



DIMENSIONERING AV UPPFÖLJNINGSPROGRAM: KOMPLETTERING AV UPPFÖLJNINGSMANUAL FÖR SKYDDADE OMRÅDEN

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2011:3

J. ROBIN SVENSSON
MARTIN GULLSTRÖM
MATS LINDEGARTH

J. Robin Svensson, Martin Gullström och Mats Lindegarth är anställda vid Institutionen för Marin Ekologi - Tjärnö vid Göteborgs Universitet.

Mats Lindegarth är anställd vid Havsmiljöinstitutet



Havsmiljöinstitutet



GÖTEBORGS UNIVERSITET

HAVSMILJÖINSTITUTET

Box 260

405 30 Göteborg

Telefon: 031-786 65 61

e-post: info@havsmiljoinstitutet.se

webb: www.havsmiljoinstitutet.se

GÖTEBORGS UNIVERSITET

INSTITUTIONEN FÖR MARIN EKOLOGI – TJÄRNÖ

452 96 Strömstad

Telefon: 031-786 00 00

e-post: fornamn.efternamn@gu.se

webb: www.marecol.gu.se

SAMMANFATTNING

Detta arbete är ett komplement till "Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer" (Dahlgren och Lindegarth, 2010) som gjordes inom ramen för Naturvårdsverkets projekt "Uppföljning av bevarandemål i skyddade områden". Arbetet med manualen påvisade stora behov av mer detaljerad information om provtagningsmetodernas precision och kostnader och därmed skarpare rekommendationer om dimensionering och metodval än vad som var möjligt inom ramen för arbetet med manualen. Syftet med detta projekt var därför att utveckla metodikvertyg för att utvärdera bevarandemål för skyddade områden, att ge förslag till dimensionering av stickprov samt att även anpassa metodiken för de metoder som ingår i uppföljningsmanual för hav i skyddade områden.

Den övergripande metodiken för projektet har varit att (1) använda befintliga data från existerande övervaknings- eller forskningsprogram för att skatta medelvärden samt rumslig och tidsmässig variation. Dessa skattningar användes sedan för att (2) modellera precision vid olika provtagningsintensitet, och därigenom (3) skatta nödvändig dimensionering för att uppnå en precision på 20% av medelvärdet för ett ensidigt 95%-igt konfidensintervall (även kallat "tekniskt tröskelvärde"). Genom att inkorporera information om kostnader för olika metoder har vi sedan analyserat (4) hur prover bäst allokeras mellan olika skalor i rum och i viss mån även skalor i tid. Vi har även analyserat (5) hur många provers som ryms inom olika kostnadsramar och (6) beräknat den nödvändiga kostnaden för att uppnå önskad precision med olika metoder och för olika typer av målbildare.

Skattningarna av variation och varianskomponenter visade att det fanns väldigt stora skillnader mellan målvariabler på olika skalor i tid och rum. Eftersom dessa skattningar användes för modellering och approximering av provantal för önskad precision var även variationen i antal prover stor mellan målvariabler. Artantal och kvalitetsindex (e.g. BQI och BHQ) krävde en relativt liten provtagningsinsats, medan det krävdes ett större antal prover som för att uppnå önskad precision för individantal. Trots denna generella trend fanns det stora skillnader mellan olika metoder och miljöer för varje målvariabel. En typ av variabel som återfinns i flera av manualens föreslagna bevarandemål är baserade på mätning av täckningsgrad av betydelsefulla habitatbildande vegetationstyper och sessila djur. För denna variabel fanns ett tydligt samband mellan medeltäckningsgrad och det antal prover som krävs för önskad precision. Högst oväntat var detta samband i stort sett oberoende av provtagningsmetod, provtagningsyta, geografiskt område, bottentyp och art (se Fig. 3.24). Analyserna för detta mönster visade att det krävdes mycket

omfattande provtagning för att nå den uppsatta målprecisionen vid låga täckningsgrader. Som exempel krävs mer än 1000 prover vid 1% medeltäckningsgrad, 200 prover vid 10% och 50 prover vid 50% medeltäckningsgrad. Detta generella samband blir väldigt användbart för planering och dimensionering av provtagning för uppföljning av olika bevarandemål, eftersom det kan användas för alla olika metoder, miljöer och arter.

Alla metoder kan dock inte användas för alla miljöer och arter. Lämpligheten för olika metoder är för många målindikatorer direkt avhängig den eller de arter som avses, samt i vilken miljö dessa ska undersökas. Detta beror på att vissa metoder bara fungerar i vissa miljöer och att inte alla arter med säkerhet kan identifieras till artnivå med alla metoder. Som exempel krävs metoder som dykning för säker artbestämning av filamentösa alger samt små sessila evertebrater, medan karakteristiska arter som blåmussla (*Mytilus edulis*) och ålgräs (*Zostera marina*) ofta kan identifieras med mer kostnadseffektiva metoder som handhållen video (även kallad "dropvideo") och vattenkikare. Det samma gäller för olika habitat där t.ex. infauna kvantifieras med cylinderprovtagare i grunda områden och bottenhuggare i djupa områden.

När information om rumslig variation kombinerades med kostnader för olika provtagningsmetoder var en viktig slutsats att det i allmänhet var mer kostnadseffektivt att sprida ut provtagningen över ett område. För vissa metoder var det dock effektivast att ta flera prover från samma lokal. Den genomsnittliga kostnaden per prov för metoder med utspridd provtagning beräknades till 238 kr för vattenkikare, 413 kr med video, 2609 kr för bottenhuggare, 494 kr för sedimentprofilkamera, 8313 kr för dykrutor och 9688 kr för dyktransekt. För metoder där olika antal prover togs per lokal varierade kostnader per prov mellan 551-1754 kr för fallfälla, 1724 -2000 kr för cylinderprovtagare och mellan 900-1800 kr för ROV. Den totala kostnaden för att uppnå önskad precision vid provtagning i ett fiktivt skyddat område under ett år varierade mellan metoder. För mål som involverar artantal var dock ett generellt mönster att 100 000 kr räcker för uppföljning för alla av metoderna oavsett område och habitat, även om kostanden varierade mellan 20 000 och 100 000 kr för olika metoder. Samma totalkostnad räcker också för uppföljning av kvalitetsindex på djupa mjukbottnar där kostnad för BQI varierade mellan ca 10 000 och 90 000 kr för olika områden och under 10 000 kr för att uppnådd målprecision av BHQ. För mål som omfattar individantal var det stora skillnader både mellan metoder och områden inom metoder. Att nå den önskade målprecision för individantal med bottenhuggare kostade 100 000 kr, medan kostnaden för fallfälla och cylinderprovtagare varierade mellan ca 50 000 – 350 000 kr.

Flertalet målvariabler för uppföljning av skyddade områden rör täckningsgrad av olika arter, taxonomiska grupper och substrat. Även om det var ett starkt samband mellan antalet prover och medeltäckningsgrad medför de olika metodkostnaderna att totalkostanden för att uppnå önskad precision i ett område skiljer sig väldigt mycket mellan olika metoder (se Fig. 4.4). Vid provtagning med video var kostnaden för att nå önskad precision för en medeltäckningsgrad på 1% ca 900 000 kr, 100 000 kr för 10% och 20 000 kr för 50%. Dessa kostnader kan jämföras med flera miljoner kr för taxa med i genomsnitt 1% täckningsgrad, en halv till en miljon kr för 10% och upp till 300 000 kr för 50% för dykmetoderna och ROV. Detta visar att i den mån målvariablerna med säkerhet kan mätas med enklare visuella tekniker som handhållen video och/eller vattenkikare är dessa metoder avsevärt mer kostnadseffektiva. Utrustning för provtagning med video har blivit tillgänglig för uppföljning relativt nyligen och sättet att tillämpa tekniken varierar för tillfället kraftigt mellan uppföljnings- och karteringsstudier. Det finns heller ingen framtagen undersökningstyp för dessa undersökningar och inget nationellt eller regionalt övervakningsprogram som baseras på metoderna. Analyserna visar på det hela taget en mycket stor potential hos dessa tekniker. Därför blir en viktig slutsats att en undersökningstyp som baseras på metoder med video bör utvecklas för att på ett bättre sätt möta nutida och framtida krav på uppföljning av skyddade områden såväl som inom exempelvis marina direktivet och art- och habitatdirektivet.

Analyserna av kostnad och precision visade hur många prover som krävs för att uppnå den önskade precisionen samt hur dessa prover ska allokeras mellan och inom provlokaler för att optimera kostnadseffektiviteten inom ett skyddat område vid ett provtagningstillfälle. Uppföljning av tillståndet för målvariabler i skyddade områden sker dock ofta under längre tidsperioder, t.ex. under sex år enligt art- och habitat-direktivets bedömningscykel. Eftersom många biologiska variabler kan förändras betydligt på korta tidsskalor och eftersom förändringarna kan variera från plats till plats, bör skattningar av medelvärden baseras på mätningar från fler än ett tillfälle. För att illustrera effekten av tidsmässig variation på precisionen analyserades principer för (1) uppföljning i ett område med varierande antal provtagningsår och (2) uppföljning i flera områden med varierande antal provtagningsår. Dessa analyser visade att osäkerheten minskade, och precisionen ökade, med ökande antal provtagna år. För att optimera precision för en given provtagningsinsats bör därför antalet prover för en tillgänglig resurs fördelas jämt på alla år. Om variationen mellan år är stor kan precisionen för skattningar av enskilda år bli sämre, men detta övervägs av fördelarna med god precision för det totala antalet områden och år för uppföljning av målvariabler.

Sammanfattningsvis var kostnaderna för uppföljning av målvariablerna artantal och kvalitetsindex relativt låga. Kostnader för individantal var betydligt högre och varierade mer mellan områden och metoder. För målvariabeln täckningsgrad var kostnaderna exceptionellt höga vid låga medeltäckningsgrader för metoder med höga driftskostnader. Metoderna vattenkikare och video var väldigt kostnadseffektiva och användbara för en rad olika områden och målvariabler. För många metoder var det kostnadseffektivt att utlokalisera provtagningen över ett område för ökad precision, undantaget metoder med höga driftskostnader där flera prov per lokal var mer fördelaktigt. För uppföljning under flera år bör provtagning fördelas jämnt över åren.

INNEHÅLL

Bakgrund	8
Kapitel 1: Beskrivning av dataset	13
1.1 Bottenhuggare	13
1.2 Cylinderprovtagare	14
1.3 Fallfälla	15
1.4 Flora och fauna med visuella metoder	15
1.5 Sedimentprofilkamera	18
Kapitel 2: Kvantitativa skattningar av rumslig och tidsmässig variation	19
2.1 Bottenhuggare	20
2.2 Cylinderprovtagare	22
2.3 Fallfälla	24
2.4 Flora och fauna med visuella metoder	25
2.5 Sedimentprofilkamera	30
Kapitel 3: Modellering av precision för provtagning av olika målindikatorer	33
3.1 Bottenhuggare	36
3.2 Cylinderprovtagare	38
3.3 Fallfälla	41
3.4 Flora och fauna med visuella metoder	43
3.5 Sedimentprofilkamera	56
3.6 Sammanfattning av precisionsmodellering	57
Kapitel 4: Analys av kostnader och alternativa provtagningsstrategier.	61
4.1 Bottenhuggare	64
4.2 Cylinderprovtagare	66
4.3 Fallfälla	67
4.4 Flora och fauna med visuella metoder	68
4.5 Sedimentprofilkamera	74
4.6 Sammanfattning av kostnadsmodellering	74
Kapitel 5: Allokering av prover mellan år.	79
5.1. Övervakning av ett skyddat område under en sexårsperiod.	79
5.2. Övervakning av flera skyddade område under en sexårsperiod	82
Kapitel 6: Förslag på dimensionering av provtagning för uppföljning.	83
6.1 Metodval	83
6.2 Dimensionering	88
6.3 Kostnader	89
Referenser	91

BAKGRUND

Inom ramen för Naturvårdsverkets projekt "Uppföljning av bevarandemål i skyddade områden" producerades en arbetsversion av "Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer" (Dahlgren och Lindegarth, 2010). Syftet med manualen var att underlätta länsstyrelsernas del av uppföljningsarbetet genom att tillhandahålla en verktygslåda av metoder för uppföljning av områdesvisa bevarandemål kopplade till art- och habitatdirektivets marina naturtyper (Tabell A1 och A2).

Tabell A1. N2000 naturtyper, OSPAR-habitat och de skötselmiljöer som behandlas i manualen för skyddade områden. Tabellen är en modifierad version efter manualens tabell 1 (modifierad tabell utarbetad av M. Kilnäs).

N2000 kod/ OSPAR nr	Namn	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev
1110	Sandbankar	x	x			
1130	Estuarier	x		x		
1140	Blottade ler- och sandbottnar	x				
1150	Laguner	x				
1160	Vikar och sund	x		x		
1170	Rev			x	x	x
1180	Bubbelstrukturer		x		x	
1610	Åsöar i Östersjön	x				
1620	Skär och små öar i Östersjön			x		
1650	Smala vikar i Östersjön	x		x		
4	<i>Lophelia pertusa</i> reefs					x
5	<i>Ostrea edulis</i> beds					x
7	Seapens and burrowing megafauna		x			
8	<i>Zostera</i> beds	x				
9	Intertidal mudflats	x				
11	Maerl beds	x	x			
12	<i>Modiolus modiolus</i> beds					x
13	<i>Sabellaria spinulosa</i> reefs			x	x	x
14	Intertidal <i>Mytilus edulis</i> beds					x
15	Coral gardens				x	

Manualen omfattade bland annat preciseringar av målindikatorer, provtagningsmetoder och uppföljningsfrekvens, allt för att kvalitetssäkra uppföljning och skötsel av enskilda skyddade områden men också för att förbättra våra möjligheter att få reda på vilket bidrag de skyddade områden ger till Art- och habitatdirektivets miljömål om gynnsam bevarandestatus.

Tabell A2. Uppföljningsmål enligt manualen uppdelat per naturtyp. Tabellen är en modifierad version efter manualens tabell 2a-e (modifierad tabell utarbetad av M. Kilnäs). Skuggade målindikatorer omfattas helt eller delvis av analyser som redovisas i denna rapport.

Nr	Målindikator	Typ	Uppföljningsfrekvens	Prio	Naturtyper																		
					Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårdbottnar	Djupa hårdbottnar	Blötna rev	1110 Sandbankar	1130 Estuarier	1140 Biotrade bottnar	1150 Laguner	1160 Vikar och sund	1170 Rev	1180 Bubbelskikt	1610 Asoar	oar	1650 Smala vikar	Sjöpenor och grävande megafauna			
1	Arealen ska vara minst X ha.	A	6 år ⁻¹ .	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
2	Utbredningen av ålgräsängar (>5% täckning) ska vara minst X ha.	A/ SF	6 år ⁻² .	1	x					x	x	x	x	x			x				x		
3	Kvalitén på ålgräsängar (enligt MARBIPP) ska inte understiga X.	SF	12 år ⁻² .	2	x					x	x	x	x	x			x				x		
4	Utbredning av ostron (>5 ind/m ²) ska vara minst X m ² .	A/ SF	6 år ⁻² .	1	x				x								x						
5	Tätheten av ostron i bankar ska vara minst X vuxna ind/m ² .	SF	6 år	3	x				x								x						
6	Arealen av blåmusselbankar (>x in/m ²) ska vara minst X m ² .	A/ SF	6 år ⁻² .	1	x				x								x						
7	Arealen av hästmusselbankar (>x in/m ²) ska vara minst X m ² .	A/ SF	6 år ⁻² .	1	x				x								x						
8	Arealen av maerlbotten ska vara minst X m ² .	A/ SF	6 år ⁻² .	1	x				x								x						
9	Ytan som täcks av algbestånd ska vara minst X ha.	SF	6 år	1*			x	x			x				x	x					x	x	
10	Arten x (kärlväxt, makroalg eller kransalg) ska finnas ner till minst X meters djup.	SF/T A	6 år ⁻¹ .	1	x		x				x	x	x	x	x	x	x				x	x	x
11	Utbredningen av svampdjur respektive koralldjursamhällen, ska vara minst X ha.	SF	6 år ⁻² .	2						x							x						
12	Vassutbredningen är max X % av området alt. högst X ha.	SF	6 år	2*	x							x	x	x	x						x		x
13	Täckningsgraden av lösliggande fintrådiga alger ska vara högst 30%.	SF	6 år ⁻¹ .	1	x							x	x	x	x	x					x		x

14	Andelen makroalgshabitat (Fucus, Ascophyllum) som täcks av eutrofierings-gynnade fintrådiga alger (epifyter, ej Ceramium) ska vara högst X %.	SF	12 år	2	x x x x x x
15	Utbredning av mattor med filamentösa bakterier ("Beggiatoa-mattor") ska omfatta högst X ha.	SF	6 år	2	x x x x x x x x
16	Tillståndsklassningen enligt Bedömningsgrunderna för mjuk-bottenfauna ska vara minst God.	SF	6 år ³ .	1	x x x x x x x x x
17	Benthic Habitat Quality ska vara minst X.	SF	6 år	2	x x x x x
18	Halterna av totalkväve ska vara högst X µmol/l och halterna av totalfosfor ska vara högst Y µmol/l, vilket motsvarar God status enligt Bedömningsgrunderna.	SF	6 år ³ .	2	x x x x x x x x x x x x
19	Syrgashalten i bottenvattnet ska vara minst X ml/l, vilket motsvarar God status enligt Bedömningsgrunderna.	SF	6 år ³ .	2	x x x x x x x x x x x x x x
20	Bottenvattentemperaturen ska inte överstiga 10 °C.	SF	1 år	1	x x x
21	Sedimentationen ska inte överstiga X g torrsvikt/år.	SF	6 år	2	x x x x x x x x x x x x
22	Nya bryggor/bojar ska inte ha tillkommit, eller muddringar utförts.	SF	12 år	1	x x x x x x x x x x x x
23	Anläggningar som förhindrar ett naturligt vattenutbyte (t.ex. vågbank, vågbrytare, utfyllnad) ska inte ha tillkommit.	SF	12 år	1	x x x x x x x x x x x x
24	Medelvärdet av botten-spårklassningen ska vara högst X och på sikt minska.	SF	12 år	1	x x x x x
25	Fysiska ingrepp i strukturen (t.ex. trålspar, ankring, skrapning, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) ska inte överstiga X ha/Y %.	SF	12 år	2	x x x x x x x x x x x x x x x x
26	Andelen exploaterad strand ska inte överstiga X %.	SF	12 år	3	x x x x x x x x x x x x
27	Artantal av epifauna ska inte minska och motsvara minst X antal arter/m ² .	SF/T A	6 år	1	x x x x x x x x x x x x
28	Det ska finnas minst X sjöpennor (inkl piprensare)/ha.	SF/T A	6 år ² .	1	x x x x x
29	Biomassan av epifauna ska inte minska och motsvara minst X g/m ² .	SF	6 år	2	x x x x x x x x x x x x
30	Artantal av infauna ska inte minska och motsvara minst X antal arter/m ² .	SF/T A	6 år	1	x x x x x x x x x x x x

31	Biomassan av infauna ska inte minska och motsvara minst X g/m ² .	SF	6 år	2	x x x x x x x x x x
32	Reproduktion av en/flera för habitatet typiska arter fisk ska förekomma.	TA	6 år	1	x x x x x x x x
33	Minst X st för habitatet typiska arter ska förekomma i området.	TA	6 år	1	x x x x x x x x x x x x x x x x
34	De typiska arterna X, Y och Z ska förekomma i området.	TA	6 år	1	x x x x x x x x x x x x x x x x

Arbetet med manualen visade att den stora diversiteten av marina arter och miljöer som skall följas upp, medför en rad svårigheter när det gäller rekommendationer för uppföljningsprogram. Denna faktiska, biologiska variation i kombination med skillnader i vetenskaplig tradition har också lett till en stor diversitet när det gäller provtagnings-metoder och –upplägg. För att på ett bättre sätt kunna föreslå konkreta provtagnings-program krävdes mer detaljerad information om provtagningsmetodernas precision och kostnader än vad som var möjligt inom ramen för arbetet med manualen.

Som en konsekvens av detta söktes och erhöles enligt beslut från 2010-06-04 medel från "Havsmiljöanslaget" för projektet "Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden" (kontrakt 309-8285-09 Nh). Projektets syfte var att:

- utveckla metodikvertyg för att utvärdera bevarandemål för skyddade områden, så att bl. a. de skyddade områdenas förvaltningseffektivitet, samt bidrag till biologisk mångfald kan mätas på ett standardiserat sätt.
- ge förslag till dimensionering av stickprov, samt anpassning av metodik för metoder ingående i uppföljningsmanual för hav i skyddade områden.

Den övergripande metodiken för projektet har varit att (1) använda befintliga data från existerande övervakningsprogram eller i vissa fall omfattande forskningsprogram, för att skatta rumslig och tidsmässig variation och representativa medelvärden. Dessa skattningar har sedan använts för att (2) modellera precision vid olika provtagningsintensitet samt (3) skattning av nödvändig dimensionering för att uppnå önskad precision. Genom att inkorporera information om kostnader för olika metoder har vi sedan analyserat (4) hur prover bäst allokeras mellan olika rumsskalor, (5) hur många provers som ryms inom olika kostnadsramar och (6) beräknat den nödvändiga kostnaden för att uppnå önskad precision med olika metoder och för olika typer av målandikatorer.

Ambitionen har varit att för alla metoder använda data från ett brett spektrum av geografiska källor. I materialet finns data från Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Syftet med detta har inte i första hand utforma områdesspecifika program för dessa havsområden utan mer för att representera den stora variationsbredd som karakteriserar den marina miljön runt Sveriges kuster. För ingen metod är datamaterialet fullständigt med avseende existerande miljöövervakningsdata, utan representerar istället exempel på data som varit relativt lätt tillgängligt för projektdeltagarna.

Eftersom valet av uppföljningsvariabler kan variera mellan olika geografiska områden och skyddsobjekt, har urvalet av indikatorvariabler gjorts på ett sätt som skall representera en stor bredd av variabler och förhållanden. I möjligaste mån har alla dataset analyserats med avseende på total abundans, artrikedom och abundans av enskilda arter. I vissa fall har olika typer av kvalitetsindex använts som uppföljningsvariabler. Dessutom har precision för vissa dataset och variabler modellerats i enligt olika stratifieringsstrategier; exempelvis genom provtagning på vissa djup, substrat och i olika stora geografiska områden.

Projektets resultat rapporteras här i form av en sammanhållen rapport som ofta är relativt detaljerad med avseende på metoder. Tanken är att dess slutsatser skall inkorporeras i sammanfattning i relevanta kapitel i den kommande reviderade manualen samt i sin helhet som bilaga till manualen. Detta arbete kommer att i enlighet med överenskommelser att ledas av M. Kilnäs på Länsstyrelsen i Västra Götaland och ske i samarbete med representanter för Naturvårdsverket.

KAPITEL 1: BESKRIVNING AV DATASET

I projektet har vi tio dataset från olika miljöövervakningsprogram eller forsknings-projekt (Tabell 1). Materialet omfattar prover av infauna tagna med bottenhuggare eller cylinderprovtagare, mobil epifauna i grunda områden tagna med fallfälla, täckningsgrad av vegetation och djur tagna med dykning (i transekt eller punkter), video eller vattenkikare samt vertikalprofiler i sedimentets översta lager med sedimentprofil-kamera. Proverna representerar alla delar av den svenska kustzonen men den geografiska spridningen skiljer sig mellan metoder och variabler. Antalet prover varierade mellan metoder och var som lägst 40 (dykrutor västkust) och som högst 934 (vattenkikare Lommabukten). I vissa fall fanns prover från mer än en tidpunkt medan andra bara representerade ett provtagningstillfälle. Sammanställningen gör inte på något sätt anspråk att vara heltäckande utan skall ses som ett representativt urval.

1.1 BOTTENHUGGARE

1.1.1 Djupa mjukbottnar Östersjön

Data kommer från miljöövervakningen av makrofaun på mjuka botten i Bottniska viken som samordnas mellan Naturvårdsverket och Länsstyrelserna (Evans och Leonardson 2004 samt Naturvårdsverkets delrapport Makrofauna mjukbotten1). För analys av data användes det bentiska kvalitets indexet BQI (Benthic Quality Index: Leonardson et al. 2009) som används för statusbedömning enligt vattendirektivet (NFS 2008:1).

Provtagning utfördes med bottenhuggare av typ van Veen (öppningsyta ca 0.1 m²) och mängden sediment som tas upp är ca 5 L per hugg. För att undvika att en stötvåg blåser undan ytsedimentet med de översta organismerna stannas bottenhuggaren upp cirka 5-10 m från botten, för att därefter långsamt ned firas mot botten (ca. 0.1 m/s). När huggaren kommit upp på fartygsdäck placeras den i en back med lämplig storlek (20x60x55cm). Sedimenttypen inspekteras därefter genom att man tittar på och känner på sedimentet. Ett nytt hugg tas om sedimentets karaktär inte stämmer med tidigare år (Leonardson 2004).

Proverna som användes för analys var insamlade från fem olika kluster i Bottniska vikens kustområde under åren 1995-1997. Inom varje kluster togs 10 prover. Totalt användes 150 prover för analyser.

1.1.2 Djupa mjukbottnar Västerhavet

Data kommer från miljöövervakningen av makrofaun på mjuka botten i Västerhavet som samordnas mellan Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Västra

Götaland och Bohuskustens Vattenvårds Förbund (Naturvårdsverkets delrapport Makrofauna mjukbotten). Variablerna som analyserades från detta dataset var totalt antal arter och individer per hugg samt BQI (Benthic Quality Index: Leonardson et al. 2009) som används för statusbedömning enligt vattendirektivet (NFS 2008:1).

Provtagning utfördes med bottenhuggare av typ van Veen (öppningsyta ca 0.1 m²) och mängden sediment som tas upp är ca 5 L per hugg. För att undvika att en stötvåg blåser undan ytsedimentet med de översta organismerna stannas bottenhuggaren upp cirka 5-10 m från botten, för att därefter långsamt ned firas mot botten (ca. 0.1 m/s). När huggaren kommit upp på fartygsdäck placeras den i en back med lämplig storlek (20x60x55cm). Sedimenttypen inspekteras därefter genom att man tittar på och känner på sedimentet. Ett nytt hugg tas om sedimentets karaktär inte stämmer med tidigare år (Leonardson 2004).

Proverna som användes för analyser av makrofauna från mjuka botten i Västerhavet kommer från den del av den samordnade provtagningen som utförs i Skageracks kustområde (Lindgarth 2001). Programmet består av tre områden längs med kusten med vardera åtta stationer där två prover tas med bottenhuggare. Proverna som användes för analys samlades in under åren 2002-2004 och totalt användes 144 prover.

1.2 CYLINDERPROVTAGARE

1.2.1 Infauna grunda mjukbotten Östersjön och Västerhavet

Data kommer från en vetenskaplig studie inom programmet MARBIPP (Norén 2007: paper IV) som är en studie av mjukbottensfauna på grunda områden längs den svenska kusten från Strömstad till Öregrund. Från detta dataset har vi analyserat artantal och individantal per prov samt .

Alla prover samlades in med hjälp av cylinderprovtagare och togs på sediment i mjuka botten från ca en meters djup. Insamlingen av infauna skedde genom att trycka ett provtagningsrör av PVC med diameter på 10 cm ner i sedimentet varefter denna försiktigt grävdes fram. Sedimentet fördes sedan över till 1,5 liters plastbehållare som transporterades till laboratoriet där de sorterades med en sil med en maskstorlek på 0,5 mm. Efter denna sortering undersöktes kvarvarande sediment separat för större djur. Alla djur konserverades i 10 % formalin innan de artbestämdes med hjälp av mikroskop och stereolupp (för mer information se Norén och Lindgarth 2005).

Proverna som användes för analys var insamlade i juni 2004 från de fem regionerna Bohuslän, Halland, Skåne/Blekinge, Småland/Öland och Uppland med hjälp av cylinderprovtagare. Regionerna var uppdelade i fyra vikar

vardera och varje vik var uppdelad i två lokaler där tre stycken prover togs från varje lokal. Totalt togs 120 prover. Anledningen till att data insamlades på de olika nivåerna Region, Vik och Lokal var att kunna skatta och jämföra variation mellan olika rumsliga skalor.

1.3 FALLFÄLLA

1.3.1 Epifauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

Data kommer från en vetenskaplig studie inom programmet MARBIPP (Nohrén et al. 2009) om epifauna på grunda mjukbottensområden längs den svenska kusten från Strömstad till Öregrund. Från detta dataset har vi analyserat artantal och individantal per prov.

Proverna av epifauna på grunda mjukbottnar togs med fallfälla bestående av en ram med 0,7 meter höga och 2 mm tjocka aluminium plåtar med en bottenarea på 1 x 1 meter (Phil och Rosenberg 1982). Mobil epifauna uppsamlades ur fallfällan med hjälp av nätkassar, med en maskstorlek på 1 mm, och konserverades i 70 % etanol. All insamlad fauna räknades, vägdes och artbestämdes till minsta möjliga taxonomiska (Nohrén et al. 2009).

Proverna som användes för analys var insamlade med hjälp av fallfälla från fem olika regioner (Bohuslän, Halland, Skåne/Blekinge, Småland/Öland och Uppland). Inom varje region togs prover från sex vikar och i varje vik togs 10 prover. Prover togs i samma vikar i juni och september 2004. Totalt analyserades 600 prover.

1.4 FLORA OCH FAUNA MED VISUELLA METODER

1.4.1 Dyktransekter Östersjön

Data kommer från ett övervakningsprogram för makrovegetation initierat av länsstyrelserna i Norrbotten, Västerbotten, Västernorrland, Gävleborg och Uppsala (Övervakning av makrovegetation i Bottniska viken – en vägledning, Meddelande 6, 2009), vilket finansierades av Naturvårdsverkets utvecklingsprojekt inom regional miljöövervakning.

I metoden som används för dyktransekter i Östersjön samlas data in på två olika sätt. Dels genom att dykare simmar längs en ca 10 meter bred transekt och kontinuerligt uppskattar täckningsgrad av dominerande arter och substrat i en sjugradig skala (0, 1, 5, 10, 25, 50, 75 och 100 % se bild?), och dels genom kvantitativa rutprover (0.04 m²) av biomassa av djur och växter i olika avsnitt längs transekten med hjälp av en nätkasse med stålram (maskstorlek 0,5 mm). Dessa olika avsnitt ska ha en enhetlig täckningsgrad av arter och substrat, vilket leder till att storleken på avsnitten kan variera mellan år. Transekterna börjar vanligtvis från land vid vattenytan och avslutas vid det djup där

vegetationen upphör. En mer detaljerad beskrivning finns i Kautsky (1995) och Blomqvist och Olsson (2007).

Data som användes för analys kommer från provtagning, i form av transekter, utförd i tre områden i Östersjön: SMBH, Höga kusten och Råneå. I området SMBH gjordes 35 transekter, i området Höga kusten gjordes 19 transekter och i Råneå gjordes sju stycken transekter. Totalt användes data från 61 transekter för analys.

1.4.2 Dykrutor utsjöbankar västkust

Data kommer från en inventering av utsjöbankar på västkusten som beställts av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket rapport 6385) samt den kompletterande rapport som kommer skickas in under 2011. Variablerna som användes för analys var förekomst av djur, alger, Kelp och rödalger.

Dykinventeringsdelen i inventeringen av utsjöbankar hade som uppgift att samla in data om biodiversiteten i de olika delområdena. Detta innebär identifiering av påträffade alger och djur, men med fokus på floradelen. Identifieringsarbetet görs i största utsträckning direkt i fält, men osäkra objekt tas med för efterföljande identifiering på lab. Målsättningen är att identifiera alla taxa till artnivå. För flera algar är det dock inte möjligt att göra detta varken i fält eller i laboratoriet. Detta kan bero på algernas växtsätt, och man får då nöja sig med högre nivåer, alternativt någon beskrivande klassificering. Arbetet utförs från snabbgående större motorbåtar med en gångtid på under en timme till respektive grund. I varje provtagningsområde slumpas ett antal provpunkter på 10 x 10 meter ut. Vid dessa provpunkter rör sig dykaren i en cirkel runt mittpunkten och gör en visuell bedömning av substrat och identifierar alla arter på provpunkten.

Proverna som användes för analys togs i två områden; Svaberget och Vangards grund. I dessa två områden gjordes 20 transekter vardera. Totalt användes data från 40 provpunkter för analys.

1.4.3 Video och vattenkikare Lommabukten

Data kommer från en kartering av ålgräs (*Zostera marina*) i Lommabukten utförd av Marin Miljökonsult på uppdrag av Lomma Kommun (Carlson och Karlsson 2007). För analys av data användes skattad täckningsgrad av *Zostera marina*.

Metoden som användes för att kartlägga täckningsgrad av ålgräs i Lommabukten kallas systematisk provtagning där man drar transekt vinkelrätt från stranden ut till ca 10 meters djup. Utefter dessa transekt läggs sedan provpunkter ut med 100 meters mellanrum. Provtagning sker sedan i två steg,

där det första steget är en grövre indelning med 400 meter mellan transekten för att få ut grundinformation. Det andra steget är en finare indelning med 200 meter mellan transekten i de områden som ansågs mest intressanta efter analys av data från steg ett. Bedömning av täckningsgrad gjordes med vattenkikare i grunda områden och med en videokamera kopplat till en monitor i båten på djupare områden. Täckningsgraden bedömdes kategoriskt enligt sex olika klasser (Klass 0: inget ålgräs, 1: enstaka strån, 2: under 40%, 3: ca 50%, 4: över 60% och 5: 100%). För en mer detaljerad beskrivning se (Carlson och Karlsson 2007).

Proverna som användes för analys var uppdelade i 58 transekter. Dessa transekter bestod av mellan en och 36 olika provpunkter, då längden är beroende på hur transekten lades ut. Totalt användes data från 934 provpunkter för analys.

1.4.4 Video och ROV utsjöbankar västkust

Data kommer från undersökningar av bottenorganismer på fyra utsjöbankar, Svaberget, Makrillbåden, Vanguarders grund och Kummelbank.

Undersökningarna utfördes av personal från Institutionen för Marin Ekologi (Göteborgs Universitet) samordnade av personal från Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Naturvårdsverket. Variablerna som användes för analys var antal arter och täckningsgrad av grupperna djur, alla makroalger, Kelp (*Laminaria* sp. och *Saccharina* sp.), rödalger (*Rhodophyta* spp.), samt täckningsgrad av arterna *Delesseria sanguinea* (nervtång), *Phycodrys rubens* (ekblading) och *Alcyonium digitatum* (död mans hand).

I denna metod samlas data in med undervattensvideo kopplad till en fjärrstyrd undervattensfarkost, så kallad ROV (Remotely Operated Vehicle). I denna undersökning användes två ROV:ar av typen 'Sperre Subfighter 7500 DC' och 'Ocean Modules V8 Sii', vilka styrdes från forskningsfartyget R/V *Lophelia*. Fartygets position bestäms med hjälp av en DGPS och ROV:ens position bestäms genom ett akustiskt "Ultra Short Baseline System" positioneringssystem, som ger ROV:ens position i förhållande till fartyget. Ankringspunkter med ett maximumdjup på 30 m slumpades ut, med en speciell funktion i ARCGIS, på varje utsjöbank. Runt dessa ankringspunkter slumpades sedan mätpunkter ut med en area på 10 x 10 m, vilka fanns inom en radie 100 m från ankringspunkten. På mätpunkterna körs ROV:en en sträcka av ca 12 m under 3 minuter ca 50 cm från botten. En mer detaljerad beskrivning finns i Lindegarth (2011).

Data som användes för analys samlades in från fyra utsjöbankar, Svaberget, Makrillbåden, Vanguarders grund och Kummelbank, som vardera hade 10

ankringspunkter. På varje ankringspunkt fanns 10 mätpunkter där provtagning skedde med ROV. Totalt användes 400 datapunkter för analys.

1.4.5 Video Östergötland

Data kommer från en karteringsstudie i Östergötlands skärgård finansierad av Länsstyrelsen i Östergötland (Carlström et al. 2010). För analys av data användes antal arter och total täckningsgrad samt täckningsgrad av arterna *Fucus vesiculosus* (blåstång), *Mytilus edulis* (blåmussla) och *Zostera marina* (ålgrens).

Vid provtagning med video sänktes en videokamera ned från en båt och genom att titta på en skärm kunde inventeraren identifiera arter och bedöma deras täckningsgrad samt fastställa typer av bottenstrukturer. Den inventerade yta var 5 x 5 meter per prov och täckningsgrad bedömdes i fält enligt en sjugradig skala. Nackdelar med denna metod är att vissa arter, t.ex. fintrådiga alger och mindre epifyter, är svåra att skilja åt vid identifiering via en skärm och att man kan missa småväxta arter. En mer utförlig metodbeskrivning finns i Carlström et al. (2010).

Proverna som användes för analys var tagna med video på 693 platser mellan 10:e och 21:a augusti 2009 på djup mellan 1 till 30 meter. För analys delades proverna in i fem olika grupper, D1-5, där D1 är djup 1-6 m på sand eller 75 % mjukbotten, D2 är djup 1-6 m för alla substrat, D3 är djup 1-6 m på hårbotten, D4 är alla djup och alla substrat och D5 är alla djup och alla substrat i området Gryt.

1.5 SEDIMENTPROFILKAMERA

1.5.1 Sedimentprofilkamera djupa mjukbottnar Västerhavet

Data kommer från en undersökning av djupa mjukbottnar i Västerhavet på uppdrag av Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Västra Götaland och Bohuskustens Vattenvårds-förbund (Magnusson och Rosenberg 2005). För analys användes miljökvalitetsindex BHQ.

Metoden som användes för insamling av data i denna undersökning var fotografering av vertikala profiler av sediment med en sedimentprofil kamera (SPI). SPI-tekniken kommer från USA och kan liknas vid ett omvänt periskop som tränger ner i sedimentet och tar en ostörd bild av botten i profil. Med bilderna kan sedan faunans aktivitet, i form av djurgångar, rörstrukturer och födofickor, och sedimentets kemiska egenskaper analyseras digitalt. Denna information tolkades sedan enligt miljökvalitetsindexet BHQ (Benthic Habitat Quality), vilket används för att bedöma bottenmiljön (Nilsson & Rosenberg, 1997; Anon, 1999).

Data som användes i analyserna samlades in under åren 2002-2004 från tre områden i Skagerack; Gullmarsfjorden, Havstensfjorden och Koljefjorden, och tre i Kattegatt; Laholmsbukten, Skälderviken och Öresund. I varje område fanns tre olika djupstrata som vardera hade fyra lokaler. På varje lokal togs fyra bilder med sedimentprofilkamera (Magnusson och Rosenberg 2005). Totalt användes 864 datapunkter för analys.

KAPITEL 2: KVANTITATIVA SKATTNINGAR AV RUMSLIG OCH TIDSMÄSSIG VARIATION

Projektets grundidé har varit att använda befintliga data för att skatta viktiga fördelningsegenskaper (parametrar) hos målvariabler som anses viktiga för uppföljningsarbetet. Dessa parametrar består i huvudsak av olika typer av rumslig, tidsmässig och metodberoende variation (s^2) som kan mätas på relevanta tids och rumsskalor, men även kunskap om karakteristiska medelvärden är viktig. Dessa kvantitativa skattningar utgör tillsammans med kunskap om kostnader för provtagning med de aktuella metoderna, grunden för en objektiv optimering av uppföljningsprogram och bedömningar av målvariablernas och metodernas lämplighet.

Kommande stycken förklarar i detalj hur de aktuella parametrarna skattas för olika undersökningar och vilka resultat som erhöles. Generellt kan man säga att trots att det finns stora skillnader i den tidsmässiga och rumsliga allokeringen av prover mellan de olika använda dataseten, har vi använt en gemensam strategi för att erhålla oberoende skattningar av olika variationskällor. Strategin har varit att för varje dataset identifiera den grundläggande strukturen i provtagningen, översätta denna till en linjär modell och sedan beräkna storleken på de ingående varianskomponenterna med hjälp av variansanalys (ANOVA) enligt standardmetoder (se exempelvis Underwood, 1997 och Quinn & Keough, 2002). Metoden går ut på att man beräknar de varianser (MS; "mean of squared deviations") som är associerad med varje variationskälla (faktor eller interaktion). Med hjälp av kunskap om vilka varianskomponenter som potentiell ingår i variationskällorna, kan de oberoende bidragen beräknas. I materialet med data från fallfälla och cylinderprovtagare finns data från både Östersjön och Västerhavet i samma dataset. För att kunna kvantifiera eventuella geografiska skillnader om de respektive metoderna delades dessa upp i fem regioner och separata skattningar (och senare optimeringar) erhöles för enskilda regioner.

I vissa fall, exempelvis dykundersökningarna i Östersjön, videomaterialet från Östergötland och vattenkikarundersökningarna i Lommabukten, fanns ingen uttalad och balanserad rumslig eller tidsmässig provtagningsmodell. Trots

detta har dessa undersökningar täckt in en stor bredd av rumsliga skalor och miljöfaktorer såsom djup och substrat. För att utvärdera effekten av en möjlig framtida stratifiering med avseende på dessa miljöfaktorer och för att undersöka effekter av områdets utsträckning, gjordes i dessa fall beräkningar baserat på hela materialet samt på delar av materialet. Med hjälp av denna strategi kunde vi kvantifiera dels hur varianserna förändras, och dels hur medelvärdena påverkas av stratifiering. Eftersom osäkerheten i kommande kapitel kommer att utvärderas i förhållande till medelvärdet utgör båda dessa parametrar viktig information som båda påverkar starkt hur vi bedömer lämpligheten hos en given målvariabel och metod.

2.1 BOTTENHUGGARE

2.1.1 Djupa mjukbottnar Östersjön

Variansskattning för BQI

Skattning av varianskomponenter för BQI i djupa mjukbottnar i Östersjön räknades ut för de fem olika regionerna NAT 1, REG 2, REG 4, REG 6 och REG 8 samt medelvariens. Prover togs under 1995-1997 ($a=3$) på 10 stationer ($b=10$) i varje region. På varje station togs ett prov ($n=1$). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan år, subtraheras MS för År*Station från MS för År och detta divideras sedan med nivåerna för Station (b) och replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan stationer, subtraheras MS för År*Station från MS för Station och detta divideras sedan med nivåerna för År (a) antal replikat (n). Då endast ett prov togs på varje station ($n=1$) kan inte residualvariationen räknas ut för detta dataset och variationen för interaktionen mellan år och station blir då densamma som MS för År*Station. Dessa beräkningar är visade i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Specifik uträkning av varianskomponenter för BQI.

Källa	df	Beräkning av komponent
År	a-1	$S^2_{\hat{A}} = (MS_{\hat{A}} - MS_{\hat{A}S}) / bn$
Station	b-1	$S^2_S = (MSS - MS_{\hat{A}S}) / an$
År*Station	(a-1)(b-1)	$S^2_{\hat{A}S} = MS_{\hat{A}S}$
Residual	-	-

Resultat av variansskattning för BQI

Resultaten av variansskattningarna för skillnader i BQI mellan år ($S^2_{\hat{A}}$) och mellan stationer (S^2_S) visade att skillnader mellan stationer förklarade mest variation i medel av alla regioner samt för REG 4 och REG 6. I regionerna NAT 1 och REG 2 var variansen för interaktionen mellan År och Station marginellt

större än den för Station. Skillnader mellan år förklarade överlag väldigt lite variation förutom i REG 8 (se tabell 2.2).

Tabell 2.2 Resultat av uträkning av varianskomponenter för BQI presenterat för regionerna NAT 1, REG 2, REG 4, REG 6 och REG 8 samt medelvariens.

Källa	NAT 1	REG 2	REG 4	REG 6	REG 8	Medel
År	-0.49	0.13	-0.06	0.20	3.31	0.62
Station	4.46	4.85	11.09	5.27	2.50	5.63
År*Station	4.98	4.88	0.74	3.78	2.81	3.44
Residual	-	-	-	-	-	-
Medelvärde	6.36	6.15	6.78	4.24	3.22	

2.1.2 Djupa mjukbottnar Västerhavet

Variansskattning för BQI, individantal och artantal

Skattning av varianskomponenter för BQI i djupa mjukbottnar i Västerhavet räknades ut för prover tagna under 2002-2004 ($a=3$) i tre områden ($b=3$). I varje område fanns åtta stationer ($c=8$) på vilka två prov togs vardera ($n=2$). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan år, subtraheras MS för Tid*Område från MS för Tid och detta divideras sedan med nivåerna för Område (b), Station (c) och replikat (n).

För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan områden, subtraheras MS för Station(Område) från MS för Område och detta divideras sedan med nivåerna för Tid (a), Station (c) och antal replikat (n).

Varianskomponenten för interaktionen mellan Tid och Område räknades ut genom att subtrahera MS för Tid*Station(Område) från MS för Tid*Område och dividera detta med nivåerna för Station (c) antal replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan stationer, subtraheras MS för Tid*Station(Område) från MS för Station(Område) och detta divideras sedan med nivåerna för År (a) antal replikat (n). Variationen som anger skillnader mellan år och stationer nestat inom område beräknades ut genom att subtrahera MS för Residualen från MS för Tid*Station(Område) och dividera detta med antal replikat (n). Dessa beräkningar är visade i tabell 2.3.

Tabell 2.3 Specifik uträkning av varianskomponenter för BQI

Källa	df	Beräkning av komponent
Tid	a-1	$S^2_T = (MST - MSTO) / bcn$
Område	b-1	$S^2_O = (MSO - MSS(O)) / acn$
Tid * Område	(a-1)(b-1)	$S^2_{TO} = (MSTO - MSTS(O)) / cn$
Station (Område)	b(c-1)	$S^2_{S(O)} = (MSS(O) - MSTS(O)) / an$
Tid * Station (Område)	(a-1)(b(c-1))	$S^2_{TS(O)} = (MSTS(O) - MSResidual) / n$
Residual	abc(n-1)	$S^2_R = MSResidual$

Resultat av variansskattning för BQI, individantal och artantal

Resultaten av variansskattningarna för skillnader i antal arter mellan olika år (S^2_T), områden (S^2_O) och stationer ($S^2_{S(O)}$) visade att den största mängden variation förklarades av skillnader mellan stationer följt av interaktionen mellan år och stationer ($S^2_{TS(O)}$). För antalet individer förklarades mest variation av skillnader mellan stationer ($S^2_{S(O)}$) och därefter av residualvariationen (S^2_R). Även för BQI hade skillnader mellan stationer ($S^2_{S(O)}$) det största förklaringsvärdet och interaktionen mellan år och stationer ($S^2_{TS(O)}$) hade näst högst varianskomponent. Faktorerna Tid och Område, samt interaktionen mellan dem (S^2_{TO}), visade sig ha ett väldigt lågt förklaringsvärde (se tabell 2.4).

Tabell 2.4 Resultat av uträkning av varianskomponenter för BQI

Källa	df	BQI	Individantal	Artantal
Tid	2	0.115	-584.021	1.618
Område	2	-0.245	5100.667	3.186
Tid * Område	4	-0.082	1640.688	-0.583
Station (Område)	21	2.675	48845.833	56.358
Tid * Station (Område)	42	1.170	5436.000	22.360
Residual	72	0.476	6728.000	18.470
Medelvärde		11.54	315.69	29.36

2.2 CYLINDERPROVTAGARE

2.2.1 Infauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

Variansskattning för totalt antal arter och individer

Skattning av varianskomponenter för totalt antal arter och individer av infauna i grunda mjukbottnar i Östersjön och Västerhavet med insamlingsmetoden cylinderprovtagare räknades ut för de fem olika regionerna Bohuslän, Halland, Skåne/Blekinge, Småland/Öland och Uppland. I varje region fanns fyra vikar ($a=4$), vilka hade två lokaler vardera ($b=2$), där tre prover togs ($n=3$). För att

räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan vikar, subtraheras MS för Lokal (Vik) från MS för Vik och detta divideras sedan med nivåerna för Lokal (b) och replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan lokaler, subtraheras från MS för residualen från MS för Lokal (Vik) och detta divideras sedan med antal replikat (n). Dessa beräkningar är visade i tabell 2.5.

Tabell 2.5 Specifik uträkning av varianskomponenter för totalt antal individer

Källa	df	Beräkning av komponent
Vik	a-1	$S^2_V = (MSV - MSL(V)) / bn$
Lokal (Vik)	a(b-1)	$S^2_{L(V)} = (MSL(V) - MSResidual) / n$
Residual	ab(n-1)	$S^2_R = MSResidual$

Resultat av variansskattning för totalt antal arter och individer

Resultaten av variansskattningarna för skillnader mellan vikar (S^2_V) och mellan lokaler ($S^2_{L(V)}$) visade att i regionerna Bohuslän och Skåne/Blekinge förklarades den mesta variationen av skillnader mellan vikar (tabell 2.6). Detta innebär att det fanns större skillnader mellan regioner, än mellan vikar inom regioner. I de tre resterande regionerna var variansskattningarna högst för residualen (S^2_R), vilken innebär att den största delen av variationen inte kunde förklaras med vare sig skillnader mellan vikar eller lokaler. Den största mängden variation förklaras då av skillnader mellan enskilda prover. Även medelvärdet av variansskattningarna för alla regioner visade störst skillnader i antalet arter per prov mellan vikar.

Tabell 2.6 Resultat av uträkning av varianskomponenter för totalt antal individer uppdelat på region

Källa	Bohuslän	Halland	Skåne / Blekinge	Småland / Öland	Uppland	Medelvarians
Vik	7004.91	969.69	10356.28	-5.00	4.31	3666.04
Lokal (Vik)	1947.07	-202.99	2435.53	864.29	29.96	1014.77
Residual	1937.96	5888.21	4825.25	1842.71	104.08	2919.64
Medelvärde	141.08	63.25	156.92	68.25	10.13	

Resultaten av variansskattningarna för skillnader mellan vikar (S^2_V) och mellan lokaler ($S^2_{L(V)}$) visade att den största mängden variation fanns i residualen (S^2_R) för både medelvärde och regionerna Bohuslän, Småland/Öland och Uppland (tabell 2.7). Detta innebär att den största mängden variation förklaras av skillnader mellan enskilda prover. Endast i region Halland var varianskomponenten för Vik marginellt högre än residualen. I regionen Skåne/Blekinge förklarades den största mängden

variation med skillnader mellan lokaler inom vikar, medan skillnaden mellan vikar var obefintlig och varianskomponenten för residualen var låg.

Tabell 2.7 Resultat av uträkning av varianskomponenter för totalt antal arter uppdelat på region

Källa	Bohuslän	Halland	Skåne / Blekinge	Småland / Öland	Uppland	Medelvarians
Vik	1.931	6.208	-3.014	2.296	0.845	1.653
Lokal (Vik)	1.264	2.056	7.986	-0.083	-0.047	2.235
Residual	2.958	5.958	2.625	4.625	0.858	3.405
Medelvärde	6.83	5.21	5.92	6.46	3.08	

2.3 FALLFÄLLA

2.3.1 Epifauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

Variansskattning för totalt antal individer och arter

Skattning av varianskomponenter för totalt antal individer och arter av epifauna i grunda mjukbottnar i Östersjön och Västerhavet med insamlingsmetoden fallfälla räknades ut för de fem olika regionerna Bohuslän, Halland, Skåne/Blekinge, Småland/Öland och Uppland. I varje region fanns sex vikar ($a=6$), där 10 prover togs ($n=10$) vid två tillfällena (vår och höst; $b=2$). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan vikar, subtraheras MS för residualen från MS för Vik och detta divideras sedan med nivåerna för Tillfälle (b) och replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan tillfällena, subtraheras från MS för interaktionen mellan vik och tillfälle ($V*T$) från MS för Tillfälle och detta divideras sedan med nivåerna för Vik (a) och replikat (n). Variationen för interaktionen mellan Vik och Tillfälle räknades ut genom att subtrahera MS för residualen från MS för Vik*Tillfälle och sedan dividera detta med antalet replikat (n). Dessa beräkningar är visade i tabell 2.8.

Tabell 2.8 Specifik uträkning av varianskomponenter för totalt antal individer

Källa	df	Beräkning av komponent
Vik	$a-1$	$S^2_V = (MSV - MS_{Residual}) / bn$
Tillfälle	$b-1$	$S^2_T = (MST - MS_{VT}) / an$
$V*T$	$(a-1)(b-1)$	$S^2_{VT} = (MS_{VT} - MS_{Residual}) / n$
Residual	$ab(n-1)$	$S^2_R = MS_{Residual}$

Resultat av variansskattning för totalt antal individer och arter

Resultaten av variansskattningarna för skillnader mellan vikar (S^2_V) och mellan tillfällena (S^2_T) för regionerna Bohuslän, Halland, Skåne/Blekinge,

Småland/Öland och Uppland., visade att både interaktionen mellan Tillfälle och Vik (S^2_{VT}) och faktorn Tillfälle (S^2_T) hade små mängder varians och därmed låga förklaringsvärden (tabell 2.9). Residualen (S^2_R), skillnaden mellan prover, förklarade den största mängden variation i medelvärde samt för alla regioner utom Uppland, där skillnaden mellan vikar förklarade något mer variation.

Tabell 2.9 Resultat av uträkning av varianskomponenter för totalt antal individer uppdelat på region

Källa	Bohuslän	Halland	Skåne / Blekinge	Småland / Öland	Uppland	Medelvariens
Vik	355.5	1734.0	5106.7	1868.4	3931.9	2599.3
Tillfälle	303.3	172.2	-2579.0	3262.5	409.9	313.8
V*T	227.4	77.5	12245.4	6467.9	-51.1	3793.4
Residual	1562.8	3966.2	33194.0	34493.4	3734.2	15390.1
Medelvärde	49.22	60.43	86.40	96.71	60.88	

Resultaten av variansskattningarna för skillnader mellan vikar (S^2_V) och mellan tillfällena (S^2_T) vad gäller antal arter var väldigt lika resultaten för antal individer (tabell 2.10). Residualen (S^2_R), skillnaden mellan prover, förklarade den största mängden variation för alla regioner utom Uppland, där skillnaden mellan vikar förklarade mest variation. Då varianskomponenten för vikar i region Uppland var väldigt hög, blev även medelvariansen högst för faktorn Vik. Däremot förklarade residualen fortfarande mest variation i flest vikar.

Tabell 2.10 Resultat av uträkning av varianskomponenter för totalt antal arter uppdelat på region

Källa	Bohuslän	Halland	Skåne / Blekinge	Småland / Öland	Uppland	Medelvariens
Vik	0.860	3.090	5.769	1.238	22.252	6.642
Tillfälle	1.910	0.303	0.496	0.527	-0.149	0.617
V*T	-0.091	-0.241	0.050	-0.388	0.105	-0.113
Residual	4.301	5.923	6.019	7.469	7.948	6.332
Medelvärde	6.23	4.89	5.03	5.41	7.12	

2.4 FLORA OCH FAUNA MED VISUELLA METODER

2.4.1 Dyktransekter Östersjön

Variansskattning för antal arter, total täckningsgrad och täckningsgrad av enskilda arter

Skattning av varianskomponenter för total täckningsgrad och antal arter, samt utvalda enskilda arter, i Östersjön med metoden dyktransekt beräknades för områdena Södra och mellersta Bottenhavets kustvatten (SMBH), Höga kustens

kustområde (HKK) och Rånefjärden (RF). Då ingen ytterligare strukturell uppdelning inom områden gjorts för provtagning, beräknades varianskomponenter för SMBH (S^2_{SMBH}), HKK (S^2_{HKK}) och RF (S^2_{RF}) genom att kvadrera standardavvikelsen av proverna från dessa olika områden (35, 19 respektive 7 stycken).

Resultat av variansskattning för antal arter, total täckningsgrad och täckningsgrad av enskilda arter

Resultaten av variansskattningarna total täckningsgrad och antal arter i Östersjön visade att området HKK (S^2_{HKK}) hade mycket högre varians, d.v.s. större variation, vad gäller både antal arter och den totala täckningsgraden jämfört med SMBH (S^2_{SMBH}) och RF (S^2_{RF}). Även vad gäller täckningsgrad av enskilda arter låg området HKK högre än de andra två områdena. Resultaten är visade i tabell 2.11.

Tabell 2.11 Resultat av uträkning av varianskomponenter för antal arter, total täckningsgrad och täckningsgrad av enskilda arter

Variabel	SMBH		HKK		RF	
	Varians S^2_{SMBH}	Medelvärde (n=35)	Varians S^2_{HKK}	Medelvärde (n=19)	Varians S^2_{RF}	Medelvärde (n=7)
Total täckningsgrad	3797.04	88.83	15859.55	122.38	105.15	9.47
Artantal	7.43	11.09	40.14	16.16	22.81	14.14
Ceramium tenuicorne	119.52	12.68	-	-	-	-
Chara aspera	-	-	-	-	12.88	1.61
Potamogeton perfoliatus	-	-	25.27	1.36	0.67	1.03
Fucus vesiculosus	990.38	12.98	1955.10	22.01	-	-

2.4.2 Dykrutor utsjöbankar, Kosterhavet västkust

Variansskattning för antal arter samt täckningsgrad av djur, brunalger, rödalger och alla makroalger

Skattning av varianskomponenter för totalt antal arter samt täckningsgrad av djur, grönalger, brunalger, rödalger samt totalt för alla makroalger gjordes för två områden; Svaberget och Vangards grund. Utöver uppdelningen på två områden fanns ingen ytterligare rumslig eller tidsmässig strukturering och varianskomponenter räknades ut genom att kvadrera standardavvikelsen för de 20 proverna tagna på vardera område.

Resultat av variansskattning för antal arter samt täckningsgrad av djur, brunalger, rödalger och alla makroalger

Resultaten av variansskattningarna visar att skillnaden i täckningsgrad av makroalger mellan olika transekter är den variabel som förklarar den största mängden variation på både Svaberget (S^2_s) och Vangards grund (S^2_v). Näst högst variation förklarades av skillnader mellan transekter för variabeln täckningsgrad av rödalger och därefter av täckningsgrad av djur i båda områdena. Variabeln som hade lägst varians i båda områdena var antal arter, vilket verkar vara en generell trend för alla dataset. Prover tagna från Svaberget visade en högre varians för variablerna antal arter och täckning av djur och brunalger, medan variansen för täckning av alla makroalger samt rödalger var mer än dubbelt så stor för Vangards grund (se tabell 2.12).

Tabell 2.12 Resultat av uträkning av varianskomponenter för antal arter samt täckningsgrad av djur, brunalger, rödalger och totalt för makroalger för områdena Svaberget och Vangards grund

Variabel	n	Svaberget		Vangards grund	
		Medelvärde	Varians S^2_s	Medelvärde	Varians S^2_v
Antal arter	20	33.95	156.79	25.2	62.17
Täckning av djur	20	104	1267.68	64.35	774.03
Täckning av brunalger	20	23.05	892.26	26.55	686.89
Täckning av rödalger	20	66.65	2035.71	104.8	5579.85
Täckning av makroalger	20	91.2	4759.22	133.65	9971.82

2.4.3 Video och vattenkikare Lommabukten

Variansskattning för täckningsgrad av ålgräs

Skattning av varianskomponenter för täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) i Lommabukten räknades ut för alla djup och för djup mellan ett till sex meter. Då ingen strukturell uppdelning, vare sig rumslig eller tidsmässig, gjorts för provtagning, beräknades varianskomponenter för djup mellan ett till sex meter (S^2_{L1}) genom att kvadrera standardavvikelsen av de 578 proverna från dessa djup. På samma sätt beräknades varianskomponenter för alla djup (S^2_{L2}) från det totala antalet prover (934 st).

Resultat av variansskattning för täckningsgrad av ålgräs

Resultaten av variansskattningarna för djup mellan ett till sex meter (S^2_{L1}) och för alla djup (S^2_{L2}), visade att det var större skillnader i täckningsgrad av ålgräs mellan prover på grunda djup än mellan prover på alla djup (tabell 2.13).

Tabell 2.13 Resultat av uträkning av varianskomponenter för täckningsgrad av ålgräs

Djup	n	Medelvärde	Varians
1-6 m	578	20.93	$S^2_{L1} = 324.0$
Alla djup	934	15.38	$S^2_{L2} = 296.5$

2.4.4 Video och ROV utsjöbankar västkust

Variansskattning för bottenorganismer på utsjöbankar

Skattning av varianskomponenter för täckningsgrad av bottenorganismer (djur, alger, kelp och rödalger) beräknades för utsjöbankarna Svaberget, Makrillbåden och Vanguard's grund ($a=3$). På varje utsjöbank gjordes sju ankringspunkter (Station; $b=7$) med vardera nio mätpunkter (Grupp; $c=9$) där fem prover togs ($n=5$). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan bankar, subtraheras MS för Station (Bank) från MS för Bank och detta divideras sedan med nivåerna för Station (b), Grupp (c) och replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan stationer, subtraheras MS för Grupp (Station, Bank) från MS för Station (Bank) och detta divideras sedan med nivåerna för Grupp (c) och replikat (n). Variationen som ger skillnad mellan grupper, eller mätpunkter, räknades ut genom att subtrahera MS för residualen från MS för Grupp (Station, Bank) och sedan dividera detta med antalet replikat (n). Dessa beräkningar är visade i tabell 2.14.

Tabell 2.14 Specifik uträkning av varianskomponenter för täckningsgrad av bottenorganismer på utsjöbankar

Källa	df	Beräkning av komponent
Bank	$a-1$	$S^2_B = (MSB - MSS(B)) / bcn$
Station (Bank)	$a(b-1)$	$S^2_{S(B)} = (MSS(B) - MSG(B,S)) / cn$
Grupp (Bank, Station)	$ab(c-1)$	$S^2_{G(B,S)} = (MSG(B,S) - MSResidual) / n$
Residual	$abc(n-1)$	$S^2_R = MSResidual$

Resultat av variansskattning för bottenorganismer på utsjöbankar

Resultaten av variansskattningarna skilde sig väsentligt för variablerna artantal och täckningsgrad av djur, alla alger, kelp, rödalger och de enskilda arterna. Variationen i täckningsgrad av djur förklarades till största delen av skillnad mellan prover, d.v.s. residualen (S^2_R). Vad gäller alla alger och gruppen rödalger förklarades mest variation i täckningsgrad av skillnad mellan stationer inom bankar ($S^2_{S(B)}$), medan skillnader för Kelp (*Laminaria* sp. och *Saccharina* sp.) förklarades av variation mellan grupper ($S^2_{G(B,S)}$) inom bankar

och stationer. Till skillnad från de olika mönstren för de fyra variablerna visade medelvärdet av variansskattningarna att skillnader mellan stationer ($S^2_{S(B)}$), grupper ($S^2_{G(B,S)}$) och prover (S^2_R) förklarade ungefär lika mycket av variationen (se tabell 2.15). För täckningsgrad av de enskilda arterna förklarade skillnader mellan prover, residualen (S^2_R), mest variation för de två algarterna *Delesseria sanguinea* och *Phycodrys rubens* samt läderkorallen *Alcyonium digitatum*.

Tabell 2.15 Resultat av uträkning av varianskomponenter för täckningsgrad av bottenorganismer på utsjöbankar

Källa	Djur	Alger	Kelp	Rödalger	Artantal	<i>Delesseria sanguinea</i>	<i>Phycodrys rubens</i>	<i>Alcyonium digitatum</i>
Bank	113.5	30.8	-0.3	50.6	0.62	0.92	0.24	6.36
Station (Bank)	39.4	253.2	47.1	172.8	0.35	8.61	43.98	19.06
Grupp (Bank, Station)	120.6	194.5	58.2	113.4	0.43	7.17	52.02	23.61
Residual	203.0	127.6	28.8	139.0	1.39	47.82	63.51	48.42
Medelvärde	21.72	22.93	2.21	20.72	3.51	1.79	6.65	6.83

2.4.5 Video Östergötland

*Variansskattning för antal arter och total täckningsgrad samt täckningsgrad av *Zostera marina*, *Mytilus edulis* och *Fucus vesiculosus*.*

Skattning av varianskomponenter för metoden video i Östergötland räknades ut för alla djup och för djup mellan ett till sex meter, samt för alla substrat och uppdelat på hårbotten och bottnar med sand eller 75 % mjukbotten.

Varianskomponenter för djup mellan ett till sex meter på sand eller 75 % mjukbotten (S^2_{D1}), alla substrat (S^2_{D2}) och hårbotten (S^2_{D3}) beräknades genom att kvadrera standardavvikelsen av proverna tagna på dessa djup substrat (56, 151 respektive 95 st). På samma sätt beräknades varianskomponenter för alla djup och substrat (S^2_{D4}) från det totala antalet prover (662 st) samt för alla djup och substrat i Gryt (S^2_{D5}) från alla prover tagna i detta område (236 st).

*Resultat av variansskattning för antal arter och total täckningsgrad samt täckningsgrad av *Zostera marina*, *Mytilus edulis* och *Fucus vesiculosus*.*

Resultaten av variansskattningarna av artantal visade att det generellt var större variation mellan prover på grunda djup mellan ett till sex meter, jämfört med alla djup (se tabell 2.16). Störst skillnad mellan prover fanns på mellan ett till sex meter för alla substrat (S^2_{D2}) och minst skillnad var det mellan prover tagna i Gryt på alla djup och substrat (S^2_{D5}). Liknande mönster för

djupskillnader i variansskattningarna återfanns för den totala täckningsgraden, med undantaget att prover tagna på mellan ett till sex meter på hårbotten (S^2_{D3}) här visade minst variation. Även för den totala täckningsgraden var skillnaden störst mellan prover tagna på mellan ett till sex meter för alla substrat (S^2_{D2}). För täckningsgraden av de enskilda arterna var de störst varians å grunda mjukbottnar (S^2_{D1}) för *Zostera marina* och *Fucus vesiculosus*, medan *Mytilus edulis* hade störst varians för alla bottnar och substrat (S^2_{D4}).

Tabell 2.16 Resultat av uträkning av varianskomponenter för antal arter och total täckningsgrad samt täckningsgrad av *Zostera marina*, *Mytilus edulis* och *Fucus vesiculosus*.

Benämning	Beskrivning	Antal arter		Total täckningsgrad	
		Varians	Medelvärde	Varians	Medelvärde
S^2_{D1}	1-6 m, sand eller 75% mjukbotten	7.43	6.54	2220.5	95.40
S^2_{D2}	1-6 m, alla substrat	7.72	5.19	2283.5	67.03
S^2_{D3}	1-6 m, hårbotten	6.54	4.39	1639.8	50.30
S^2_{D4}	alla djup och substrat	5.60	3.62	1979.5	35.01
S^2_{D5}	alla djup och substrat i Gryt	4.75	4.46	1940.1	43.00
	<i>Zostera marina</i>			<i>Fucus vesiculosus</i>	
	Varians	Medelvärde	<i>Mytilus edulis</i>	Varians	Medelvärde
S^2_{D1}	258.94	5.24	-	717.04	14.82
S^2_{D2}	161.13	4.04	129.84	341.05	7.19
S^2_{D3}	-	-	262.59	66.69	2.69
S^2_{D4}	47.23	1.24	438.63	87.09	1.71
S^2_{D5}	36.55	0.81	335.46	15.41	0.93

2.5 SEDIMENTPROFILKAMERA

2.5.1 Sedimentprofilkamera djupa mjukbottnar Västerhavet

Variansskattning för BHQ för djupa mjukbottnar Västerhavet

Skattning av varianskomponenter för djupa mjukbottnar Västerhavet med metoden sedimentprofilkamera beräknades för variabeln miljö kvalitetsindex BHQ för prover insamlade under de tre åren 2002-2004 ($a=3$), från de två bassängerna Skagerack och Kattegatt ($b=2$). Från varje bassäng togs prover i tre områden: Gullmarsfjorden, Havstensfjorden och Koljefjorden respektive Laholmsbukten, Skälderviken och Öresund ($c=3$). I varje område provtogs olika djupstrata ($d=3$) på vardera fyra lokaler ($e=4$). På varje lokal togs fyra bilder vid provtagningen ($n=4$).

För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan år, subtraheras MS för Tid*Område(Bassäng) från MS för Tid och detta divideras

sedan med nivåerna för Bassäng (b), Område (c), Strata (d), Lokal (e) och replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan bassänger, subtraheras MS för Område(Bassäng) från MS för Bassäng och detta divideras sedan med nivåerna för Tid (a), Område (c), Strata (d), Lokal (e) och replikat (n). Variationen som anger skillnad mellan områden räknades ut genom att subtrahera MS för Strata(Område, Bassäng) från MS för Område(Bassäng) och detta divideras sedan med nivåerna för Tid (a), Strata (d), Lokal (e) och replikat (n). På samma sätt räknades den specifika variationen som ger skillnader mellan olika strata, där MS för Lokal (Strata, Område, Bassäng) subtraheras från MS för Strata(Område, Bassäng) och dividerades med nivåerna Tid (a), Lokal (e) och replikat (n). För att räkna ut den specifika variationen som ger skillnader mellan lokaler, subtraheras MS för residualen från MS för Lokal (Strata, Område, Bassäng) och divideras med nivåerna för Tid (a) och replikat (n).

Varianskomponenter för interaktioner mellan faktorer beräknas på samma sätt som för enskilda faktorer, där variansen för interaktionen mellan Tid och Bassäng beräknas genom att subtrahera MS för Tid*Område(Bassäng) från MS för Tid*Bassäng vilket sedan divideras med nivåerna för Område (c), Strata (d), Lokal (e) och replikat (n). Variansen för interaktionen mellan Tid och Område(Bassäng) beräknas genom att subtrahera MS för Tid*Strata(Område, Bassäng) från MS för Tid*Område(Bassäng), vilket sedan divideras med nivåerna för Strata (d), Lokal (e) och replikat (n). Variansen för interaktionen mellan Tid och Strata(Område, Bassäng) beräknas genom att subtrahera MS för Tid*Lokal(Strata, Område, Bassäng) från MS för Tid*Strata(Område, Bassäng), vilket sedan divideras med nivåerna för Lokal (e) och replikat (n). Variansen för interaktionen mellan Tid och Lokal(Strata, Område, Bassäng) beräknas genom att subtrahera MS för residualen från MS för Tid*Lokal(Strata, Område, Bassäng) och sedan dividera detta med nivåerna för replikat (n). Dessa beräkningar är visade i tabell 2.17.

Tabell 2.17 Specifik uträkning av varianskomponenter för BHQ för djupa mjukbottnar Västerhavet

Källa	df	Beräkning av komponent
Tid	a-1	$S^2_T = (MST - MSTO(B)) / bc\,den$
Bassäng	b-1	$S^2_B = (MSB - MSO(B)) / ac\,den$
Område (Bassäng)	b(c-1)	$S^2_{O(B)} = (MSO(B) - MSS(O,B)) / a\,den$
Strata (Område, Bassäng)	bc(d-1)	$S^2_{S(O,B)} = (MSS(O,B) - MSL(S,O,B)) / a\,en$
Lokal (Strata, Område, Bassäng)	bcd(e-1)	$S^2_{L(S,O,B)} = (MSL(S,O,B) - Residual) / a\,n$
Tid * Bassäng	(a-1)(b-1)	$S^2_{TB} = (MSTB - MSTO(B)) / c\,den$
Tid * Område (Bassäng)	(a-1)(b(c-1))	$S^2_{TO(B)} = (MSTO(B) - MSTS(O,B)) / d\,en$
Tid * Strata (Område, Bassäng)	(a-1)(bc(d-1))	$S^2_{TS(O,B)} = (MSTS(O,B) - MSTL(S,O,B)) / e\,n$
Tid * Lokal (Strata, Område, Bassäng)	(a-1)(bcd(e-1))	$S^2_{TL(S,O,B)} = (MSTL(S,O,B) - Residual) / n$
Residual	abcde(n-1)	$S^2_R = MSResidual$

Resultat av variansskattning för BHQ för djupa mjukbottnar Västerhavet

Resultaten av variansskattningarna visade att skillnaderna i BHQ uppmätt för djupa mjukbottnar i Västerhavet till den största delen förklarades av skillnaderna mellan olika områden ($S^2_{O(B)}$), där varianskomponent för Område(Bassäng) var flera gånger större än de andra faktorerna (tabell 2.18). Näst efter område förklarades mest variation av interaktionen mellan tid och lokal ($S^2_{L(S,O,B)}$), residualen (S^2_R) samt skillnader mellan lokaler ($S^2_{L(S,O,B)}$). Skillnader mellan olika år (S^2_T) var dock i sig försumbar, i likhet med resterande interaktioner och skillnader mellan bassänger (S^2_B). Skillnader mellan olika djupstrata ($S^2_{S(O,B)}$), visade sig dock ha ett något högre förklaringsvärde.

Tabell 2.18 Resultat av uträkning av varianskomponenter för BHQ för djupa mjukbottnar Västerhavet

Källa	df	Varians
Tid	2	-0.023
Bassäng	1	0.191
Område (Bassäng)	4	7.240
Strata (Område, Bassäng)	12	0.486
Lokal (Strata, Område, Bassäng)	54	0.967
Tid * Bassäng	2	0.046
Tid * Område (Bassäng)	8	-0.054
Tid * Strata (Område, Bassäng)	24	0.110
Tid * Lokal (Strata, Område, Bassäng)	108	2.606
Residual	648	1.849
Medelvärde		7.39

KAPITEL 3: MODELLERING AV PRECISION FÖR PROVTAGNING AV OLIKA MÅLINDIKATORER

I princip all miljöövervakning och uppföljning av biologiska bevarandemål i marin miljö sker med hjälp av stickprovsmetoder. Detta innebär att alla mätningar av exempelvis en målindikatorns medelvärde kommer att vara skattningar som är behäftade med en viss osäkerhet. Denna osäkerhet beror av målindikatorns variation och stickprovets storlek men kan i sig skattas och användas för att med hjälp av statistiska metoder dra slutsatser om hur mycket det skattade medelvärdet avviker från det faktiska ("sanna") medelvärdet och huruvida bevarandemål är uppnådda eller ej.

Grunden för beräkning av osäkerhet är kunskap om variationen, σ^2 . Detta är en "sann" egenskap hos den population som vi vill beskriva och är inget som kan påverkas på annat sätt än genom stratifiering av målpopulationen (exv. provtagning på vissa specifika djup eller substrat). En skattning av variationen, s^2 , kan fås ur stickprovet och kan användas för att modellera säkerheten i ett skattat medelvärde.

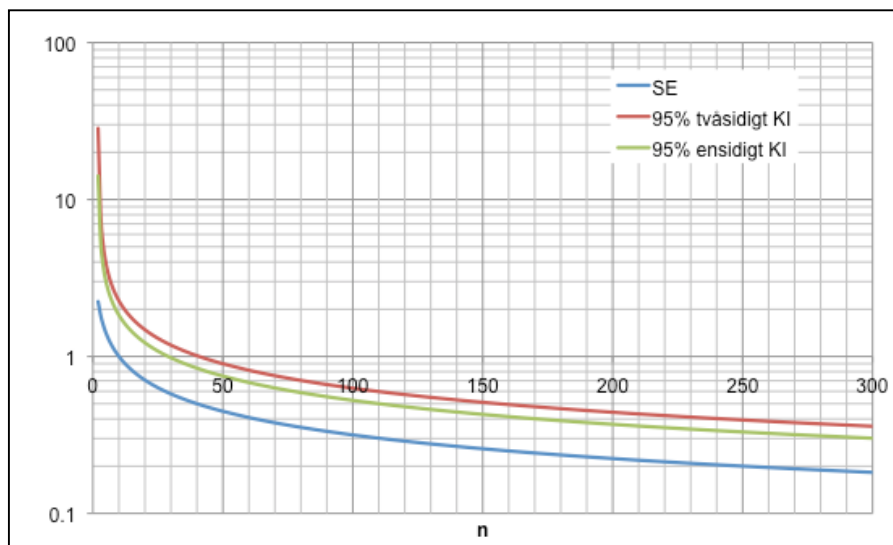
Osäkerhet kan uttryckas i form av medelfelet för ett skattat medelvärde (= "standard error"). Detta anger hur mycket ett skattat medelvärde, \bar{X} , i medeltal avviker från det sanna medelvärdet, μ . Detta beror av variationen och storleken på stickprovet, n (Fig. 3.1), och beräknas som:

$$SE = \sqrt{\frac{s^2}{n}}$$

Osäkerheten av ett skattat medelvärde kan också uttryckas i termer av konfidensintervall. Ett vanligt sätt att uttrycka konfidensintervall är att ange det så kallade 95%-iga konfidensintervallet. Detta utgör det intervall inom vilket det sanna medelvärdet ligger med 95% sannolikhet. Konfidensintervallet beräknas från SE och det kritiska t-värdet som fås ur t-tabellen. Ett 95% konfidensintervall kan vara antingen tvåsidigt, d.v.s. när 2.5% av fördelningen ligger över respektive under gränserna för konfidensintervallet, eller ensidigt, vilket innebär att 5% av fördelningen ligger över eller under det kritiska värdet. Tvåsidigt är det mest frekvent använda men i fall där det endast är viktigt att slå fast huruvida en variabel ligger över eller under en viss målnivå, exempelvis vid uppföljning av bevarandemål, är det mer ändamålsenligt och kostnadseffektivt att använda ensidiga intervall.

Tvåsidigt konfidensintervall: $\mu = \bar{X} \pm SE * t_{\alpha/2, n-1}$, $t_{\alpha/2, n-1} \approx 1.96$
om $n > 30$ (ekv. 1)

Ensidigt konfidensintervall: $\mu = \bar{X} + SE * t_{\alpha, n-1}$, $t_{\alpha, n-1} \approx 1.64$ om
 $n > 30$. (ekv. 2)



Figur 3.1 Förhållandet mellan SE, 95% konfidensintervall och stickprovsstorleken, n . Skattade variansen, $s^2=10$.

För att värdera huruvida ett konfidensintervall är stort eller litet kan det vara viktigt att relatera dess storlek till medelvärdet. Som ett exempel kan man betrakta ett konfidensintervall på 5% täckningsgrad av någon vegetationstyp. Om medelvärdet för den aktuella typen är 50% innebär detta att konfidensintervallet är 10% av medelvärdet, vilket kan förefalla relativt litet. Om vegetationstypen istället är en mycket ovanlig art som bara har en medeltäckningsgrad på 5%, är istället intervallet lika stort som medelvärdet, vilket måste betraktas som betydligt mer osäkert.

För varje målvariabel beräknades precisionen för ett intervall av stickprovsstorlekar. På så sätt kan man grafiskt bestämma hur många prover som behövs för en godtycklig precision. Man kan också få en uppfattning om vinsten med att ta ytterligare ett antal prover. Dessutom gjordes direkta beräkningar på hur många prover som behövs för att uppnå en önskad precision. Här har vi utgått ifrån Naturvårdsverkets rapport "Uppföljning av skyddade områden i Sverige: riktlinjer för uppföljning av friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå" som kom ut under sommaren 2010 (kapitel 9-10) när det gäller att formulera kraven på osäkerhet. De aktuella riktlinjerna går ut

på att uppföljningen skall ha en precision som innebär att ett 95% ensidigt intervall som inte överlappar ett "tekniskt tröskelvärde" som ligger 20% under det önskade tröskelvärdet. Detta innebär i praktiken att vi önskar dimensionera programmet så att det har ett konfidensintervall som är 20% av medelvärdet. För varje målvariabel beräknades antalet prover som behövs för att uppnå detta tröskelvärde med hjälp av en grafisk metod (denna lösning benämns " $n_{KI_grafisk}$ " i kommande tabeller).

Dessutom användes en approximativ lösning som används för att bestämma det minsta antal prover som behövs för att uppnå en viss precision är (Snedecor and Cochran, 1989):

$$n_{KI_approx} \geq 2^2 * s^2 / L^2, \text{ (ekv. 3).}$$

där s^2 är den skattade variansen och L är den tillåtna avvikelser ($L = 0.2 * \bar{X}$). Denna approximation motsvarar ett tvåsidigt 95% konfidensintervall för stora stickprov, då t-fördelningen konvergerar med standard normalfördelningen ($t_{krit} = z_{krit} = 1.96 \approx 2$). I det generella fallet kan detta samband skrivas:

$$n_{KI_approx} \geq z_{\alpha-1}^2 * s^2 / L^2, \text{ (ekv. 4)}$$

där z_{krit} är det kritiska värdet för standard normalfördelningen (=1.645 för ensidigt 95% konfidensintervall). Det är värt att notera att denna lösning gäller för stora stickprov och att den tenderar att underskatta antalet prover när den beräknade stickprovsstorleken är liten ($n \leq 30$; (denna lösning benämns " n_{KI_approx} " i kommande tabeller)).

Ett annat sätt att precisera osäkerhet är att bestämma vilken sannolikhet, statistisk styrka, ett uppföljningsprogram skall ha när det gäller att upptäcka en förändring av en viss storlek. En vanlig ambitionsnivå i detta sammanhang är att med 80% styrka kunna upptäcka en sann förändring på 20% (se exv. Carstensen 2007 och Wikner et al. 2008). Notera att detta är ett betydligt strängare krav än vad som använts i denna utredning.

För att bestämma det minimala antalet prover som behövs för att med 80% sannolikhet (statistisk styrka) kunna upptäcka en avvikelse 20% avvikelse från ett önskat tröskelvärde, användes följande samband:

$$n_{styrka} \geq \left[(t_{n-1,1-\alpha} + t_{n-1,1-\beta}) * s^2 / |\mu - L| \right]^2, \text{ (ekv. 5)}$$

där $a=0.05$ och $b=0.2$. När stickprovsstorleken ökar kan detta förenklas till följande uttryck som använts för de aktuella beräkningarna (Carstensen, 2007):

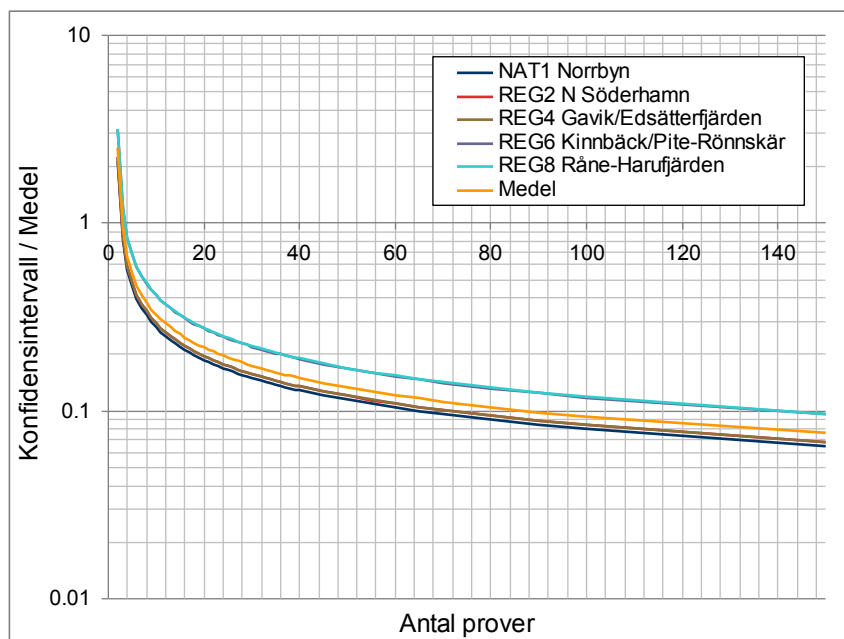
$$n_{styrka} \geq \left[(z_{1-\alpha} + z_{1-\beta}) * s^2 / |\mu - L| \right]^2. \text{ (ekv. 6)}$$

Denna lösning benämns "n_{styrka}" i kommande tabeller.

3.1 BOTTENHUGGARE

3.1.1 Djupa mjukbottnar Östersjön

I bottniska vikens kustområde modellerades precisionen av BQI för mjukbottenfauna i fem olika kluster. Variansen som användes för att modellera precision var summan av varianskomponenterna för "Station" och "År*Station" ($S^2_s + S^2_{\text{ÅS}}$; tabell 2.2). Analysen visade en relativt stor samstämmighet mellan de olika områdena. Antalet prover som krävdes för att uppnå den önskade precisionen varierade mellan ≈ 18 och ≈ 37 , med ett medelvärde på ≈ 24 prover (Fig. 3.2). I absoluta tal gav detta ett konfidensintervall för medelvärdet på 1.05 BQI enheter.



Figur 3.2 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln BQI och metoden Bottenhuggare i Östersjön.

Tabell 3.1 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($\beta=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden bottenhuggare i Östersjön

	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
NAT1	6.4	18	16	36
REG2	6.2	20	18	40
REG4	6.8	20	18	40
REG6	4.2	36	34	78
REG8	3.2	37	35	79

3.1.2 Djupa mjukbottnar Västerhavet

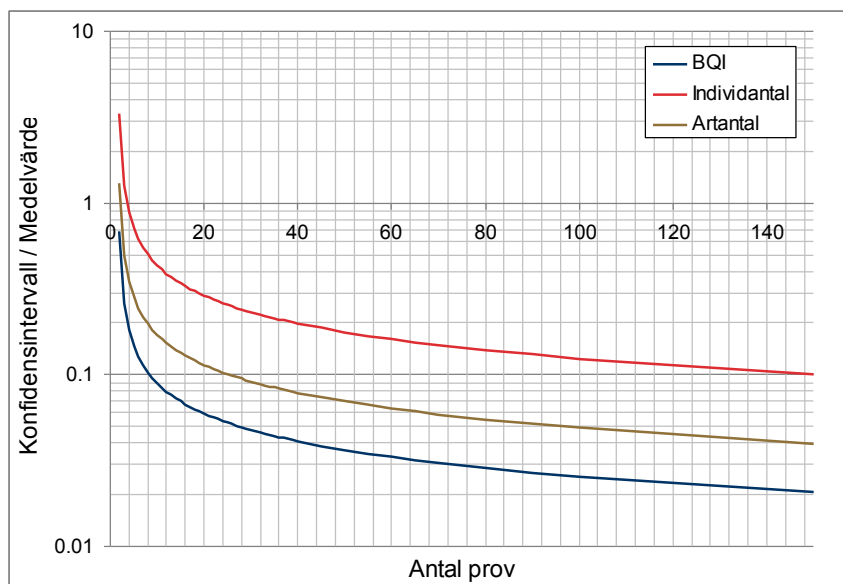
I Skageracks kustområde modellerades precisionen av BQI, antal arter och totalt antal individer per prov med data från tre olika områden. Precisionen modellerades för en rumslig enhet som storleksmässigt motsvarar något av dessa tre områden, men ingen separat uppdelning per område gjordes.

Variansen som användes för att modellera precision var summan av varianskomponenterna för "Station (Område)" och "Residual" ($S^2_{S(O)} + S^2_R$; tabell 2.4).

Analysen visade en stor skillnad i precision mellan olika målvariabler. Bäst precision visade BQI där den önskade precisionen uppnåddes redan vid ≈ 5 prover. Målprecisionen för antalet arter per prov uppnåddes vid ≈ 10 prover. Sämst precision visade antal individer per prov där ≈ 40 prover krävdes för att uppnå målprecisionen (Fig. 3.3). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 2.08 för BQI, 5.79 för artantal och 62.8 enheter för individantal.

Tabell 3.2 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden bottenhuggare i Västerhavet.

	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
BQI	11.5	4	2	4
artantal	29.36	8	6	14
individantal	315.69	40	38	87



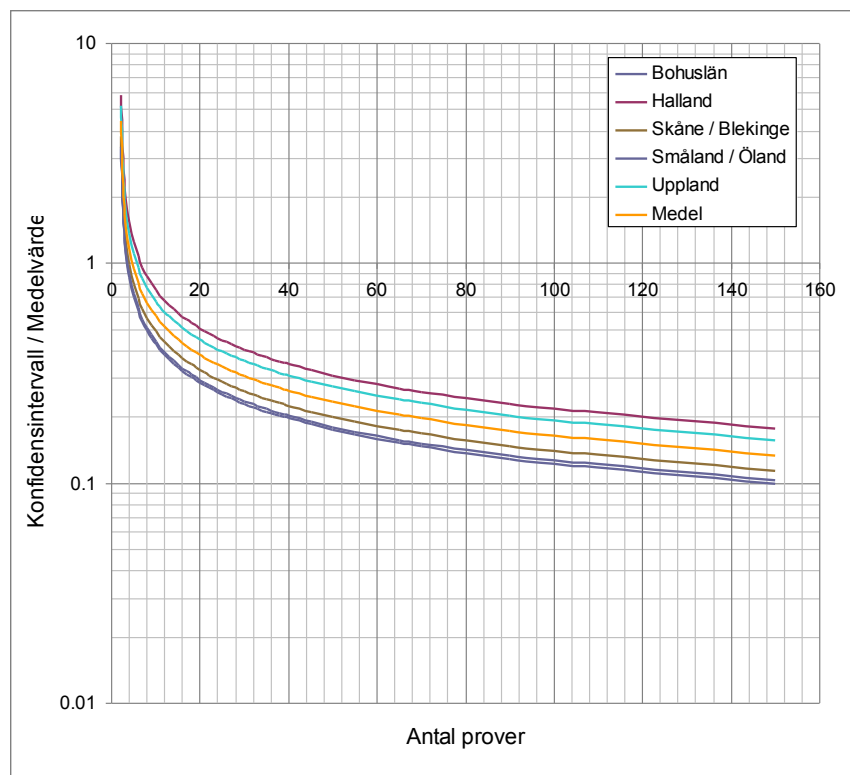
Figur 3.3 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna BQI, antal arter och antal individer för metoden Bottenhuggare i Västerhavet.

3.2 CYLINDERPROVTAGARE

3.2.1 Infauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

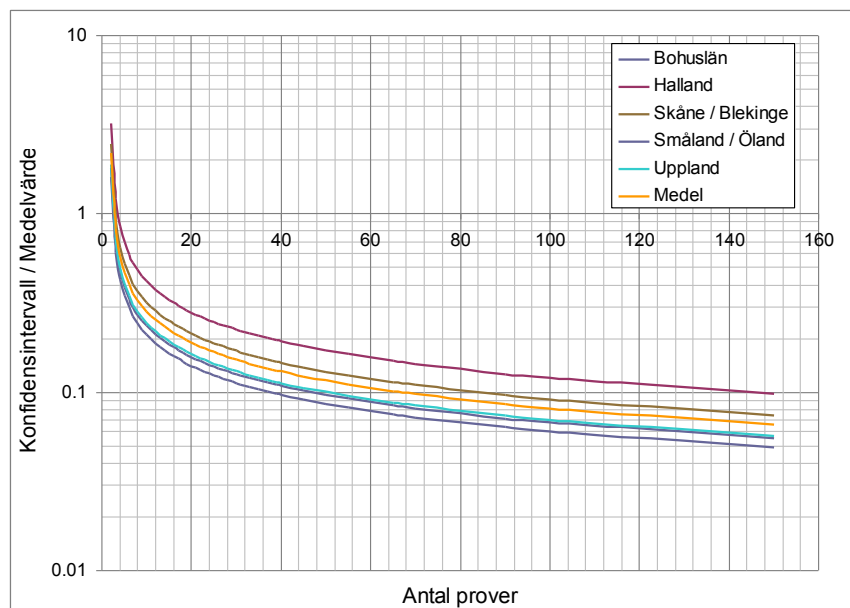
I Östersjöns och Västerhavets kustområden från Bohuslän till Uppland modellerades precisionen av antal arter och totalt antal individer per prov med data från fem olika områden. Variansen som användes för att modellera precision var summan av varianskomponenterna för "Vik", "Lokal (Vik)" och "Residual" ($S^2_V + S^2_{L(V)} + S^2_R$; tabell 2.6).

Vad gäller antalet individer så visade analysen att antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen varierade mellan de fem olika områdena. I Bohuslän och Småland / Öland räckte det med ≈ 40 prover, medan det i Halland krävdes det högsta antalet prover, ≈ 120 , för att nå önskad precision. Följaktligen fanns ingen tydlig skillnad mellan öst och västkust i precision. I medeltal gav ≈ 70 prover önskad precision (Fig. 3.4). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 28 för Bohuslän, 11 för Halland, 30 för Skåne/Blekinge, 13 för Småland/Öland, 2 för Uppland och 17 enheter i medeltal.



Figur 3.4 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln totalt antal individer och metoden cylinderprovtagare i Östersjön och Västerhavet.

För antalet arter per prov visade analysen att antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen är mycket lägre än för antalet individer för alla områden, även om de fem områdena också för denna variabel skiljer sig åt. I Bohuslän krävdes det lägsta antalet prover för att nå önskad precision, ≈ 11 prover, medan det i Halland krävdes mer än det tredubbla antalet, ≈ 38 prover. I medeltal gav ≈ 19 prover önskad precision (Fig. 3.5). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 1.36 för Bohuslän, 1.03 för Halland, 1.16 för Skåne/Blekinge, 1.26 för Småland/Öland, 0.59 för Uppland och 1.07 enheter i medeltal.



Figur 3.5 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln totalt antal arter och metoden cylinderprovtagare i Östersjön och Västerhavet.

Tabell 3.3 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI / \bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statistisk styrka (n_{styrka}) för metoden cylinderprovtagare.

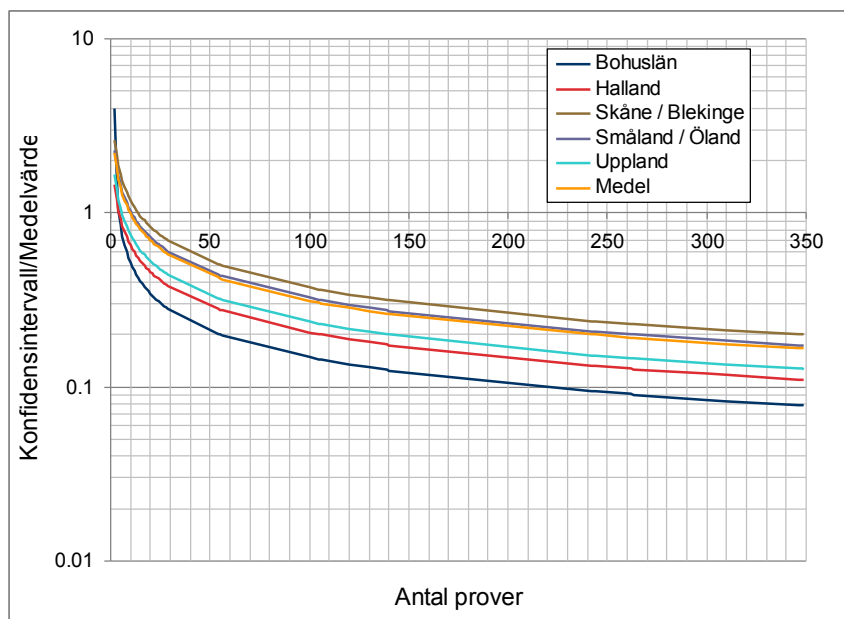
	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
Individantal				
Bohuslän	141.08	39	37	85
Halland	63.25	118	113	258
Skåne / Blekinge	156.92	51	49	111
Småland / Öland	68.25	42	44	100
Uppland	10.13	94	97	222
Artantal				
Bohuslän	6.83	11	9	21
Halland	5.21	38	36	82
Skåne / Blekinge	5.92	23	25	56
Småland / Öland	6.46	14	12	26
Uppland	3.08	15	13	28

3.3 FALLFÄLLA

3.3.1 Epifauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

I likhet med analyserna för metoden cylinderprovtagare modellerades precisionen av antal arter och totalt antal individer per prov tagna med metoden fallfälla med data från samma fem områden längs kusten från Bohuslän till Uppland. Variansen som användes för att modellera precision var summan av varianskomponenterna för "Vik" och "Residual" ($S^2_V + S^2_R$; tabell 2.9).

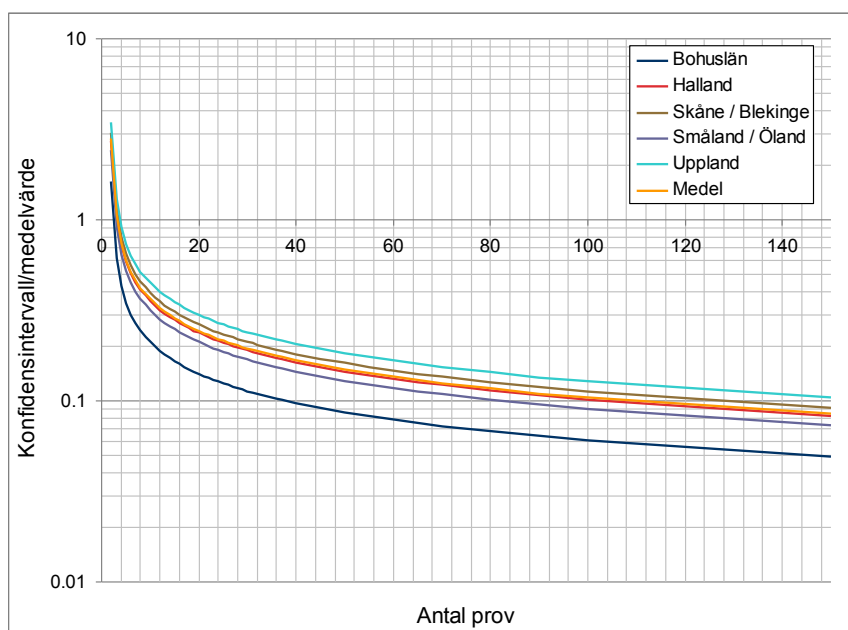
Antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen för variabeln individantal skiljer markant för de fem olika områdena även för denna metod. I området Skåne/Blekinge krävs ca sju gånger så många prover, ≈ 348 , som för Bohuslän, där 56 prover räckte för att nå önskad precision. Den stora mängd prover som krävs i Skåne/Blekinge, samt även Småland/Öland (≈ 262), medförde att det krävdes ≈ 244 prover i medeltal för att uppnå målprecision (Fig. 3.6). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 9.8 för Bohuslän, 12.1 för Halland, 17.3 för Skåne/Blekinge, 19.3 för Småland/Öland, 12.2 för Uppland och 14.1 enheter i medeltal.



Figur 3.6 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln totalt antal individer och metoden fallfälla i Östersjön och Västerhavet

För variabeln antalet arter per prov visade analysen att antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen är mycket lägre än för antalet individer

för alla områden. I medeltal krävs ≈ 29 prover för artantal, jämfört med ≈ 244 prover för individantal. Skillnaden mellan områden för artantal var dock hög, där ett fyrfaldigt större antal krävs för Uppland, ≈ 45 , jämfört med Bohuslän där ≈ 11 prover ger önskad precision. För de tre resterande områdena, Halland, Skåne/Blekinge och Småland/Öland, krävdes ungefär samma storleksordning av antal prover för uppnådd målpprecision: 28, 34 respektive 23 prover (Fig. 3.7). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 1.24 för Bohuslän, 0.97 för Halland, 1.00 för Skåne/Blekinge, 1.07 för Småland/Öland, 1.37 för Uppland och 1.14 enheter i medeltal.



Figur 3.7 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln totalt antal arter och metoden fallfälla i Östersjön och Västerhavet

Tabell 3.4 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden fallfälla.

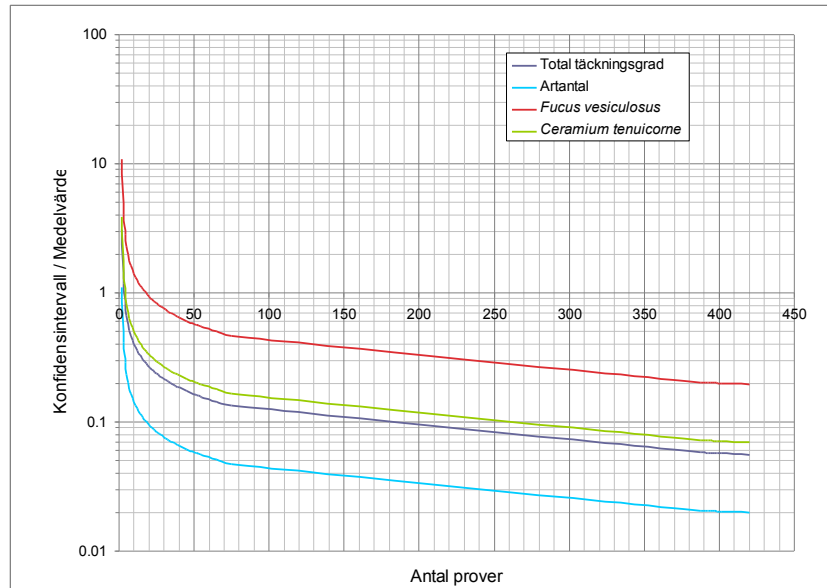
	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
Individantal				
Bohuslän	49.21	56	84	191
Halland	60.43	106	170	389
Skåne / Blekinge	86.4	348	533	1217
Småland / Öland	96.71	263	358	818
Uppland	60.88	140	212	484
Artantal				
Bohuslän	6.23	11	14	31
Halland	4.89	28	43	99
Skåne / Blekinge	5.03	34	47	108
Småland / Öland	5.41	23	32	73
Uppland	7.12	45	41	93

3.4 FLORA OCH FAUNA MED VISUELLA METODER

3.4.1 Dyktransekter Östersjön

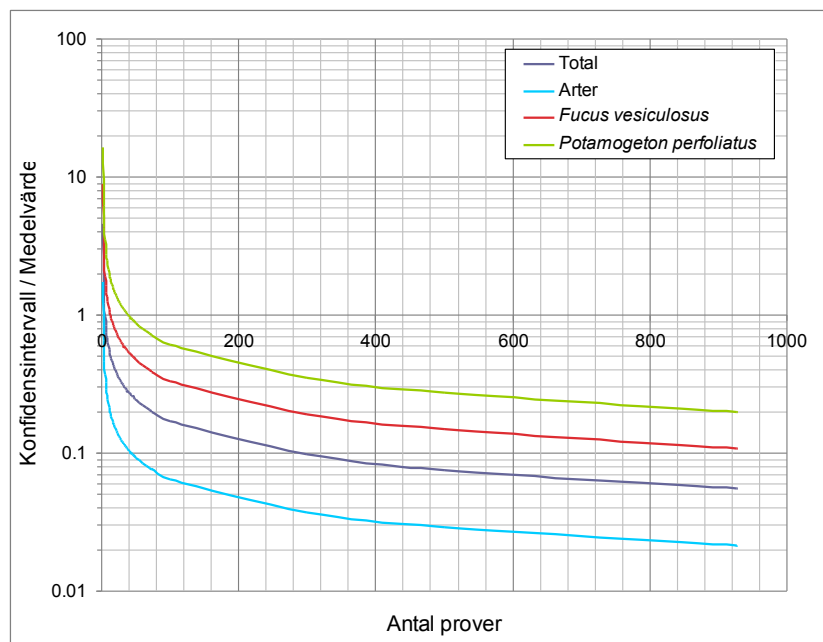
Precisionen för provtagning med metoden dyktransekt i Östersjön modellerades med variablerna artantal, total täckningsgrad samt täckningsgrad av enskilda arter med data från tre olika områden. Modelleringen gjordes separat för tre områdena Södra och mellersta Bottenhavets kustvatten (SMBH), Höga kustens kustområde (HKK) och Rånefjärden (RF). Variansen som användes för att modellera precision var beräknad direkt från standardavvikelsen av proverna från varje område (S^2_{SMBH} , S^2_{HKK} respektive S^2_{RF} : tabell 2.11).

I området SMBH krävdes ett väldigt stort antal prover, ≈ 400 , för att uppnå önskad precision för täckningsgrad av *Fucus vesiculosus*. Antal prover för total täckningsgrad, ≈ 35 , och täckningsgrad av *Ceramium tenuicorne*, ≈ 53 prover, låg generellt lägre. För artantal var mängden prover som krävdes betydligt mindre och målprecision uppnåddes redan vid ≈ 7 prover (Fig. 3.8). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 17.6 för total täckningsgrad, 2.00 för artantal, 2.59 för täckningsgrad av *F. vesiculosus* och 2.51 för täckningsgrad av *C. tenuicorne*.



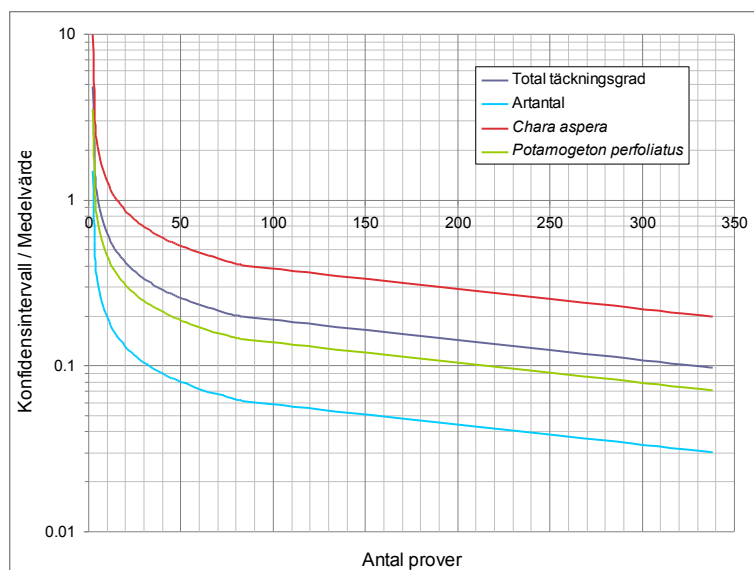
Figur 3.8 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna artantal, total täckningsgrad och täckningsgrad av arterna *Fucus vesiculosus* och *Ceramium tenuicorne* med metoden dyktransekt i området Södra och mellersta Bottenhavets kustvatten (SMBH).

I området HKK krävdes ett liknande antal prover, ≈ 275 , för att uppnå önskad precision för täckningsgrad av *F. vesiculosus*. För täckningsgrad av arten *Potamogeton perfoliatus* krävdes hela ≈ 927 prover, medan total täckningsgrad och artantal nådde önskad precision vid ≈ 74 respektive ≈ 13 prover (Fig. 3.9). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 24.4 för total täckningsgrad, 3.13 för artantal, 4.40 för täckningsgrad av *F. vesiculosus* och 0.27 för täckningsgrad av *P. perfoliatus*.



Figur 3.9 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna artantal, total täckningsgrad och täckningsgrad av arterna *Fucus vesiculosus* och *Potamogeton perfoliatus* med metoden dyktransekt i området Höga kustens kustområde (HKK).

I området RF krävdes bara en bråkdel av antalet prover för att önskad precision för täckningsgrad av *P. perfoliatus*, ≈ 45 prover, jämfört med området HKK. Ett högre antal prover krävdes dock för täckningsgrad av arten *Chara aspersa*, ≈ 338 , för att nå målprecisionen. För total täckningsgrad och artantal krävdes ≈ 82 respektive ≈ 10 prover för önskad precision (Fig. 3.10). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 1.88 för total täckningsgrad, 2.77 för artantal, 0.21 för täckningsgrad av *C. aspersa* och 0.32 för täckningsgrad av *P. perfoliatus*.



Figur 3.10 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna artantal, total täckningsgrad och täckningsgrad av arterna *Chara aspera* och *Potamogeton perfoliatus* med metoden dyktransekt i området Rånefjärden (RF).

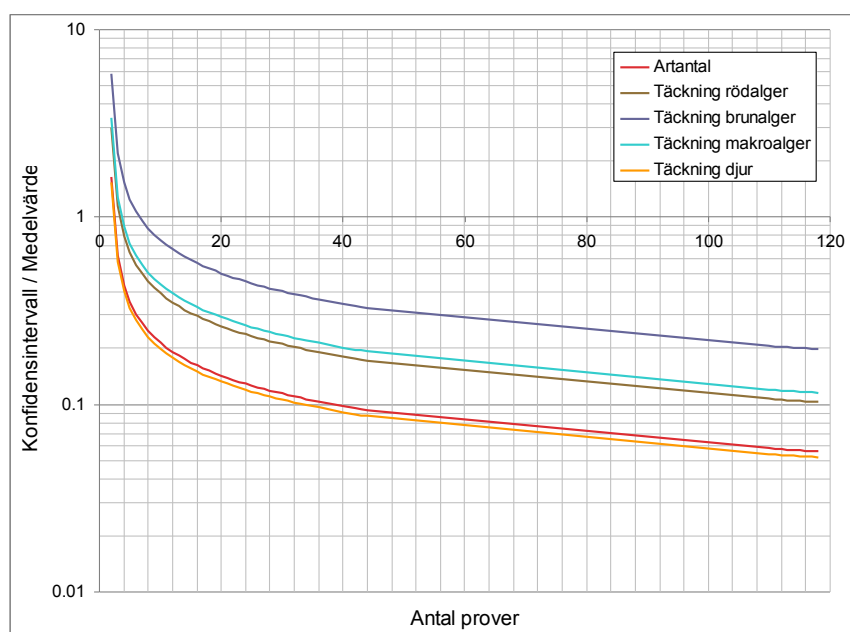
Tabell 3.5 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statistisk styrka (n_{styrka}) för metoden dyktransekt

	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
SMBH				
Artantal	11.09	7	5	10
Total täckningsgrad	88.83	35	33	75
<i>Fucus vesiculosus</i>	12.98	400	398	910
<i>Ceramium tenuicorne</i>	12.67	53	51	115
HKK				
Artantal	16.16	13	11	24
Total täckningsgrad	122.38	74	72	164
<i>Fucus vesiculosus</i>	22.01	275	273	624
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1.36	927	926	2114
RF				
Artantal	14.14	10	8	18
Total täckningsgrad	9.47	82	80	182
<i>Chara aspera</i>	1.61	338	336	767
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1.03	45	43	98

3.4.2 Dykrutor utsjöbankar västkust

Modellering av precision för utsjöbankar på Västkusten gjordes separat för de två områdena Svaberget och Vangards för variablerna artantal samt täckningsgrad av djur, brunalger, rödalger samt för makroalger totalt. Variansen som användes för att modellera precision var beräknad direkt från standardavvikelsen av proverna från varje område (S^2_s och S^2_v : tabell 2.12).

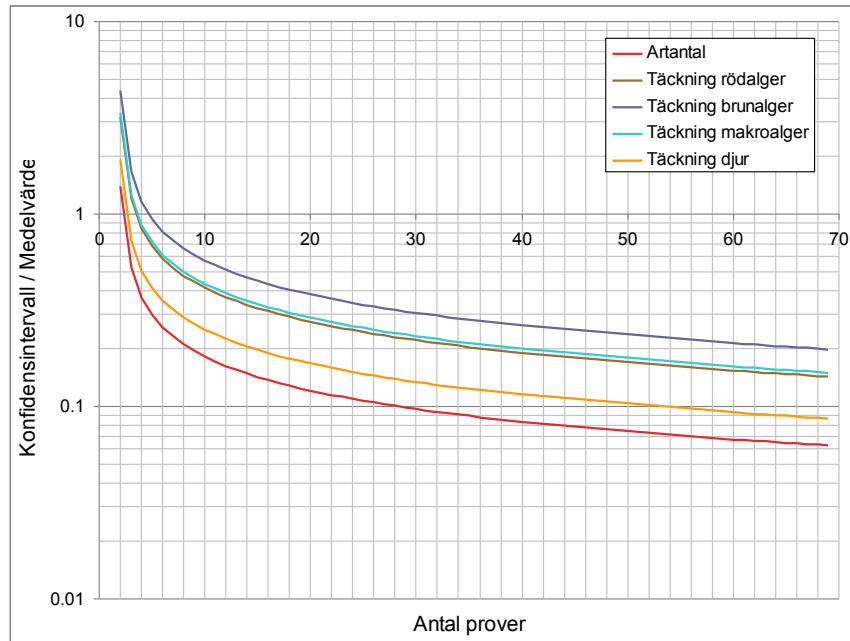
I området Svaberget krävdes få prover för önskad precision för artantal ≈ 12 och täckningsgrad av djur ≈ 10 . För täckningsgraden av olika grupper av makroalger krävde desto högre antal prover, ≈ 33 för rödalger, ≈ 41 för makroalger totalt och ≈ 116 för brunalger, för att nå målprecisionen (Fig. 3.11). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 6.49 för artantal, 13.3 för täckningsgrad av rödalger, 4.59 för täckningsgrad av brunalger, 18.1 för täckningsgrad av makroalger totalt och 20.6 för täckningsgrad av djur.



Figur 3.11 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna artantal samt täckningsgrad av djur, brunalger, rödalger och alla makroalger och metoden dykrutor i området Svaberget på Västkusten.

Även i området Vangards grund krävdes få prover för önskad precision för artantal ≈ 9 och täckningsgrad av djur ≈ 15 . Tillskillnad från Svaberget krävdes i Vangards grund färre prover för täckningsgrad av brunalger, ≈ 68 , och ungefär samma antal för rödalger, ≈ 37 , och makroalger totalt, ≈ 40 prover. I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 4.09 för artantal, 20.7 för

täckningsgrad av rödalger, 5.30 för täckningsgrad av brunalger, 26.6 för täckningsgrad av makroalger totalt och 12.7 för täckningsgrad av djur.



Figur 3.12 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna antal arter samt täckningsgrad av djur, brunalger, rödalger och alla makroalger och metoden dyrkutor i området Vangards grund på Västkusten.

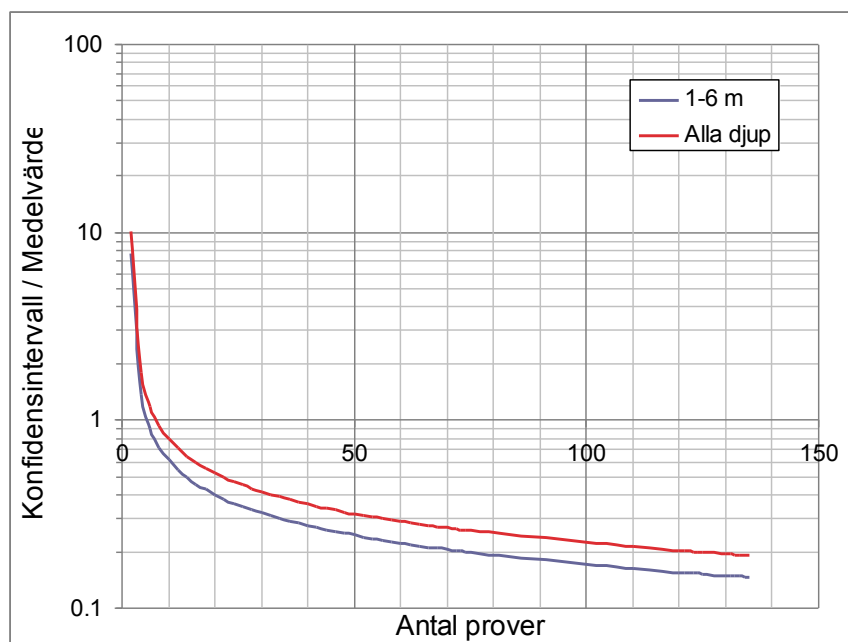
Tabell 3.6 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden dykrutor.

	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
Svaberget				
Artantal	33.95	12	10	22
Rödalger	66.65	33	31	71
Brunalger	23.05	116	114	260
Makroalger totalt	91.2	41	39	89
Djur	104	10	8	19
Vangards grund				
Artantal	25.2	9	7	16
Rödalger	104.8	37	35	79
Brunalger	26.55	68	66	151
Makroalger totalt	133.65	40	38	87
Djur	64.35	15	13	29

3.4.3 Video och vattenkikare Lommabukten

Modellering av precision i Lommabukten för täckningsgrad av *Zostera marina* (ålgrens) gjordes för djup mellan ett till sex meter och för alla djup. Variansen som användes för att modellera precision var beräknad direkt från standardavvikelsen av proverna från varje djupintervall (S^2_{L1} och S^2_{L2} ; tabell x).

För djup mellan ett till sex meter krävdes ≈ 74 prover och för alla djup krävdes ≈ 123 prover för att uppnå önskad precision (Fig. 3.13). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 4.17 för djup mellan ett till sex meter och 3.07 för alla djup.



Figur 3.13 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln skattad täckningsgrad av *Zostera marina* (ålgräs) för metoden vattenkikare och video i Lommabukten.

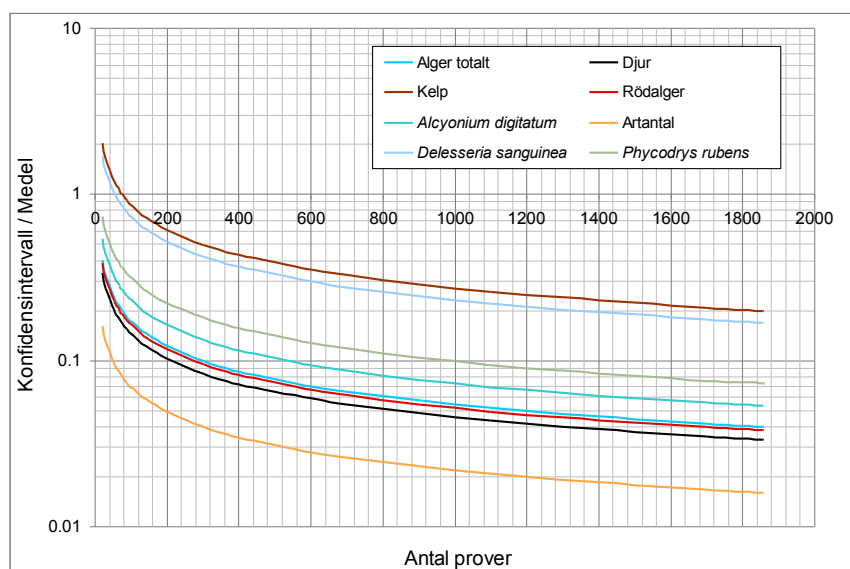
Tabell 3.7 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statistisk styrka (n_{styrka}) för metoden vattenkikare och video i Lommabukten.

	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
1-6 m	20.93	74	51	115
Alla djup	15.38	123	85	194

3.4.4 Video och ROV utsjöbankar västkust

Modellering av precision på Västkusten för täckningsgrad av djur, alger, kelp och rödalger gjordes för utsjöbankarna Svaberget, Makrillbåden och Vanguard's grund. Precisionen modellerades för en rumslig enhet som storleksmässigt motsvarar något av dessa tre områden, men ingen separat uppdelning per område gjordes. Variansen som användes för att modellera precision var summan av varianskomponenterna för "Station(Bank)", "Grupp(Bank, Station)" och "Residual" ($S^2_{S(B)} + S^2_{G(B,S)} + S^2_R$; tabell 2.15).

Antalet prover som krävdes för att uppnå önskad precision för täckningsgrad av kelp var exceptionellt hög: ≈ 1857 prover. Även täckningsgrad av arten *Delesseria sanguinea* (nervtång) krävde ett väldigt stort antal prover, ≈ 1339 , medan *Phycodrys rubens* (ekblading) och *Alcyonium digitatum* (död mans hand) krävde ≈ 246 respektive ≈ 134 prover för uppnådd målprecision. För täckningsgrad av alger, djur och rödalger var krävdes ungefär lika många prover, ≈ 76 , ≈ 54 respektive ≈ 69 prover, för att nå målprecisionen. Antalet arter krävde det lägsta antalet prover, ≈ 14 stycken (Fig. 3.14). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 0.70 för antalet arter och för täckningsgraden av de olika grupperna och arterna gav detta 4.58 för djur, 4.34 för alger, 0.44 för kelp, 4.14 rödalger, 1.36 för *A. digitatum*, 0.36 för *D. sanguinea* och 1.33 för *P. rubens*.



Figur 3.14 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variablerna artantal och täckningsgrad av djur, alger, kelp, rödalger, *Alcyonium digitatum*, *Delesseria sanguinea* och *Phycodrys rubens* och metoden ROV på utsjöbankarna Svaberget, Makrillbåden och Vanguarders grund.

Tabell 3.8 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målpprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden ROV.

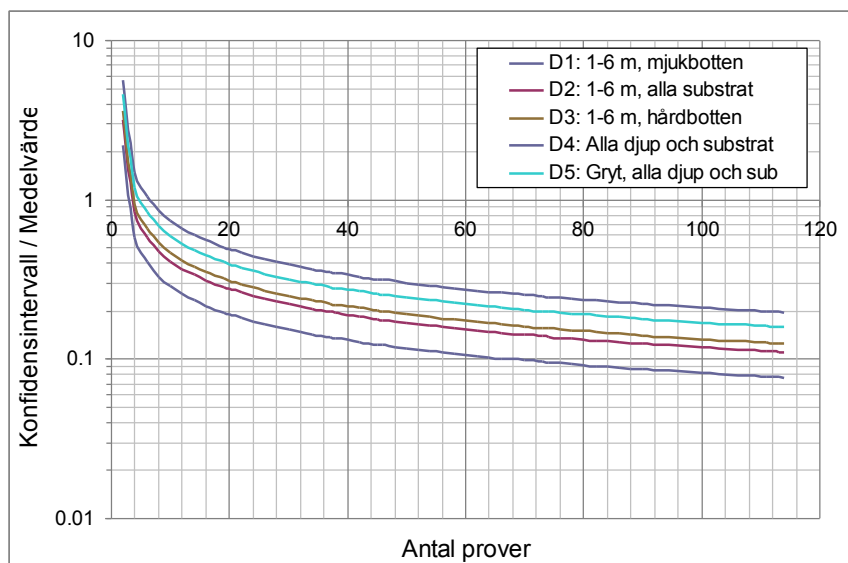
	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
Artantal	3.51	14	28	63
Alger totalt	22.93	76	172	393
Djur	21.71	54	109	249
Kelp	2.21	1857	4460	10191
Rödalger	20.72	69	176	402
<i>Delesseria sanguinea</i>	1.79	1339	2978	6804
<i>Phycodryes rubens</i>	6.65	246	581	1327
<i>Alcyonium digitatum</i>	6.83	134	298	681

3.4.5 Video Östergötland

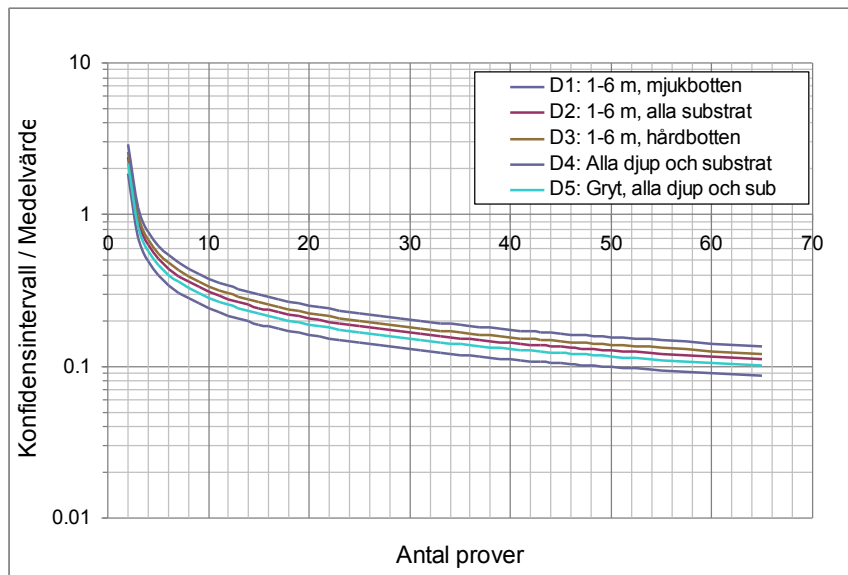
Precision för metoden video i Östergötland modellerades för fem olika grupperingar av olika djup och substrat för variablerna total täckningsgrad och antal arter. De fem grupperingarna var uppdelade enligt prover tagna på djup mellan ett till sex meter på mjukbotten (D1), djup mellan ett till sex meter på alla substrat (D2), djup mellan ett till sex meter på hårbotten (D3), alla djup och alla substrat (D4) samt alla djup och alla substrat i området Gryt (D5). Variansen som användes för att modellera precision var beräknad direkt från standardavvikelsen av proverna inom varje grupp (S^2_{D1} , S^2_{D2} , S^2_{D3} , S^2_{D4} och S^2_{D5} ; tabell 2.16).

Antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen för variabeln total täckningsgrad var lägst för gruppen D1, ≈ 19 , och femdubbelt högre för gruppen D4, ≈ 112 prover. Näst flest prover krävdes för gruppen D5, ≈ 73 , och grupperna D2 och D3 nådde önskad precision vid ≈ 37 respektive ≈ 46 prover (Fig. 3.15). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 18.7 för D1, 13.2 för D2, 10.0 för D3, 6.97 för D4, och 8.59 för D5.

För variabeln totalt antal arter var antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen relativt lika mellan grupperna. I likhet med analysen för total täckningsgrad krävdes lägst antal prover för gruppen D1, ≈ 14 , och högst för gruppen D4, ≈ 31 prover. Grupperna D2, D3 och D5 nådde önskad precision vid ≈ 22 , ≈ 25 respektive ≈ 19 prover (Fig. 3.16). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 1.28 för D1, 1.01 för D2, 0.88 för D3, 0.72 för D4, och 0.86 för D5.

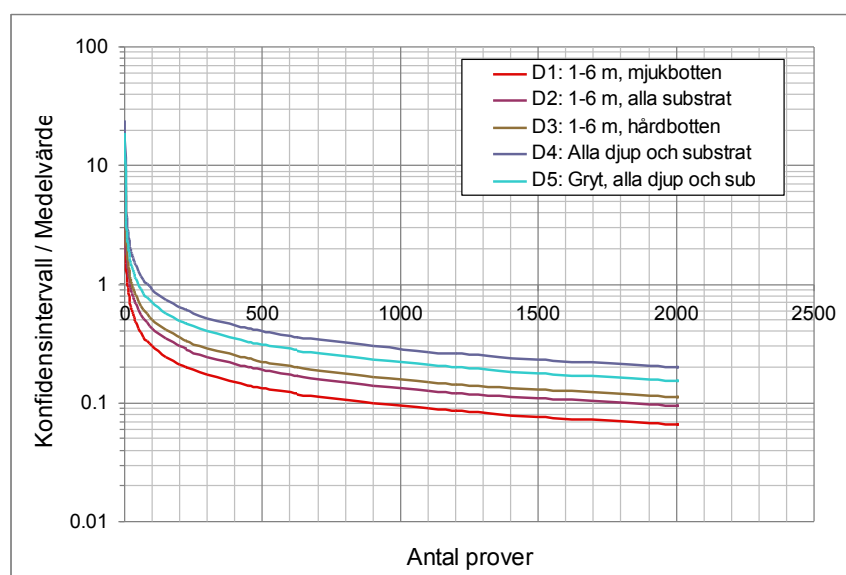


Figur 3.15 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln total täckningsgrad och metoden video i Östergötland.



Figur 3.16 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln totalt antal arter och metoden video i Östergötland.

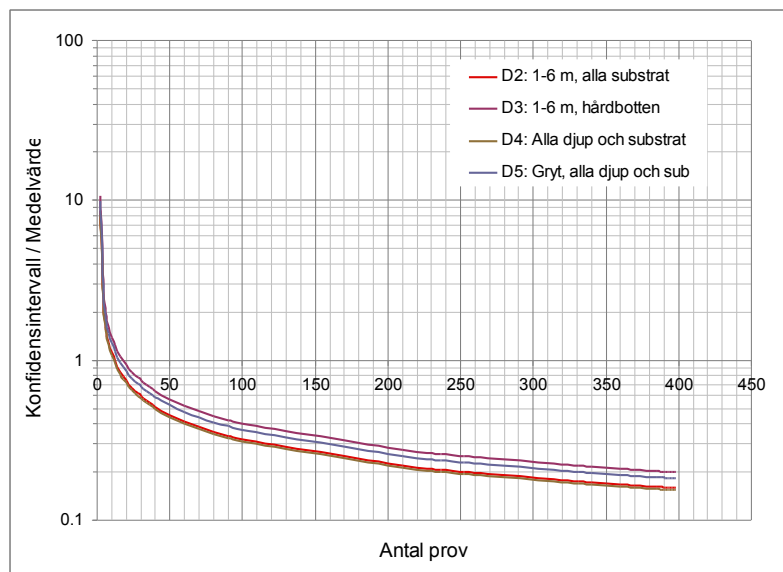
För täckningsgrad av algarten *Fucus vesiculosus* var antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen väldigt stort för grupperna D4 och D5, vilka krävde ≈ 2006 respektive ≈ 1201 prover. Gruppen D1 krävde lägst antal prover, ≈ 223 , medan grupperna D2 och D3 krävde ≈ 448 respektive ≈ 624 prover för uppnådd precision (Fig. 3.17). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 2.96 för D1, 1.44 för D2, 0.54 för D3, 0.34 för D4, och 0.19 för D5.



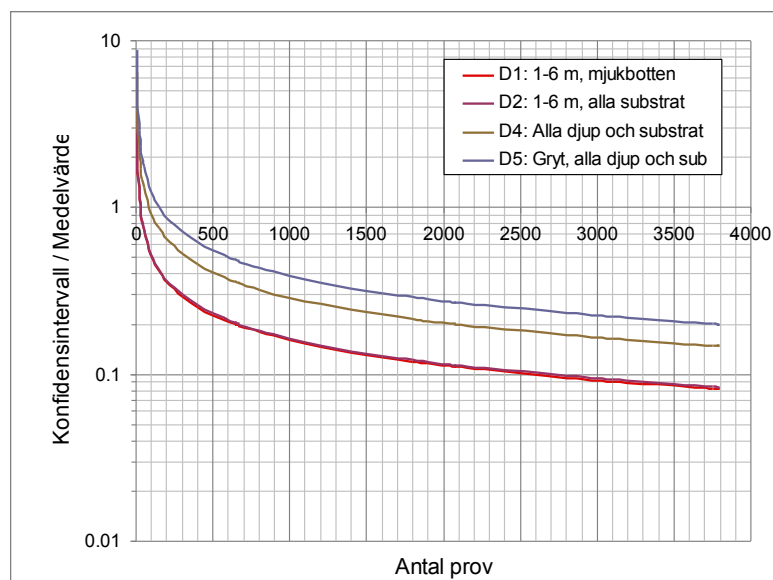
Figur 3.17 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln täckningsgrad av *Fucus vesiculosus* och metoden video i Östergötland.

För täckningsgrad av blåmussla (*Mytilus edulis*) var antalet prover som krävdes för att uppnå målprecisionen relativt lika mellan grupperna. Lägst antal prover krävdes för gruppen D2, ≈ 253 , och högst för gruppen D3, ≈ 395 prover. Grupperna D4 och D5 nådde önskad precision vid ≈ 237 respektive ≈ 340 prover (Fig. 3.18). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 1.18 för D2, 1.34 för D3, 2.25 för D4, och 1.64 för D5.

För täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) krävdes 3782 prover för att uppnå målprecisionen för gruppen D5, vilket är det högsta antalet krävda prover för alla variabler med denna metod. Gruppen D4 krävde jämförelsevis ungefär hälften, ≈ 2075 , och grupperna D1 och D2 nådde önskad precision vid ≈ 640 respektive ≈ 669 prover (Fig. 3.19). I absoluta tal gav detta konfidensintervall på 1.05 för D1, 0.81 för D2, 0.25 för D4, och 0.16 för D5.



Figur 3.18 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln täckningsgrad av *Mytilus edulis* och metoden video i Östergötland.



Figur 3.19 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln täckningsgrad av *Zostera marina* och metoden video i Östergötland.

Tabell 3.9 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden video.

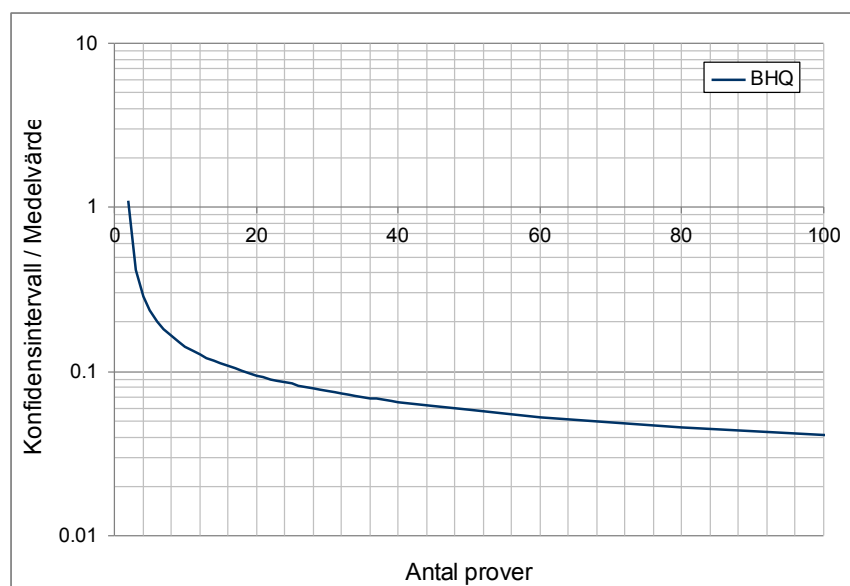
	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
	Artantal				Total täckningsgrad			
D1	6.54	14	13	28	95.4	19	17	38
D2	5.19	22	20	45	67.02	37	35	79
D3	4.39	25	23	53	50.3	46	44	101
D4	3.62	31	29	67	35.01	112	110	250
D5	4.46	19	17	37	42.99	73	71	163
<i>Zostera marina</i>					<i>Mytilus edulis</i>			
D1	5.24	640	638	1458	-	-	-	-
D2	4.04	669	667	1524	5.92	253	251	573
D3	-	-	-	-	6.73	395	393	897
D4	1.24	2075	2073	4737	11.25	237	235	536
D5	0.81	3782	3780	8738	8.29	340	330	754
<i>Fucus vesiculosus</i>								
D1	14.82	223	221	505				
D2	7.19	448	446	1019				
D3	2.69	624	621	1419				
D4	1.71	2006	2004	4579				
D5	0.93	1201	1199	2740				

3.5 SEDIMENTPROFILKAMERA

3.5.1 Sedimentprofilkamera djupa mjukbotten Västerhavet

I Västerhavets kustområde modellerades precisionen av BHQ för mjukbottenfauna i tre områden i Skagerack (Gullmarsfjorden, Havstensfjorden och Koljefjorden) och tre områden i Kattegatt (Laholmsbukten, Skälderviken och Öresund). Precisionen modellerades för en rumslig enhet som storleksmässigt motsvarar något av dessa sex områden, men ingen separat uppdelning per område gjordes. Variansen som användes för att modellera precision var summan av varianskomponenterna för "Strata(Område, Bassäng)", "Lokal(Strata,Område, Bassäng)" och "Residual" ($S^2_{S(O,B)} + S^2_{L(S,O,B)} + S^2_R$; tabell 2.18).

Analysen visade att antalet prover som krävdes för att uppnå den önskade precisionen varierade var < 10 prover (Fig. 3.20). I absoluta tal gav detta ett konfidensintervall på 1.33 BHQ enheter.



Figur 3.20 Precision i form av ensidigt 95 % konfidensintervall per medelvärde som funktion av antalet prover (n) för variabeln BHQ och metoden sedimentprofilkamera i Västerhavet.

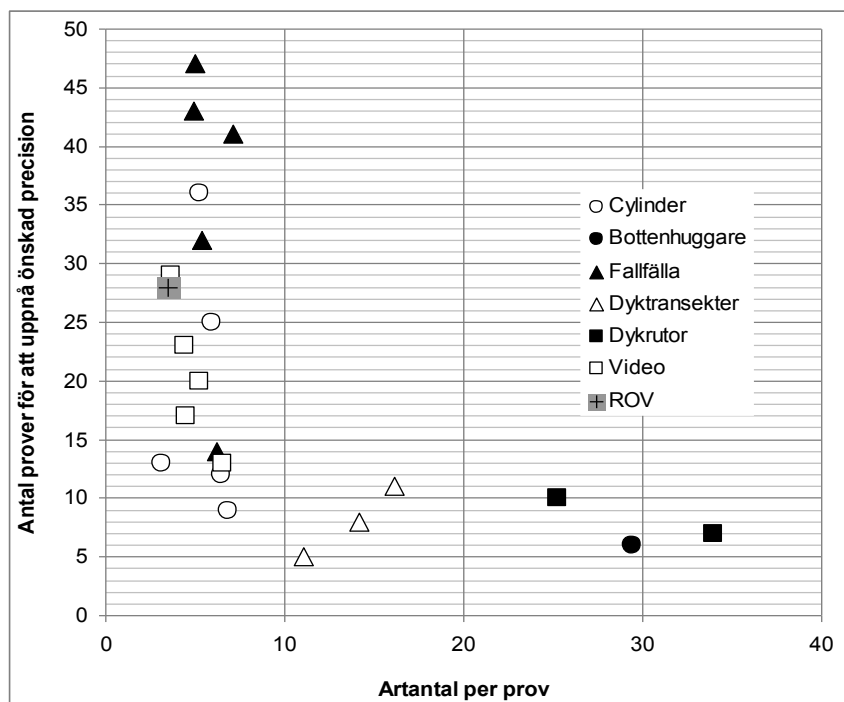
Tabell 3.10 Jämförelse mellan modellering (n_{KI_modell}) och uträkning (n_{KI_approx}) av antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och att upptäcka en 20%-ig förändring med 80% ($b=0.8$) statisk styrka (n_{styrka}) för metoden sedimentprofilkamera

	medelvärde	n_{KI_modell}	n_{KI_approx}	n_{styrka}
BHQ	7.4	7	4	30

3.6 SAMMANFATTNING AV PRECISIONSMODELLERING

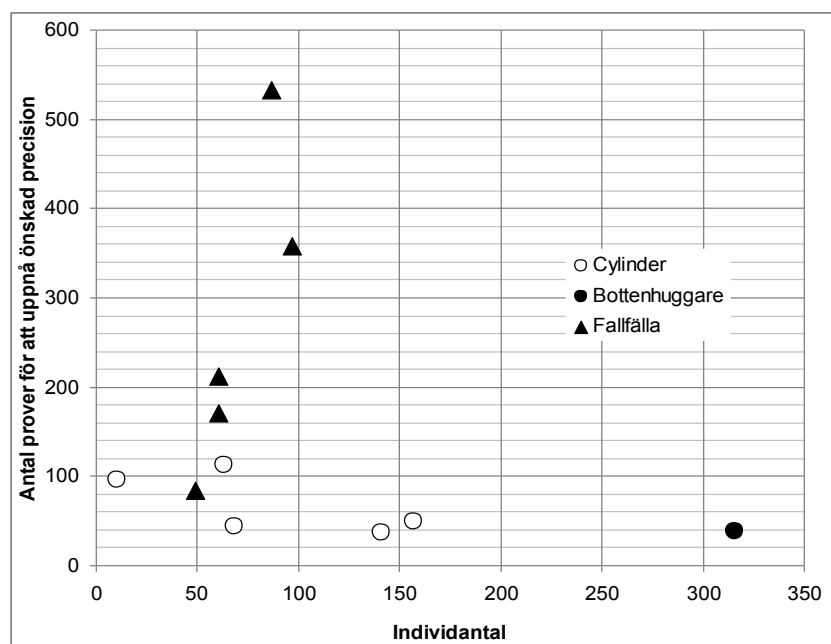
Totalt modellerades >80 uppföljningsvariabler med data från en stor bredd av fysiska och geografiska miljöer, provtagningsredskap och fördelningsegenskaper. Analyserna visar att det antal prover som krävs för att uppnå den önskade precisionen, d.v.s. ett 95% ensidigt konfidensintervall som är 20% av medelvärdet, varierar kraftigt mellan variabler ($n \approx 5 - 5000$). Trots detta finns viktiga mönster urskiljas i materialet.

Om vi klassificerar uppföljningsvariablerna i sådana som handlar om artdiversitet, kvalitetsindex, individantal och täckningsgrad av vegetation och sessil fauna kan några övergripande slutsatser dras. Ett tydligt mönster från analyserna var att det modellerade antalet prover som krävs för att uppnå önskad precision var generellt förhållandevis låga för artdiversiteten (Fig. 3.21).



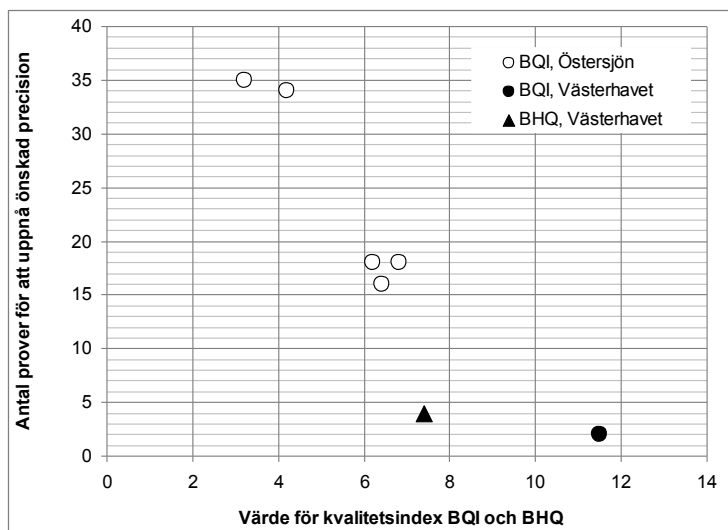
Figur 3.21 Antal prover (n_{KL_approx}) som krävs för att uppnå målprecisionen 0.2 KL/\bar{x} som en funktion av artantal per prov för metoderna cylinderprovtagare, bottenhuggare, fallfälla, dyktransekter, dykrutor, video och ROV.

För de flesta metoder räckte 5-30 prover för att uppnå önskad precision för variabeln artantal, medan metoden fallfälla krävde ≈ 45 prover. Även kvalitetsindexen i djupa mjukbottenar baserade på bottenhuggare och sedimentprofilkamera krävde i allmänhet endast 5-35 prover (Fig. 3.23). När det gäller antalet prover som krävdes för att uppnå önskad precision för målvariabler som rör individantal föreföll dessa vara generellt större än för artdiversiteten men även att det finns stora skillnader mellan metoder och regioner. Av de metoder som används för att provta individantalet av infauna med bottenhuggare eller cylinder krävdes i allmänhet 10-50 prover, medan kraven för provtagning med fallfälla varierade mellan 100-500 runt Sveriges kuster (Fig. 3.22). Inga tydliga geografiska skillnader eller säkra samband mellan antalet replikat och medelvärden observerades för artrikedom eller individantal. Kvalitetsindexet BQI föreföll dock kräva större provtagningsinsatser vid låga medelvärden men denna trend är baserad på ett relativt litet antal punkter.

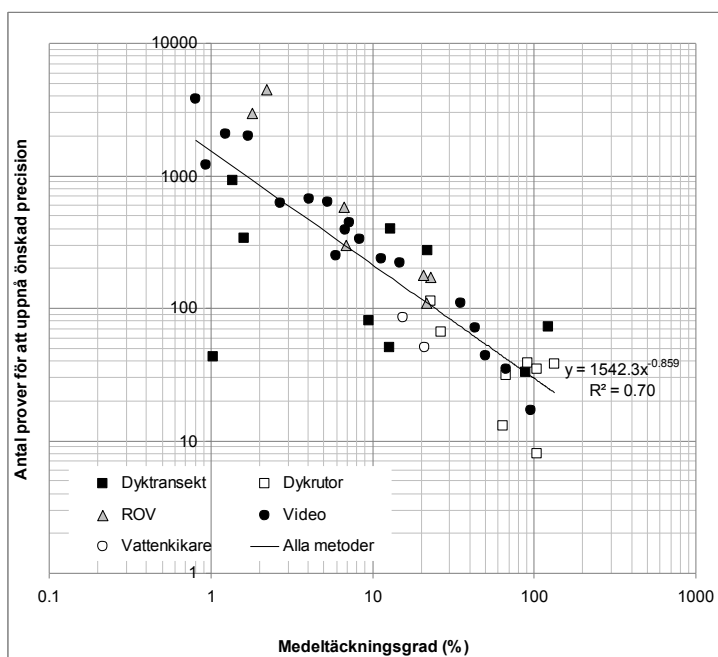


Figur 3.22 Antal prover (n_{KI_approx}) som krävs för att uppnå målprecisionen 0.2 KI/\bar{x} som en funktion av individantal för metoderna cylinderprovtagare, bottenhuggare och fallfälla.

När det gäller de målvariabler som på som speglar täckningsgrad vegetation och i vissa fall sessil fauna (exv. musslor och läderkorall) fanns en extremt stor variation (Fig. 3.24). För vissa undersökta variabler krävdes >4000 prover medan andra krävde <10 prover. Ett intressant resultat här är att, trots stora skillnader i metodik, provtagningsyta, substrattyp, salthalt, biologiska karakteristika m.m. så kunde stora delar av denna variation (70%) förklaras av skillnader i medeltäckningsgrad för den aktuella variabeln. Att på ett precist sätt skatta täckningsgraden av vanliga arter eller grupper krävde en betydligt mindre ansträngning än ovanliga. Exempelvis kvävdes i medeltal 50 prover för att mäta arter med i medeltal 50% täckningsgrad, 110 prover om täckningsgraden var 10% och >1000 prover om täckningsgraden var 1%. En viktig och förvånande observation är att, även om det kan finnas små skillnader i hur mycket olika metoder avviker från denna tendens, så förefaller den relativt oberoende av huruvida provtagningen görs med vattenkikare, handhållen video, ROV eller med olika typer av dykprovtagning. En annan viktig konsekvens är att det observerade sambandet tillåter oss att beräkna hur många prover som krävs för uppföljning av variabler som är olika vanliga, samt att göra rationella prioriteringar mellan uppföljningsvariabler beroende på vilken resurs som finns tillgänglig.



Figur 3.23 Antal prover (n_{KI_approx}) som krävs för att uppnå målprecisionen 0.2 KI/\bar{x} som en funktion av kvalitetsindexen BQI med metoden bottenhuggare och BHQ med metoden sedimentprofilkamera.



Figur 3.24 Antal prover (n_{KI_approx}) som krävs för att uppnå målprecisionen 0.2 KI/\bar{x} som en funktion av medeltäckningsgrad (%) för metoderna vattenkikare, dyktransekter, dykrutor, video och ROV.

Avslutningsvis kan sägas att de två olika metoderna som användes för att beräkna de nödvändiga antalet replikat ("n_{KI_modell}" och "n_{KI_approx}") en mycket god samstämmighet ($r^2=0.96$), men att vissa avvikelser förekom vid låga värden. Likaledes fanns det ett mycket starkt samband ($r^2=0.999$) mellan antalet replikat som krävs för att uppnå den önskade nivån av precision och den som krävs för att få 80% statistisk styrka att upptäcka en 20% förändring av medelvärdet. En enkel korrelation visar att dessa förhåller sig linjärt till varandra enligt ett specifikt empiriskt samband: $n_{styrka}=2.3*n_{KI_approx}+1.2$. Ingen analys görs här för att härleda detta samband utan tills vidare konstateras att det kan användas för att översätta krav på replikation för önskad precision till önskad styrka!

KAPITEL 4: ANALYS AV KOSTNADER OCH ALTERNATIVA PROVTAGNINGSTRATEGIER.

I föregående avsnitt har vi analyserat hur många prover som behövs inom ett område för att uppnå en viss önskad precision eller statistisk styrka för olika målvariabler och med olika metoder. Dessa beräkningar gäller för det optimala fallet att alla prover är representativt (ofta slumpmässigt) fördelade i det aktuella området (notera dock att detta område med fördel kan vara definierat så att det begränsas av olika stratifieringskriterier). Beroende på hur kostnaderna för att utföra en viss typ provtagning är fördelade, kan det dock vara så att det effektivaste sättet att planera en provtagning, inte är att sprida ut alla prover i det aktuella området. Om kostnaderna för att ta sig mellan olika provtagningslokaler är stor och om den småskaliga variationen på en lokal är stor, kan det faktiskt vara mer effektivt att ta ett antal prover på samma plats. Den optimala lösningen för hur man allokeringar prover mellan lokaler kan beräknas med så kallad cost-benefit analys (se exv. Underwood, 1997).

I detta avsnitt analyserar vi provtagningsstrategier, precision och kostnader för tre olika scenarier:

1. Tillgänglig resurs för uppföljning är 100 000 SEK.
2. Tillgänglig resurs för uppföljning är 300 000 SEK.
3. Minimum resurs för att uppnå önskad precision (20% av medelvärdet).

För att kunna utvärdera effektivitet för olika provtagningsstrategier krävs att man kan kvantifiera de kostnaderna för olika moment för enskilda metoder och att man kan skatta variationen på de aktuella rumsskalorna (inom och

mellan provtagningslokaler). Som skattningar på variation har använts de som togs fram i föregående kapitel.

När det gäller kostnaden för olika moment i provtagning och analys skall dessa naturligtvis ses som grova överslagsberäkningar. Specifika kostnader och tidsåtgång för olika moment och metoder som använts i denna studie finns nedan i tabell X (automatiska beräkningsmallar för optimeringsberäkningar kan erhållas från författarna). De totala kostnaderna per prov för de optimerade provtagningsstrategierna redovisas för de enskilda metoderna nedan.

De moment som är i fokus i denna studie är antal personer som krävs för provtagning i fält, hur mycket driften kostar per dag, hur lång tid ett prov tar att samla in per person, hur lång tid detta prov sedan tar att analyseras i laboratoriet, transporttid mellan lokaler, transporttid till och från lokaler och hur många lokaler man hinner åka till per dag med en viss metod. För transporttid till och från lokaler avses tiden det tar från arbetsplatsen, eller annan startpunkt, till dagens första lokal och sedan tillbaka igen från dagens sista lokal. De två momenten för transporttid är som schablon bestämda likvärdiga mellan alla metoder, 30 min mellan lokaler och 120 min till och från lokaler, eftersom dessa oftast beror på det specifika undersökningsområdet snarare än en specifik metod.

Även lönekostnader är som schablon bestämd till 60 000 kr per månad, d.v.s. 375 kr per timma, vilket syftar till kostnaden för ett projekt eller en arbetsgivare och inte den faktiska lön som en anställd får. Denna schablon är satt som ett ungefärligt medelvärde för olika löner på institutioner, myndigheter och konsultfirmor. Värt att notera här är alltså att kostnaderna för dessa metoder kommer skilja beroende på om metoden utförs av en fältassistent eller en konsult. Syftet med att använda schablonkostnader är att kunna jämföra effektiviteten mellan olika metoder på ett rättvist sätt så att jämförelserna inte blir beroende av specifik tidsåtgång för olika undersökningsområden eller bero på vem som utför arbetet. De moment som skiljer sig i kostnad och tidsåtgång mellan metoder är baserade på tidigare undersökningar för varje specifikt metod, och dessa kostnader beräknade per prov stämmer även överrens med kostnaderna i "Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer" (Lindgarth och Dahlgren, 2010).

Tabell 4.1 Kosnader i tid och pengar (SEK) för olika moment för alla metoder.

Metod	Personer i fält	Drifts-kostnad (SEK/dag)	Tid per prov i fält (min/person)	Tid i lab (min/prov)	Transporttid mellan lokaler (min/person)	Transporttid till och från lokaler (min/person)	Lokaler per dag	Definition av lokal för respektive metod
Bottenhuggare, Östersjön	1	10000	15	240	30	120	13	En station i nationella programmet
Bottenhuggare, Västskust	1	10000	15	240	30	120	13	En station i nationella programmet
Cylinder-provtagare	1	500	10	240	30	120	5	En vik i Noréns undersökning
Fallfälla	2	500	15	120	30	120	5	En vik i Nohréns undersökning
Dykt transekt, Östersjön	3	3250	300	120	30	120	2	En transekt i nationella programmet
Dykrutor	3	3250	300	120	30	120	4	En dykruta i U2 (västskust)
Vattenkikare Lomma	2	1000	5	10	5	120	50	En punkt i Lommaundersökningen
Video-ROV	1	10000	30	30	30	120	2	En ankringspunkt i U2 (västskust)
Droppvideo, Östergötland	2	1000	10	10	10	120	25	En punkt i Östergötlandsinventeringen
SPI, västerhavet	1	10000	15	10	30	120	13	En lokal i samordnade nationella-regionala programmet

Cost-benefit analyser går ut på att man beräknar det optimala antal prover som ska tas genom att maximera den statistiska styrkan för den minimala kostnaden av provtagning i pengar och/eller tid. Eftersom den statistiska styrkan i test beror på hur stor skillnaden är mellan prover, har den bästa provtagningsdesignen den minsta standardavvikelsen för den lägsta kostnaden.

För att beräkna det optimala antal prover (n_{opt}) för en individuell lokal måste man först beräkna variansen skillnader mellan lokaler (S^2_{Lokal}) och mellan prover (S^2_{Prov}) samt beräkna kostnaden för ett prov (c_{Prov}) och för provtagning vid en lokal (c_{Lokal}). Genom att multiplicera kostanden för en lokal med variansen för ett prov och dividera detta med kostanden för ett prov multiplicerat med variansen för en lokal och sedan ta roten ur denna produkt kan det totala antal prover för en individuell lokal räknas ut.

$$n_{opt} = \sqrt{\frac{c_{Lokal} * S^2_{Prov}}{c_{Prov} * S^2_{Lokal}}}$$

Genom att använda beräkningarna av det optimala antalet prover samt kostnaderna för prov och lokal kan man även beräkna det antal lokaler (a_{opt}) som är tillgängliga givet det optimala antal prover (n_{opt}) och den totala kostnaden (C_{tot})

$$c_{total} = a_{opt} * (c_{prov} * n_{opt} + c_{lokal}) \Rightarrow a_{opt} = \frac{c_{total}}{(c_{prov} * n_{opt} + c_{lokal})}$$

Notera dock att cost-benefit analys kunnat göras endast i de fall då datamaterialet innehållit replikation på olika rumsliga nivåer (d.v.s. cylinderprovtagare, fallfälla bottenfauna västkust, ROV och sedimentprofilkamera). I övriga fall har antalet prover per lokal satts till $n=1$, och antalet prover och precision har beräknats inom ramen för scenarierna A-C.

4.1 BOTTENHUGGARE

4.1.1 Djupa mjukbottnar Östersjön

Kostnaderna för denna metod ligger till stor del i driftskostnaden (10 000kr/dag, tabell 4.1), vilket är naturligt då större farkost ska hyras in med skeppare, och kostnaden per prov beräknades till 2609 kr. För alla fem områden räckte en budget på 100 000 kr för att uppnå målprecisionen, där NAT1 var billigast med en kostnad på 46 947 kr och REG8 dyrast med en kostnad på 96 502 kr (tabell 4.2). Att använda bottenprovtagare med variabeln BQI för miljöundersökningar är alltså en förhållandevis billig metod för miljöuppföljning.

Tabell 4.2 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden bottenhuggare i Östersjön.

Område	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum resurs		Kostnad
		a	KI/medel	a	KI/medel	a	KI/medel	
NAT1	1	38	0.132	115	0.075	18	0.198	46 947 kr
REG2	1	38	0.139	115	0.078	20	0.196	52 163 kr
REG4	1	38	0.139	115	0.078	20	0.196	52 163 kr
REG6	1	38	0.194	115	0.110	36	0.200	93 894 kr
REG8	1	38	0.196	115	0.110	37	0.198	96 502 kr

4.1.2 Djupa mjukbottnar Västerhavet

Med denna metod användes bottenhuggare för insamling av prover, i likhet med 4.1.1, varför kostnaden per prov är densamma, 2609 kr. Det optimala antalet replikat var ett ($n=1$) för denna metod (tabell 4.3). Detta beror på att driftskostnaden är stor jämfört med kostanden för att åka mellan lokaler, i kombination med att prover kan insamlas från ett större antal lokaler per dag. Detta innebär att målprecisionen nås snabbare och billigare om bara ett prov per lokal tas i en helt utslumpad design. Till skillnad från resultaten av metoden bottenhuggare i Östersjön, kunde målprecision i Västerhavet med variabeln BQI nås till en mycket lägre kostnad, ca 10 000 kr jämfört med ca 50 – 100 000 kr. Även variabeln artantal var relativt billig där uppnådd precision krävde en kostnad på ca 20 000 kr, medan kostanden för uppnådd målprecision för individantal var ca 10 ggr så hög som den för BQI. Trots denna relativt sett högre kostnad räckte i princip den mindre budgeten på 100 000 kr för att uppnå målprecision för alla testade variabler med metoden bottenhuggare i Västerhavet. Följaktligen är metoden bottenhuggare inte enbart en kostnadseffektiv metod för miljöundersökningar med variabeln BQI, utan även för artantal och individantal.

Tabell 4.3 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden bottenhuggare i Östersjön

Variabel	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum resurs		Kostnad
		a	KI/medel	a	KI/medel	a	KI/medel	
BQI	1	38	0.042	115	0.024	4	0.181	10 433 kr
Individantal	1	38	0.204	115	0.115	40	0.199	104 327 kr
Artantal	1	38	0.081	115	0.046	8	0.197	20 865 kr

4.2 CYLINDERPROVTAGARE

4.2.1 Infauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

Kostnaden för att uppnå målprecisionen med metoden cylinderprovtagare skilde sig för de fem olika områdena längs landets kust, samt även mellan de två olika variablerna artantal och individantal (tabell 4.4). Kostnaden per prov var 2000 kr för områden där optimala antalet prover var ett ($n=1$) och 1724 i områden där antalet prover var tre ($n=3$). Det kostade generellt mer att uppnå önskad precision vid kvantifiering av individantal, jämfört med artantal, och området Halland hade den högsta kostanden på 230 000 kr och Uppland den näst högsta på ca 180 000 kr. Den lägsta kostnaden beräknades för Bohuslän, 78 000 kr, följt av Småland/Öland, ca 87 000, och kostanden för Skåne/Blekinge var ca 100 000 kr. Att uppnå målprecision för variabeln artantal var generellt billigare, men skillnaderna mellan områden var ungefär de samma som för individantal. Högst kostnad beräknades för Halland och Skåne/Blekinge, ca 76 000 kr respektive 50 000 kr, och lägst kostnad för Bohuslän, 22 000 kr, följt av Småland/Öland, 28 000 kr, och Uppland, ca 30 000 kr. Med en budget på 100 000 kr kan alltså målprecision för variabeln artantal med råge uppnås för alla områden längs Sveriges kust, medan individantal snarare kräver en budget på 300 000 då vissa områden är mer kostnadskrävande än andra.

Tabell 4.4 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden cylinderprovtagare.

	n	100 000 kr			300 000 kr		Minimum resurs		Kostnad
		a	KI/medel		a	KI/medel	a	KI/medel	
Individantal									
Bohuslän	1	50	0.175	150	0.100	39	0.200	78 000 kr	
Halland	1	50	0.306	150	0.174	115	0.199	230 000 kr	
Skåne / Blekinge	1	50	0.201	150	0.114	51	0.199	102 000 kr	
Småland / Öland	3	19	0.185	58	0.102	17	0.196	87 125 kr	
Uppland	3	19	0.275	58	0.152	35	0.198	179 375 kr	
Artantal									
Bohuslän	1	50	0.086	150	0.049	11	0.198	22 000 kr	
Halland	1	50	0.172	150	0.098	38	0.198	76 000 kr	
Skåne / Blekinge	1	50	0.137	150	0.077	25	0.197	50 000 kr	
Småland / Öland	1	50	0.097	150	0.055	14	0.193	28 000 kr	
Uppland	1	50	0.100	150	0.057	15	0.193	30 000 kr	

4.3 FALLFÄLLA

4.3.1 Epifauna grunda mjukbottnar Östersjön och Västerhavet

Metoden fallfälla analyserades för samma fem områden som för metoden cylinderprovtagare för de två variablerna individantal och artantal och dessa resultat gav liknande mönster för skillnader mellan både områden och variabler. Till skillnad från ovanstående metoder så varierade det optimala antalet prover beroende på de olika stora variationerna mellan områden i kombination med att driftskostanden inte var stor i förhållande till kostnaden för själva provtagningen. Detta medför även att kostnaden per prov skiljer sig beroende på det optimala antalet prover. För områden och variabler där $n=1$ kostar ett prov 1754 kr, där $n=2$ kostar ett prov 1064 kr, där $n=3$ kostar ett prov 833 kr, där $n=4$ kostar ett prov 721 kr, där $n=5$ kostar ett prov 652 kr och där $n=8$ kostar är kostnaden per prov 551 kr. Detta visar tydligt att kostnaden per prov minskar då man tar flera prov per lokal, samtidigt som det är lika tydligt att det ibland är optimalt att bara ta ett prov per lokal från ett större antal lokaler då detta kan vara mer kostnadseffektivt beroende på den rumsliga variationen i olika områden.

Det var generellt mycket dyrare att nå upp till målprecisionen för antal individer jämfört med antal arter. Skåne/Blekinge var området med högst kostnad, ca 350 000 kr, vilket var sju gånger högre än i Bohuslän där önskad precision kostade ca 66 000 att uppnå. Även Småland/Öland och Uppland hade höga kostnader, ca 200 000 kr respektive 230 000 kr, och Halland låg relativt lågt på nästan 150 000 kr. För variabeln artantal var Uppland det område som krävde flest prover och störst kostnad för nå målprecisionen, ca 75 000 kr, medan Bohuslän låg betydligt lägre på runt 17 000 kr. Näst billigast att nå målprecisionen var det i Småland/Öland, ca 30 000 kr, följt av Halland och Skåne/Blekinge där kostanden var ca 42 000 kr respektive 55 000 kr. Jämfört med metoden cylinderprovtagare var kostnaderna väldigt samstämmiga med de för fallfälla för variabeln artantal, medan målprecision för individantal var betydligt dyrare att uppnå med metoden fallfälla. På grund av den stora rumsliga variationen mellan prover och mellan vikar i området Skåne/Blekinge räcker alltså inte en budget på 300 000 kr för att nå den önskade precisionen för variabeln individantal, medan 100 000 kr räcker väl för att kvantifiera antalet arter i alla fem områden längs landets kust (tabell 4.5).

Tabell 4.5 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden fallfälla

	100 000 kr			300 000 kr			Minimum resurs			Kostnad
	n	a	KI/medel	n	a	KI/medel	n	a	KI/medel	
Individantal										
Bohuslän	2	37	0.190	4	104	0.090	4	23	0.199	66 125 kr
Halland	1	58	0.274	3	120	0.138	3	59	0.199	147 500 kr
Skåne / Blekinge	2	37	0.473	5	92	0.217	5	109	0.199	354 250 kr
Småland / Öland	4	22	0.389	8	68	0.164	8	47	0.199	205 625 kr
Uppland	1	58	0.316	2	141	0.174	2	108	0.200	229 500 kr
Artantal										
Bohuslän	2	37	0.077	4	104	0.036	4	6	0.184	17 250 kr
Halland	1	58	0.135	3	120	0.070	3	17	0.195	42 500 kr
Skåne / Blekinge	1	58	0.150	2	141	0.082	2	26	0.197	55 250 kr
Småland / Öland	2	37	0.114	5	92	0.053	5	9	0.189	29 250 kr
Uppland	1	58	0.170	1	171	0.098	1	43	0.198	75 250 kr

4.4 FLORA OCH FAUNA MED VISUELLA METODER

4.4.1 Dyktransekter Östersjön

Det var väldigt stora skillnader mellan kostnader för de olika variablerna med metoden dyktransekt i Östersjön och kostanden per prov var generellt hög, 9688 kr, med denna metod. Denna höga kostnad beror på stor del på antalet personer som krävs i kombination med tidsåtgången per prov samt en hög driftskostnad där så kallad dykersättning är medräknad. Kostanden för uppnå målprecision för antalet arter var förhållandevis väldigt låg och ungefär i samma storleksordning som kostnaderna för samma variabel för metoderna fallfälla och cylinderprovtagare, d.v.s. en bit under 100 000 kr även för det dyraste området (i.e. HKK, ca 125 000 kr). Att uppnå den önskade precision för den totala täckningsgraden kostade ca 339 000 kr i området SMBH, 716 000 kr i HKK och 794 000 kr i RF, varför den högre budgeten på 300 000 kr inte generellt räcker för att nå målprecisionen för denna variabel med metoden dyktransekt (tabell 4.6). Täckningsgraden för enskilda arterna var däremot betydligt mer kostsamma variabler vad gäller att nå önskad precision. Den högsta kostnaden beräknades för täckningsgrad av arten *Potamogeton perfoliatus* i området HKK vilken krävde nästan sex miljoner kronor för uppnådd målprecision. Däremot var kostanden för samma art i området RF betydligt lägre, 435 000 kr, på grund av den lägre variationen mellan prov i detta område. Generellt var dock kostnaden för att nå önskad precision för täckningsgrad av enskilda arter väldigt hög där precision för *Fucus vesiculosus* i områdena SMBH och HKK kostade ca 3 875 000 respektive 2 664 000 kr och *Chara aspersa* i RF kostade 3 274 000 kr. Generellt kan man säga att metoden

dyktransekt i Östersjön är lämplig och kostnadseffektiv i alla områden var variabeln artantal, medan täckningsgrad av olika arter inte kan kvantifieras till en rimlig kostnad i något av områdena.

Tabell 4.6 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden dyktransekt.

	100 000 kr			300 000 kr		Minimum design		Kostnad
	n	b	KI/medel	b	KI/medel	b	KI/medel	
SMBH								
Artantal	1	10	0.143	30	0.076	7	0.181	67 813 kr
Total täckningsgrad	1	10	0.402	30	0.215	35	0.198	339 063 kr
<i>Fucus vesiculosus</i>	1	10	1.406	30	0.752	400	0.200	3 875 000 kr
<i>Ceramium tenuicorne</i>	1	10	0.500	30	0.268	53	0.198	513 438 kr
HKK								
Artantal	1	10	0.227	30	0.122	13	0.194	125 938 kr
Total täckningsgrad	1	10	0.597	30	0.319	74	0.199	716 875 kr
<i>Fucus vesiculosus</i>	1	10	1.164	30	0.623	275	0.200	2 664 063 kr
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1	10	2.144	30	1.147	927	0.200	8 980 313 kr
RF								
Artantal	1	10	0.196	30	0.105	10	0.196	96 875 kr
Total täckningsgrad	1	10	0.628	30	0.336	82	0.199	794 375 kr
<i>Chara aspersa</i>	1	10	1.291	30	0.691	338	0.200	3 274 375 kr
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1	10	0.460	30	0.246	45	0.199	435 938 kr

4.4.2 Dykrutor utsjöbankar västkust

Kostnaden för dykrutor på Västkusten var, liksom för dyktransekter i Östersjön, generellt hög och kostnaden för ett prov var 8313 kr. Den något lägre kostnaden per prov beror på att det genomsnittliga antalet lokal per dag är fyra med denna metod, jämfört med två för dyktransekt, medan alla andra kostnader är samstämmiga. Kostnaden för att uppnå önskad precision för variabeln artantal var förhållandevis låg, ca 74 000 kr respektive 99 000 kr för Vangardsgrund och Svaberget (tabell 4.7). Något oväntat var täckningsgraden av djur var ungefär lika kostnadseffektiv som artantal för båda utsjöbankarna (ca 125 000 kr respektive 83 000 kr för Vangardsgrund och Svaberget), medan täckningsgraden av olika alggrupper var markant högre. Att uppnå målprecision för täckningsgrad av brunalger kostade 964 000 kr på Svaberget och 565 000 kr på Vangards grund, 307 000 kr respektive 274 000 kr för gruppen rödalger och för den totala täckningsgraden av alla makroalger var kostanden för uppnådd målprecision 332 000 kr respektive 340 000 kr. Att dessa kostnader för täckningsgrad av olika alggrupper var betydligt lägre än kostnader för täckningsgrad av enskilda arter för dyktransekt beror till stor del

på det avsevärt högre medelvärdet för täckningsgrad av alggrupperna. Dessa lägre kostnader till trots så räcker inte en budget på 300 000 kr för att nå upp till målprecisionen för gruppen brunalger på någon av utsjöbankarna, medan metoden är möjlig för grupperna rödalger och makroalger totalt med denna budget. I likhet med metoderna cylinderprovtagare, fallfälla, bottenhuggare och dyktransekt räcker än budget på 100 000 kr väl för uppföljning av antalet arter, samt även för täckningsgrad av djur med metoden dykrutor.

Tabell 4.7 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden dykrutor.

	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum design		Kostnad
		b	KI/medel	b	KI/medel	b	KI/medel	
Vangards grund								
Artantal	1	12	0.194	36	0.088	9	0.194	74 813 kr
Makroalger totalt	1	12	0.387	36	0.210	40	0.199	332 500 kr
Rödalger	1	12	0.370	36	0.201	37	0.198	307 563 kr
Brunalger	1	12	0.512	36	0.278	68	0.200	565 250 kr
Djur	1	12	0.224	36	0.122	15	0.197	124 688 kr
Svaberget								
Artantal	1	12	0.191	36	0.104	12	0.191	99 750 kr
Makroalger totalt	1	12	0.392	36	0.213	41	0.199	340 813 kr
Rödalger	1	12	0.351	36	0.191	33	0.200	274 313 kr
Brunalger	1	12	0.672	36	0.365	116	0.200	964 250 kr
Djur	1	12	0.177	36	0.096	10	0.198	83 125 kr

4.4.3 Video och vattenkikare Lommabukten

Kostnaden för att uppnå önskad precision för skattning av täckningsgrad av ålgräs (*Z. marina*) med metoden video och vattenkikare i Lommabukten var väldigt låg i förhållande till alla andra metoder där täckningsgrad av enskilda arter utvärderats. Att uppnå målprecision kostade 12 000 för grundare djup (1-6 m) och lite mer för alla djup, ca 20 000 kr, då variationen mellan prov var högre för dessa djup (tabell 4.8). Denna metod är även generellt väldigt billig då en budget på 300 000 kr ger nästan 1300 prov.

Tabell 4.8 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden video och vattenkikare.

Område	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum design		
		b	KI/medel	b	KI/medel	b	KI/medel	Kostnad
1-6 m	1	421	0.069	1263	0.040	52	0.200	12 350 kr
Alla djup	1	421	0.090	1263	0.052	87	0.200	20 663 kr

4.4.4 Video och ROV utsjöbankar västkust

Både det optimala antalet prover och kostnaden för att uppnå önskad precision skilde sig väldigt mycket mellan de olika variablerna för metoden ROV på utsjöbankar på Västkusten. Att det optimala antalet replikat var större än ett för alla variabler beror främst på den höga driftskostnaden i kombination med den relativt låga tidsåtgången för att samla in prov jämfört med tiden som krävs för att förflytta sig till och mellan lokaler. För områden och variabler där $n=4$ kostar ett prov 1786 kr, där $n=5$ kostar ett prov 1500 kr, där $n=6$ kostar ett prov 1316 kr, där $n=7$ kostar ett prov 1190 kr, där $n=9$ kostar ett prov 993 kr, där $n=10$ kostar ett prov 938 kr och där $n=11$ kostar är kostnaden per prov 909 kr. Täckningsgrad av enskilda arter och mindre grupper av arter var, liksom för flertalet metoder, de mest kostsamma variablerna för att uppnå målprecisionen. Täckningsgrad av kelp (*Laminaria* sp. och *Saccharina* sp.) kostade över sex och en halv miljon och rödalgen *Delesseria sanguinea* kostade nästan tre miljoner för uppnådd målprecision (tabell 4.9). Dessa exceptionellt höga kostnader berodde på ett lågt medelvärde och en förhållandevis hög varians för dessa arter, då det krävs att väldigt stort antal prover för att öka precisionen på skattning av täckningsgrad av arter vilka ofta är både låga i frekvens och abundans i undersökningsområden. Kostnaden för de andra arterna var lägre, 773 000 kr för *Phycodrys rubens* och 368 000 kr för *Alcyonium digitatum* och grupperna rödalger och makroalger totalt kostade 283 000 kr respektive 318 000 kr. Kostnaden för att uppnå målprecision för antalet arter var 54 000 kr och därmed mycket lägre, liksom många andra metoder. Även uppnådd målprecision för gruppen djur kostade förhållandevis lite, 116 000 kr, i likhet med metoden dykrutor.

Tabell 4.9 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden ROV.

Variabel	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum resurs		Kostnad
		a	KI/medel	a	KI/medel	a	KI/medel	
Makroalger totalt	4	14	0.377	42	0.207	45	0.200	317 813 kr
Rödalger	5	13	0.356	40	0.192	38	0.197	282 625 kr
Kelp	5	13	1.795	40	0.967	894	0.200	6 649 125 kr
Djur	11	10	0.222	30	0.119	12	0.198	116 250 kr
Artantal	9	11	0.116	33	0.063	6	0.175	53 625 kr
<i>Delesseria sanguinea</i>	10	10	1.216	32	0.629	300	0.200	2 793 750 kr
<i>Phycodrys rubens</i>	6	12	0.620	38	0.327	99	0.200	773 438 kr
<i>Alcyonium digitatum</i>	7	12	0.411	36	0.223	45	0.199	368 438 kr

4.4.5 Video Östergötland

Metoden video i Östergötland var den billigaste metoden av alla i denna undersökning och kostnaden per prov var 412 kr. Kostnaden för uppnådd målprecision för antalet arter var som lägst 6 000 kr och som högst 12 000 kr för grupperna D1-5, vilka är uppdelade efter olika djup och substrat (tabell 4.10). Även kostanden för önskad precision för den totala täckningsgraden var låg, även om den skilde sig mer mellan de olika grupperna. För D1 kostade det 8000 kr, vilket var den lägsta kostanden, jämfört med D4 som var den högsta kostanden på ca 46 000 kr. Kostanden för de enskilda arterna var däremot betydligt högre även för denna generellt kostnadseffektiva metod. Den högsta kostnaden totalt för denna metod var för täckningsgrad av *Zostera marina* (ålgräs) för gruppen D5, 1 560 000 kr, följt av ca 855 000 kr för gruppen D4 och 827 000 kr för *Fucus vesiculosus* (blåstång) för samma grupp. Att nå målprecisionen för täckningsgrad av arten *Mytilus edulis* (blåmussla) var däremot mycket billigare och kostade mellan 97 – 160 000 för de olika grupperna D1-5. En budget på 100 000 kr räcker då alltså med råge till önskad precision för artantal och total täckningsgrad, men också till täckningsgrad av arten *M. edulis*, medan arterna *F. vesiculosus* och *Z. marina* inte når målprecisionen för alla grupper ens med den högre budgeten på 300 000 kr.

Tabell 4.10 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision 0.2 KI/ \bar{x} och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden video.

	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum design		Kostnad
		b	KI/medel	b	KI/medel	b	KI/medel	
Artantal								
D1	1	242	0.045	727	0.026	15	0.193	6 188 kr
D2	1	242	0.057	727	0.036	22	0.197	9 075 kr
D3	1	242	0.062	727	0.036	25	0.199	10 313 kr
D4	1	242	0.069	727	0.040	31	0.199	12 788 kr
D5	1	242	0.052	727	0.030	19	0.194	7 838 kr
Total täckningsgrad								
D1	1	242	0.052	727	0.030	19	0.196	7 838 kr
D2	1	242	0.076	727	0.044	37	0.198	15 263 kr
D3	1	242	0.085	727	0.049	46	0.199	18 975 kr
D4	1	242	0.135	727	0.078	112	0.199	46 200 kr
D5	1	242	0.109	727	0.063	73	0.200	30 113 kr
<i>Zostera marina</i>								
D1	1	242	0.326	727	0.188	640	0.200	264 000 kr
D2	1	242	0.333	727	0.192	669	0.200	275 963 kr
D3	-	-	-	-	-	-	-	-
D4	1	242	0.588	727	0.338	2075	0.200	855 938 kr
D5	1	242	0.793	727	0.457	3782	0.200	1 560 075 kr
<i>Mytilus edulis</i>								
D1	-	-	-	-	-	-	-	-
D2	1	242	0.204	727	0.118	253	0.200	104 363 kr
D3	1	242	0.256	727	0.147	395	0.200	162 938 kr
D4	1	242	0.200	727	0.114	237	0.200	97 763 kr
D5	1	242	0.234	727	0.135	332	0.200	136 950 kr
<i>Fucus vesiculosus</i>								
D1	1	242	0.192	727	0.110	223	0.200	91 988 kr
D2	1	242	0.273	727	0.185	448	0.200	184 800 kr
D3	1	242	0.322	727	0.185	624	0.200	257 400 kr
D4	1	242	0.578	727	0.332	2006	0.200	827 475 kr
D5	1	242	0.447	727	0.257	1201	0.200	495 413 kr

4.5 SEDIMENTPROFILKAMERA

4.5.1 Sedimentprofilkamera djupa mjukbottnar Västerhavet

Det optimala antalet prover per lokal var tre ($n=3$) för metoden sedimentprofilkamera vilket till stor del beror på den höga driftskostnaden och den låga tidsåtgången att ta ett prov i förhållande till tiden som krävs för transporter. Trots den höga driftskostanden är detta dock en väldigt billig metod där kostanden för att nå den önskade precisionen var 7416 kr och kostnaden per prov var 494 kr (tabell 4.11). En budget på 100 000 kr räcker följaktligen väldigt långt med denna metod vad gäller miljöundersökningar och uppföljning där kvalitetsindexet BHQ används.

Tabell 4.11 Kostnad för minimum antal prov som krävs för att nå målprecision $0.2 \text{ KI}/\bar{x}$ och hur många prov som medges, samt vilken precision detta ger, med en budget på 100 000 kr och 300 000 kr för metoden sedimentprofilkamera.

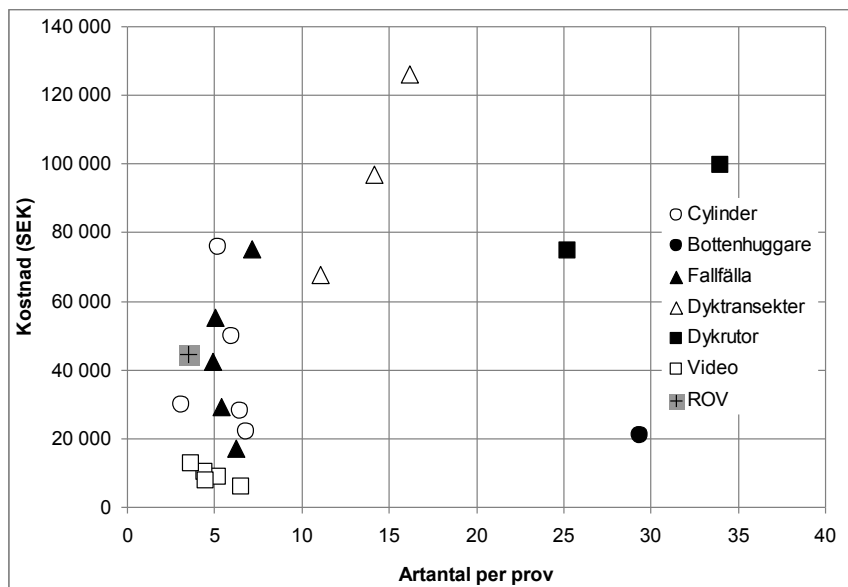
Variabel	n	100 000 kr		300 000 kr		Minimum resurs		Kostnad
		a	KI/medel	a	KI/medel	a	KI/medel	
BHQ	3	67	0.040	202	0.023	5	0.185	7 416 kr

4.6 SAMMANFATTNING AV KOSTNADSMODELLERING

Kostnaden för att med olika metoder uppnå en precision som är 20% av medelvärdet med ett 95% ensidigt konfidensintervall beräknades för över 80 uppföljningsvariabler med data från undersökningar i olika områden längs hela landets kust. De olika metoderna hade olika stor tidsåtgång för moment vid insamling och analys av prover och kostnader för drift berodde på vilka redskap och farkoster som krävs för den specifika metoden. Detta innebär att kostanden för att ta ett prov varierar stort mellan olika metoder. Kostnaden per prov i kombination med information om antalet prover som krävs för att nå målprecision från förra kapitlet, samt i vissa fall även en s.k. cost-benefit analys, gör att vi här kan jämföra direkta kostnader för hela provtagningsprogram mellan metoder. I dessa analyser såg vi att kostnaderna för att nå önskad precision varierade mellan ca 6 000 kr och 9 000 000 kr beroende på vilken metod och variabel som använts. För att enklare kunna göra övergripande slutsatser klassificerades uppföljningsvariablerna som artdiversitet, kvalitetsindex, individantal och täckningsgrad av vegetation och sessil fauna.

Ett av de tydligaste mönstren för kostnadsmodelleringen var att antalet arter alltid hade lägst kostnad, jämfört med andra uppföljningsvariabler, för alla metoder där denna variabel ingick. Även totalt sett över alla variabler var kostanden för att uppnå den önskade precisionen klart lägst för antalet arter. Inte för någon metod, förutom ett område med dyktransekt, översteg

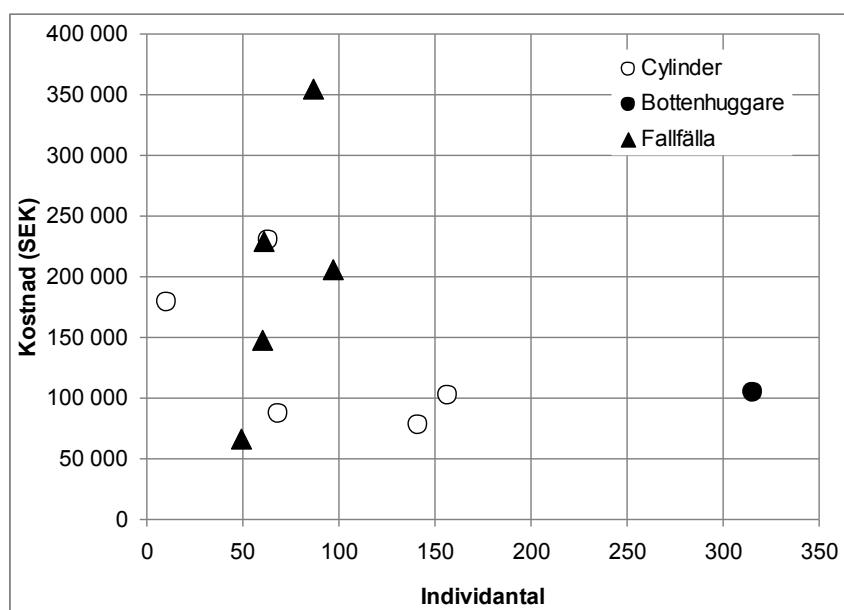
kostnaden den lägre budgeten på 100 000 kr för uppnådd målprecision för antalet arter, vilket är ganska anmärkningsvärt (Fig. 4.1). Något förvånande var att kostnaden för precision av antalet arter var i samma storleksordning för de generellt billigare metoderna cylinderprovtagare och fallfälla som för de generellt dyra metoderna ROV, dyktransekt och dykrutor. Metoden video i Östersjön var dock tydligt skilt från de andra metoderna som absolut mest kostnadseffektiv då uppnådd målprecision för artantal som högst var ca 12 000 kr med denna metod. Dock var alla områden undersökta med metoden video relativt artfattiga och variationen låg, varför målprecision kan uppnås med ett mindre antal prover. För de flesta metoder var dock spridningen mellan olika områden, eller andra grupperingar, väldigt stor vilket berodde på att variansen även skilde stort mellan dessa olika områden. Vid högre artantal ökade kostnaderna för uppnådd målprecision, men detta går inte att separera från att metoderna som använts här också är generellt dyrare i driftskostnader och/eller i tidsåtgång för insamling. Ett undantag från detta mönster är dock undersökningarna med bottenhuggare i Skagerrak som trots hög driftskostnad och ett medeltal av arter på nästan 30, endast kostade ca 20 000 kr för uppnådd målprecision.



Figur 4.1 Kostnaden för olika metoder som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ som funktion av artantal per prov för metoderna cylinder- provtagare, bottenhuggare, fallfälla, dyktransekt, dykrutor, video och ROV.

Uppföljningsvariabeln individantal kostade generellt tre till fyra gånger mer än artantal för att nå önskad precision, medan kostnaden för kvalitetsindex var i samma storleksordning som de för artantal (Fig. 4.2). För cylinderprovtagare

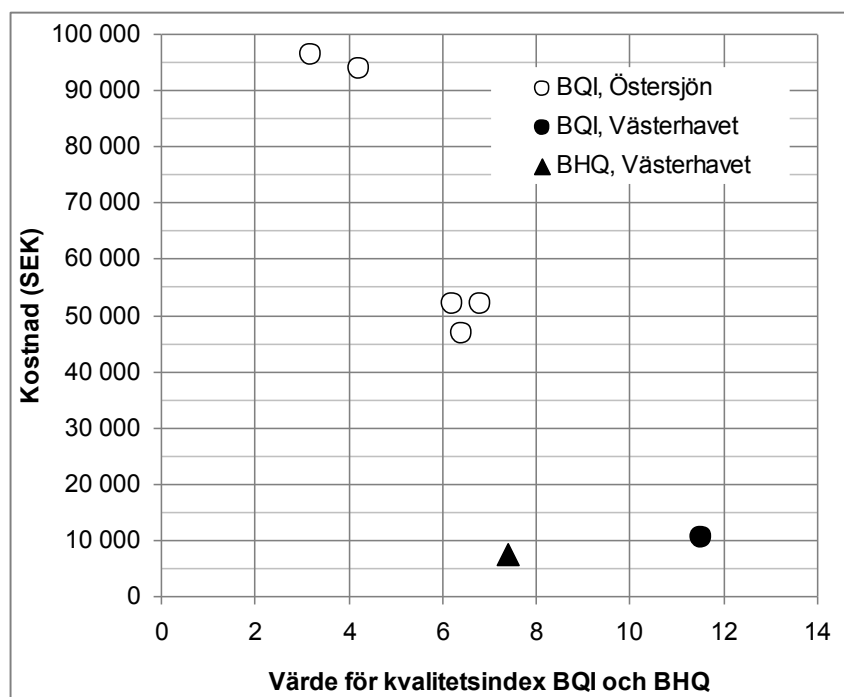
och fallfälla var variationen mellan områden för kostnad för precision av individantal väldigt stor. För fallfälla varierade kostnaden mellan ca 70 000 kr och drygt 350 000 kr för olika områden, och för cylinderprovtagare mellan ca 80 000 kr och 230 000 kr. Bottenhuggare på djupa mjukbottnar var återigen en av de mindre kostsamma där önskad precision uppnåddes till en kostnad av ca 100 000 kr, vilket motsvarar gränsen för den lägre budgeten, scenario A, i analysen. Strax under 100 000 kr var även den summa som var det högsta värdet för uppföljningsvariabeln kvalitetsindex (BQI och BHQ) med metoderna bottenhuggare och sedimentprofilkamera (SPI). Bottenhuggare i Östersjön var den dyraste av metoderna och låg mellan 47 000 kr och 97 000 kr, medan bottenhuggare och sedimentprofilkamera i Västerhavet kostade drygt 7 000 kr respektive 10 000 kr (Fig. 4.3). Följaktligen räcker den lägre budgeten för scenaria A för alla metoder för kvalitetsindex, medan budgeten på 300 000 kr, scenario B, inte alltid räcker för att nå önskad precision för antalet individer.



Figur 4.2 Kostnaden för olika metoder som krävs för att nå målpprecision $0.2 KI/\bar{x}$ som funktion av individantal för metoderna cylinderprovtagare, bottenhuggare, och fallfälla.

Variationen i kostnad för uppnådd målpprecision för täckningsgrad av olika arter och grupper för olika metoder var extremt stor (Fig. 4.4) och innehöll både den lägsta och högsta kostnaden sett över alla metoder (6 000 kr och 9 000 000 kr). Trots den höga variationen både inom och mellan metoder och variabler var kostnaderna även i vissa fall väldigt förutsägbara beroende på medeltäckningsgrad. För undersökningarna med video i Östergötland fanns ett

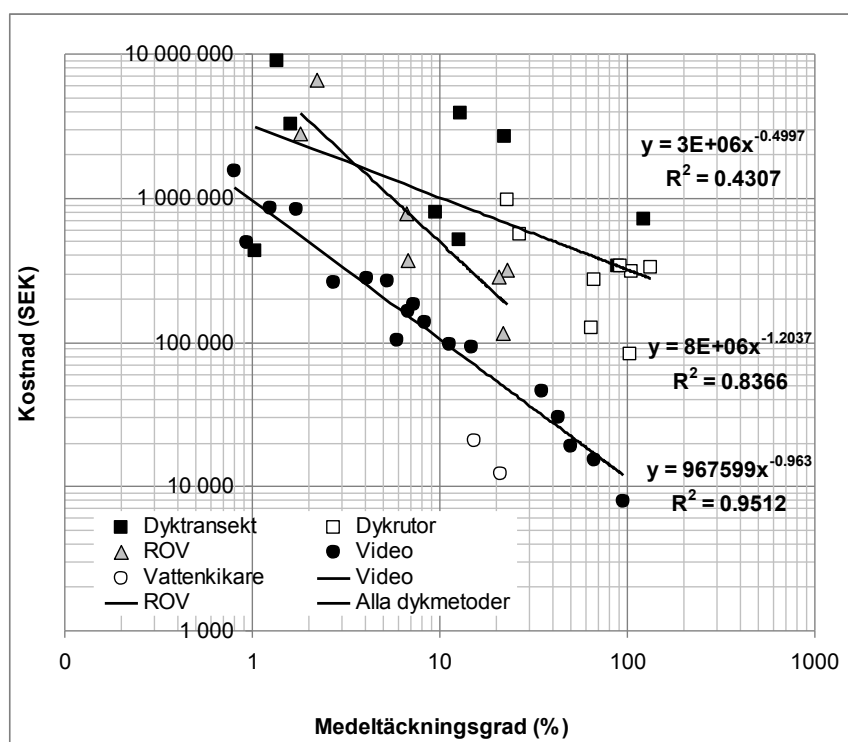
väldigt starkt samband mellan kostnad och medeltäckningsgrad ($r^2 = 0.95$). Variablerna som användes för video var täckningsgrad från så vitt skilda grupper som enskilda arter av djur, makroalger och kärlväxter samt totaltäckningsgrad. Detta innebär att det är möjligt att förutsäga kostnaden för att nå önskad precision med video baserad på endast täckningsgraden, helt oberoende av vilken art eller vilken taxonomisk grupp som ska undersökas, vilken kan vara väldigt användbart vid planering av miljöuppföljning. Trots att den videoundersökning som analyserats här gjordes i ett begränsad del av egentliga Östersjön, talar mycket för att sambandet mellan täckningsgrad och variation/kostnad är generell och giltig även i västerhavet (även om kostnaden kan öka marginellt på grund av mer komplicerad artbestämning i artrikare områden). Enligt det observerade sambandet räcker den lägre budgeten på 100 000 kr för att nå målprecisionen för så låga medeltäckningsgrader som 10%. Däremot ökar kostanden drastiskt vid lägre täckningsgrader och uppnådd precision för 1% medeltäckningsgrad kostar ca 900 000 kr.



Figur 4.3 Kostnaden för olika metoder som krävs för att nå målprecision $0.2 KI/\bar{x}$ som funktion av kvalitetsindexen BQI med metoden bottenhuggare och BHQ med metoden sedimentprofilkamera.

Även för metoden ROV fanns ett tydligt samband mellan täckningsgrad av kostnad ($r^2 = 0.84$), medan detta samband var mindre tydligt för dykmetoderna dyktransekt och dykrutor ($r^2 = 0.43$). Att dykmetoderna visade

ett lägre r^2 värde beror till stor del på att en av punkterna hade en (relativt) låg kostnad trots ett lågt medelvärde på 1%, vilket beror på den låga variationen för täckningsgraden av denna art (*Potamogeton perfoliatus*) i ett område. Jämfört med metoden video var både ROV och dykmetoder väldigt dyra då det kostar flera miljoner att uppnå målpresision för arter eller grupper med låga medeltäckningsgrader. Med metoden ROV kan målpresisionen nås för en variabel med en medeltäckningsgrad på 40% med en budget på 100 000 kr och 15% med 300 000 kr. För dykmetoderna räcker inte den lägre budgeten alls och med 300 000 kr kan endast variabler med en medeltäckningsgrad på >65% undersökas med önskad precision. Följaktligen kan dykmetoder användas för totaltäckningsgrad i områden som i medeltal är täckta till minst två tredjedelar, medan ROV lämpar sig för arter eller grupper som är väldigt vanliga och metoden video kan användas för täckningsgrad av enskilda arter eller grupper även vid väldigt låga täckningsgrader.



Figur 4.4 Kostnaden för olika metoder som krävs för att nå målpresision $0.2 KI/\bar{x}$ som funktion av medeltäckningsgrad (%) för metoderna dyktransekt, dykrutor, video, vattenkikare och ROV.

KAPITEL 5: ALLOKERING AV PROVER MELLAN ÅR.

Föregående kapitel visar vilken precision som kan uppnås med ett visst antal prover för en given metod och målvariabel, samt hur proverna skall allokeras mellan och inom provlokaler för att optimera kostnadseffektiviteten inom ett skyddat område vid ett provtagningstillfälle. Dessa analyser kan användas för att beräkna hur många prover som behövs för att uppnå önskad precision och för att definiera ambitionsnivån för enskilda provtagningstillfällen.

En ytterligare komplikation är dock att man ofta vill följa upp tillståndet för målvariablerna, inte under ett år utan, under längre tidsperioder som motsvarar exempelvis art- och habitatdirektivets bedömningscykel (6 år). Eftersom många biologiska variabler kan förändras betydligt på korta tidsskalor (<år) och eftersom förändringarna kan variera från plats till plats, bör dessa bedömningar helst baseras på mätningar från fler än ett tillfälle. Om så inte sker är det omöjligt att bedöma hur representativt medelvärdet är för den aktuella tidsperioden och om variationen mellan år är betydande kan det skattade medelvärdet avvika på ett betydande sätt från hela periodens medelvärde.

De beräkningar av precision och nödvändig stickprovsstorlek som gjorts i föregående kapitel har gjorts för enskilda tillfällen och tar alltså inte hänsyn till eventuell tidsmässig variation. Analys av behovet av flera provtagningstillfällen och effekten på osäkerheten av variation mellan år kräver kunskap om hur målvariablerna varierar tidsmässigt (och rumsligt). Dessutom är det så att effekten av tidsmässig variation skiljer sig på olika rumsskalor och beroende på hur många år och områden som provtas. För att analysera effekten av tidsmässig variation på precisionen undersöker vi här två fall: (1) uppföljning i ett område med varierande antal provtagningsår och (2) uppföljning i flera (men ett begränsat antal) områden med varierande antal provtagningsår.

5.1. ÖVERVAKNING AV ETT SKYDDAT OMRÅDE UNDER EN SEXÅRSPERIOD.

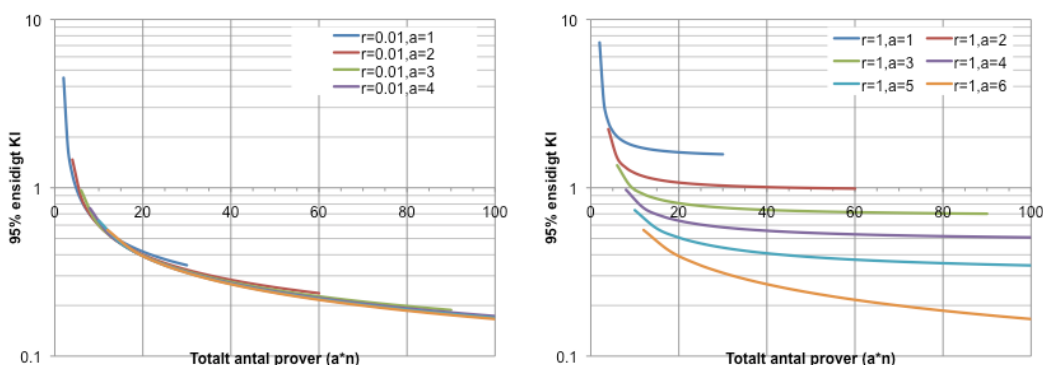
I en situation där ett enskilt skyddat område övervakas under en rad år kan två typer av medelvärden vara aktuella, dels för enskilda år och dels för hela perioden. Osäkerheter och konfidensintervall för dessa beräknas enligt tabell 5.1 (Clarke et al., 2006).

Tabell 5.1 Beräkning av osäkerhet för provtagning ett område under a år med vardera n prover. Bedömningsperioden ha en längd av \hat{A} år.

Medelvärde	Varians (= "osäkerhet")	KI	Betydelse
$\mu_{..}$	$V_{\mu_{..}} = \frac{s_e^2}{an} + \frac{s_{\hat{A}}^2 (1 - a/\hat{A})}{a}$	$\sqrt{V_{\mu_{..}}} * t_{\alpha, a(n-1)}$	Osäkerhet för totala medelvärdet
År, μ_i	$V_{\hat{A}} = \frac{s_e^2}{n}$	$\sqrt{V_{\hat{A}}} * t_{\alpha, a(n-1)}$	Osäkerhet för årsmedelvärdet

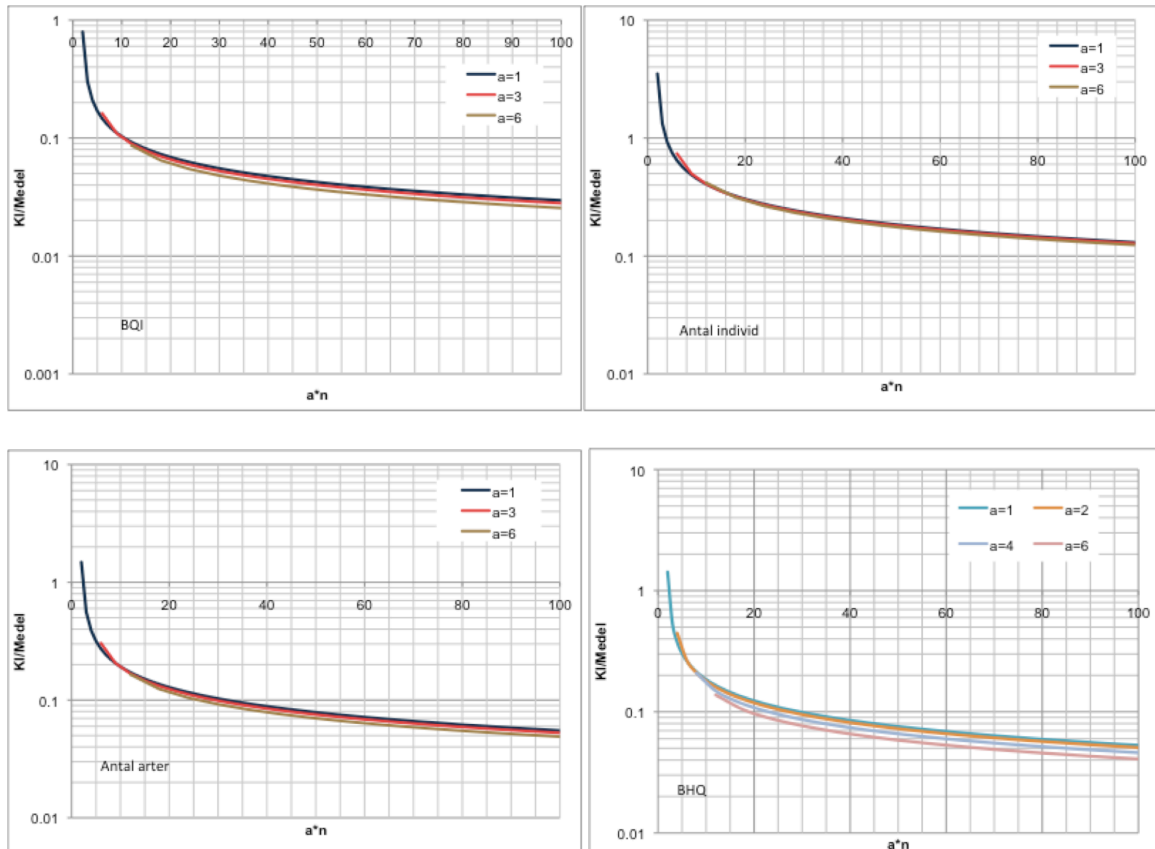
Osäkerheten för det övergripande medelvärdet påverkas av den rumsliga variationen, s_e^2 , det totala antalet prover $a \cdot n$ men även av den tidsmässiga variationen, $s_{\hat{A}}^2$. Notera dock att effekten av variationen mellan år beror i hög grad på hur många år som provtas. Om det totala antalet år, $\hat{A} = 6$, och om prover tas under alla dessa år ($a = 6$), så påverkas inte osäkerheten av den tidsmässiga variationen (eftersom $1 - a/\hat{A} = 0$). Detta kan uttryckas så att "en slumpad faktor gradvis blir fixerad" och att år kan betraktas som en slags "strata" där samma strata skulle valts igen (Clarke et al., 2006). I praktiken innebär detta att det finns stora vinster (i form av minskad osäkerhet) att göra genom att ta prover under flera år, helst alla!

Speciellt stor är vinsten om variationen mellan år, $s_{\hat{A}}^2$, faktiskt är betydande (Fig. 5.1). Till exempel kan vi se att om den tidsmässiga variationen är lika stor som den rumsliga, reduceras konfidensintervallet från ≈ 2 till ≈ 0.3 om 30 prover tas totalt under 1 respektive 6 år (Fig. 5.1). Om däremot variationen mellan år är 1% av den rumsliga är skillnaden obefintlig. Detta visar att det finns starka teoretiska skäl att sprida ut proverna under uppföljningsperiodens alla år men att effekten av att inte göra så kan variera beroende på hur stor den tidsmässiga variationen är. I princip blir alltså rekommendationen att om man har en total resurs för att följa upp ett bevarandemål under en uppföljningscykel, så bör man fördela dessa jämt på alla år. Om man till exempel kan ta totalt 600 prover under 6 år, så bör man fördela dessa jämnt så att man tar 100 under vardera av de 6 åren. Priset för att göra detta är att precisionen för skattningar av enskilda år blir sämre (Tabell 5.1). Hur allvarlig detta problem är måste värderas från fall till fall. Ett viktigt budskap i detta sammanhang är dock att det finns stora vinster att göra om man kan tänka långsiktigt när man planerar uppföljningen.



Figur 5.1 Analys av konsekvenser av tidsmässig variation för antal år som prover insamlats ($a=1-6$ år). Rumslig variation, $s^2_e=1$ I båda fallen, tidsmässig variation, $s^2_{\hat{A}}=0.01$ ($r=0.01$) respektive 1 ($r=1$).

Ovanstående slutsatser baseras helt på teoretiska resonemang. Betydelsen av de praktiska konsekvenser av provtagning under varierande antal år har bara varit möjlig i begränsad omfattning. Data som tillåter fullständig separation av rumslig respektive variation mellan år har bara varit tillgängliga för undersökningar av mjukbottenfauna och sedimentprofilkamera från västkusten. Om vi använder skattningarna på tidsmässig och rumslig variation på dessa målvariabler från kapitel 2 finner vi att effekten av variation mellan år förefaller begränsad (Fig. 5.2). Antalet prover som behövs för att uppnå den önskade målprecisionen, ett konfidensintervall som är 20% av medelvärdet, påverkas marginellt i samtliga fall. Om målnivån varit 10% av medelvärdet, skulle det nödvändiga antalet prover påverkats i viss grad för BHQ, men överlag antyder dessa exempel att effekten på precisionen av antalet provtagna år på år är liten i djupa mjukbottenmiljöer. Hur effekten skulle vara i andra miljöer är svårt att säga men sannolikt är den rumsliga variationen betydligt större än den tidsmässiga på de aktuella tids och rumsskalorna. Detta gäller även om vi betraktar tidsmässig variation som innefattar årstidsvariation (se exempelvis analyser för fallfälla i denna studie). I vilket fall som helst gäller ändå rekommendationen att i möjligaste mån sprida ut proverna under flera år!



Figur 5.2 Analys av konsekvenser av tidsmässig variation för antal år som prover insamlats ($a=1-6$ år). Övervakning med hjälp av bottenhuggare (BQI, antal och arter) eller sedimentprofilkamera (BHQ) i ett område.

5.2. ÖVERVAKNING AV FLERA SKYDDADE OMRÅDE UNDER EN SEXÅRSPERIOD

På samma sätt som det finns ett behov av och potentiella effektiviseringsvinster med att planera uppföljningen i enskilda områden på långsiktigt sätt, finns det också stora vinster att göra när det gäller samordning av provtagning mellan uppföljningsområden. Förutom praktiska fördelar, består dessa vinster framförallt i att man kan åstadkomma bättre övergripande uppföljning på regional och biogeografisk nivå. På samma sätt som man kan få en bättre precision för hela perioden genom att man mäter alla år, så kan man åstadkomma mer precisa skattningar av det regionala tillståndet om alla områden övervakas på ett samordnat sätt. Även om detta ligger bitvis utanför uppdraget (planer för biogeografisk uppföljning presenteras i en remiss ”Biogeografisk uppföljning - förslag till variabler, indikatorer och datainsamling för delsystem Hav” i november 2010) presenteras en metod för beräkning av osäkerhet i tabell 5.2. Den övergripande rekommendationen blir som

konsekvens att uppföljning av bevarandemål som är gemensamma för hela regioner bör göras samordnat för att effektivisera den övergripande bedömningen och att uppföljningen med fördel kan planeras så att den tillgängliga resursen fördelas mellan områden inom enskilda år och att prover tas under alla år.

Tabell 5.2 Beräkning av osäkerhet för provtagning b områden under a år med vardera n prover. Bedömningsperioden ha en längd av Å år och totala antalet områden att följa upp är O.

Medelvärde	Varians (= "osäkerhet")	t_{rit}	Betydelse
$\mu_{...}$	$\frac{s_e^2}{abn} + \frac{s_{AO}^2(1-ab/O\hat{A})}{ab} + \frac{s_O^2(1-b/O)}{b} + \frac{s_A^2(1-a/\hat{A})}{a}$	$t_{a, ab(n-1)}$	Osäkerhet för totala medelvärdet
År, $\mu_{i..}$	$\frac{s_e^2}{bn} + \frac{s_{AO}^2(1-ab/O\hat{A})}{b} + \frac{s_O^2(1-b/O)}{b}$	$t_{a, ab(n-1)}$	Osäkerhet för Årsmedelvärdet över alla områden
Område, $\mu_{.j}$	$\frac{s_e^2}{an} + \frac{s_{AO}^2(1-ab/O\hat{A})}{a} + \frac{s_O^2(1-a/\hat{A})}{a}$	$t_{a, ab(n-1)}$	Osäkerhet för medelvärdet i ett område över alla år
Å*O, μ_{ij}	$\frac{s_e^2}{n}$	$t_{a, ab(n-1)}$	Osäkerhet för Medelvärdet inom ett område för ett år

KAPITEL 6: FÖRSLAG PÅ DIMENSIONERING AV PROVTAGNING FÖR UPPFÖLJNING.

6.1 METODVAL

Flertalet målkriterier gäller täckningsgrader av olika arter, grupper eller substrat för flera olika naturtyper. Ett exempel är täckningsgraden av lösliggande fintrådiga alger som ska vara högst 30% på grunda mjukbottenar, sandbankar, estuarier, blottade bottenar, laguner, vikar och sund, åsöar och smala vikar. I detta fall rekommenderas metoderna vattenkikare och video, då dessa metoder är väldigt kostnadseffektiva p.g.a. deras låga driftskostnad i kombination med det stora antal prover som kan insamlas under relativt kort tid. Vattenkikare är något billigare som metod men är samtidigt begränsat till väldigt grunda områden, medan video kan användas även för relativt stora djup. Ett annat exempel på denna slags målkriterier är täckningsgraden av

algbestånd där istället video och ROV rekommenderas. I detta fall kommer uppföljning av målvariabler ske på större djup än vad som tillåts med metoden vattenkikare och på djupare områden på öppet hav är metoden ROV att föredra över video. Anledning till att ROV är att föredra på djupare områden på öppet hav är att denna metod utförs med större farkoster och är mer hanterbar vid hög sjö, medan metoden video generellt utförs med mindre båtar i kustnära områden. I vissa fall är dock varken video eller ROV fördelaktiga, eller ens möjliga, eftersom inte alla arter med säkerhet kan artbestämmas med dessa metoder. Exempelvis filamentösa alger samt små hydroider och bryozoer är svåridentifierade med video. Vid uppföljning av täckningsgrader av sådana arter är t.ex. dykning en bättre metod med större möjligheter till identifiering av svåridentifierade arter. I väldigt grunda områden är dock vattenkikare alltid att föredra och i de fall där arten eller gruppen i fråga är identifierbar med videoteknik så bör metoden video användas i största möjliga utsträckning.

I analyserna av precision och kostnader för uppföljning har potentialen av metoden video (handhållen) framkommit väldigt tydligt som en kostnadseffektiv metod för en rad olika variabler och områden. Dessvärre finns ingen beskrivning av denna metod, vilket skulle vara högst önskvärt. En standardisering av hur bilder tas, d.v.s. hur stor area som provtas per bild och på vilket avstånd bilden tas, skulle möjliggöra att stora mängder data från många områden och tidpunkter blir direkt jämförbara. Detta skulle både möjliggöra synteser av data samt en försäkran att bedömningar av miljöstatus med denna metod blir konsekventa och jämförbara över hela landet. Eftersom data insamlade med denna metod även kan sparas i form av bilder innebär detta goda möjligheter att även för andra syften än den utförda insamlingen analysera längre tidsserier från många olika undersökta områden. Följaktligen är fördelarna med en standardisering och beskrivning av metoden video många och detta bör prioriteras för att öka effektiviteten av miljöuppföljning.

För två målandikatorer används kvalitetsindexen BHQ och BQI för att bedöma tillstånd i bottenmiljön i naturtyper som helt eller delvis har mjuka bottenar på större djup. För kvalitetsindex BQI används uteslutande metoden bottenhuggare, och för BHQ metoden sedimentprofilkamera. Även om dessa metoder har en stor driftskostnad är inte nödvändigtvis kostnaden stor för provtagning med önskad precision, istället sker provtagningen ofta till en lägre kostnad jämfört med andra metoder där jämförbara variabler undersökts. Som exempel kräver metoderna cylinderprovtagare och fallfälla både större antal prover och högre kostnader vad gäller totalt antal arter och individer. Dock är inte individantal en variabel som används ofta som målandikator för uppföljning i marina miljöer, vilket kan bero på den stora spridningen mellan olika områden för denna variabel.

Tabell 6.1 Rekommendationer för uppföljning för olika målnindikatorer och naturtyper för användande av en eller flera av metoderna bottenhuggare (bh), cylinderteströvtrogare (cy), fallfälla (ff), ROV (rov), vattenkikare (va), video (vi), SPI (sp). Antalet prover som krävs för målvariablerna är baserat på att uppnå precision på 0.2 KI/ \bar{x} och för de målvariabler som avser täckningsgrader är gränsen för målsättning på medeltäckningsgrad satt till $\geq 10\%$.

Nr	Målnindikator	Naturtyper																Antal prover	Kostnad (Kkr)
		Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	1110 Sandbankar	1130 Estuarier	1140 Blottade bottnar	1150 Laguner	1160 Vikar och sund	1170 Rev	1180 Bubbelskruv	1610 Åsöar	1620 Skär och små öar	1650 Smala vikar	Seapens and borrowing megafauna		
1	Arealen ska vara minst X ha.	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	vi	-	-
2	Utbredningen av ålgräsängar (< 5% täckning) ska vara minst X ha.	va	vi				va	va	va	va	va		va					200	va: 40 vi: 100
4	Utbredning av ostron (> 5 ind/m ²) ska vara minst X m ² .	va	vi				va	va	va	va	va		va					-	-
6	Arealen av blåmusselbankar (> x in/m ²) ska vara minst X m ² .	va	vi				va	va	va	va	va		va					200	va: 40 vi: 100
7	Arealen av härmusselbankar (> x in/m ²) ska vara minst X m ² .	vi					vi											200	va: 40 vi: 100
8	Arealen av maelbotten ska vara minst X m ² .	vi					vi											200	va: 40 vi: 100
9	Ytan som täcks av algbestånd ska vara minst X ha.			vi			vi						vi					200	vi: 50 ro: 400
11	Utbredningen av svampdjur respektive koralldjursamhällen, ska vara minst X ha.				ro													200	400

13	Täckningsgraden av lösliggande fintrådiga alger ska vara högst 30%.	va	vi					va	vi	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	200	va: 40 vi: 100		
14	Andelen makroalgshabitat (Fucus, Ascophyllum) som täcks av eutrofierings-gymnade fintrådiga alger (epityter, ej Ceramium) ska vara högst X %.			va	vi															200	va: 40 vi: 100		
15	Utbredning av mator med filamentösa bakterier ("Beggiatoa-mator") ska omfattas högst X ha.	va	vi	ro				va	vi	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	200	va: 40 vi: 100		
16	Tillsättningsklassningen enligt Bedömningsgrunderna för mjuk-bottenfauna ska vara minst God.	b	h	b	h			b	h	b	h	b	bh							b	h	35	100
17	Benthic Habitat Quality ska vara minst X.	sp	sp					sp												sp	10	50	
27	Artantal av epifauna ska inte minska och motsvara minst X antal arter/m2.	ff	ff					ff	ff	ff	ff	ff	ff							ff	100	75	
28	Det ska finnas minst X sjöpenor (inkl piprensare) /ha.		vi	ro				vi	ro											vi	ro	-	-
30	Artantal av infauna ska inte minska och motsvara minst X antal arter/m2.	b	h	b	h			b	h	bh	cy									b	h	bh: 20 cy: 40	bh: 50 cy: 50
33	Minst X st för habitatet typiska arter ska förekomma i området.	va	cy	ff	dy	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	va	b	h	va:100 cy: 40 ff: 100 dy:10 bh: 10 vi:100 ro: 30	va:40 cy: 50 ff: 75 dy:150 bh: 25 vi: 40 ro: 50

Antalet arter och förekomst av typiska arter är målbildikatorer som används för i princip alla naturtyper. Lämpligheten för olika metoder är för dessa målbildikatorer direkt avhängig den eller de arter som avses, samt i vilken miljö dessa ska undersökas. Som exempel är cylinderprovtagare den enda metoden som kan användas om den typiska arten tillhör kategorin infauna i väldigt grunda mjukbottenar, och bottenhuggare om det gäller djupare mjukbottenar. För sessila evertebrater och makrofyter är flera metoder möjliga, men lämpligheten av en metod beror på hur svåridentifierad den specifika arten är. För karakteristiska arter som blåmussla (*Mytilus edulis*), blåstång (*Fucus vesiculosus*) och ålgräs (*Zostera marina*) är kostnadseffektiva metoder som video och vattenkikare att föredra, medan t.ex. filamentösa alger i sublitorala områden kräver någon av dykmetoderna för säker identifiering av alla arter. Metoden ROV kan vara lämplig i miljöer som är för djupa för dykning och för exponerade för användning av metoden video.

6.2 DIMENSIONERING

För de målbildikatorer som gäller täckningsgrader har vi som schablon satt en målsättning att uppnå den önskade precisionen $0.2 KI/\bar{x}$ för en medeltäckningsgrad på $\geq 10\%$. Detta beror på att många variabler är önskvärda att undersöka till relativt låga täckningsgrader. Som exempel ger målbildikatorn för ålgräsängar (*Z. marina*) en gräns på minst 5% täckningsgrad för bedömning av dess utbredning. I kapitel 3 visade analyserna av antal prover som krävs för att uppnå önskad precision att det fanns ett väldigt starkt samband mellan antal prover och medeltäckningsgrad oavsett vilken metod och specifik art eller grupp som undersöktes (se Fig. 3.24). Med hjälp av detta resultat kan vi därför beräkna att antalet prover som krävs för uppnådd precision för medeltäckningsgrad på $\geq 10\%$ generellt kräver 200 prover för ett område för alla metoder. Märk dock att provantalet ökar markant för lägre täckningsgrader. Uppföljning av arter med en medeltäckningsgrad på 1% kräver ca 1500 prover, medan det räcker med 50 prover för att uppnå önskad precision för variabler med en medeltäckningsgrad på 50%.

Det antal prover som krävs med metoden bottenhuggare för att uppnå målpresionen för kvalitets index BQI i ett område är ca 35. Detta provantal är tillräckligt för alla av de undersökta områdena i precisionsanalysen, då provantalet varierade relativt mycket för olika områden. Kvalitetsindex BHQ med metoden sedimentprofilkamera kräver ett lägre antal prover, ca 10, för att uppnå den önskade precisionen.

För målbildikatorer som gäller antalet arter och förekomst av typiska arter beror antal prover som krävs på vilken av de många möjliga metoderna som använts. För de mer kostnadseffektiva metoderna vattenkikare, fallfälla och video krävs 100 prover, och för metoderna dykning och bottenhuggare med

stora driftskostnader krävs endast 10 prover för att uppnå den önskade precisionen. För metoden ROV krävs 30 prover och för cylinderprovtagare 40 prover för att uppnå målprecisionen för ett område.

6.3 KOSTNADER

Vid uppföljning av målkriterier som gäller täckningsgrad där flera hundra prover ska insamlas blir kostnaden per prov väldigt viktig för valet av metod. Därför är metoden video att rekommendera i väldigt många fall, då denna metod har låg driftskostnad och ett stort antal prover kan insamlas under relativt kort tid. Kostnaden per prov var 188 kr med denna metod vilken då ska jämföras med ca 900-1800 kr för ROV (beroende på provtagningens utformning), 8313 kr för dykrutor och 9688 kr för dyktransekt. Som tidigare nämnts kan dock video inte alltid användas, och metoden ROV är nödvändig för djupare områden på öppet hav. Det samma gäller för dykmetoderna som är de enda möjliga om uppföljning gäller små och svåridentifierade arter som inte på ett säkert sätt kan bestämmas till artnivå med videoteknik. Metoden vattenkikare är något mer kostnadseffektiv än video, då kostanden per prov är 240 kr, men denna metod är samtidigt begränsad till väldigt grunda områden och måste därför i många fall kompletteras med video för djupare områden. Att använda sig av en kombination av metoderna video och vattenkikare är därför sannolikt den mest praktiska och ekonomiska strategin för uppföljning av målkriterier som gäller täckningsgrader. En budget på 300 000 kr räcker uppföljning av sex olika skyddade områden på ett år med metoden video, eller potentiellt ännu fler om metoden vattenkikare används som ett billigare alternativ för grundare områden.

Sedimentprofilkamera är den metod som används för uppföljning av målvariabeln BHQ och detta kostar ca 50 000 kr för ett område. Målvariabeln BQI undersöks med metoden bottenhuggare för vilken uppnådd målprecision kostar ca 100 000 kr för ett område. Den högre budgeten i scenario B på 300 000 kr räcker alltså till sex områden för BHQ och tre områden för BQI för uppföljning under ett år.

Kostnader för målkriterier som gäller antalet arter och förekomst av typiska arter beror helt på vilken eller vilka arter som uppföljningen gäller, då olika metoder ger olika tillförlitlighet vid artidentifiering. Ett generellt mönster för denna målvariabel är dock att kostnader aldrig överstiger 100 000 kr för uppnådd målprecision av artantal för ett område oavsett vilken metod eller vilken art som ska undersökas, vilket är ett ganska oväntat resultat när metoder med väldigt höga driftskostnader är involverade. Dyrast är uppföljning som utförs med fallfälla eller dykning, vilket kostar ca 75 000 respektive 150 000 kr. Dessa metoder är dock i vissa fall de ända lämpliga, vid t.ex. uppföljning av arter som inte kan identifieras med video. Detsamma gäller för ROV och

cylinderprovtagare som båda kostar ca 50 000 kr, eftersom ROV bör användas på djupare områden på öppet hav och cylinderprovtagare är den enda metod som gäller för infauna i grunda områden. För infauna i djupare områden används metoden bottenhuggare, vilken kostar ca 25 000 kr för önskad precision av artantal för ett område. Vattenkikare och video är även för dessa målandikatorer de mest kostnadseffektiva metoderna och kostar ca 40 000 kr för uppföljning av ett område med uppnådd målpprecision. Redan den lägre budgeten på 100 000 kr, scenario A, räcker alltså för uppföljning av olika områden under ett år med metoderna video och vattenkikare.

REFERENSER

- Andersson, A., Hansen, W., Wänstrand, I., Huseby, S. och J. Wikner. 2008. Strategi för kontrollerande övervakning av kustvatten i Bottenhavets vattendistrikt. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2008:10
- Anonym. 2008. Naturvårdsverkets författningssamling. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. ISSN 1403-8234, NFS 2008:1.
- Anonym. 2009. Beskrivning av delprogram Makrofauna mjukbotten. Naturvårdsverket. Version3-2009-01-09.
- Anonym. 2010. Undersökning av utsjöbankar: Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Naturvårdsverket. Rapport 6385.
- Blomqvist, M. och P. Olsson. 2007. Översyn av det nationella marina övervaknings-programmet för vegetationsklädda bottenar. Naturvårdsverket. Rapport 2007-03-26.
- Carlson, T. och M. Karlsson. 2007. Kartering av ålgräs (*Zostera marina*) i Lommabukten. Lomma Kommun.
- Carstensen, J., 2007. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data. Marine Pollution Bulletin 55: 3–15.
- Clarke, R.T., Davy-Bowker, J., Sandin, L., Friberg, F., Johnson, R.K. och B. Bis. 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. Hydrobiologia 566: 477 – 503.
- Evans, S. och K. Leonardsson. 2004. Kust och Hav: Vegetationsklädda bottenar, ostkust. Naturvårdsverket. Version 2004-04-27.
- Gullström, M., Isæus, M., Berglund, J., Blomqvist, M., Karlsson, A., Nygård, L. och I. Wänstrand. 2009. Övervakning av makrovegetation i Bottniska viken – en vägledning. Länsstyrelsen Västerbotten. Meddelande 6.
- Haglund, A. 2010. Uppföljning av skyddade områden i Sverige: Riktlinjer för uppföljning av friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå. Naturvårdsverket. Rapport 6379

- Kautsky, H. 2004. Ecological Monitoring of Structural Changes of Phytobenthic Plant and Animal Communities: The importance of structural changes and how to monitor them. Version 1995-08-08 modifierad 2004-03-20.
- Leonardsson, K. 2004. Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbotten-levande makrovertebrater i marin miljö. Umeå universitet 2004-02-11.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M. och R. Rosenberg. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. Marine Pollution Bulletin 58: 1286–1296
- Lindegarth, M. Övervakning av bottenfauna i Västerhavet: En analysmodell för ett samordnat nationellt-regionalt program. Naturvårdsverket. Rapport 5153.
- Lindegarth, M. och T. Dahlgren. 2010. Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer. Naturvårdsverket. Arbetsversion 3.0.
- Lindegarth, M. 2011. Kvantitativa undersökningar av bottenlevande djur och växter samt naturtyper på västkustens utsjöbankar. Kompletterande rapportering januari 2011
- Loo, L.-O., Persson, L.-E. och K. Samuelsson. 2001. Inventering av marin natur: Metoder för svenska havsområden. Naturvårdsverket. Rapport 5162.
- Magnusson, M. och R. Rosenberg 2005. Bottenmiljön i Kattegatt/Öresund och tre fjordar i Skagerrak analyserad genom fotografering av sedimentprofiler (SPI). Naturvårdsverket, Bohuskustens vattenvårdsförbund och Länsstyrelsen Västra Götaland. ISBN 91-85293-22-9
- Nilsson, H. C. och R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assesment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. Journal of Marine Systems 11: 249-264.
- Nohrén, M., Pihl L. och H. Wennhage. 2009. Spatial patterns in community structure of motile epibenthic fauna in coastal habitats along the Skagerrak – Baltic salinity gradient. Estuarine, Coastal and Shelf Science 84: 1–10
- Norén, K. Evaluating predictability of spatially and temporally variable infauna. Paper IV. Doktorsavhandling vid Göteborgs universitet. ISBN: 91-89677-31-5

Pihl L. och R. Rosenberg. 1982. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, Western Sweden.

Snedecor, G. W., and W. G. Cochran. 1989. Statistical methods, 8th ed. Iowa State University Press, Ames, IA.

Quinn, G. P. and M. J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge university press, Cambridge.

Underwood, A. J. 1997. Experiments in ecology- their logical design and interpretation using analysis of variance Cambridge University Press, Cambridge.

Wikner, J., Kronholm, M., Sedin, A., Appelberg, M., Bignert, A., Leonardsson, K. och G. Forsgren Johansson. 2008. Strategi för kontrollerande övervakning av kustvatten i Bottenvikens vattendistrikt. Länsstyrelsen Västerbotten. Meddelande 1 2008.



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet · Stockholms universitet
Göteborgs universitet · Linnéuniversitetet