

Övervakning av makrovegetation i Bottniska viken

– en utvärdering av pågående undersökningar och
underlag för vidareutveckling

Meddelande 6 • 2014



Länsstyrelsen
Västerbotten

Övervakning av makrovegetation i Bottniska viken

– en utvärdering av pågående undersökningar och underlag för vidareutveckling

Jan Albertsson, Havsmiljöinstitutet, enheten vid Umeå universitet

Ansvarig enhet: Naturvårdsenheten
Tryck: Länsstyrelsen Västerbotten
ISSN: 0348-0291
Upplaga: 50
Länsstyrelsen Västerbotten, meddelande 6:2014

Förord

En utvärdering av pågående miljöövervakning av akvatisk makrovegetation på grunda botten i fyra områden i Bottniska viken har utförts på uppdrag av Länsstyrelsen i Västerbotten i samverkan med länsstyrelserna i Norrbotten, Västernorrland och Gävleborg. Syftena har varit att beskriva de fyra ingående områdena med avseende på bl. a. vegetation, substrat, djup och vågexponering. Därefter har arbetet bestått i att beskriva variationen hos utvalda variabler som täckningsgrad i olika djupintervall och djuputbredning mellan och inom olika områden. En viktig del av arbetet har varit att uppskatta mellanårsvariationen hos valda parametrar för att ur denna kunna bedöma den statistiska styrkan, vilken i sin tur kan visa hur bra programmet kan påvisa förändringar i tiden. Vidare har målen varit att försöka beskriva vilka miljöer eller naturtyper övervakningen följer upp samt hur programmet kan uppfylla olika målsättningar som trendövervakning, statusbedömning enligt vattendirektivet och uppföljning av bevarandestatus i skyddade områden. Ett önskemål att designa och dimensionera övervakningen har också funnits, och inom ramen för denna utvärdering har underlag för dimensionering tagits fram. Samtidigt med denna utvärdering har också utvecklingsarbetet inom Waters pågått som bl.a. syftar till att förbättra de svenska bedömningsgrunderna för makrovegetation. Detta utvecklingsarbete kan förväntas ge mer kunskap om vilka variabler eller kombinationer av variabler som är viktigast att övervaka.

Utvärderingen har genomförts under 2013 av Jan Albertsson, Havsmiljöinstitutet, enheten vid Umeå universitet.



Johnny Berglund
Marin naturvårdshandläggare
Länsstyrelsen Västerbotten

Innehåll

Sammanfattning	9
Inledning	11
Utgångspunkter för nuvarande arbete	11
Dataunderlag och databearbetning	11
Områden och perioder	11
Databearbetning	13
Områdesbeskrivning	14
Exponering, djup och substrat	14
Översikt av vegetationen	20
Djuputbredning	20
Djuputbredning i relation till bedömningsgrunderna	20
Andra möjligheter att använda djuputbredning	21
Artantal	22
Taxonomiska aspekter	22
Artantalets beroende av antalet undersökta lokaler	23
Tillskott till artantalet genom kvantitativ provtagning	26
Möjligheter att påvisa trender i tiden	27
Mellanårsvariation och statistisk styrka	27
Statistisk styrka med programmets nuvarande utformning	29
Sätt att öka den statistiska styrkan	30
Stratifiering med avseende på exponering	30
Stratifieringens effekt på statistisk styrka och precision	38
Hur många lokaler?	40
Hur ofta bör provtagning ske?	40
Om källor till variation och möjliga sätt att minska den	40
Dimensioneringsaspekter	42
Övrigt	43
Referenser	47

Sammanfattning

Underlag för dimensionering har tagits fram

I denna utvärdering har underlag tagits fram i form av mellanårsvariation och medelvärdenas precision och deras beroende av provtagningslokalernas antal. Detta kan användas för dimensionering av provtagningen för att uppnå några valda mål för statistisk styrka eller precision, åtminstone för vissa arter och djupintervall om man har en bestämd uppfattning om vilka arter eller parametrar man bör satsa på. Med tanke på Waters pågående arbete kan det vara läge att avvakta en detaljerad utformning av miljöövervakningsprogram tills det är mer klart vilka parametrar som är bäst att övervaka.

Stora skillnader i övervakningens förutsättningar och prestanda mellan områdena

Det är tveksamt om de fyra områdena som nu studerats kan övervakas med ett program med en och samma design på grund av deras stora olikheter i dominerande vegetation, fysiska karakteristika och statistiska utfall av vegetationsanalyserna. För några arter i några områden fungerar övervakningen rätt väl även med nuvarande program, medan andra områden, särskilt Rånefjärden, är långt ifrån att nå något mål med någon art. Den statistiska styrkan var generellt bättre för djuputbredning än för täckningsgrader, och nådde ofta de uppsatta nivåerna för trendövervakning.

Stratifiering med avseende på exponeringsgrad förbättrar statistisk prestanda

Stratifiering i form av omlokalisering av tillgängliga lokaler har i flera fall visat sig förbättra de statistiska förutsättningarna. Vid tiden för programmen start och utläggning av lokalerna fanns inget samlat och harmoniserat system för klassificering av exponeringsgrad. Denna situation har nu förbättrats efter framtagandet av exponeringsmodellen för vind och vågor (c.f. Isaeus). Den aktuella utvärderingen har visat att om man söker förbättra möjligheterna att spåra förändringar i tiden finns det anledning att stratifiera med avseende på exponeringsgrad. Särskilt en omläggning av lokaler till det mer exponerade stratat har visat sig kunna förbättra situationen. En fråga som då uppstår är om man ska överge något strata i detta syfte, vilket isåfall innebär att övervakningen förlorar i bredd genom att bara vissa miljöer följs. Denna fråga blir aktuell genom att arbetsinsatserna och kostnaderna för att följa flera strata lätt kan bli för höga i relation till tillgängliga medel.

Uppdelning i två separata program för exponerade hårbottenar och skyddade mjukbottenmiljöer.

Ifall möjlighet till att detektera trender i tiden är högsta prioriteten så kan man säga att det nuvarande upplägget ”gapar över för mycket” i och med att lokalerna har hamnat i olika exponeringsklasser trots att totala antalet lokaler ofta inte är så högt. Den mest önskvärda lösningen vore att dela upp övervakningen i två separata program: ett som följer de exponerade hårbottenmiljöerna och ett som följer de skyddade mjukbottenmiljöerna.

Bättre geografisk balansering av övervakningen behövs

Man kan också konstatera att områdena inte representerar Bottniska viken på ett balanserat sätt. Bottenviken representeras nästan helt av grunda och skyddade eller mycket skyddade mjukbottenlokaler. Bottenhavet å andra sidan representeras mest av lokaler med hårdare substrat och med blandad exponering. Holmöarna på gränsen mellan bassängerna består mestadels av relativt exponerade lokaler och övervägande hårt substrat. En framtida övervakning i Bottniska viken bör vara utformad på ett mer balanserat sätt geografiskt, lite i likhet med tankarna inom mjukbottenfaunaprogrammet, även om antalet områden

troligen inte kan bli lika stort. Om man vill skapa ett harmoniserat program för Bottniska viken vore det nog också fördelaktigt om Gävleborgs lokaler koncentrades ihop för att möjliggöra en samlad utvärdering och skattning av variation inom områden.

Taxonomiska aspekter, interkalibreringar och harmonisering av taxonomisk detaljnivå
Liksom efter förra makrovegetationsprojektet (Gullström m.fl. 2009) konstateras att det finns skillnader i graden av taxonomisk noggrannhet mellan områden, utförare och år. Sådana skillnader är svåra att undvika i Bottniska viken men läget bör kunna förbättras genom interkalibreringar. Det är också önskvärt att man fastställer harmoniserade krav på taxonomisk nivå vid täckningsgradsbedömningar för olika taxa för att underlätta kommande analyser av förändringar i tiden. Nivåerna bör vara rimliga för att utförare ska kunna klara dem och för att täckningsgradsbedömningarna ska vara så korrekta som möjligt. Samtidigt bör möjlighet finnas att registrera förekomster av ingående arter för att inte förlora denna information, men dessa arter skulle inte behöva specificeras separat med avseende på täckningsgrader.

Övervakning av artantal

Analyserna visade att det totala antalet funna taxa per område och år inte var särskilt känsligt för en förändring av antalet lokaler kring dagens nivå. Detta var en följd av att en stor andel av de taxa som påträffas förekommer på många lokaler. Vidare konstateras att den numera oftast uteslutna kvantitativa provtagningen gör att man förlorar en del i form av något lägre antal funna taxa och lägre taxonomisk precision för växter. En annan effekt är att man nästan inte får in någon information om den rörliga bottenfaunan. Även om faunan faller lite vid sidan om målsättningen av ett program för övervakning av makrovegetation kan det sägas vara negativt, då faunan på hårdare botten inte övervakas i några andra program. En förenklad form av kvantitativ provtagning med ramprover som endast sorteras med avseende på förekomst av arter kunde vara en kompromiss för att minska den nämnda förlusten av information, både för växter och djur.

Andra sätt att öka statistiska styrkan

För många arter och områden var antalet oberoende observationer inte tillräckligt för att ge en god statistisk styrka. Att samla in observationer genom t.ex dropvideoteknik kunde vara ett effektivt sätt att öka antalet observationer. Detta skulle fungera åtminstone för vissa väl synliga eller lättbestämda växter. Detta måste emellertid avvägas mot andra behov, som att bibehålla detaljrikedomen i informationen. Att ensidigt satsa på videoteknik istället för dykning leder till att informationen om förekomst och utbredning för många småvuxna och svåridentifierade arter försämras.

Vidareutveckling av passande statistiska analysmetoder behövs

Datamängden från makrovegetationsprogrammet består till stor del av klassindelade täckningsgrader i procent med ett naturligt tak på 100 %. Sådana data är svåra att hantera statistiskt och det finns behov av utveckling eller åtminstone tillgängliggörande av lämpliga metoder för analys av trender och statistisk styrka mm. Ett alternativ som troligen skulle underlätta den statistiska bearbetningen vore att slopa klassindelningen i det praktiska inventeringsarbetet och istället registrera observationerna i en kontinuerlig skala. De totala effekterna av en sådan förändring skulle emellertid först behöva undersökas i en separat studie.

Inledning

Övervakning av makrovegetation på grunda havsbottnar är ett potentiellt värdefullt sätt att få information om tillstånd och förändringar i miljön. Makrovegetation kan reagera på ett flertal olika sätt vid t.ex. övergödning (ref. i Blomqvist m.fl. 2012). Minskande djuputbredning nedåt för alger eller fanerogamer är en vanlig respons på övergödning där effekten är förmedlad av ett sämre siktdjup i vattnet till följd av mer växtplankton. Övergödning kan också leda till kraftigare sedimentation som försämrar livsbetingelserna för, eller t.o.m. kväver, små alger i de djupare belägna algbältena. Vidare kan större fleråriga alger drabbas av omfattande påväxt av snabbväxande fintrådiga alger och därigenom minska eller försvinna. Dessutom sker olika förändringar i konkurrensförhållanden mellan arter som kan leda till samhällsförändringar och förskjutningar av dominansförhållanden. Även andra typer av mänsklig påverkan än övergödning, som fysisk påverkan, miljögifter eller klimatiska förändringar kan påverka växtsamhällena på havsbottnar.

Utgångspunkter för nuvarande arbete

Makrovegetation i Bottniska viken har hittills övervakats inom ramen för olika regionala, och ett nationellt, övervakningsprogram. Flertalet program har inte så lång historik utan flertalet sattes igång i mer regelbunden form någon gång under perioden 2002-2007. Dessförinnan finns spridda insatser. Detta hänger delvis samman med att makrovegetationsövervakningen generellt i landet haft begränsad omfattning och kortare historik i jämförelse med andra mer traditionella ämnesområden som övervakning av mjukbottenfauna eller fria vattenmassans organismer, kemi och hydrografi.

Det nu aktuella arbetet och rapporten kan sägas vara en fortsättning på det makrovegetationsprojekt som genomfördes åren 2007-2008 på samordnat uppdrag av Länsstyrelserna längs Norrlandskusten (Gullström m.fl. 2009). Ett huvudproblem som identifierades vid det förra projektet var bristen på tidsserier, då avsaknaden av sådana var nästan total vid den tidpunkten. Därmed var studier av variation begränsad till rumslig variation, medan den för trendövervakning så viktiga mellanårsvariationen inte kunde skattas. De allokeringar av medel till makrovegetationsövervakningen som skett i länen i Bottniska viken efter denna tid har delvis syftat till att inhämta underlag för att råda bot på detta problem.

Ett annat problem som fanns vid det förra projektets start var att data var svårtillgängliga eller i varje fall inte tillgängliga i en enhetlig form. Denna situation har nu förbättrats kraftigt i och med utvecklingen och spridningen av databasen MarTrans till utförare och länsstyrelser.

Dataunderlag och databearbetning

Områden och perioder

Data som används i detta arbete härrör från fyra olika områden och län i Bottniska viken, (Fig. 1). Längst i söder finns undersökningsdata från Gävleborgskusten där 19 stationer besökts vartannat år från 2002 och framåt inom ramen för regional miljöövervakning. Fem av de nitton stationerna byttes ut mot nya efter 2002. Det senaste året som inkluderas i denna utvärdering är 2010 eftersom 2012 års data inte var tillgängligt när arbetet inleddes. Gävleborgskustens övervakningsprogram skiljer sig i utformning från övriga områden genom att lokalerna ligger ganska jämnt utspridda en och en över en stor del av länets kuststräcka. I de övriga områden ligger lokalerna grupperade inom ett mindre område,

ett upplägg som i andra sammanhang visat sig mer fördelaktigt för att skatta variation på olika skalor.

För följande tre områden har data fram till och med 2011 utvärderats. I Västernorrland ingår åtta lokaler i Gaviksfjärden samt kuststräckan utanför fjärden. Dessa lokaler ingår i ett nationellt program som påbörjades 2007-2008 med provtagning varje år från och med 2007.

I Västerbotten ingår 10 lokaler kring Holmöarna som provtagits varje år från 2008 och framåt, fem av dem besöktes även 2007. I Norrbotten ingår Rånefjärden där 15 lokaler provtagits sedan 2007.

De fyra områdena kallas i fortsättningen Gävleborg, Gaviksfjärden, Holmöarna och Rånefjärden för enkelhets skull. På många håll används termen "makrovetationsprogrammet" för materialet och analyserna från de fyra områdena, men man bör ha i åtanke att övervakningen har lite olika historik, syften, upplägg och finansiering i de olika områdena.

————— Figur 1 —————

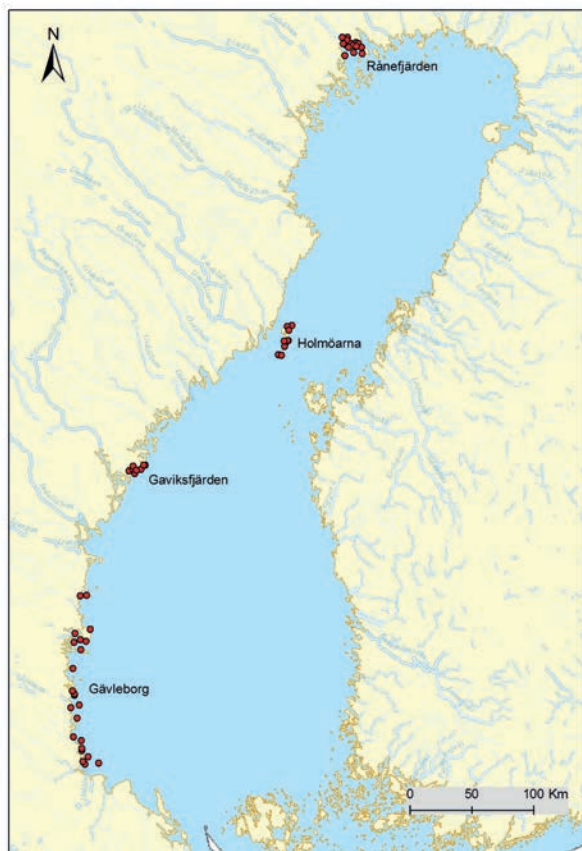


Fig. 1. De fyra undersökningsområdena med ingående lokaler.

Databearbetning

Den övervakningsmetod som använts i makrovegetationsundersökningarna som ligger till grund för denna rapport följer undersökningstyp Vegetationklädda bottnar, ostkust (Kautsky 2004). Grunddatat i MarTrans är därför strukturerat i form av täckningsgrader av olika växtarter i olika avsnitt av transekter. Lägena längs mätlinan är angivna för avsnittens start- och slutpunkter. Vattendjupen vid dessa punkter är också angivna i databasen. I enlighet med riktlinjerna för det praktiska utförandet av dessa undersökningar ska ett nytt avsnitt påbörjas när inventeraren noterar en förändring i täckningsgrad av någon art. Detta medför att antal avsnitt längs en transekt, liksom lägena för avsnittens start- och slutpunkter, kommer att variera mellan olika år, även inom en och samma lokal. För att underlätta jämförelser mellan år och även den statistiska bearbetningen har täckningsgraderna inom avsnitt räknats om till täckningsgrader inom metervisa djupintervall. Härvid har täckningsgradsvärden från olika avsnitt viktats på basis av proportionen av avsnittets längd inom djupintervallet i relation till den totala längden av alla avsnitt, inom djupintervallet (c.f. Blomqvist och Qvarfordt 2010). För att förenkla och möjliggöra detta så gjordes antagandet att djupet förändras linjärt mellan två angivna lägen längs linan – vilket troligen är en godtagbar approximation då avsnitten oftast är ganska korta och bottenprofilerna ganska jämnsluttande inom avsnitten.

Det är tidigare känt att vegetationen har en tydlig variation med djupet (ref. i Blomqvist m.fl. 2012). I det nu aktuella arbetet har alltså täckningsgraderna i meterbredda djupintervall utgjort de viktigaste variablerna. Djupintervallen har analyserats ett i taget, snarare än att djup inkluderats som egen variabel i analyserna. En anledning har varit att olika observationer i djupled inom en och samma transekt inte kan anses oberoende av varandra vilket skulle kunna ge statistiska problem ifall man hanterar dem som oberoende av varandra. Ett sätt att undvika denna risk är då att lyfta ut djupet ur analyserna.

Under databearbetningens gång påträffades en del fel i grunddatat, som ofta bestod i t.ex. att registreringar av substrat eller täckningsgrader saknas i vissa avsnitt, eller att olika avsnitt överlappar varandra i längd eller har luckor, mm. Fel kan hittas i de flesta undersökningar och år. I de nyare versionerna av MarTrans finns nu en funktion ”Kontroller och Varningar” som enkelt avslöjar en mängd olika typiska inmatningsfel som gärna smyger sig in. Det är viktigt att utförare har kännedom om, och använder denna funktion för det är på inmatningsstadiet dessa fel bäst korrigeras. De är arbetskrävande att korrigera i efterhand då det ofta är svårt att spåra protokoll och utförare. I det nu aktuella arbetet har en del godtyckliga korrektioner fått göras på basis av rimlighet, men det är knappast troligt att resultaten är påverkade av detta i någon märkbar grad.

I bearbetningen har vissa arter och släkten behandlats tillsammans i analyserna. Detta gäller till exempel vid analyser av statistisk styrka för grupper där bestämningen gjorts till olika taxonomisk nivå olika år, ett paradexempel är släktet *Cladophora*. Andra gånger kan det vara fråga om närstående släkten eller arter med stor förväxlingsrisk, som exempelvis *Pylaiella* och *Ectocarpus* som alltid eller nästan alltid rapporteras sammanslaget. En annan anledning är att förändringar i taxonomiska synsätt genom åren kan leda till artefakter i databasen om man inte uppmärksammar dem. Arten smaltång *Fucus radicans* har ”tillkommit” på senare år genom att man har urskilt den från blåstång *Fucus vesiculosus*, efter taxonomiska forskningsarbeten. Det innebär därmed att individer av *F. radicans* delvis matats in som *Fucus vesiculosus* tidigare. Dessa arter slås då lämpligen ihop vid analyser.

Databasen MarTrans ger möjlighet att mata in algförekomster även som epifytiska. Denna möjlighet har endast använts i mycket begränsad omfattning i de studerade dataseten, förutom i Gävleborgsdatat och enstaka år i Gaviksdatat. I den stora majoritet av data där epifytiska förekomster inte matats in separat är det svårt att vara säkert på om datat inkluderar eller exkluderar eventuella epifytiska förekomster, eller om detta varierar. Av dessa anledningar har ingen åtskillnad gjorts mellan epifytiska och icke-epifytiska algförekomster i dataseten.

Vid de olika analyserna har ibland en del material uteslutits, då det varit viktigt att ha balans i dataunderlaget. För Rånefjärden uteslöts fem lokaler som endast besöktes 2007 men inte därefter. För Västerbotten uteslöts ofta år 2007 från materialet eftersom endast fem av de tio lokalerna besöktes detta år. För Gävleborg uteslöts ofta år 2002 från datat eftersom fem av de 19 lokalerna byttes ut efter det året. Alternativt uteslöts i vissa analyser de fem lokaler som inte besökts alla åren, och år 2002 inkluderades då.

3. Områdesbeskrivningar

Exponering, djup och substrat

I det följande beskrivs de fyra områdena översiktligt med avseende på exponering, djup och substrat. För exponering har indelningen i exponeringsklasser (c.f. Isaeus) som tillämpas i databasen MarTrans använts. Beskrivningen avser de förhållanden som råder på de övervakade lokalerna. Exponeringsklassningen kan ibland variera längs en transekt på en och samma lokal. Denna finskaliga information är dock inte tillgänglig i databasen MarTrans, och den klass som finns inmatad för den aktuella transekten har använts här.

De fyra områdena är något olika varandra ifråga om exponering där Gävleborg och Holmöarna domineras av relativt exponerade lokaler, flertalet faller inom klassen Moderat exponering, men bägge områdena har även några mer skyddade lokaler, (Fig. 2). Rånefjärden å andra sidan utgörs av Skyddade eller Mycket skyddade lokaler i ungefär lika stor fördelning. Gaviksfjärden slutligen är ett mellanting, lokalerna är där ganska jämnt fördelade från Mycket Skyddad till Exponerat, d.v.s lokalerna i detta område spänner över fler exponeringsklasser än något av de andra områdena. Här bör tilläggas att systemet med klassificering av exponering är av nyare datum än själva övervakningsprogrammen och har alltså inte kunnat vara en faktor för stratifiering i samband med att programmen startades.

De fyra områdena skiljer sig också något ifråga om vattendjup, (Fig. 2). Gaviksfjärdens lokaler är relativt brant sluttande och där når övervakningstransekterna i genomsnitt ned till 14.5 meter, vilket är mer än i de andra områdena. Gävleborgs län kommer närmast med drygt 11 meter. Rånefjärdens och Holmöarnas lokaler är betydligt grundare och transekterna når där i genomsnitt ned till 5.2 respektive 6.6 meter.

Bottensubstratet domineras i Gävleborgs läns lokaler av häll och block i ungefär lika delar, men i de djupare delarna förekommer även en hel del grus och sand, (Fig. 3). Gaviksfjärden och Holmöarna har en något likande sammansättning av bottensubstrat men något mer av block och sten på bekostnad av hälla. I de översta två metrarna utgör emellertid häll en stor andel i Gaviksfjärden. Rånefjärdens bottensubstrat avviker tydligt från de andra områdenas. Förutom i den översta metern dominerar mjukbotten och sand kraftigt. I synnerhet mjukbotten dominerar tydligt från 2 meters djup och djupare. Hårt substrat, främst block och sten är endast vanliga i de övre två metrarna.

Figur 2

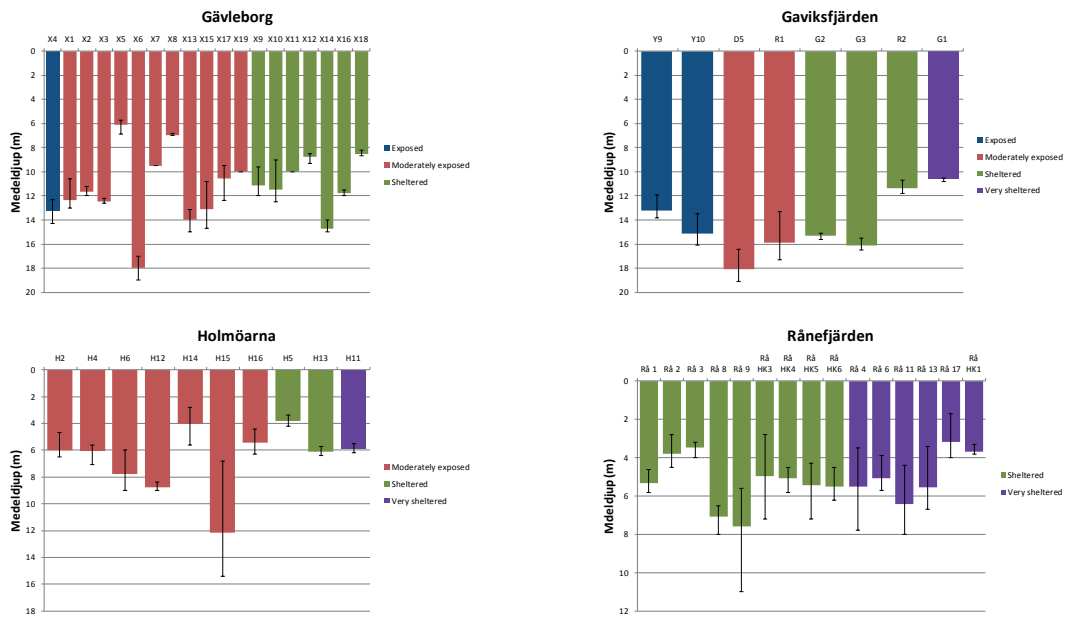


Fig. 2. Transekternas maxdjup i medeltal för de undersökta åren, uppdelat på exponeringsklass. Felstaplarna anger min- och maxvärden.

Figur 3

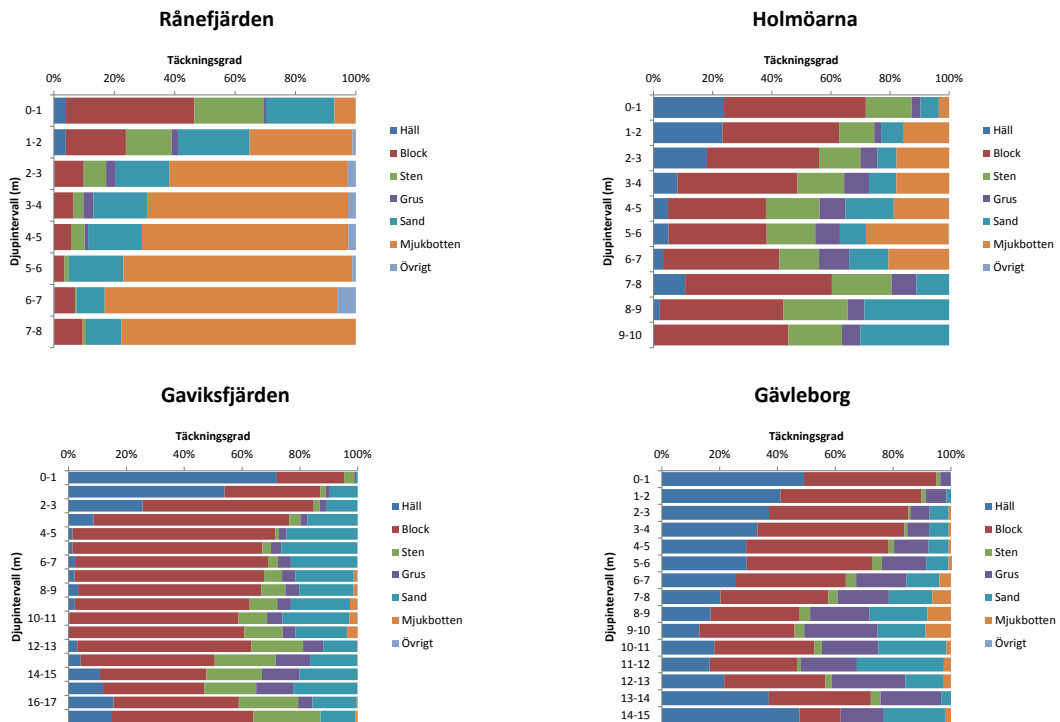


Fig. 3. Täckningsgrad av olika substrattyper i medeltal för olika djupintervall. Medelvärden för alla ingående åren har använts. Djupintervall som endast representeras av en transekt har utelämnats.

Figur 4

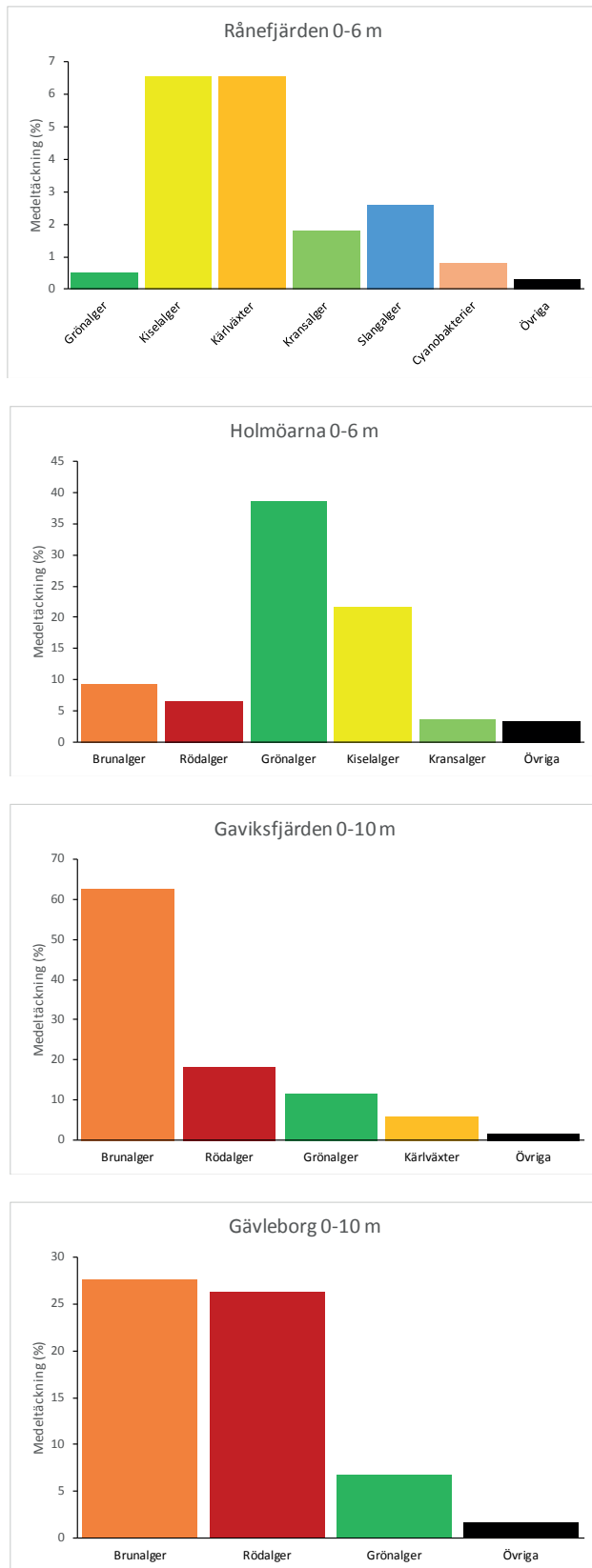
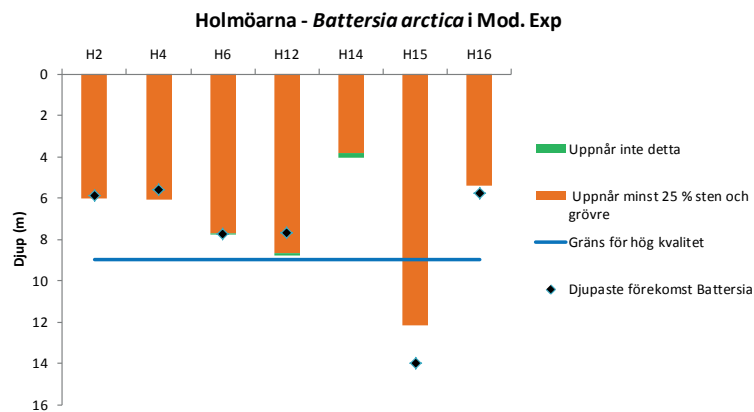
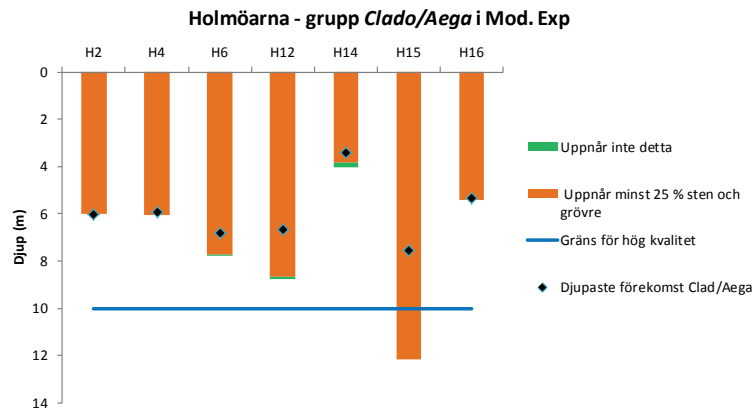
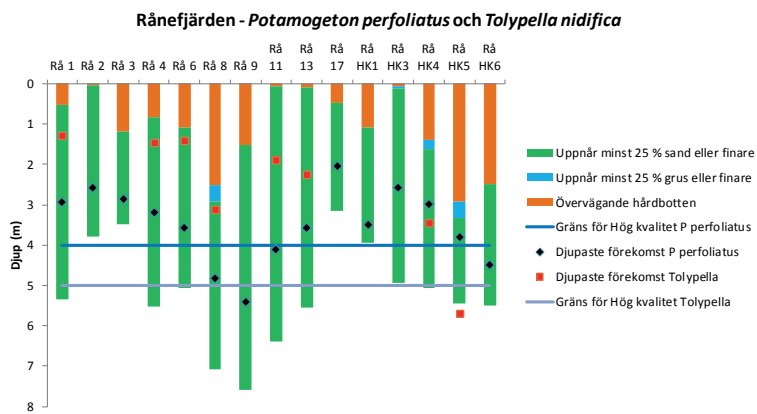
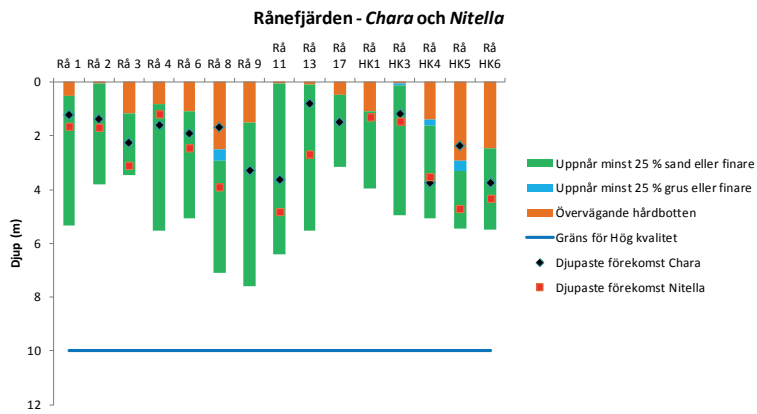
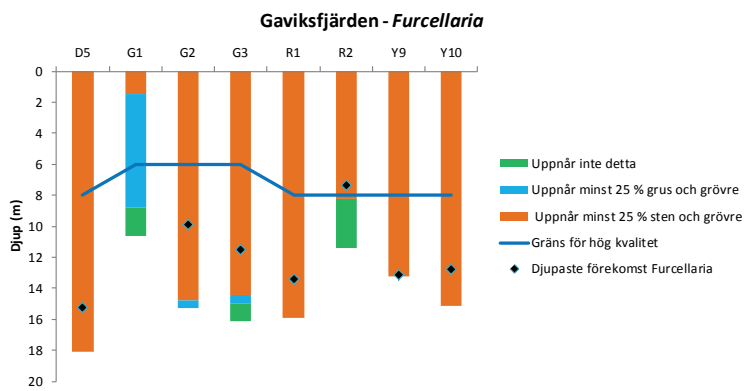
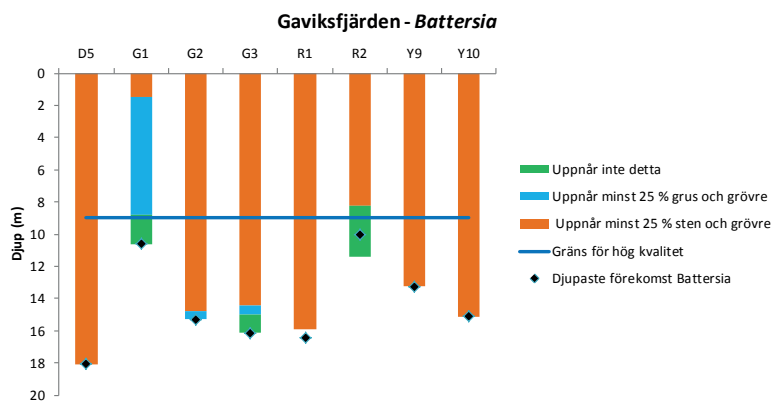
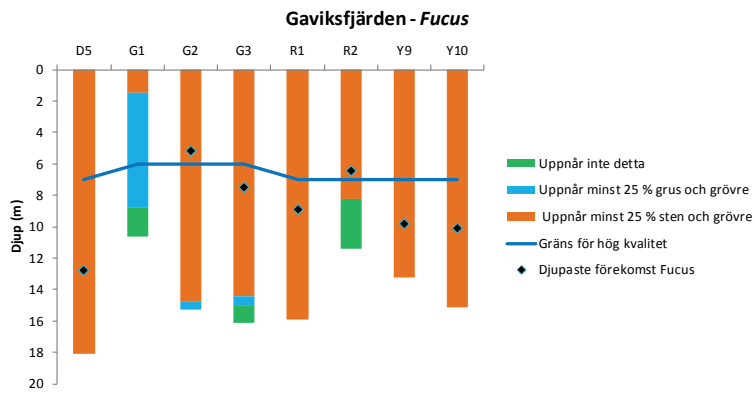


Fig. 4. Täckningsgrad i medeltal för olika taxonomiska huvudgrupper av vegetation. Data härrör från de mest typiska undersökningsdjupen i de fyra områdena.

Figur 5



Figur 5



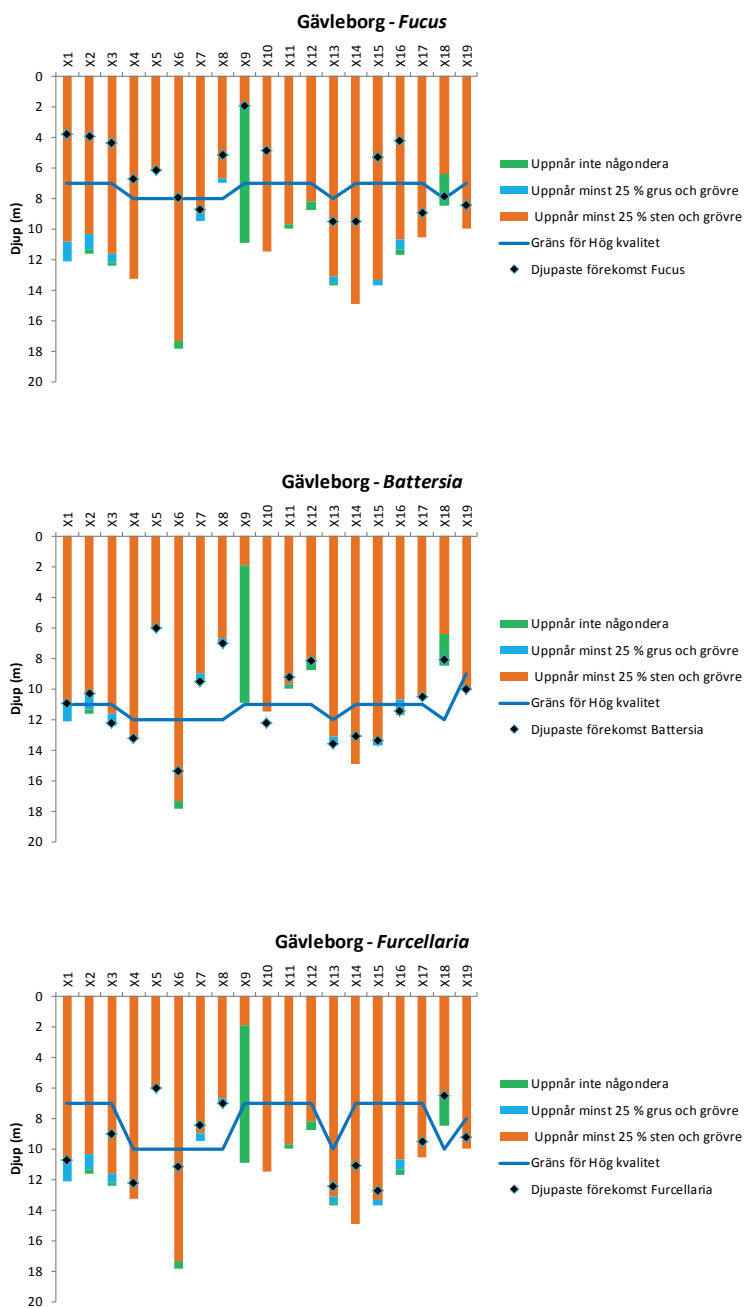


Fig 5. Djuputbredning av olika taxa och förutsättningar för att studera dem på de olika lokalerna. Symbolerna visar olika taxas djuputbredning i genomsnitt för de undersökta åren. Linjerna anger gränser för Hög status enligt bedömningsgrunderna för makrovegetation. Gränserna varierar beroende på vattentyp. Staplarna anger transekternas maximala djup i medeltal, och färgen visar om olika kvalitetskrav på substratet är uppfyllda. För de huvudsakliga hårdbottenarterna har ”minst 25 % sten eller grövre” eller ”minst 25 % grus eller grövre” antagits godtyckligt. För de som växer på mjukare bottenar har ”minst 25 % sand eller finare” eller ”minst 25 % grus eller finare” antagits godtyckligt.

Översikt av vegetationen

Det finns även ganska stora skillnader i vegetationens mängd och sammansättning mellan de olika områdena. Detta är delvis en följd av de tidigare beskrivna skillnaderna i fråga om substrat, djup och exponeringsgrad, men dessutom bidrar fallande salthalter norrut i Bottniska viken till storskaliga skillnader i utbredning av olika arter. Framst gäller det arter av marint ursprung som har krav på lite högre salthalt än den som råder i Bottniska vikens nordliga delar, med blåstång/smaltång som det kanske mest typiska exemplet. Omvänt så ger de nordliga utsötade delarna större livsrum för arter med sötvattensursprung och tillåter dem att växa relativt långt ut i skärgårdarna.

Skillnaderna mellan de fyra områdena visar sig redan på gruppnivå. Gävleborg och Gäviksfjärden ger ett ganska marint intryck med dominans av brun- och rödalger, (Fig. 4). Längre norrut vid Holmöarna dominerar grönalger med stort inslag av kiselalger. I Rånefjärden längst i norr där substratet dessutom till stor del består av mjukbotten eller sand dominerar olika kärlväxter och mycket kiselalger. Kransalger och slangalger är också vanliga där. Noterbart är att Rånefjärden har en mycket låg vegetationstäckning jämfört med de övriga områdena, (Fig. 4). En mer detaljerad framställning av vegetationens relativa sammansättning på lokalnivå framgår av Bilaga 1.

4. DJUPUTBREDNING

Djuputbredning i relation till bedömningsgrunderna

Djuputbredning nedåt av olika växtarter är den parameter som hittills använts i de svenska bedömningsgrunderna för makrovegetation. Denna utbredning redovisas här för de olika typerna som påträffats och var någorlunda vanliga i de aktuella områdena, tillsammans med transekternas maximala djup och substrattäckning ned till olika djup, (Fig. 5).

För Rånefjärden som ligger inom vattentypområdet Bottenvikens inre kustvatten konstateras att av fyra av fem typer (eller släkten) påträffats i tillräcklig omfattning. Typarten *Chara baltica* förekom dock inte i Råneådatat och därför gjordes en blandkategori av alla *Chara*. För *Chara* och slinken *Nitella* visade det sig att så gott som alla lokaler är för grunda för att de ska kunna nå Hög (10 m) eller God status (6 m) för just dessa arter. För arterna ålnate *Potamogeton perfoliatus* och havsrufse *Tolypella nidifica* var förutsättningarna bättre och många lokaler är djupa nog (4-5 m) och har lämpligt substrat för att kunna medge betygsättning högt status ifall dessa arter skulle växa så djupt. Typarten getraggsalg *Aegagropila linnaei*, liksom släktet *Cladophora*, var överlag sällsynta på Rånefjärdens lokaler och data för dessa har inte analyserats med avseende på djuputbredning.

Holmöarna ligger inom vattentypområdet Norra Kvarkens yttre kustvatten, och de typer som förekommer relativt abundant på Holmöarnas lokaler är ishavstofs *Battersia arctica*, och troligen getraggsalg *Aegagropila linnaei*. Den senare har emellertid ofta inte urskilts vid inventeringarna alla år utan har sannolikt registrerats inom släktet *Cladophora*. Därför är det nödvändigt att skapa en blandkategori *Aegagropila/Cladophora* för att få tillräcklig med observationer för att studera djuputbredningsmönstret. För både *Battersia* och *Aegagropila/Cladophora* gäller att endast en lokal är tillräcklig djup för att dessa arter ska kunna ge hög status (9-10 m) och endast få lokaler når de 7-8 m djup som hade krävts för att ge God status. Holmöarnas lokaler är således för grunda inom rimliga avstånd från land för att djuputbredning ska kunna användas för statusbedömning för dessa typer.

Gaviksfjärden är med sin branta bottenpografi det område som har bästa förutsättningar för att arbeta med djuputbredningar av vegetation från landanknutna dyktransekter, (Fig 5). Tre taxa: smältång/blåstång *Fucus*, ishavstofs *Battersia arctica* och gaffeltång *Furcellaria lumbricalis*, är de typer som är vanligt förekommande på lokalerna. För dessa typer är de flesta eller nästan alla av lokalerna tillräckligt djupa, samtidigt som hårt substrat finns, för att betyget Hög status ska vara möjligt att sätta. Gaviksfjärdens lokaler ligger dels i vattentypområdet Norra Bottenhavet, Höga Kustens inre kustvatten, och några i Norra Bottenhavet, Höga Kustens yttre kustvatten vilket förklarar de olika gränsvärdena för hög status som har markerats i figurerna för de olika lokalerna.

I Gävleborg är lokalerna utspridda över ett stort kustområde och faller inom tre vattentypområden: Södra Bottenhavets inre, och yttre, kustområden samt Norra Bottenhavet, Höga Kustens yttre kustvatten. Endast *Fucus* och *Battersia arctica* var tillräckligt vanliga för att ge underlag till studier av djuputbredning, medan förekomsterna av *Furcellaria lumbricalis* är lite mer sparsamma. De två förstnämnda har undersökts här och för dessa kan konstateras att lokalerna överlag är tillräckligt djupa för att medge betygsättning upp till Hög status, särskilt för *Fucus* där endast få lokaler faller bort. För *Battersia arctica* med dess högre djupkrav för Hög status (9-12 m) faller några fler lokaler bort.

Sammantaget så kan man konstatera att förutsättningarna för att använda djuputredning av vegetation för statusbedömning enligt bedömningsgrunderna varierar mellan områdena och inte är idealiska överallt. Bästa förutsättningarna finns i Gaviksfjärden och delvis Gävleborg. Även om kriterierna uppfylls för vissa arter så är det ibland bortfall av andra ingående arter, antingen för att de inte påträffats eller att djupet inte är tillräckligt för att tillåta inplacering i de högre statusklasserna. Följden blir att många lokaler faller bort genom att minst tre målarter måste finnas.

En annan invändning mot djuputbredningen som uppföljningsvariabel i Bottniska viken är att havsvattnet där är naturligt humöst som en följd av stor tillrinning från älvar som avvattnar stora skogs- och myrområden. I det läget kan kopplingen mellan eutrofiering och siktdjup förväntas vara svagare. Denna aspekt är särskilt viktig i just Rånefjärden, som är starkt präglad av mycket tillförsel av flodvatten och humus, men gäller för hela Bottniska viken, med fallande grad av betydelse söderut.

Andra möjligheter att använda djuputbredning

Trots svårigheterna och invändningarna mot att använda djuputbredning för statusklassning inom vattendirektivet så kan det kanske finnas möjligheter att använda djuputbredning för trendövervakning i miljöövervakningssyfte. Man kan följa utvecklingen i tiden för några utvalda arter, utan att man binder sig till de krav och kriterier som finns listade i bedömningsgrunderna för statusbedömning. För många lokaler så överstiger transekternas maxdjup de djupaste observationerna av några målarter, samtidigt som lämpligt substrat finns på djupet. Till exempel i Rånefjärden, som visserligen hade dåliga förutsättningar för användning av bedömningsgrunderna, så verkar det ändå finnas utrymme för en expansion av djuputbredningen nedåt för flera arter inom ramen för de transektlängder som inventeras idag. På Holmöarna är bilden något annorlunda då de målarter som var vanliga är hårbottenarter, samtidigt som de djupaste observationerna ofta tycks sammanfalla med de största transektdjupen. Det kan då vara svårt att avgöra om det finns utrymme för en mätbar expansion nedåt av målarterna på de lokalerna, d.v.s. att veta om rätt substrat finns. Riskerna finns också att transekterna har avslutats p.g.a avstånden till stranden blivit

ohanterligt stora och att det inte varit görligt att förlänga transekten mer, särskilt om bottenprofilen fortsätter att slutta långsamt eller inte alls.

Med reservation för de ovan nämnda problemen med djuputbredning som uppföljningsvariabel gjordes en analys av mellanårsvariation för några av de arter som ingår i bedömningsgrunderna, och på basis av den har statistisk styrka beräknats. Metoderna och resultatet för denna analys beskrivs längre fram under ”Möjligheter att påvisa trender i tiden”. För denna analys har endast lokaler tagits med där den analyserade arten/taxat observerats alla år, för att undvika obalanser i analysen av djuputbredning.

Artantal

Taxonomiska aspekter

I förra makrovegetationsprojektet (Gullström m.fl. 2009) påpekades att det fanns en del brister i artbestämningen hos utförare, och att en del taxa artbestäms till olika nivåer i olika områden eller år vilket vållar problem när artantal ska utvärderas. Även i nuvarande material kvarstår en del av dessa problem. Vissa släkten, tex *Cladophora*, bestäms till artnivå (*glomerata*, *rupestris* mm) i vissa undersökningar och/eller år men endast till släktesnivå i andra. Även arten *Aegagropila linnaei* som tidigare räknades till släktet *Cladophora* relaterar till detta problem då denna art ibland kunnat urskiljas från (övriga) *Cladophora* och ibland inte. Liknande gäller även kransalger av släktet *Chara*, och andra. I andra fall har nya rön inom systematisk forskning och utveckling lett till att nya arter ”uppstår”. Detta gäller till exempel smaltången som traditionellt ansetts vara en smalbladig form av blåstång *Fucus vesiculosus* och benämnts som denna art, men som nu anses vara en egen art *Fucus radicans*, vilken angivits i vissa undersökningar men inte i andra.

Det finns alltså flera faktorer som försvårar utvärderingar av artantal i tid och rum. Det vore enkelt att hävda att man borde ställa krav på att alla utförare ska klara att bestämma arterna på en detaljerad nivå. Det är dock inte troligt att problemet är så enkelt. Många arter är små, och i Bottniska viken ofta övervuxna av kiselalger. Ofta växer många fintrådiga arter invädda i varandra. Många arter är dessutom svårbestämda och uppgiften att uttala sig om täckningsgrad för alla taxa på artnivå i alla avsnitt kanske är för svår. Det är en sak att uttala sig om några exemplar som man håller i handen eller detaljstuderar på en liten fläck under vattnet, men en annan att göra bra bedömningar av artens täckningsgrad i en lång och bred transekt där det också finns närbesläktade svårbestämda arter. I det läget är det möjligt att olika utförare gör olika. Några vill kanske undvika att tillföra osäker eller felaktig information i databasen genom att inte mata in dåligt grundade täckningsgrader av taxa på artnivå, och istället väljer att mata in taxa på en högre taxonomisk nivå, med troligen korrekta bedömningar av täckningsgrad. Andra kanske anser att fördelarna med att mata in svåra taxa på lägre taxonomisk nivå är större än nackdelarna med att ange osäkra/felaktiga täckningsgrader och utbredningar för dessa. Bägge angreppssätten har sina för- och nackdelar, men för just utvärdering av totala artantal uppstår underskattningar om inte arterna bestäms till lägsta möjliga nivå. Ett övergripande mål borde vara att samla in så säkra täckningsgrader och utbredningar som möjligt samtidigt som artförkomster tas tillvara. En harmonisering av den taxonomiska nivån till vilken olika taxa ska anges i täckningsgradsregistreringar vore därför önskvärt, samtidigt som det även bör ges utrymme för mer detaljerade taxonomiska registreringar av svåra närstående arter som dock inte behöver vara specificerade separat med avseende på täckningsgrader och utbredning.

Artantalets beroende av antalet undersökta lokaler

Antal funna arter i ett område påverkas, förutom av taxonomiska aspekter, givetvis även av antalet lokaler som undersöks. Detta är en följd av att många arter förekommer glest och inte påträffas om den undersökta arealen är liten. Det är alltså förväntat att antal funna arter ökar med antal lokaler, och att denna ökning är störst vid ett lågt antal lokaler men planar ut vid ett högre antal lokaler. Därefter ökar antalet funna arter endast marginellt vid ytterligare ökning av lokalantalet. Detta kan beskrivas i form av en kurva med antal lokaler på x-axeln och antal funna arter på y-axeln. Formen på kurvan kan illustrera hur vanligt förekommande arterna är och hur förändringar av lokalantalet påverkar antalet funna arter. En kurva som planar av redan vid lågt antal lokaler indikerar att de flesta arter förekommer i stort sett överallt, medan en kurva som fortsätter att stiga tydligt även vid högre lokalantal indikerar att det finns många arter med gles förekomst. Lutningen på kurvan omkring det lokalantal som övervakningen innefattar idag kan indikera hur stark effekten av att modifiera lokalantalet är. För att studera detta gjordes analyser i form av bootstrapping i programmet EstimateS. Denna procedur baseras på artlistor från de olika lokalerna de olika åren inom ett område. För ett givet år så väljer programmet ett slumpat antal av lokalerna det året, där antalet lokaler kan vara från 1 upp till det antal som undersöktes. Antalet funna arter med just det slumpvis genererade antalet lokaler registreras. Proceduren repeterades 1000 gånger för varje år och genererar då ett samband mellan antal lokaler och antal funna arter, upp till det antal lokaler som verkligen undersöktes. Extrapoleringar utanför detta antal kan också vara möjliga, men har inte gjorts i detta arbete.

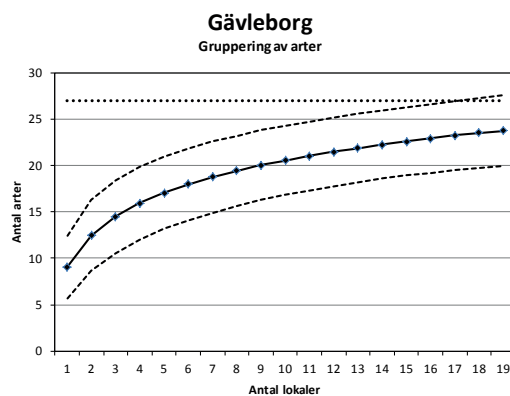
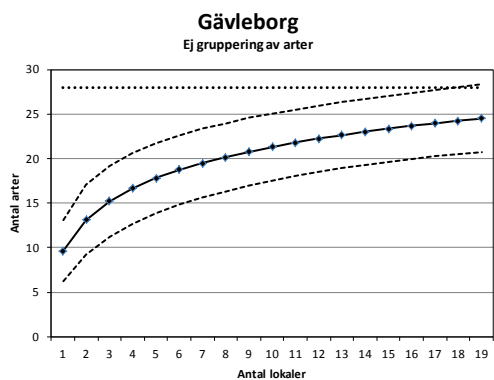
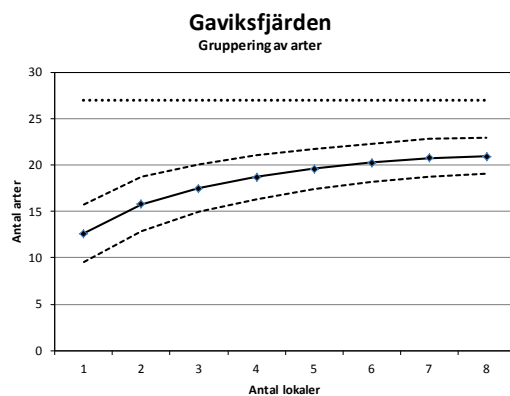
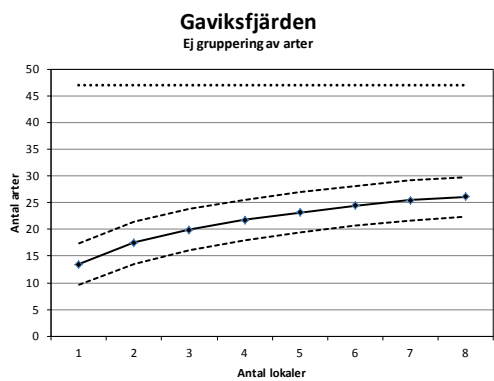
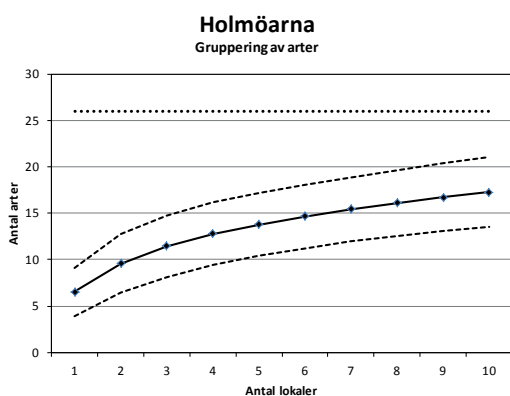
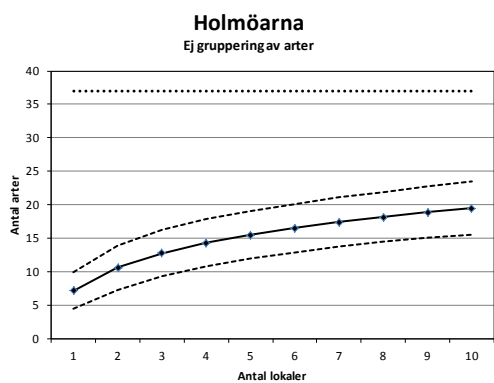
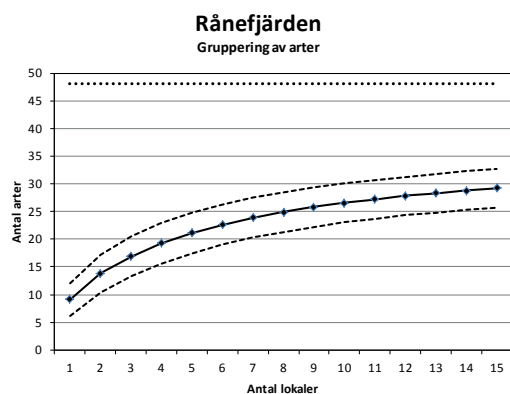
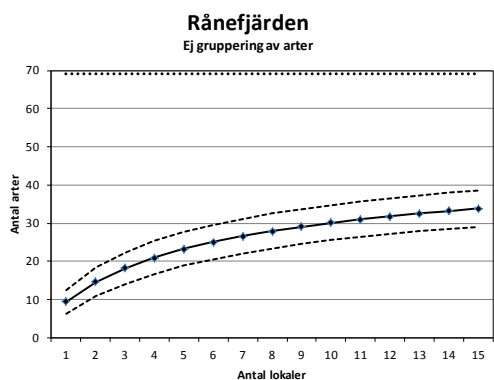
Ovanstående procedur gjordes för vart och ett av de fyra övervakade områden. I varje område gjordes analysen i två versioner, en där arter grupperats ihop i lämpliga kategorier för att jämföra ut olikheter i taxonomisk detaljnivå mellan olika år, och en annan version då sådan gruppering inte gjorts.

För att få balanserade analyser gjordes vissa utslutningar av data. För Gävleborg uteslöts år 2002 eftersom flera lokaler låg på andra platser detta år än senare. År 2007 uteslöts från Holmöarna eftersom endast fem lokaler besöktes detta år. I Rånefjärden uteslöts de lokaler som endast besöktes 2007.

I alla fyra områden var slutningen på artantal-lokalantal kurvan relativt liten omkring det antal som övervakningen innefattar idag, (Fig. 6). Av detta kan man dra slutsatsen att effekten av att förändra lokalantalet något inte är så stor, på antalet funna arter. Ungefär samma bild fås oavsett om analysen baseras på grupperade eller ogrupperade arter.

I praktiken kan resultaten innebära att antalet funna arter skulle minska med en om man reducerar programmet i Gävleborg med 4 av 19 lokaler. För Gaviksfjärden, Holmöarna och Rånefjärden är motsvarande siffror ca 2-3 av 8, 2 av 10, och 2-3 av 15 lokaler, med en liten variation beroende på om grupperade eller ogrupperade arter studeras. Dessa resultat är relativt lika mellan områden och innebär att reduktioner av lokalantalen med ca 13-37 % resulterar i att antal funna arter minskar med en.

Figur 6



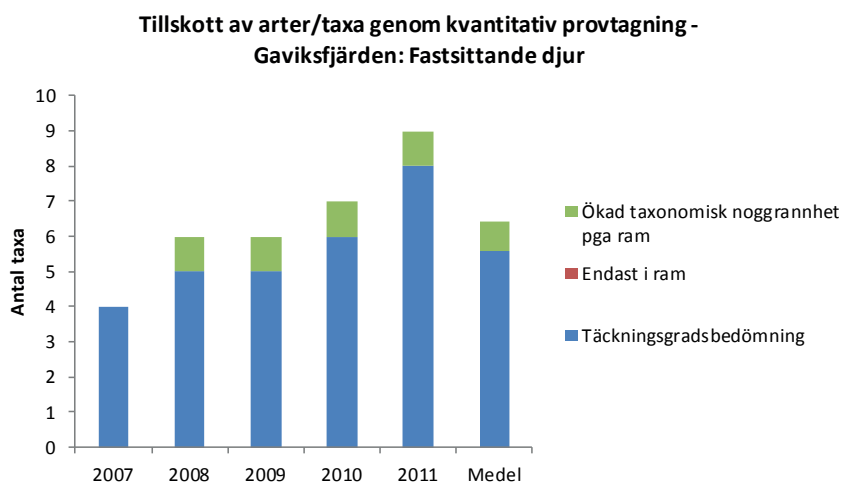
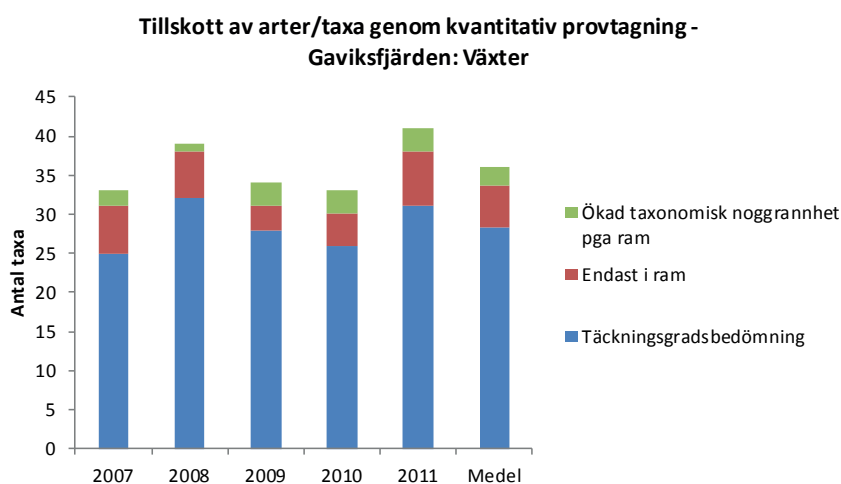


Fig. 7: Antal funna taxa per år i Gaviksfjärden av a) växter, och b) fastsittande djur, dels vid endast täckningsgradsbedömning vid linjetaxering, och dels när denna kompletterats med kvantitativ provtagning med ramprover. I figurerna visas även det tillskott av taxa som sker genom bättre taxonomisk upplösning när ramprover använts.

Motstående sida: Fig. 6: Artantalets beroende av antalet lokaler i de olika områdena. Sambanden har simulerats fram med hjälp av s.k. bootstrapping. För varje område visas två varianter av analys. Dels då arter grupperas ihop i lämpliga grupper för att minska den taxonomiska inverkan på resultaten, och dels då ingen sådan gruppering gjorts. De streckade linjerna anger övre och nedre 95 procents konfidensintervall. Prickad linje anger det totala funna arter/taxa under övervakningsperioden i respektive område.

Tillskott till artantalet genom kvantitativ provtagning

I en del undersökningar som vid Höga Kusten har även kvantitativa ramprover tagits, där allt som växer inom en given yta (ramstorlek här 0.04 m^2) skrapas loss och samlas in. I dessa fall fångas troligen en mycket stor andel av befintliga växtarter upp, även sådana som är små och lätta att missa i täckningsgradsskattningarna längs transekten. Detta kvantitativa delmoment av övervakningen utesluts numera i de flesta fall, då precisionen i biomasseskattningarna ansetts vara för låg med det antal ramprover man har kunnat ta med de givna kostnadsbegränsningarna. Hursomhelst kan det finnas risk att man förlorar information om utvecklingen av artantal över tiden om kvantitativ provtagning utesluts och inget annat moment tillkommer. Ett möjligt alternativ vore att inkludera någon form av förenklad kvalitativ provtagning, till exempel ramprovtagning för att fånga upp arter som utförarna inte hittar med enbart linjetaxering eller som de inte anser sig kunna göra någon bra bedömning av täckningsgrader för i olika avsnitt. Dessa ramprover skulle inte som nu behöva sorteras och vägas fullständigt. Målet skulle helt enkelt kunna vara att analysera närvaro av olika arter i provet. Ett annat alternativ vore att åtminstone ge möjlighet att mata in kvalitativa artnoteringar i Martrans, alltså arter som påträffas någonstans i transekten men inte lätt kan tilldelas täckningsgrader i de olika avsnitten. Denna information skulle då behöva vara klart avgränsad från de arter där täckningsgrad och förekomst i alla avsnitt kunnat bestämmas. Under alla omständigheter är det mycket viktigt att tydliga riktlinjer tas fram så att utförare gör så lika som möjligt.

En enkel analys har gjorts av storleken på förlusten i form av lägre artantal vid endast täckningsgradsbedömningar, i jämförelse med fallet då även kvantitativ provtagning görs. Denna analys baserar sig på det enda av undersökningsområdena där kvantitativ provtagning genomförs, d.v.s. Gaviksfjärden. Totala antalet taxa per år med och utan kvantitativ provtagning har registrerats. I vissa fall medför kvantitativ provtagning, här ramprover, att arter kan bestämmas med en mer detaljerad taxonomisk nivå vilket i en del fall också medför att antalet funna taxa ökar. Denna effekt har tagits med i beräkningarna, även om det ökade antalet taxa inte alltid är reellt, d.v.s. att det helt enkelt kan vara så att en och samma art bestämts till en lägre taxonomisk nivå i ramproverna än vid täckningsgradsbestämningarna. Undersökningen visar att man förlorar i genomsnitt fem taxa per år om kvantitativ provtagning inte görs, vanligen ca 10-20 % av antalet som fås av både täckningsgradsbedömning och kvantitativ provtagning, (Fig. 7). Samma analys gjordes även för fastsittande djur, även om de kanske anses underordnade i ett övervakningsprogram för vegetation. Här bidrog kvantitativ provtagning endast marginellt till högre antal taxa genom att en ökad taxonomisk precision erhöles för något enstaka taxa. Någon analys av rörliga djur gjordes inte. De flesta av dessa är små och registreras sällan eller aldrig i linjeinventeringsprotokoll, och bra information om deras förekomst eller abundans kan nästan bara erhållas ifall kvantitativa prov tas. En konsekvens av att man inte samlar in kvantitativa prover blir att information saknas om de djurgrupper som lever i grunda alg- och fanerogambevuxna habitat eller på lite hårdare bottnar, eftersom miljöövervakningsprogrammen för mjukbottenfauna inte täcker dessa habitat bra.

Möjligheter att påvisa trender i tiden

Mellanårsvariation och statistisk styrka

Vid utvärderingar eller formgivning av övervakningsprogram är den statistiska styrkan en faktor av stor betydelse. Denna är ett mått på ett programmens förmåga att detektera de trender som kan finnas. Den statistiska styrkan bestäms av flera faktorer: storleken på den förändring man bestämt att man vill kunna detektera, den naturliga mellanårsvariationen hos de parametrar man studerar, antalen stickprov man tar ur det studerade systemet, längden på den tidsperiod som man studerar, samt α (alfa) vilken anger den statistiska risknivån man accepterar för att dra den felaktiga slutsatsen att en trend finns, om det egentligen inte finns någon. Ur dessa parametrar kan den statistiska styrkan beräknas, och ett ofta uppställt mål är att den ska vara minst 80 %.

Att undersöka den statistiska styrkan är alltså en viktig del i en utvärdering av makrovegetationsprogrammet. Analyser av statistisk styrka förekommer numera i många olika övervakningsprogram, och analytiska samband mellan de olika faktorerna nämnda ovan och statistisk styrka finns tillgängliga för olika typer av data eller kan härledas enkelt. De data som utgör kärnan i makrovegetationsprogrammet är emellertid täckningsgrader i procent. Sådana data har ett naturligt maxvärde på 100, och de bryter också ofta mot antaganden om homogena varianser och normalfördelning och linjäritet.

En annan komplicerande faktor är att observationerna är klassindelade i täckningsgradsklasser vilket också försvårar analyser av statistisk styrka, och anvisningar för att hantera dessa bägge problem samtidigt förefaller saknas i tillgängliga statistiska metodanvisningar för ekologiska undersökningar. Förslag på metod att beräkna statistisk styrka för data baserade på klassindelade procentuella täckningsgradsdata finns beskriven i nyare forskningslitteratur (Irvine och Rodhouse 2010) men den består av relativt komplicerade simuleringar i egenskriven programkod i programmet R.

Denna svårtillgängliga metod har inte kunnat tillämpas inom ramen för detta arbete. Istället har statistisk styrka av nödvändighet beräknats utifrån mer ”konventionella” metoder som hanterar otransformerade linjära data, se faktaruta. Under alla förhållanden så leder bearbetningen av rådata med framräkning av medeltäckningar inom givna metervisa djupintervall i denna undersökning till ett ”uppbyggande” av klassgränserna och utjämnande av värden. De därvid framräknade avståndsvägda täckningsgradsklasserna kan anta helt kontinuerliga värden, och har därigenom gått i riktning mot en linjärisering. Vidare så är de använda utgångsvärdena i undersökningsmaterialet aldrig ens i närheten av taket 100 %, de är aldrig över 50 och för det mesta under 20, vilket förmodligen undviker en del problem.

En slutsats efter det aktuella arbetet är ändå att det finns ett stort behov av metodutveckling, eller möjligen tillgängliggörande av metoder som nu är på forskningsstadiet, för analyser av statistisk styrka för klassindelade procentuella täckningsgradsdata. Detta skulle behövas för att möjliggöra för ekologer att finna och använda rätt metoder med rimliga arbetsinsatser, utan att de måste ha expertkunskaper inom statistik.

Statistisk styrka

Statistisk styrka ($1-\beta$) kan beräknas enligt sambanden nedan (Cohen 1988):

$$1-\beta=1-\text{NCDF.T}(\text{IDF.T}(1-\alpha,v),\delta)$$

NCDF.T är den icke-centrala densitetsfunktionen för Student's t-fördelning, och IDF.T är den inversa densitetsfunktionen för denna funktion, enligt hur de definieras i statistiska programvaran SPSS.

Icke-centralitetsparametern δ beräknas ur:

$$\delta = \frac{q}{CV} \sqrt{\frac{T(T^2 - 1)}{12}}$$

Där q anger trendens storlek i % som man vill kunna detektera, CV är variationskoefficienten i procent baserad på mellanårsvariationen, och T anger antalet år i den tidsperiod man vill beräkna styrkan för. v anger antal frihetsgrader ($=T-2$) och α avser vald risknivå för Typ 1 fel (brukar ofta sättas till 0.05). β avser vald risknivå för ett Typ 2 fel och brukar ofta sättas till 0.2 vilket då motsvarar en statistisk styrka på 0.8.

Den statistiska styrkan har undersökts för ett urval av arter/grupper i de fyra områdena med nuvarande upplägg av program. De undersökta arterna/grupperna har ofta varit olika i de olika områdena, vilket varit nödvändigt på grund av de stora skillnaderna i vegetation.

De parametrar som testades var avståndsvägd täckningsgrad för den aktuella arten i olika meterbredda djupintervall, med fokusering på de djupintervall där arten förekommer med, subjektivt, relativt höga täckningsgrader i det aktuella området. Ibland fick även arter/taxa med relativt låga täckningsgrader inkluderas då inga eller få taxa hade höga täckningsgrader. Här har undersökts vilken styrka som nås vid två olika förutsättningar: 5 % och 8 % årlig förändring i täckningsgrad under 10 år, vilka då motsvarar 50 eller 80 % linjär ökning eller minskning på tio år, vilket skulle kunna vara realistiska förväntningar på ett övervakningsprogram.

I analyserna har variationen mellan år betraktats som slumpvis variation utan riktning i tiden, och variationskoefficienterna har beräknats på basis av den variationen. Tidsserierna är ännu för korta för att det ska vara meningsfullt att analysera med avseende på trender i tiden.

I Gävleborgs län har emellertid övervakningen något längre historik än i övriga områden och har pågått sedan 2002. En grafisk analys antyder att blåstång/smaltång har minskat ganska kraftigt där sedan starten, och analys med linjär regression visade att minskningen är signifikant. För blåstång/smaltång har därför trenden tagits bort från datamaterialet

och variationskoefficienterna har beräknats på basis av den kvarvarande variationen kring trendlinjen, för att bättre spegla den slumpvisa mellanårsvariationen.

I analyserna har årlig provtagning förutsatts. För Gävleborg redovisas i några fall, särskilt för *Fucus*, även värden som baseras på de faktiska förhållandena, d.v.s provtagning vartannat år.

Statistisk styrka med programmets nuvarande utformning

Generellt var den statistiska styrkan ganska låg för merparten av alla testade arter och djupintervall, ofta betydligt under de 80 % som har blivit något av en norm för önskad statistisk prestanda, (Tabell 1). Det finns regionala skillnader i nord-sydlig led såtillvida att de sydligare områdena, Gävleborgsområdet och Gaviksfjärden har flera arter för vilka tillräcklig statistisk styrka (minst 80 %) kan uppvisas. I Rånefjärden i norr uppnåddes detta inte för någon art i något djupintervall, och Holmöarna kan sägas uppvisa ett melanting där ett fåtal fall med god styrka påvisades. Bland olika arter/grupper kan blåstång/smaltång (sl. *Fucus*), i Bottniska viken, förmodligen övervägande *Fucus radicans*, sägas vara den art som oftast är förknippad med god statistisk styrka. *Fucus* är också den som förklarar en stor del av de regionala skillnaderna. Denna fleråriga art förekommer upp till ungefär Norra Kvarken och saknas norr därom. Gaviksfjärden var det område där flest arter och djupintervall nådde god statistisk styrka. Förutom *Fucus*, så nåddes det uppsatta målet där även för ishavstofs *Battersia arctica* och i något djupintervall även av gaffeltång

————— Figur 8 —————

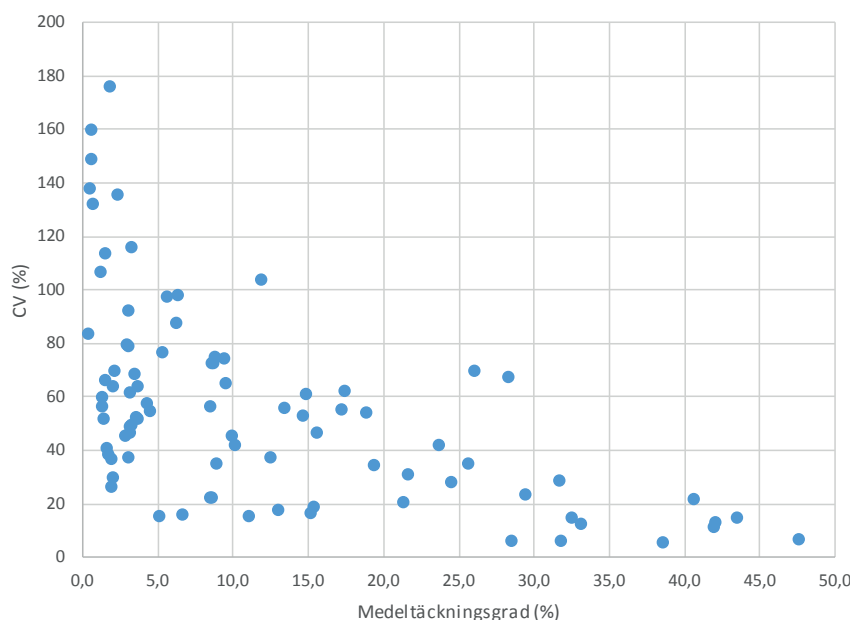


Fig. 8. Variationskoefficientens samband med medeltal av täckningsgrad för alla studerade arter, djupintervall och områden. Den höga variationskoefficienten som ofta observeras för arter som förekommer med låga täckningsgrader medför sämre statistiska möjligheter att påvisa trender i tiden för dessa arter.

Furcellaria lumbricalis och smalskägg/krulltrassel *Dictyosiphon/Stictyosiphon*. Andra arter där målet nåddes i vissa djupintervall i andra områden var grönalgssläktena *Cladophora/Aegagropila* vid Holmöarna och trådslick m.fl. *Pylaiella/Ectocarpus* i Gävleborg. Som förväntat nåddes god statistisk styrka överlag oftare med en årlig trend på 8 % än för 5 %. En annan slutsats av materialet är att det verkar finnas en koppling mellan statistisk styrka och medeltäckning. De arter för vilka god statistisk styrka nås har sällan låg medeltäckningsgrad. Detta är väntat då arter med låg täthet generellt i många sammanhang visar stor relativ variabilitet mellan åren vilket då leder till hög variationskoefficient och svårighet att detektera trender, alltså låg statistisk styrka, Fig. 8. I Rånefjärden nådde ingen art mer än 6 %, och total täckningsgrad av all vegetation aldrig mer än 17 % i medeltäckning. Dessa låga tätheter av såväl enskilda växtarter/grupper som av all vegetation är en bidragande orsak till att den statistiska styrkan var så låg där.

För djuputbredning var mellanårsvariationen överlag mindre än vad som var fallet för täckningsgrader, och den statistiska styrkan därigenom lite bättre, (Tabell 2). Även relativt små trender som tre procent per år skulle vara detekterbara efter tio år i många fall. Det är emellertid svårt att veta hur stora förändringar i djuputbredning som kan vara realistiska vid miljöförändringar och det kan hända att tre procent årligen i tio år i själva verket är en orealistiskt stor förändring. Som tidigare var variationen mindre i de sydliga områdena men även Rånefjärden och Holmöarna har några arter/taxa som når god detekterbarhet, iallafall för lite större trender.

Sätt att öka den statistiska styrkan

För många arter och djupintervall uppnås alltså endast en låg statistisk styrka för täckningsgrad. Därför har här undersökts om den statistiska styrkan skulle kunna ökas på olika sätt. Den statistiska styrkan är nära kopplad till den naturliga mellanårsvariationen för den variabel man studerar, se exempel i Fig. 9. Variationen kan uttryckas i form av en variationskoefficient (Coefficient of Variation, C.V.) och en låg variationskoefficient bör eftersträvas om möjligt. Ett enkelt sätt att minska inflytandet av denna kan vara att öka antalet provtagningslokaler. En annan möjlig väg att förbättra den statistiska prestandan i ett miljöövervakningsprogram är att stratifiera övervakningen, d.v.s. att minska den oönskade variationen genom att förlägga provtagningen inom homogena områden med avseende på miljöfaktorer och som i det här fallet vegetation. Det kan emellertid medföra att övervakningen minskar i "bredd", om man tvingas att välja bort vissa miljöer för att kunna kanalisera de tillgängliga resurserna till ett snävare urval av miljöer. I idealfallet har man resurser att följa flera olika miljöer (strata). I det följande analyserades vad ett exempel på stratifiering av programmet skulle kunna åstadkomma i form av minskad variation och bättre prestanda. Som jämförelse undersöks vad en ökning av lokalantalet kan åstadkomma även utan stratifiering.

Stratifiering med avseende på exponering

I denna sektion har effekten av stratifiering med avseende på exponeringsgrad för vågor och vind studerats. Denna faktor lämpar sig väl att studera då den finns bedömd (modellrad) för alla ingående lokaler i alla fyra områdena, och värdena finns inmatade i MarTrans. Bland andra tänkbara faktorer att stratifiera efter finns bottenstratet. Stratetets roll är dock lite komplicerad då det ofta förändras med djupet inom en och samma lokal. Dessutom är det vanligt med en mosaikartad och finskalig fördelning av bottenstrat i Bottniska viken. Ytterligare tänkbara faktorer hade kunnat vara salthalt eller skärgårdsgradient, alltså läge i skärgården (inner-, mellan-, ytter-). Det är emellertid osäkert om till-

räckligt bra salthaltsdata hade gått att uppbringa, och det är dessutom troligt att åtminstone några av områdena inte uppvisar någon tydlig gradient för denna parameter. Någon tydlig skärgårdsgradient verkar inte heller finnas för alla områden. Vanligen samvarierar exponeringsgraden med flera av de övriga nämnda faktorerna, så med valet av exponering så fångar man även in en del av den övriga variationen också.

För att undersöka om exponeringsgraden har någon effekt på tätheten av olika arter/grupper av vegetation genomfördes variansanalys (ANOVA) med exponeringskategori och år som fixa faktorer, och avståndsvägda täckningsgrader (arcsin-transformerade) av olika arter/grupper (en i taget) som beroende faktorer. Det var nödvändigt med några sammanslagningar av befintliga exponeringsklasser till större exponeringskategorier, för att inte antalet lokaler inom de undersökta exponeringskategorierna skulle bli alltför lågt. Sammanslagningarna gjordes så att varje område fick två exponeringskategorier, med strävan efter att balansera antalen lokaler mellan de två kategorierna så långt som möjligt. Obalanser har emellertid inte kunnat elimineras fullt ut utom för Gaviksfjärden. Vilka ursprungliga exponeringsklasser som ingick i de olika exponeringskategorierna varierade också mellan områden, beroende på de stora fysiska och geografiska skillnader mellan områdena. För att undersöka huruvida det finns olikheter i substrat mellan de två exponeringskategorierna genomfördes också variansanalys (ANOVA) med exponeringskategori och år som fixa faktorer, och avståndsvägda täckningsgrader (arcsin-transformerade) av olika substrattyper (en i taget) som beroende faktorer. De avståndsvägda täckningsgraderna som använts för denna analys är genomsnittsvärden för ett stort djupintervall som är tänkt att representera hela lokalen. För lokalerna i Gävleborg och Gaviksfjärden användes 0-10 meter, och för Holmöarna och Rånefjärden 0-8 och 0-6 meter, respektive. De olika valen av djup avspeglar de skiftande djupförhållandena i de olika områdena.

För många arter/grupper så fanns i många olika djupintervall och områden signifikanta skillnader i avståndsvägda täckningsgrader mellan exponeringskategorierna, (Tabell 3). Detta visar att graden av exponering tydligt påverkar sammansättningen av undervattensvegetationen, se exempel i Fig. 10. Däremot fanns det endast i några få fall en signifikant interaktion mellan exponeringskategori och år. Detta tyder på att även om det är skillnad i vegetation på exponerade och mindre exponerade bottenar, så kanske växtarterna i de olika exponeringskategorierna ändå varierar någorlunda i samklang över åren.

Testerna av exponeringskategoriernas inverkan på substratet visade att för nästan alla substrattyper i alla områden fanns skillnader i avståndsvägd täckningsgrad mellan exponeringskategorierna, (Tabell 4), Fig. 11. Endast för sten i Gaviksfjärden och block i Gävleborg kunde inga statistiska skillnader påvisas. Samma sak gällde även enstaka andra fall, t.ex. ”övrigt” eller ”mjukbotten” i något område, som då emellertid förekom mycket sparsamt (medeltäckningarna < 1 %) och därför var av mindre intresse. I några fall fanns interaktionseffekter mellan substrat och år. Dessa interaktionseffekter är oönskade och kan uppstå om olika bedömningar av substratet görs olika år, men en lika trolig anledning är att transekterna inte varit positionerade exakt lika år från år. Detta ger då olika substratregistreringar olika år då Norrlandskustens bottenar ofta varierar mycket även på liten skala, och även små förskjutningar i sidled kan ge utslag i resultaten. Det är troligt att detta problem endast kan avhjälpas genom att transekternas positioner permanentas med markeringar i fält, ifall man vill bedriva övervakning på fasta lokaler. Alternativt kanske substratets effekter kan tas bort genom kovariansanalys. Möjligheten att interaktionseffekter uppkommit genom att substratet verkligen förändrats mellan åren finns också men är nog lite mindre trolig i ett så här kort tidsperspektiv.

Tabell 2

Område	Art/grupp	n	Maxdjup	CV (%)	Trend 2 % 10 år	Trend 3 % 10 år	Trend 5 % 10 år
Rånefjärden	sl. <i>Chara</i>	7	2,5	5,4	0,92	1,00	1,00
Rånefjärden	sl. <i>Nitella</i>	4	3,6	20,3	0,21	0,34	0,66
Rånefjärden	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	11	3,2	11,9	0,40	0,67	0,97
Holmöarna	<i>Cladophora/Aegagropila</i>	8	5,7	14,3	0,31	0,54	0,89
Gaviksfjärden	<i>Battersia arctica</i>	7	14,9	2,0	1,00	1,00	1,00
Gaviksfjärden	<i>Fucus vesiculosus</i>	7	8,5	9,7	0,53	0,82	1,00
Gaviksfjärden	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	5	11,6	12,2	0,39	0,66	0,96
Gävleborg	sl. <i>Fucus</i>	16	6,5	8,9	0,59 (0,14)	0,87 (0,21)	1,00 (0,39)
Gävleborg	<i>Battersia arctica</i>	9	12,0	2,3	1,00 (0,67)	1,00 (0,92)	1,00 (1,00)
Gävleborg	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	6	11,0	2,9	1,00 (0,51)	1,00 (0,79)	1,00 (0,99)

Tabell 2. Mellanårsvariation och statistik styrka för djuputbredning av olika arter för trender av angiven årlig storlek. $\alpha=0.05$. Värdena bygger på årlig provtagning. För Gävleborg anges även värden vid provtagning endast vartannat år, inom parentes.

Figur 9

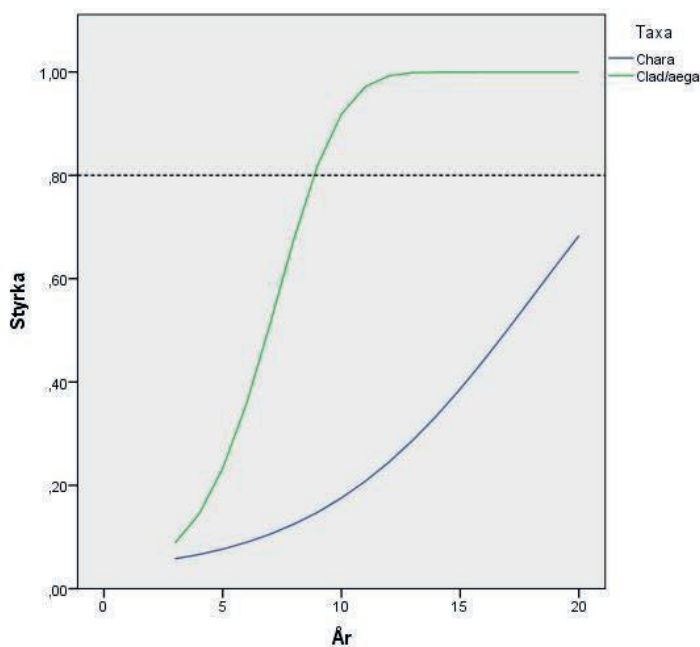


Fig. 9: Antal år som behövs innan en statistiskt signifikant trend på minst 5 % per år kan detekteras med 80 % styrka för exemplen kranalger sl. *Chara* 2-3 m i Rånefjärden (stor mellanårsvariation) och gruppen *Cladophora/Aegagropila* 4-5 m vid Holmöarna (liten mellanårsvariation). För den förstnämnda nås inte målet ens efter 20 år.

Figur 10

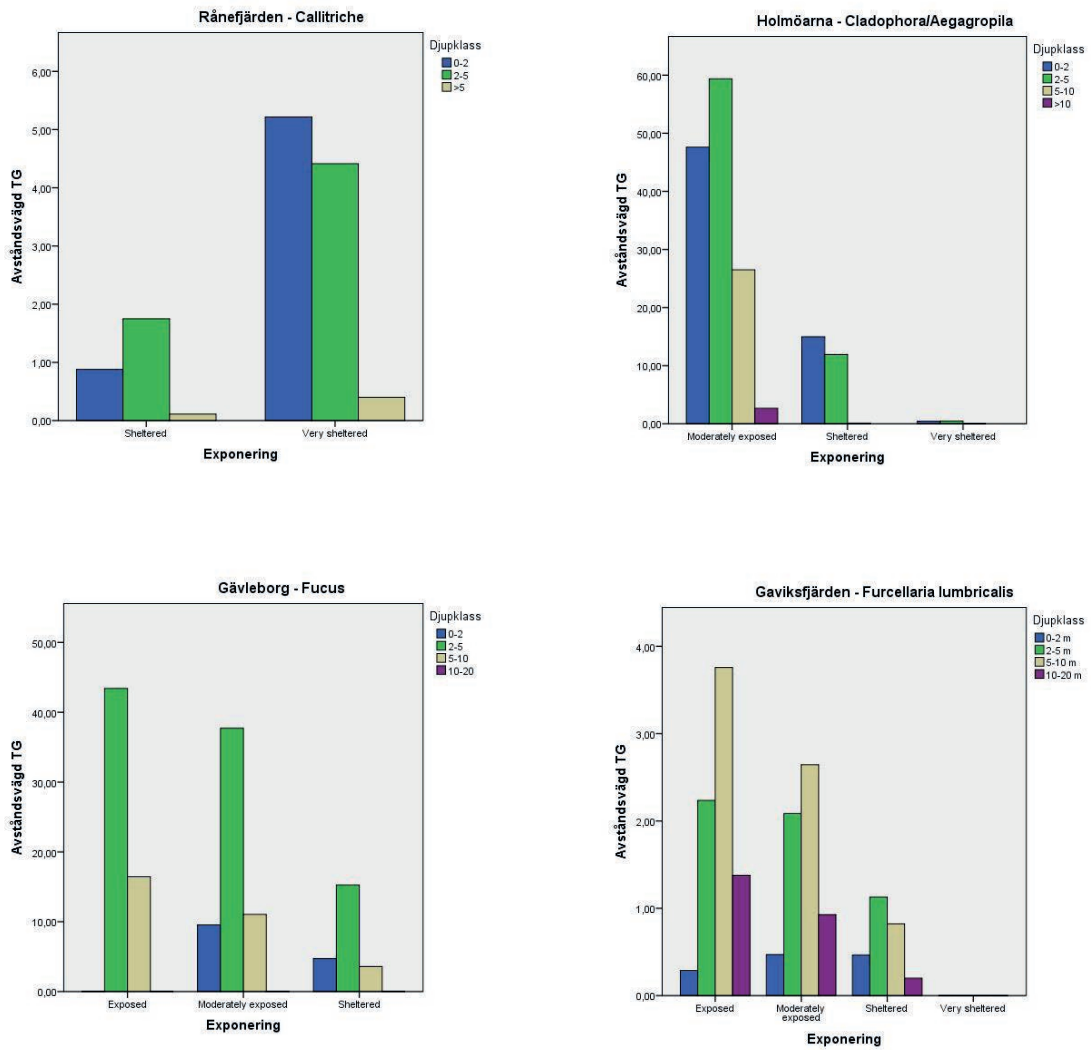


Fig. 10. Vegetationens fördelning i de ursprungliga exponeringsklasserna – några exempel. Täckningsgraderna är medelvärden från alla ingående åren.

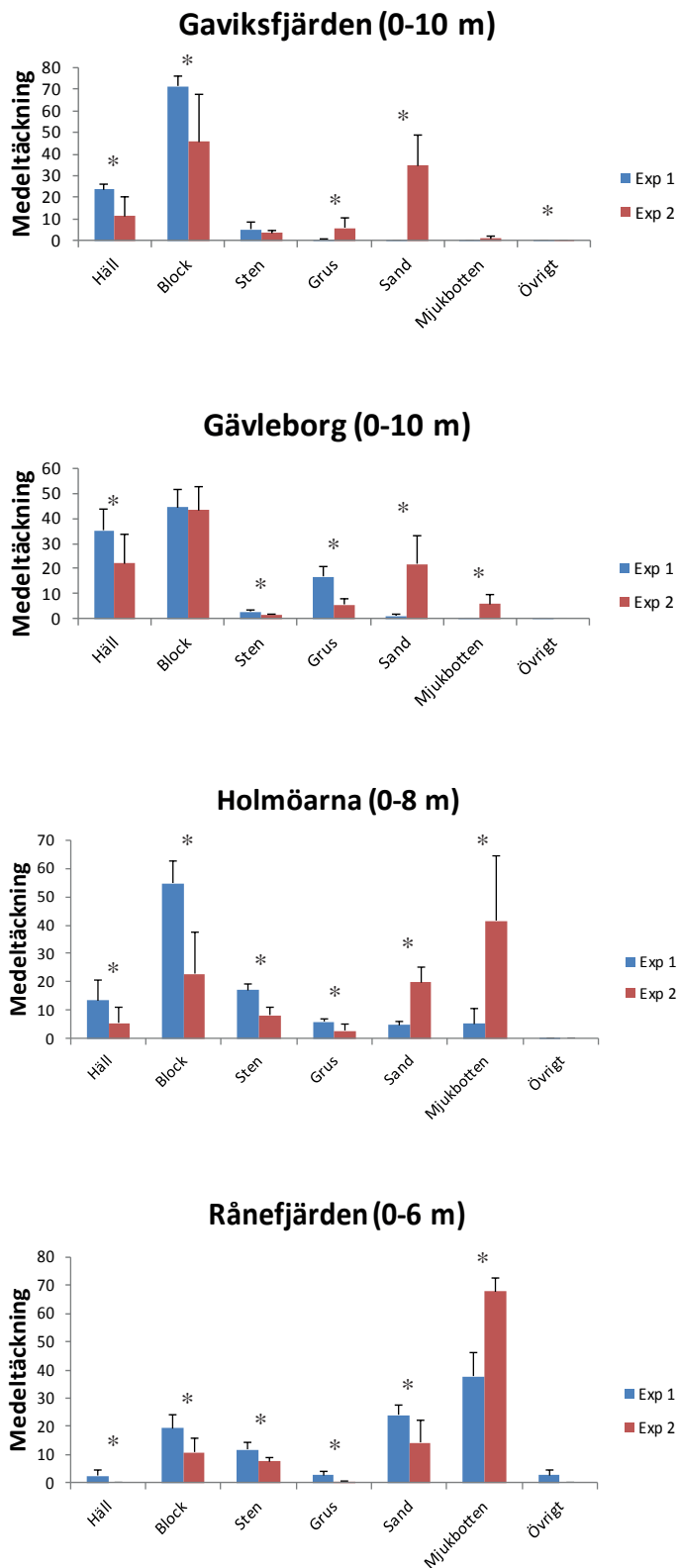


Fig. 11. Medeltäckning av olika substrat uppdelat på exponeringskategori i det mest typiska djupintervallet i de olika områdena. Asterisk anger signifikanta skillnader i substrattäckning mellan exponeringskategorierna. Felstaplarna anger medelvärdenas standardfel. Exp 1: mest exponerat. Exp 2: minst exponerat.

Tabell 3

Område	Art/taxa	Djup	Källa	df	MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p
Råne-fjärden	<i>Callitriche</i>	1-4	Exp.	1	1093,2	14,5	0,000	1293,2	13,4	0,001	30,4	0,5	0,482			
		1-4	År * Exp.	4	75,8	1,0	0,410	133,5	1,4	0,249	34,6	0,6	0,687			
	<i>Chara</i>	1-3	Exp.	1	5,8	0,1	0,820	303,9	9,3	0,003						
		1-3	År * Exp.	4	44,1	0,4	0,806	11,1	0,3	0,850						
	<i>Nitella</i>	1-4	Exp.	1	4,4	0,7	0,407	14,2	1,2	0,276	2,3	0,2	0,623			
		1-4	År * Exp.	4	5,0	0,8	0,543	32,2	2,7	0,037	13,8	1,5	0,223			
	<i>Potamogeton p.</i>	1-4	Exp.	1	391,7	5,8	0,019	11,8	0,2	0,663	45,5	0,9	0,345			
		1-4	År * Exp.	4	17,5	0,3	0,902	62,0	1,0	0,411	17,6	0,4	0,843			
	Tot. veg (exkl kiselager)	1-5	Exp.	1	2084,5	11,9	0,001	1598,3	8,1	0,006	1439,3	5,6	0,021	746,8	3,0	0,091
		1-5	År * Exp.	4	141,0	0,8	0,528	346,1	1,8	0,148	426,2	1,7	0,172	107,8	0,4	0,786
	<i>Vaucheria</i>	3-5	Exp.	1	1830,0	11,5	0,001	1442,5	6,3	0,016						
		3-5	År * Exp.	4	205,0	1,3	0,284	152,8	0,7	0,616						
	<i>Zannichellia p.</i>	1-3	Exp.	1	146,0	11,7	0,001	120,1	13,3	0,001						
		1-3	År * Exp.	4	36,3	2,9	0,028	22,0	2,4	0,057						
	Holm-öarna	<i>Battersia arctica</i>	5-6	Exp.	1	1671,6	5,6	0,027								
5-6			År * Exp.	3	277,1	0,9	0,444									
<i>Ceramium</i>		2-6	Exp.	1	151,7	4,0	0,055	472,2	8,6	0,006	322,1	6,2	0,019	268,2	6,8	0,016
		2-6	År * Exp.	3	9,8	0,3	0,857	38,0	0,7	0,562	28,3	0,5	0,654	43,2	1,1	0,372
<i>Chara</i>		1-3	Exp.	1	3411,9	11,7	0,002	52,5	0,6	0,442						
		1-3	År * Exp.	3	4,3	0,0	0,998	33,3	0,4	0,766						
<i>Clad/aega</i>	3-6	Exp.	1	14275	25,6	0,000	11340	25,5	0,000	9027,0	15,1	0,001				
	3-6	År * Exp.	3	67,6	0,1	0,947	170,6	0,4	0,765	25,4	0,0	0,988				
Gaviks-fjärden	<i>Battersia arctica</i>	7-11	Exp.	1	477,4	1,9	0,183	479,6	1,2	0,281	3620,3	8,0	0,008	4736,1	9,8	0,004
		7-11	År * Exp.	4	190,6	0,7	0,570	513,9	1,3	0,296	211,4	0,5	0,760	128,7	0,3	0,897
	<i>Ceramium</i>	5-9	Exp.	1	472,1	12,4	0,001	670,0	16,5	0,000	846,6	14,9	0,001	602,0	15,9	0,000
		5-9	År * Exp.	4	68,7	1,8	0,154	131,1	3,2	0,026	58,2	1,0	0,411	42,8	1,1	0,360
	<i>Chorda</i>	1-5	Exp.	1	121,1	4,2	0,049	1199,4	41,7	0,000	667,0	20,3	0,000	245,2	7,8	0,009
		1-5	År * Exp.	4	20,2	0,7	0,594	51,1	1,8	0,161	6,9	0,2	0,931	24,4	0,8	0,550
	<i>Clad/Aega</i>	1-3	Exp.	1	8197,7	29,9	0,000	3964,7	32,2	0,000						
		1-3	År * Exp.	4	172,6	0,6	0,645	118,7	1,0	0,442						
	<i>Dictyo-/Stictyosiphon</i>	4-7	Exp.	1	424,1	4,1	0,052	64,5	0,6	0,442	108,8	1,3	0,261			
		4-7	År * Exp.	4	64,5	0,6	0,648	27,6	0,3	0,901	43,9	0,5	0,714			
	<i>Fucus</i>	2-5	Exp.	1	369,1	0,3	0,568	6429,5	7,2	0,012	16062	25,0	0,000			
		2-5	År * Exp.	4	60,9	0,1	0,994	78,1	0,1	0,986	117,1	0,2	0,946			
<i>Fucus</i>	6-8	Exp.	1	14318	55,3	0,000	7590,9	94,3	0,000	3341,7	87,7	0,000				
	6-8	År * Exp.	4	21,2	0,1	0,987	35,7	0,4	0,776	23,8	0,6	0,649				
<i>Furcellaria</i>	8-12	Exp.	1	471,5	27,7	0,000	503,5	23,6	0,000	468,6	23,9	0,000	263,8	14,9	0,001	
	8-12	År * Exp.	4	15,4	0,9	0,476	7,2	0,3	0,849	9,3	0,5	0,755	13,9	0,8	0,545	
<i>Polysiphonia</i>	7-11	Exp.	1	592,4	17,6	0,000	667,7	20,8	0,000	411,3	19,0	0,000	215,8	14,5	0,001	
	7-11	År * Exp.	4	19,0	0,6	0,689	17,9	0,6	0,695	31,6	1,5	0,240	25,4	1,7	0,176	
<i>Pylai/Ectoc</i>	2-5	Exp.	1	1,7	0,0	0,945	78,4	0,5	0,489	862,9	6,5	0,017				
	2-5	År * Exp.	4	51,5	0,1	0,964	231,0	1,4	0,244	88,4	0,7	0,624				
Gävle-borg	<i>Battersia arctica</i>	7-10	Exp.	1	10,6	0,1	0,816	261,9	1,2	0,278	338,7	1,6	0,216			
		7-10	År * Exp.	3	106,1	0,5	0,652	108,4	0,5	0,687	245,8	1,1	0,342			
	<i>Ceramium tenuicorne</i>	5-9	Exp.	1	7,3	0,1	0,805	210,9	1,8	0,190	211,2	2,0	0,159	138,6	3,4	0,069
		5-9	År * Exp.	3	295,9	2,5	0,066	467,8	3,9	0,013	422,9	4,1	0,011	141,3	3,5	0,021
<i>Cladophora glomerata</i>	1-3	Exp.	1	3715,8	11,8	0,001	2631,2	10,1	0,002							
	1-3	År * Exp.	3	266,8	0,8	0,473	230,3	0,9	0,452							
<i>Dictyosiphon f.</i>	1-3	Exp.	1	2,5	0,0	0,885	25,9	0,5	0,487							
	1-3	År * Exp.	3	89,2	0,8	0,526	81,9	1,5	0,212							
<i>Pylai/Ectoc</i>	2-5	Exp.	1	1590,9	10,6	0,002	1803,9	15,1	0,000	1176,4	7,3	0,009				
	2-5	År * Exp.	3	45,8	0,3	0,821	126,2	1,1	0,374	89,0	0,6	0,648				
<i>Fucus</i>	2-5	Exp.	1	5329,8	8,1	0,006	6280,4	9,0	0,004	5443,4	7,9	0,006				
	2-5	År * Exp.	3	562,8	0,9	0,470	367,6	0,5	0,664	376,6	0,5	0,652				
<i>Fucus</i>	5-8	Exp.	1	2973,1	5,7	0,020	2083,8	7,1	0,010	640,4	7,8	0,007				
	5-8	År * Exp.	3	165,5	0,3	0,812	83,6	0,3	0,837	37,8	0,5	0,712				
<i>Polysiphonia</i>	7-10	Exp.	1	10585	38,8	0,000	6842,5	24,0	0,000	2704,0	15,3	0,000				
	7-10	År * Exp.	3	236,5	0,9	0,463	171,8	0,6	0,616	45,5	0,3	0,856				

Tabell 3. Statistiska tester med tvåvägs ANOVA med år och exponeringskategori som fixa faktorer. Avståndsvägd täckningsgrad (arc-sintransformerad) är beroende variabel. Arterna/taxa har testats i enmeterbreda djupintervall, ett i taget. Resultaten från de olika djupintervallen redovisas i kompakt form, från grundast till djupast, från vänster till höger, i kolumnerna i tabellen. Kvadratsummor av typ 4 har använts för Gaviksfjärden då en cell saknas i datat. För övriga områden har typ 3 använts. Signifikanta ($p < 0.05$) resultat har gråmarkerats.

Tabell 4

Substrat	Källa	Rånefjärden 0-6 m			Holmöarna 0-8 m			Gaviksfjärden 0-10 m			Gävleborg 0-10 m		
		MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p
<i>Häll</i>	Exp.	511	4,29	,039	3084	5,23	,023	13177	14,32	,000	19604	15,56	,000
	År * Exp.	84	0,71	,586	372	0,63	,595	231	0,25	,909	249	0,20	,898
<i>Block</i>	Exp.	7090	14,11	,000	41619	70,55	,000	34647	29,82	,000	1307	1,33	,250
	År * Exp.	352	0,70	,592	801	1,36	,256	267	0,23	,921	596	0,61	,612
<i>Sten</i>	Exp.	2986	11,08	,001	5275	18,50	,000	30	0,22	,637	315	4,42	,036
	År * Exp.	168	0,62	,647	271	0,95	,417	114	0,86	,490	112	1,56	,197
<i>Grus</i>	Exp.	600	8,42	,004	1076	7,98	,005	3361	33,52	,000	15630	43,04	,000
	År * Exp.	94	1,31	,264	90	0,67	,573	309	3,08	,016	978	2,69	,045
<i>Sand</i>	Exp.	5903	6,71	,010	6653	25,09	,000	91570	188,56	,000	62049	142,67	,000
	År * Exp.	2401	2,73	,029	2295	8,65	,000	324	0,67	,616	1	0,00	1,000
<i>Mjukbotten</i>	Exp.	67974	46,28	,000	65309	127,52	,000	76	2,58	,109	5049	45,21	,000
	År * Exp.	3175	2,16	,073	2037	3,98	,009	79	2,67	,032	170	1,52	,208
<i>Övrigt</i>	Exp.	710	8,14	,005	2	1,39	,239	13	3,32	,069	0	0,63	,429
	År * Exp.	393	4,51	,001	2	1,44	,232	13	3,40	,009	0	0,62	,601

Tabell 4. Statistiska tester med tvåvägs ANOVA med år och exponeringskategori som fixa faktorer. Avståndsvägd täckningsgrad (arc-sintransformerad) av olika substrattyper (en i taget) är beroende variabel. Testerna har gjorts för det mest representativa djupintervallen i de olika områdena. Kvadratsummor av typ 3 har använts för Gävleborg men typ 4 för övriga områden då någon cell saknats i datat i de fallen. Signifikanta ($p < 0.05$) resultat har gråmarkerats. $df = 1$ för Exponeringskategori. df för interaktionen ExpKategori x År är 3 för Holmöarna och Gävleborg och 4 för Rånefjärden och Gaviksfjärden.

Stratifieringens effekt på statistisk styrka och precision

Sammantaget indikerar analyserna att effekten av stratifiering utifrån exponeringsgrad på prestandan i ett miljöövervakningsprogram är värd att studera vidare. För det fortsatta arbetet har variationskomponenter beräknats, se faktaruta. Med detta angreppssätt är det möjligt att uppskatta hur stor den totala mellanårsvariationen för olika växttaxa blir med ett visst antal lokaler i ett visst stratum. Detta har gjorts för vardera av de två exponeringskategorierna i varje område. Som jämförelse har också varianskomponenterna från det ostratifierade materialet beräknats. För både det stratifierade och ostratifierade materialet är det möjligt att bedöma effekten av att variera lokalantalet med avseende på mellanårsvariation och statistisk styrka.

Varianskomponenter

Den variation som finns hos en mätvariabel är sammansatt av olika komponenter, och att undersöka sammansättningen av dessa är viktigt för att kunna bedöma effekten av en ändring av antalet övervakningslokaler på den totala mellanårsvariationen.

Varianskomponenter kan beräknas på flera olika sätt. Ett av de vanligaste torde vara att använda sig av variansanalys (ANOVA). I denna undersökning har varianskomponenter tagits fram ur tabellutskriften från en tvåvägs mixed-model ANOVA med år och lokal (transekt) som faktorer och avståndsvägd täckningsgrad i ett visst djupintervall som beroende variabel. Medelkvadratsummorna som ges i tabellen, och deras beståndsdelar, blir då:

Medelkvadratsumma	Variansbeteckning
$MS_{\text{År}}$	$\sigma_e^2 + n\sigma_{\text{År} \times \text{Lokal}}^2 + nb\sigma_{\text{År}}^2$
MS_{Lokal}	$\sigma_e^2 + na\sigma_{\text{Lokal}}^2$
$MS_{\text{År} \times \text{Lokal}}$	$\sigma_e^2 + n\sigma_{\text{År} \times \text{Lokal}}^2$
MS_e	σ_e^2

Där b är antalet lokaler, och n är antalet observationer per lokal och tillfälle vilket är 1 när vi studerar ett givet djupintervall i taget som i detta arbete. I det enkla fallet då n är 1 kan ur sambanden ovan härledas i flera steg (c.f. Leonardsson och Lund 2010) att:

$$\sigma_{\text{TotÅr}}^2 = \frac{(\sigma_e^2 + \sigma_{\text{År} \times \text{Lokal}}^2)}{b} + \sigma_{\text{År}}^2 = \frac{MS_{\text{År} \times \text{Lokal}}}{b} + \sigma_{\text{År}}^2$$

Därigenom fås ett enkelt samband mellan den totala mellanårsvariationen och antal lokaler, där man kan variera b och se utfallet i form av förändrad total mellanårsvariation, vilket i sin tur har effekt på den statistiska styrkan.

De framräknade varianskomponenterna och den totala mellanårsvariationen som de ger upphov till med det antal stationer som nu övervakas framgår av (Tabell 1) för det ostratifierade materialet (det stratifierade presenteras endast i kondenserad form av utrymmesskäl, Tabell 5). Detta underlag användes vidare på följande sätt: Som ett första steg undersöktes hur effekten skulle bli av att omfördela lokalerna så att man i varje område förlägger det tillgängliga antalet lokaler i bara den ena av exponeringskategorierna. Som tillgängliga avses det antal som övervakas inom nuvarande övervakning. Resultaten är sammanställda i Tabell 5. Det framgår att en sådan omlokalisering skulle öka styrkan för flertalet växtarter och djupintervall i tre av de fyra områdena. Undantaget är Gävleborg där den faktiskt skulle åstadkomma försämringar i mer än hälften av fallen. Särskilt för Gaviksfjärden och i stor utsträckning också vid Holmöarna märks ett mönster att den mest exponerade kategorin skulle vinna mycket på en sådan omlokalisering, medan vinsten i den mindre exponerade kategorin verkar bli låg eller till och med negativ. Detta kan vara en följd av att den inneboende variationen i de mindre exponerade delarna är högre i dessa fall, och att man då inte vinner någon styrka, eller till och med förlorar i styrka, om man förlägger alla lokaler dit jämfört med om man fördelar dem som i nuläget, d.v.s. på bägge exponeringskategorierna. Dessutom var ofta lokalantalet lägre för den minst exponerade kategorin vilket kan ha ökat variationen där. Anledningen till Gävleborgsområdets uteblivna positiva respons är inte helt uppenbar men kan kanske vara relaterad till att lokalerna här, till skillnad från i de andra områdena, är utspridda över ett mycket stort kustområde. Vidare så kanske det faktum att den substrattyp med högsta täckningsgraderna i Gävleborg, block, inte skilde sig i täckning mellan exponeringskategorierna ha fått genomslag i resultaten genom att även skillnader i vegetationens förutsättningar mellan kategorierna jämnats ut.

Överlag för alla fyra områdena var det få signifikanta interaktioner mellan Exponeringskategori och År i de tidigare ANOVA-testerna vilket som tidigare nämnts kan indikera att vegetationen, även om den skiljer sig mellan exponeringskategorierna, i viss mån varierar i samklang över åren, (Tabell 3). Om så är fallet så kan det förklara att effekten av stratifiering inte alltid ger en kraftfull positiv respons i form av minskad mellanårsvariation.

Ett annat mål för övervakning är att kunna leverera resultat med en viss precision i momentanvärdet för ett visst år. Denna aspekt har nog hittills diskuterats mer inom uppföljning av bevarandestatus för skyddade områden än inom trendövervakningen. Ett mål som har stipulerats i den kompletterande manualen för dimensionering av uppföljning av bevarandestatus i skyddade områden är att kunna få fram ett medelvärde vars ensidiga 95 procentiga konfidensintervall inte överstiger 20 % av medelvärdet (Svensson m.fl. 2011), se två exempel i Fig. 12. Även om majoriteten av lokalerna inom de nu undersökta fyra områdena inte ligger inom skyddade områden kan det vara intressant att se hur befintlig övervakning skulle kunna leva upp till ett sådant krav, samt hur precisionen reagerar på ökat lokalantal och/eller stratifiering och omlokalisering på liknande sätt som undersökts för mellanårsvariation och statistisk styrka. Resultaten av en omlokalisering av de tillgängliga lokalerna till bara en exponeringskategori presenteras i en kompakt form i Fig. 13 där medelvärdet av precision för alla ingående arter och djupintervall i ett område använts. Figur 13 visar att på liknande sätt som för statistisk styrka så förbättras prestandan i form av precision i många fall av en omlokalisering. Enda undantagen är de minst exponerade kategorierna i Gaviksfjärden och Gävleborg, där precisionen försämras av omlokalisering. Sämre utfall i den minst exponerade kategorin förekom alltså på ett lite likartat sätt för precision som för statistisk styrka.

Hur många lokaler?

Nästa steg är att fastställa ungefärliga antal lokaler som krävs för att uppfylla statistiska mål avseende styrka och precision. Detta har gjorts med hjälp av de framtagna varianskomponenterna för de olika växtarterna/grupperna för de separata exponeringskategorierna, och som jämförelse för alla lokaler totalt inom områdena (ingen stratifiering). De huvudsakliga resultaten framgår av Tabell 6. Observera att denna tabell visar antal lokaler som krävs för att uppnå önskad statistisk prestanda i det djupintervall där värdena för arten/gruppen har bäst statistisk prestanda. Resultaten i råform med prestanda uppdelade per djupintervall finns framtagna men är för utrymmeskrävande att inkludera här.

Av Tabell 6 utläses att i många fall krävs väldigt många observationer (lokaler) för att uppnå önskad statistisk styrka, ofta över 100 vilket troligen är orealistiska nivåer att frambringa med dyktransektövervakning. I linje med resultaten från grundanalysen av statistisk styrka så är de erforderliga lokalantalen lägre i Gaviksfjärden och Gävleborg, högre i Holmöarna och mycket höga i Rånefjärden. Även om man stratifierar så kvarstår ofta behovet av väldigt många observationer.

Det förefaller vara särskilt svårt att nå precisionsmålet, att konfidensintervallet för medelvärdet inte ska överstiga 20 % av medelvärdet som stipulerats i kompletterande manualen för uppföljning av skyddade områden (Svensson m.fl. 2011). Här överstiger behovet av lokaler antalet 100 i de allra flesta fall. Endast Gaviksfjärden och i synnerhet det mest exponerade stratat uppvisar lite lägre behov av lokaler för att uppnå ett precisionsmål där det ensidiga 95% konfidensintervallet ska vara högst 20 % av medelvärdet.

Hur ofta bör provtagning ske?

En annan fråga som ofta uppkommer vid planering av miljöövervakningsprogram är om det är nödvändigt att ta prov varje år eller om en lägre frekvens kan godtas. Vad gäller förmågan att detektera förändringar i tiden så är svaret förknippat med hur mycket den statistiska styrkan faller om man endast provtar vartannat år jämfört med varje år. Här analyserades två valda exempel för ett taxa, *Fucus* i djupintervallet 5-6 meter, för vilket mellanårsvariationen är relativt låg och den statistiska styrkan ganska hög. I bägge studerade fallen förlängs den tid som krävs innan en trend statistiskt kan påvisas (här ca 9-10 år) med ytterligare ca 3-4 år, Fig. 14. Detta skulle möjligen kunna godtas för just detta och kanske några andra taxa som inte har så stor naturlig mellanårsvariation. En övergång till provtagning vartannat år skulle emellertid också försämra den ofta redan dåliga statistiska styrkan för många av de övriga studerade arterna. Hur man väljer att göra kan slutligen vara beroende av vilka mål med övervakningen man har.

Om källor till variation och möjliga sätt att minska den

Som framgått av genomgången är mellanårsvariationen för många arter/taxa ganska stor, särskilt som många har relativt låga medeltäckningar vilket gör att variationskoefficienten blir ganska hög med låg statistisk styrka som följd. Dessbättre var de statistiska förutsättningarna bättre för några viktiga habitatbildande arter som anses särskilt viktiga att övervaka. Blåstång/smaltång sl. *Fucus* är här kanske den främsta representanten. Denna art finns emellertid inte överallt samtidigt som många andra arter bör vara intressanta att övervaka.

Det finns alltså i många fall ett behov av att öka antalet oberoende observationer för att få en bättre statistisk styrka och bättre möjligheter att detektera förändringar i tiden i ett

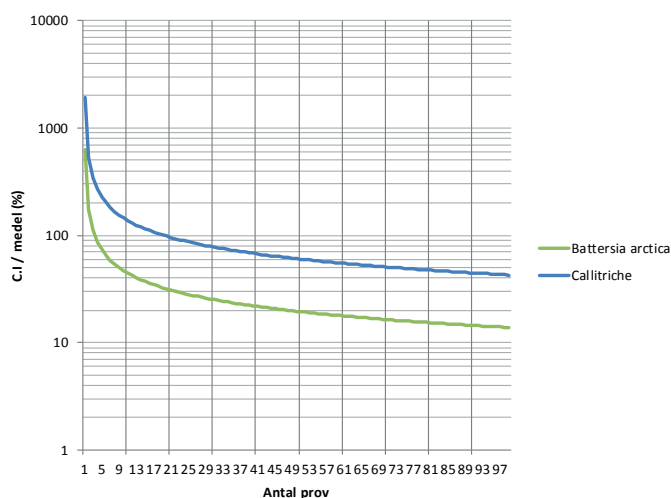


Fig. 12. Precision uttryckt som ensidiga 95 %-konfidensintervallet (C.I.)/medelvärdet, i procent är beroende av antalet observationer. De två exemplen är *Battersia arctica* 7-8 m i Gaviksfjärden 2008, och *Callitriche* 2-3 m i Rånefjärden 2009. Den förstnämnda kommer ned under 20 % vid ca 50 observationer medan den sistnämnda inte når detta ens med 100 observationer.

område. Data som insamlats från transekter har ofta varit föremål för statistiska diskussioner om hur man bör analysera dessa data. Det brukar anses att flera observationer inom en och samma transekt inte är helt oberoende och att det därför är en form av pseudoreplikering ifall de används som replikat. Replikering inom transekten kan då bara användas till att skapa ett säkrare värde för en variabel inom transekten, som t.ex. då man tar flera hugg på en bottenfaunastation. Ifall man strikt antar denna ståndpunkt så finns det inga större möjligheter att öka antalet oberoende observationer för en lokal genom att samla in, eller använda mer data inom varje transekt. Att undersökningar med hjälp av dykning gjorts i form av transekter har en praktisk förklaring, i och med att det är det lättaste sättet att genomföra dykundersökningar på. Alternativet, att göra punktundersökningar genom dykning, är mer svårhanterligt med många tidsödande ned- och uppstigningar från båt.

För vissa arter skulle behovet av att öka antalet oberoende observationer kunna uppnås genom övervakning med videobaserade metoder, till exempel med hjälp av dropvideo eller ROV som manövreras från båtar. Detta skulle åtminstone för lättbestämda och väl synliga arter kunna medge att ett större antal observationer samlades in på ett troligen kostnadseffektivt sätt. Det är emellertid en fråga om avvägning mot behovet att få information om andra, t.ex. småvuxna och svårbestämda arter som inte lätt kan identifieras i video. Sådana arter måste samlas in eller åtminstone granskas närmare genom dykning. Att överge dykbaserade transekter till förmån för videometoder har alltså både fördelar och nackdelar, och vilket man väljer beror på vilken målsättning man anser viktigast.

Det är också mycket möjligt att proceduren med täckningsgradsbedömningen i klasser har en önskad effekt genom att något onödigt driva upp variationen mellan observationerna, med sämre statistisk prestanda som följd. Denna effekt motverkas delvis av den numeriska bearbetningen som gjorts här med beräkningen av avståndsvägda täckningsgrader i djupintervall, men det är svårt att veta i vilken grad det avhjälper problemet. Även taxonomiska svårigheter leder ibland till att den önskade variationen ökar. Ett typiskt exempel är åtskillnaden mellan *Cladophora/Aegagropila/Battersia* vid Holmöarna.

De nämnda algerna växer i detta område blandat med varandra också på en liten skala och är oftast övervuxna av kiselalger. Detta gör att det är mycket svårt att i en bred korridor bedöma täckningsgrader av dem separat vilket också märks i datat, särskilt för *Battersia*. Detta problem är dessvärre inte helt enkelt att avhjälpa.

I en vidareutveckling av analyserna skulle man behöva fokusera mer på substratets roll. Även om målet är att försöka positionera transekterna så lika det går mellan åren för att minska den oönskade variation som introduceras av denna faktor så visar analyserna här att det ibland eller ofta inte blivit så. Detta är förståeligt med tanke på norrlandskustens bottnars blandade karaktär och stora rumsliga variation också på liten skala. Det kan därför vara befogat att framöver försöka ta bort substratets roll genom t.ex. covariansanalys, men innan man går vidare med detta vore det önskvärt att vidareutveckla de statistiska grundanalyserna för att bättre anpassa dem till den typ av data som förekommer i makrovegetationsövervakningen.

Slutligen bör tilläggas att de beräknade värdena för mellanårsvariation och varianskomponenter ännu bara vilar på ett fåtal år. När fler år läggs till tidsserierna förbättras successivt underlaget för att göra sådana beräkningar. Det kan vara läge att förnya analyserna längre fram.

Dimensioneringsaspekter

Att kunna dimensionera ett övervakningsprogram för makrovegetation är ett eftersträvt mål. I denna rapport finns en del underlag som kan användas i detta syfte. Det finns emellertid en del osäkerhet om vilka parametrar man ska fokusera på i en dimensionering. En uppföljningsparameter ska idealt ha en relativt låg mellanårsvariation, och samtidigt säga något om miljötillståndet. För närvarande pågår forskningsprogrammet WATERS med huvudsyfte att förbättra de svenska bedömningsgrunderna för miljö kvalitet, där makrovegetation är en av de kvalitetsfaktorer som är föremål för revidering. I nuvarande utformning förlitar sig bedömningsgrunderna för makrovegetation helt och hållet på djuputbredning av utvalda nyckelarter, som kan vara olika i olika typområden. Djuputbredning är förvisso ekologiskt relevant då det finns goda empiriska samband mellan vattenkvalitet och djuputbredning av makrofyter. Men det finns däremot en rad praktiska problem med att använda djuputbredning som uppföljningsvariabel. Till dessa problem hör bl.a. svårigheter och olikheter mellan utförare att hitta den djupaste plantan, att substratet mot djupet förändras till mjukbotten som inte tillåter hårbottenvegetation eller att substratet varierar pga att transekterna inte är exakt lika positionerade år från år, långgrunda stränder som inte medger att de kritiska djupnivåerna nås inom rimliga dykavstånd från stranden, mm.

Dessa problem har uppmärksammats tidigare, se t.ex. Blomqvist m.fl. (2012) och tacklas nu inom WATERS i arbetet med att förbättra bedömningsgrunderna. Då arbetet är pågående är det ännu inte klart vilka vegetationsparametrar som kommer att få en framskjuten plats i de nya bedömningsgrunderna. Det är klart att djuputbredning inte kommer att få samma avgörande roll som tidigare, men kan möjligen komma att ingå i något sammansatt index (Blomqvist m.fl. 2012). I den nämnda rapporten nämns olika möjliga vägar framåt, och där återfinns ofta täckningsgrader inom givna djupintervall som lämpliga parametrar. Vidare så undersöker man möjligheten att använda funktionella grupper eller egenskaper som undersökningsparametrar. För detta så måste alla ingående arter grupperas på ett sätt som speglar dessa funktioner och egenskaper, och deras lägen i en gradient känsliga-tåligena arter definieras.

Övrigt

I den övervakning som studerats i denna rapport har förekomsten av akvatisk vegetation nästan uteslutande beskrivits baserat på täckningsgrader. I ett område, Gaviksfjärden har även biomassor av växtarterna (och även djurarterna) registrerats genom kvantitativa prover som samlats in i utslumpade replikata ramprover i olika djupstrata i ett mindre urval av lokalerna. Mätning av biomassor kan ge rätt olika resultat jämfört med täckningsgrader i och med att lågvuxen respektive högvuxen vegetation kan ha väldigt olika biomassa trots jämförbara täckningsgrader. Vilket som vore mest relevant att mäta inom miljöövervakning kan diskuteras. Den hittills använda metoden för biomassa innebär att man sorterar växterna i de insamlade ramproverna till art eller grupp, och sedan torkar och väger torr-vikt per art/grupp. Detta är relativt arbetskrävande och medför att endast ett mindre antal ramprover har kunnat tas per område. Andra alternativ, som framförts i andra sammanhang är att mäta skotthöjden. Denna metod skulle kunna innebära att åtminstone indirekta mått på växtbiomassan kan erhållas. Det är möjligt att detta kunde vara ett värdefullt tillskott till övervakningen, men det har inte kunnat undersökas närmare här.

Tabell 5

Område	Art/Taxa	Djup	Alla		Exponeringsklass 1		Exponeringsklass 2		Förändring i styrka (%)	
			C.V.	Styrka	C.V.	Styrka	C.V.	Styrka	Exp klass1	Exp klass 2
Rånefjärden	<i>P perfoliatus</i>	1-2	64	0,16	51	0,20	43	0,25	27	58
Rånefjärden	<i>P perfoliatus</i>	2-3	48	0,22	42	0,26	61	0,17	19	-23
Rånefjärden	<i>P perfoliatus</i>	3-4	63	0,16	62	0,17	41	0,27	2	63
Rånefjärden	<i>Callitriche</i>	1-2	52	0,20	60	0,17	38	0,29	-14	45
Rånefjärden	<i>Callitriche</i>	2-3	75	0,14	82	0,13	44	0,24	-8	73
Rånefjärden	<i>Callitriche</i>	3-4	56	0,19	65	0,16	56	0,19	-15	0
Rånefjärden	<i>Chara</i>	1-2	53	0,20	50	0,21	53	0,20	7	0
Rånefjärden	<i>Chara</i>	2-3	59	0,18	47	0,22	83	0,13	27	-28
Rånefjärden	<i>Zannichellia palustris</i>	1-2	133	0,09	103	0,11	85	0,12	17	36
Rånefjärden	<i>Zannichellia palustris</i>	2-3	155	0,08	112	0,10	105	0,11	20	25
Rånefjärden	<i>Nitella</i>	1-2	84	0,13	56	0,19	64	0,16	48	28
Rånefjärden	<i>Nitella</i>	2-3	144	0,09	73	0,14	127	0,09	62	7
Rånefjärden	<i>Nitella</i>	3-4	124	0,10	56	0,18	122	0,10	92	1
Rånefjärden	<i>Vaucheria</i>	3-4	79	0,13	109	0,10	52	0,20	-22	52
Rånefjärden	<i>Vaucheria</i>	4-5	121	0,10	132	0,09	40	0,27	-5	183
Rånefjärden	Tot veg. exkl. kiselalger	1-2	56	0,18	45	0,24	36	0,31	28	67
Rånefjärden	Tot veg. exkl. kiselalger	2-3	51	0,20	31	0,37	41	0,26	85	30
Rånefjärden	Tot veg. exkl. kiselalger	3-4	55	0,19	55	0,19	44	0,24	1	29
Rånefjärden	Tot veg. exkl. kiselalger	4-5	67	0,15	78	0,13	30	0,40	-13	164
Holmöarna	<i>Clad/aega</i>	3-4	7	1,00	5	1,00	30	0,40	0	-60
Holmöarna	<i>Clad/aega</i>	4-5	14	0,92	11	0,98	36	0,31	6	-66
Holmöarna	<i>Clad/aega</i>	5-6	28	0,45	18	0,76			71	
Holmöarna	<i>Ceramium</i>	2-3	67	0,15	56	0,19	110	0,10	20	-33
Holmöarna	<i>Ceramium</i>	3-4	75	0,14	66	0,16	110	0,10	13	-25
Holmöarna	<i>Ceramium</i>	4-5	83	0,13	78	0,13	85	0,12	5	-2
Holmöarna	<i>Ceramium</i>	5-6	106	0,11	89	0,12	89	0,12	13	13
Holmöarna	<i>Chara</i>	1-2	23	0,58	114	0,10	7	1,00	-83	74
Holmöarna	<i>Chara</i>	2-3	47	0,22	81	0,13	14	0,91	-42	307
Holmöarna	<i>Battersia arctica</i>	5-6	81	0,13	73	0,14			9	
Gaviksfjärden	<i>Fucus</i>	2-3	7	1,00	7	1,00	8	1,00	0	0
Gaviksfjärden	<i>Fucus</i>	3-4	6	1,00	5	1,00	6	1,00	0	0
Gaviksfjärden	<i>Fucus</i>	4-5	13	0,93	6	1,00	26	0,48	7	-49
Gaviksfjärden	<i>Fucus</i>	5-6	15	0,85	8	1,00	28	0,45	17	-48
Gaviksfjärden	<i>Fucus</i>	6-7	17	0,79	12	0,96	30	0,40	21	-50
Gaviksfjärden	<i>Fucus</i>	7-8	16	0,82	13	0,95	54	0,19	16	-77
Gaviksfjärden	<i>Furcellaria</i>	8-9	37	0,30	19	0,70	100	0,11	130	-64
Gaviksfjärden	<i>Furcellaria</i>	9-10	27	0,47	13	0,93	70	0,15	100	-68
Gaviksfjärden	<i>Furcellaria</i>	10-11	39	0,29	24	0,53	76	0,14	87	-52
Gaviksfjärden	<i>Furcellaria</i>	11-12	41	0,26	37	0,30	43	0,25	16	-5
Gaviksfjärden	<i>Battersia arctica</i>	7-8	19	0,69	39	0,28	18	0,73	-60	5
Gaviksfjärden	<i>Battersia arctica</i>	8-9	29	0,42	36	0,32	11	0,98	-24	134
Gaviksfjärden	<i>Battersia arctica</i>	9-10	22	0,58	22	0,60	6	1,00	2	72
Gaviksfjärden	<i>Battersia arctica</i>	10-11	12	0,97	11	0,98	10	1,00	1	3
Gaviksfjärden	<i>Pylaiella/Ectocarpus</i>	2-3	28	0,43	20	0,67	22	0,59	56	36
Gaviksfjärden	<i>Pylaiella/Ectocarpus</i>	3-4	32	0,37	17	0,77	43	0,25	108	-33
Gaviksfjärden	<i>Pylaiella/Ectocarpus</i>	4-5	35	0,33	27	0,45	27	0,45	39	39
Gaviksfjärden	<i>Cladophora/Aegagropila</i>	1-2	42	0,25	29	0,42	50	0,21	66	-18
Gaviksfjärden	<i>Cladophora/Aegagropila</i>	2-3	38	0,29	29	0,41	52	0,20	41	-32
Gaviksfjärden	<i>Dictyosiphon/Stictyosiphon</i>	4-5	66	0,16	29	0,42	55	0,19	168	20
Gaviksfjärden	<i>Dictyosiphon/Stictyosiphon</i>	5-6	35	0,32	21	0,64	40	0,27	100	-15
Gaviksfjärden	<i>Dictyosiphon/Stictyosiphon</i>	6-7	23	0,58	22	0,59	32	0,37	2	-37
Gaviksfjärden	<i>Ceramium</i>	5-6	69	0,15	59	0,18	70	0,15	17	-1
Gaviksfjärden	<i>Ceramium</i>	6-7	55	0,19	47	0,23	66	0,16	20	-17
Gaviksfjärden	<i>Ceramium</i>	7-8	58	0,18	40	0,28	76	0,14	55	-23
Gaviksfjärden	<i>Ceramium</i>	8-9	80	0,13	57	0,18	72	0,14	38	10
Gaviksfjärden	<i>Chorda</i>	1-2	52	0,20	40	0,27	42	0,26	36	30
Gaviksfjärden	<i>Chorda</i>	2-3	49	0,21	38	0,29	118	0,10	35	-54
Gaviksfjärden	<i>Chorda</i>	3-4	30	0,40	20	0,67	66	0,15	68	-61
Gaviksfjärden	<i>Chorda</i>	4-5	57	0,18	38	0,30	158	0,08	63	-54
Gaviksfjärden	<i>Polysiphonia</i>	7-8	38	0,30	23	0,58	50	0,21	94	-30
Gaviksfjärden	<i>Polysiphonia</i>	8-9	46	0,23	28	0,44	57	0,18	89	-23
Gaviksfjärden	<i>Polysiphonia</i>	9-10	64	0,16	43	0,25	62	0,17	55	4
Gaviksfjärden	<i>Polysiphonia</i>	10-11	107	0,10	72	0,14	97	0,11	37	7
Gävleborg	<i>Fucus</i>	2-3	6	1,00	12	0,97	30	0,40	-3	-60
Gävleborg	<i>Fucus</i>	3-4	11	0,99	14	0,92	12	0,97	-7	-1
Gävleborg	<i>Fucus</i>	4-5	21	0,64	20	0,65	24	0,53	2	-17
Gävleborg	<i>Fucus</i>	5-6	18	0,75	16	0,84	13	0,93	11	23
Gävleborg	<i>Fucus</i>	6-7	15	0,88	15	0,87	31	0,38	-1	-57
Gävleborg	<i>Fucus</i>	7-8	13	0,95	18	0,74	43	0,25	-22	-74
Gävleborg	<i>Polysiphonia</i>	7-8	54	0,19	35	0,33	53	0,20	71	2
Gävleborg	<i>Polysiphonia</i>	8-9	53	0,19	38	0,29	39	0,28	48	44

Tabell 5. Effekt på mellanårsvariation uttryckt som C.V. (coefficient of variation) och statistisk styrka av en tänkt omlokalisering så att alla lokaler förläggs i den ena av två exponeringskategorier. Jämförelserna av styrka har baserats på fem procents årlig trend i tio år. Exponeringskategori 1: den mest exponerade av de två kategorierna. Grön- och rödfärgade fält anger förbättringar och försämringar av den statistiska styrkan, respektive.

Figur 13

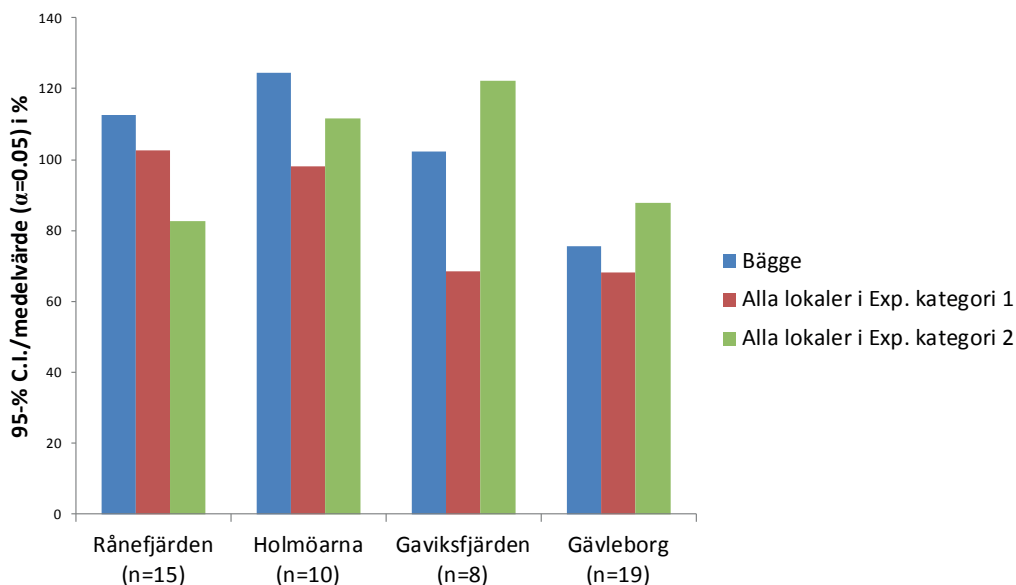


Fig. 13. Effekt på precision uttryckt som C.I./medelvärde av en tänkt omlokalisering så att alla lokaler förläggs i den ena av två exponeringskategorier. Konfidsensintervallet är ett ensidigt 95 % med $\alpha = 0.05$. Värden är medelvärden av alla arter, taxa, djupintervall och år som studerats i respektive område. Staplarna "Bägge" avser fallet "ingen omlokalisering", dvs lokalerna är belägna som i nuläget. Exp.kategori 1: den mest exponerade kategorin, Exp.kategori 2: den minst exponerade kategorin.

Figur 14

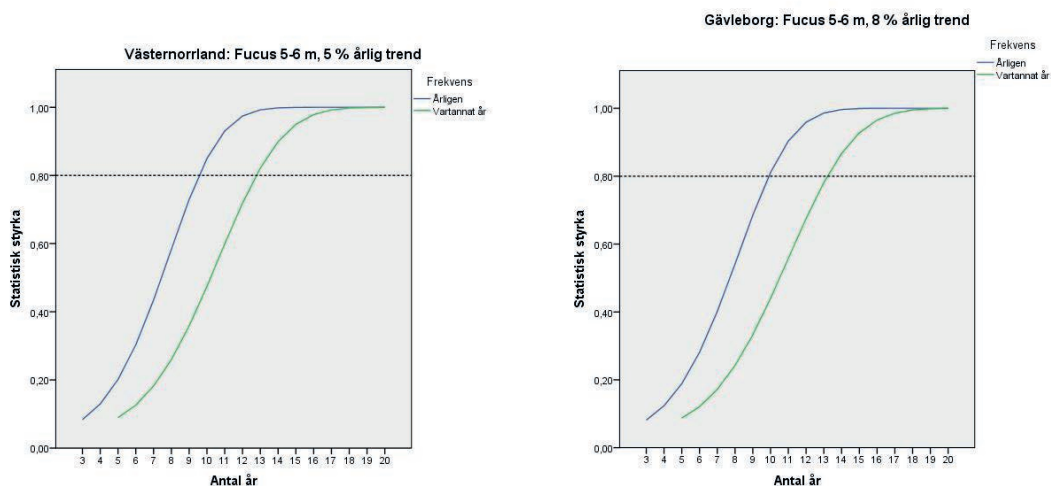


Fig. 14 Antal år innan en trend kan detekteras med statistiska styrkan 0.80 (vid linjernas skärningspunkt längs streckade linjen) vid provtagning varje år och vartannat år för exemplen *Fucus* med 5 % årlig trend i Gaviksfjärden och 8 % årlig trend i Gävleborg.

Tabell 6

Område	Art/taxon	Styrka 5 % 10 år			Styrka 8 % 10 år			Precision C.I./Medel högst 20%		
		Bägge	Exp. 1	Exp. 2	Bägge	Exp. 1	Exp. 2	Bägge	Exp. 1	Exp. 2
Rånefjärden	<i>Callitriche</i>	≥ 100	≥ 100	79	57	76	31	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Chara</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	58	47	58	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Nitella</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	65	86	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>P. perfoliatus</i>	≥ 100	93	90	48	37	35	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Vaucheria</i>	≥ 100	≥ 100	85	≥ 100	≥ 100	34	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Zannichellia palustris</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	Tot veg exkl. kiselalger	≥ 100	53	48	55	21	19	≥ 100	85	80
Holmöarna	<i>Battersia arctica</i>	≥ 100	≥ 100		90	74		≥ 100	≥ 100	
	<i>Ceramium</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	62	43	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Chara</i>	19	≥ 100	≤ 5	8	91	≤ 5	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Clad/aega</i>	≤ 5	≤ 5	33	≤ 5	≤ 5	13	75	35	≥ 100
Gaviksfjärden	<i>Battersia arctica</i>	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	60	21	≥ 100
	<i>Ceramium</i>	87	45	≥ 100	34	18	49	≥ 100	60	≥ 100
	<i>Chorda</i>	26	12	51	11	≤ 5	20	≥ 100	60	≥ 100
	<i>Cladophora/Aegagropila</i>	41	24	71	16	10	28	≥ 100	40	≥ 100
	<i>Dictyos./Stictyos.</i>	15	13	30	6	≤ 5	12	75	40	70
	<i>Fucus</i>	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	90	15	≥ 100
	<i>Furcellaria</i>	21	≤ 5	53	8	≤ 5	21	≥ 100	55	≥ 100
	<i>Polysiphonia</i>	41	15	72	16	6	28	≥ 100	65	≥ 100
<i>Pylaiella/Ectocarpus</i>	23	9	15	9	≤ 5	6	55	45	60	
Gävleborg	<i>Battersia arctica</i>	78	≥ 100	71	31	57	28	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Ceramium tenuicorne</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	95	≥ 100	73	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Cladophora glomerata</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	58	67	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100	93	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Ectocarpus/Pylaiella</i>	13	12	≥ 100	≤ 5	≤ 5	53	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	<i>Polysiphonia</i>	≥ 100	82	≥ 100	60	32	41	90	35	≥ 100
	<i>Fucus</i>	≤ 5	10	10	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≥ 100	≥ 100	≥ 100
	* <i>Fucus, vartannat år</i>	7	30	29	≤ 5	12	11	≥ 100	≥ 100	≥ 100

Tabell 6. Antal observationer (här lokaler) som krävs för att uppnå god styrka och precision. Som kriterium för styrka har använts $1 - \beta = 0.80$ och $\alpha = 0.05$ för trender av angivna årliga förändringstakter i tio år. Värdena är baserade på årlig provtagning. För *Fucus* i Gävleborg anges även alternativa siffror gällande provtagning varannat år. Precisionsmålet som tillämpats har varit att det ensidiga 95 %-konfidensintervall dividerat med medelvärdet inte ska överstiga 20 %. De angivna antalen avser det djupintervall där det lägsta antalet observationer krävs för varje art/taxa och område. Exp. 1: den mest exponerade kategorin. Exp. 2: den minst exponerade kategorin.

Referenser

Blomqvist, M., Krause-Jensen, D., Olsson, P., Qvarfordt, S. och S.A. Wikström. Potential eutrophication indicators based on Swedish coastal macrophytes. Deliverable 3.2-1, WATERS Report no. 2012:2. Havsmiljöinstitutet, Sweden.

Blomqvist, M. och S. Qvarfordt. 2010. Utbredning av bottenvegetation i gradienter längs Sveriges kust – Resultat från Naturvårdsverkets mätkampanj 2009. Rapport till Naturvårdsverket 2010-10-27.

Cohen, J. 1988. Statistical power analysis for the behavioral sciences, 2nd ed. Lawrence Erlbaum Associates, Inc.

Gullström, M. m.fl. 2009. Övervakning av makrovegetation i Bottniska viken – en vägledning. Länsstyrelsen i Västerbotten. Meddelande 6: 2009.

Irvine, K.M. och T.J. Rodhouse. 2010. Power analysis for trend in ordinal cover classes: implications for long-term monitoring. *J. Vegetation Science* 21:1152-1161.

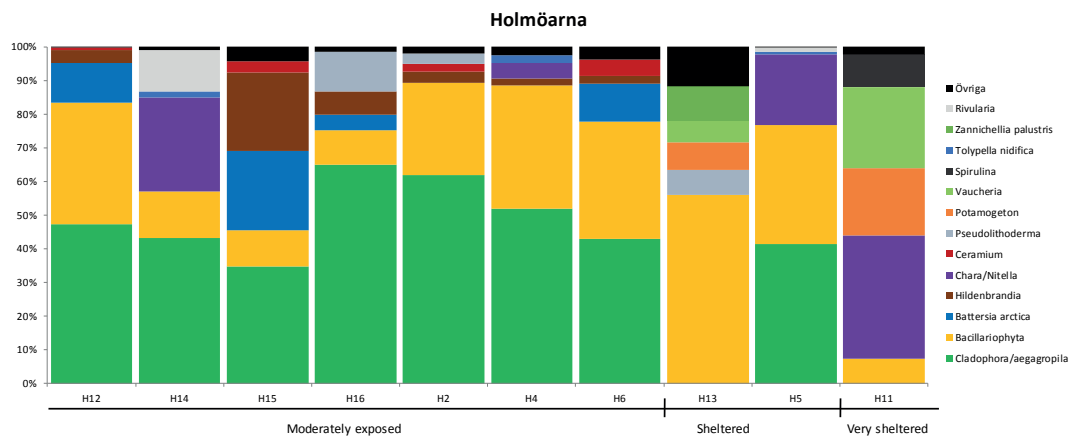
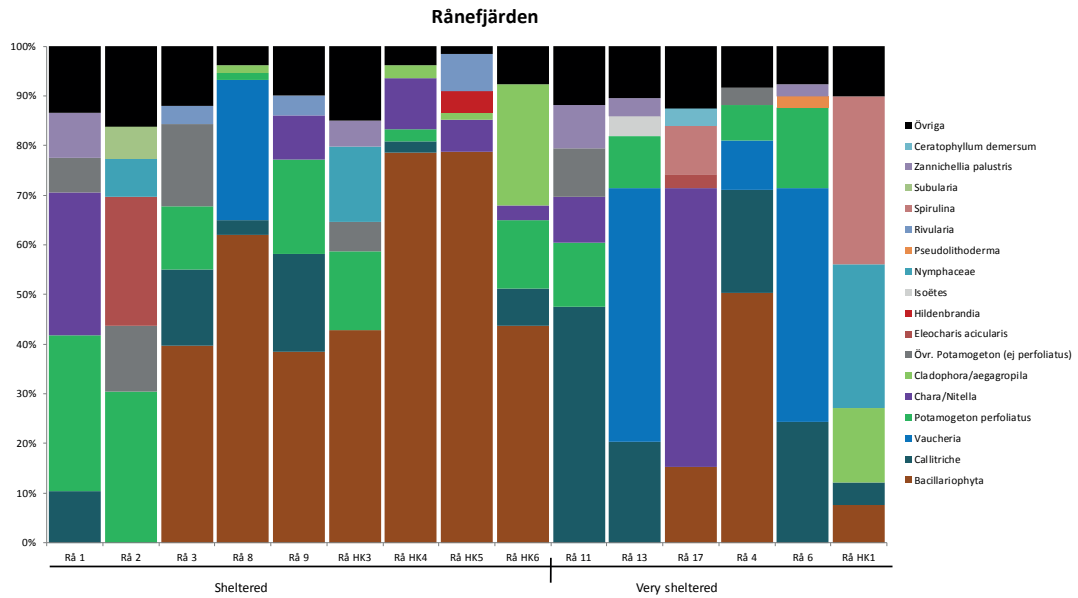
Kautsky, H. 2004. Handbok för vegetationsklädda bottnar, ostkust. Vers. 1:2004-04-27. [https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb28000549/1323953443012/Vegetationskl%
c3%a4dda+bottnar,+ostkust.pdf](https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb28000549/1323953443012/Vegetationskl%c3%a4dda+bottnar,+ostkust.pdf)

Leonardsson, K. och J. Lund. 2010. Utvärdering av den samordnade kustfiskövervakningen i Bottniska viken. Länsstyrelsen i Västernorrland, Avd för Miljö och Natur. Rapport 2010:24

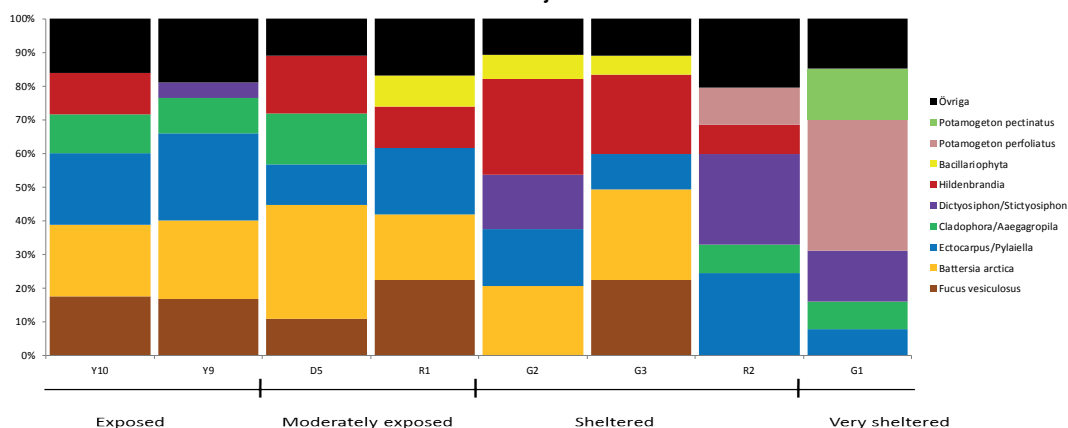
Svensson, J.R., Gullström, M. och M. Lindegarh. 2011. Dimensionering av uppföljningsprogram: Komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden. Havsmiljöinstitutets rapport Nr. 2011:3.

Bilaga 1

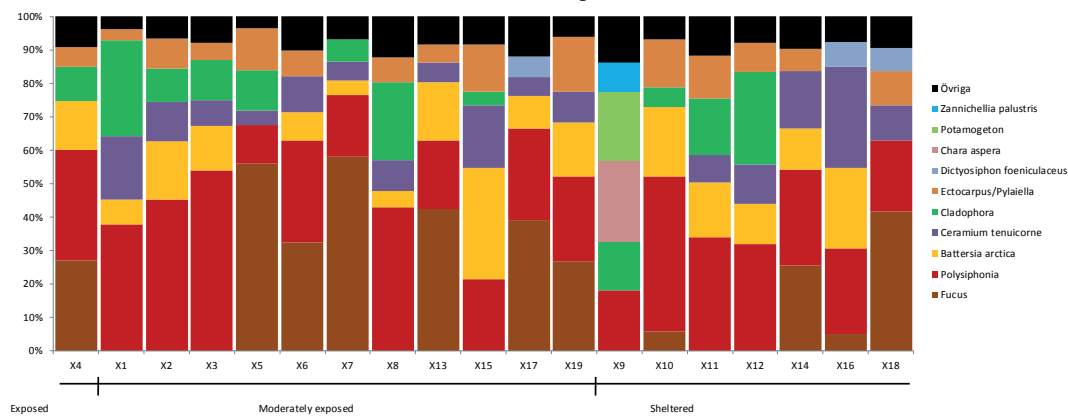
Vegetationens relativa sammansättning på varje lokal baserat på avståndsvägda relativa täckningsgrader i medeltal för hela övervakningsperioden. Exponeringsklasser finns angivna.



Gaviksfjärden



Gävleborg





Länsstyrelsen Västerbotten

Storgatan 71 B, 901 86 Umeå

www.lansstyrelsen.se/vasterbotten

vasterbotten@lansstyrelsen.se

010-225 40 00

ISSN 0348-0291