-31"
www.bvvf.com

"Ävsikten är att med en vetenskapligt acceptabel metod *kartlägga miljöförhållandena* läng Bohuskusten med hjälp av *långsiktig hårbottenövervakning*"

- "Undersökning av hårbottenfauna:..."
 Adolfsson, Gustafsson och Tunberg (1999)
www.bvvf.com

Förändringar?





Variationskällor

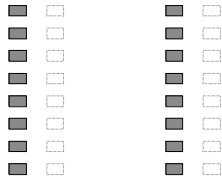
Källa	Nivåer	df	Error term
År	a	a-1	$A^*L(F)$
F/K	b	b-1	$A^*L(F)$
L(F/K)	c	b(c-1)	$A^*L(F)$
T(A^*L(F)) ¹	d	abc(d-1)	
D	e	e-1	$A^*L(F)$
A^*F	(a-1)(b-1)		Res
A^*L(F)	(a-1)b(c-1)		Res
A^*D	(a-1)(e-1)		$A^*L(F)^*D$
F^*D	(b-1)(e-1)		
L(F)^*D	b(c-1)(e-1)		$D^*A^*L(F)$
A^*F^*D	(a-1)(b-1)(e-1)		$A^*L(F)^*D$
A^*L(F)^*D	(a-1)b(c-1)(e-1)		$D^*T(A^*L(F))$
D^*T(A^*L(F)) ¹	(e-1)abc(d-1)		Res
Residual	n	abode(n-1)	

- ### Syften och hypoteser
1. Målsättningen allmänt hållen (oprecist eller allomfattande?)
 2. Ingen tidigare vetenskapligt formulerad metod för testning
 3. Tidigare analyser endast på enskilda lokaler och enstaka år
-

- ### 3. Förbättringar?
- a. Analysmodell
 - b. Provtagningsmodell
 - c. Rutiner för utvärdering
-

a. Analysmodell Split-plot modell

- Brist på replikation
- Inget statistiskt problem
- Möjliga tolkningsproblem



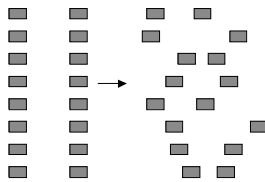
Variationskällor

Källa	Res	D	Å*F	Å*L(F)	Å*F*D	L(F)*D	F*D	Å*D	Å*L(F)*D	Å*F	D	L(F)	F	Å	Nämnare
År	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{År}}$
Fjord/Kust	σ^2_e														-
Lokal(F)	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{Lokal(F)}}$
Djup	σ^2_e														-
Å*F	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{Å*F}}$
Å*L(F)	σ^2_e														Residual
Transakt(Å*L(F))	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{Transakt(Å*L(F))}}$
F*D	σ^2_e														-
Å*F*D	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{Å*F*D}}$
Å*L(F)*D	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{Å*L(F)*D}}$
D*L(F)	σ^2_e														$\sigma^2_{\text{D*L(F)}}$
Res	σ^2_e														Residual

- Överskådlig!
- "Tungarbetad"

Reducerad modell A

- Bortse från transekt-strukturen
- Mer överskådlig analys
- Möjlig överskattning av nämnarens frihetsgrader



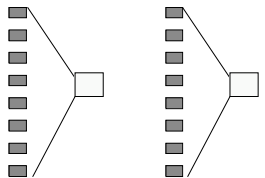
Variationskällor modell A

Källa	Res	Å*L(F)*D	Å*F*D	L(F)*D	F*D	Å*D	Å*L(F)	Å*F	D	L(F)	F	Å	Nämnare
År	σ^2_e												$\sigma^2_{\text{År}}$
Fjord/Kust	σ^2_e												-
Lokal(F)	σ^2_e												$\sigma^2_{\text{Lokal(F)}}$
Djup	σ^2_e												-
Å*F	σ^2_e												$\sigma^2_{\text{Å*F}}$
Å*L(F)	σ^2_e												Residual
F*D	σ^2_e												-
L(F)*D	σ^2_e												$\sigma^2_{\text{L(F)*D}}$
Å*F*D	σ^2_e												$\sigma^2_{\text{Å*F*D}}$
Å*L(F)*D	σ^2_e												Residual
Res	σ^2_e												Residual

- Alla hypoteser kan testas
- Liknande resultat som split-plot analyserna

Reducerad modell B

- Betrakta varje transekt som replikat



Variationskällor modell B

Källa	Res	Å*L(F)	Å*F	L(F/K)	F/K	Å	Nämnare
År	σ^2_e	$\sigma^2_{\text{År}}$					$\sigma^2_{\text{År}}$
Fjord/Kust	σ^2_e	$\sigma^2_{\text{Fjord/Kust}}$					-
Lokal(F)	σ^2_e	$\sigma^2_{\text{Lokal(F)}}$					$\sigma^2_{\text{Lokal(F)}}$
Å*F	σ^2_e	$\sigma^2_{\text{Å*F}}$					$\sigma^2_{\text{Å*F}}$
Å*L(F)	σ^2_e	$\sigma^2_{\text{Å*L(F)}}$					Residual
Res	σ^2_e						Residual

- Hypoteser om zonering kan ej testas direkt
- Överskådlig, lättanalyserad och robust

Jämförelse av resultat

Modell	Total	Arter	Anne- lida	Antho- zoa	Asci- dia	Bival- via	Brachi- opoda	Bryo- zoa	Cirri- pedia	Hydro- idea	Pori- fera
Split-plot	Ar	0.02	0.00	0.00	0.66	0.10	0.01	0.60	0.03	0.07	0.00
	Ar * F	0.01	0.12	0.00	0.42	0.58	0.01	0.41	0.04	0.97	0.00
	Ar * L(F)	0.05	0.02	0.01	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
Modell A	Ar	0.02	0.00	0.00	0.66	0.10	0.01	0.60	0.03	0.07	0.00
	Ar * F	0.00	0.11	0.00	0.08	0.01	0.00	0.13	0.00	0.19	0.00
	Ar * L(F)	0.01	0.07	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Modell B	Ar	0.85	0.00	0.00	0.24	0.00	0.43	0.68	0.02	0.12	0.00
	Ar * F	0.09	0.01	0.01	0.79	0.20	0.12	0.91	0.21	0.61	0.01
	Ar * L(F)	0.00	0.01	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

- ▶ Alla variabler och alla typer av hypoteser visar signifikanta mönster
- ▶ Split-plot och modell A väldigt lika. Modell B ger färre signifikanta resultat men är baserade på mer data
- ▶ Vilken analysmodell? Djuphypoteser vs åskådighet!

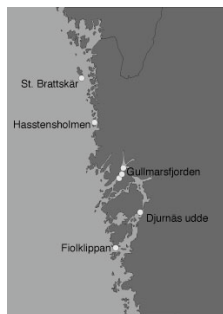
b. Provtagningsmodell Antal djupstrata?

- ▶ Antal djupstrata = 13!
- ▶ Tidskrävande
- ▶ Svårarbetat
- ▶ Höga krav på ortogonalitet och balansering



b. Provtagningsmodell Antal lokaler?

- ▶ 3 x 30 m skall beskriva vad som händer på kusten!
- ▶ Fler lokaler!
- ▶ Småskalig variation?
- ▶ Regionala trender?
- ▶ Stratifiering!



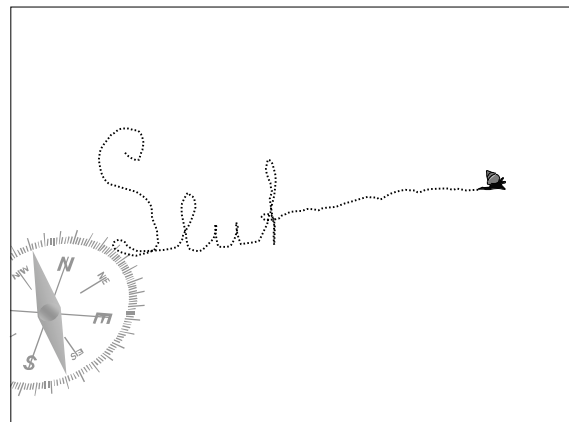
b. Provtagningsmodell Transekter?

- ▶ Brist på replikation
inget avgörande
problem
- ▶ Informationen används ej?
- ▶ Praktiska överväganden?



c. Rutiner för utvärdering

1. Precisera analysmodeller!
2. Precisera hypoteser
Ekologisk innebörd
Statistiskt test
3. Mallar eller detaljerade instruktioner för tolkning?





LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

www.o.lst.se

