



UPPFÖLJNING AV BOTTENVEGETATION I GRUNDA ÖSTERSJÖVIKAR

VARIANS- OCH PRECISIONSANALYSER AV DATA INSAMLADE MED
VISUELLA METODER GENOM SNORKLING

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2016:2
2016-02-12

JOAKIM HANSEN, MILJÖANALYTIKER VID HAVSMILJÖINSTITUTETS ENHET VID STOCKOLMS
UNIVERSITETS ÖSTERSJÖCENTRUM

SAMMANFATTNING

Syftet med den här studien var att analysera variation i bottenvegetation i tid och rum, samt precision i insamlandet av data för att ge rekommendationer för uppföljning av grunda vikar i Östersjön (habitatdirektivets naturtyp *laguner* 1150, med undergrupperna 1153 och 1154). I studien har variation analyserats avseende skillnader på olika geografisk skala (vik, län, havsområde) samt inventeringsår. Analysen utfördes på data som samlats in i den här miljön i lite mer än ett decennium (2001–2014), där stickprovsmetoder med visuell observation i 50-50-cm prov längs transekter eller slumpvist placerade stationer á 10 m diameter tillämpats. De responsvariabler som studerades var antal arter, antal typiska arter, täckningsgrad, två index baserade på indikatorarter, samt andelen långskottsvegetation.

Variationen i de undersökta variablerna var störst inom vikar och mellan vikar, medan den var liten mellan län och havsområden. Det var även en viss variation mellan år, men den var inte samstämmig mellan vikar de olika åren. Vegetationens täckningsgrad varierade mest medan antalet arter och indexet beräknat på antalet indikatorarter varierade minst.

Baserat på resultaten föreslås för samtliga havsområden att minst 100 små inventerings-rutor ($0,25 \text{ m}^2$) eller 30 större stationer (79 m^2) bör inventeras per vik för att få en god precision* i medelvärdesskattning av antal arter och täckningsgraden av botten-vegetation per vik. Detta motsvarar ungefär 8 arbetstimmar med den första metoden, respektive 20 arbetstimmar med den andra metoden (fördelat på två personer). Med en lägre provtagningsinsats om 70 små inventeringsrutor (ca 6 h) eller 12 stationer (8 h) per vik nås en lägre men acceptabel precision**.

Vid uppföljning av antal arter, typiska arter, täckningsgrad, indikatorartsindexen och andel långskottsvegetation på havsområdesnivå krävs att minst 16 vikar undersöks för att nå en god precision* i norra Egentliga Östersjön. För kumulativt artantal krävs att minst 8 vikar per naturtypsundergrupp provtas eftersom antalet arter och art-sammansättningen skiljer mellan naturtypsundergrupperna i det här havsområdet. Då variationen mellan vikar var större i södra Egentliga Östersjön och Bottniska viken än i norra Egentliga Östersjön krävs en provtagning av 20 till 30 vikar per havsområde för att nå en god precision* i medelvärdesskattningar av de undersökta responsvariablerna i de två förstnämnda havsområdena. Med 16 vikar per havsområde når man dock en lägre, men acceptabel, precisionsnivå**. För god precision avseende mellanårsvariation föreslås en provtagning om sex år för de undersökta uppföljningsvariablerna.

Resultaten som redovisas i den här studien kompletterar de undersökningar som gjorts av variation i fiskyngelförekomst i samma typ av Östersjövikar och tillsammans kan studierna utgöra en grund för att utforma uppföljningsprogram av grunda vikar i Östersjön.

*Ensidigt 95-procentigt konfidensintervall är mindre än 20 % av medelvärdet ($KI_{95}/\bar{x} < 0.20$)

** Ensidigt 95-procentigt konfidensintervall är mindre än 30 % av medelvärdet ($KI_{95}/\bar{x} < 0.30$)

INNEHÅLL

Sammanfattning	2
Innehåll	3
Inledning	4
Material och metoder	6
Inventeringsmetoder	6
Urval och granskning av data	8
Responsvariabler	9
Variation i tid och rum	10
Precision och provtagningsinsats	11
Artantalskurvor	13
Resultat och diskussion	15
Variation i tid och rum	15
Precision och provtagningsinsats	21
Artantalskurvor	26
Slutsatser	32
Erkännanden	34
Referenser	35
Appendix 1	39
Datagranskning	39
Förslag till korrigeringar i databasen "GRUNDA"	45
Appendix 2	52
Metodjämförelse	52

INLEDNING

Grunda vikar med mjuka sedimentbottnar är vanliga livsmiljöer längs den flikiga svenska och finska Östersjökusten. Vind- och vågskyddat läge i kombination med begränsat vattenutbyte gör att många av vikarna är naturligt näringsrika och har en snabb uppvärmning av vattenvolymen under våren. Dessa egenskaper resulterar i en produktiv livsmiljö (Wijnblad m.fl. 2006) med en artrik bottenvegetation bestående av alger och växter med ursprung från både sötvatten och marin miljö (Munsterhjelm 1997, Hansen m. fl. 2008a). Vegetationen är viktig för smådjur och fisk som söker skydd och föda där (t.ex. Hansen m.fl. 2008b, 2010). Många fiskar nyttjar dessutom vegetationen som leksubstrat och kombinationen med varmt vatten på vår och försommar gör denna biotop mycket värdefull för reproduktion av ett antal kustfiskarter, däribland abborre och gädda (Karås och Hudd 1993; Karås 1999, Bergström m.fl. 2007, Snickars m.fl. 2009).

Tidigare studier har visat att övergödning och båttrafik leder till ändrad artsammansättning av bottenvegetationen i vikarna (Eriksson m.fl. 2004, Hansen 2012). Även antalet arter och täckningsgraden av vegetationen minskar med ökad aktivitet av båttrafik (Eriksson m.fl. 2004). De grunda Östersjö-vikarna har klassats som hotade (*laguner*) eller sårbara (*grunda vikar och sund* samt *smala Östersjövikar*) i Helcoms rödlista över biotoper, habitat och biotopkomplex i Östersjön (Helcom 2013). I Sverige har de inom habitatdirektivet bedömts ha dålig (*laguner* och *smala Östersjövikar*) eller otillräcklig status (*grunda vikar och sund*). Fram till 1990-talets slut hade de grunda Östersjövikarna undersökts förhållandevis lite och varken inkluderats i den nationella eller regionala miljöövervakningen, eller några stora forskningsprojekt. Det senaste decenniet har det dock skett en intensiv kartering av bottenvegetation i de grunda Östersjövikarna, främst inom arbetet med basinventering av naturtyper inom art- och habitatdirektivet (t.ex. Hansen m.fl. 2008a). Livsmiljöerna återfinns i flera av de naturtyper som ingår i habitatdirektivet (främst 1150 *laguner* [med undergrupperna 1151, 1152, 1153, 1154] och 1160 *grunda vikar och sund*, men till viss del även 1650 *smala Östersjö-vikar*). Bottenvegetationen har också undersökts inom flera andra projekt som även inkluderat fisk (t.ex. Snickars m.fl. 2009, 2010) och ryggradslösa djur (Hansen m.fl. 2008b, 2012, Scheinin och Mattila 2010). Framtida övervakning av vegetation i denna biotop är föreslagen inom habitatdirektivets biogeo-grafiska uppföljning (Naeslund 2014) och uppföljning av skyddade områden (Dahlgren m.fl. 2012), men kan även bli aktuell inom havsmiljödirektivet eller vattendirektivet eftersom vissa vikar bildar egna vattenförekomster eller utgör stora arealer inom vattenförekomster (VISS, 2014). Dessutom sker ett flertal inventeringar av bottenvegetation i grunda vikar för utredning av miljöeffekter i samband med

lokala tillstånd- och dispensprövningar av vattenrelaterade verksamheter (t.ex. Dahlgren 2001, Loreth m.fl. 2009, Persson m.fl. 2009).

De data på bottenvegetation som hittills samlats in har inte sammanställts i någon samlad form. De har inte heller inkluderats i de arbeten som analyserat dimensionering av provtagning med olika visuella metoder för uppföljning av skyddad marin miljö (Svensson m.fl. 2011, Sundblad m.fl. 2012). Variation i bottenvegetation mellan olika år har studerats i några grunda Östersjövikar av Hansen m.fl. (2008a), men variation i olika rumslig skala eller precision i insamling av data har hittills inte studerats. Därför finns det ett behov av att analysera allt det datamaterial som hittills samlats in i grunda Östersjövikar för att ta fram rekommendationer för framtida uppföljning. Analys av data från denna miljö är av stor vikt för utvecklandet av indikatorer för uppföljning inom habitat-, vatten- och havsmiljödirektivet, samt för lokala tillstånd- och dispensprövningar.

Syftet med den här studien var att analysera variation i bottenvegetation i tid och rum, samt precision i insamlandet av data givet de metoder som hittills använts i omfattande skala (snorkling med visuell skattning, vilket beskrivs senare). Målet var att ta fram rekommendationer för hur stor provtagningsinsats som krävs för att följa upp täckningsgraden av bottenvegetation samt antalet arter och typiska arter i grunda vikar i Östersjön. Dessutom undersöktes variationen i andelen långskottsvegetation samt de vegetationsindex som föreslagits av Hansen & Snickars (2014) för uppföljning av den här miljön. Antalet typiska arter och andelen långskottsvegetation, vilka är prioriterade målindikatorer för naturtypen (Dahlgren m.fl. 2012), samt vegetationsindexen förutsätter en taxonomisk identifiering till art. Visuell identifiering till art kan i flera fall utföras med video (Gullström m.fl. 2014), men för mer fullständig art-identifikation krävs dykning, vilket är den metod som analyserats i föreliggande studie (snorkling). I arbetet analyserades även hur skillnader i metodik mellan basinventering (Johansson & Persson 2007) och uppföljning av habitat-direktivets naturtyp *laguner* påverkar resultaten. För uppföljning har två metoder föreslagits, dels med transekter enligt Johansson (2010), dels med provtagningsstationer enligt Bergström m.fl. (manus).

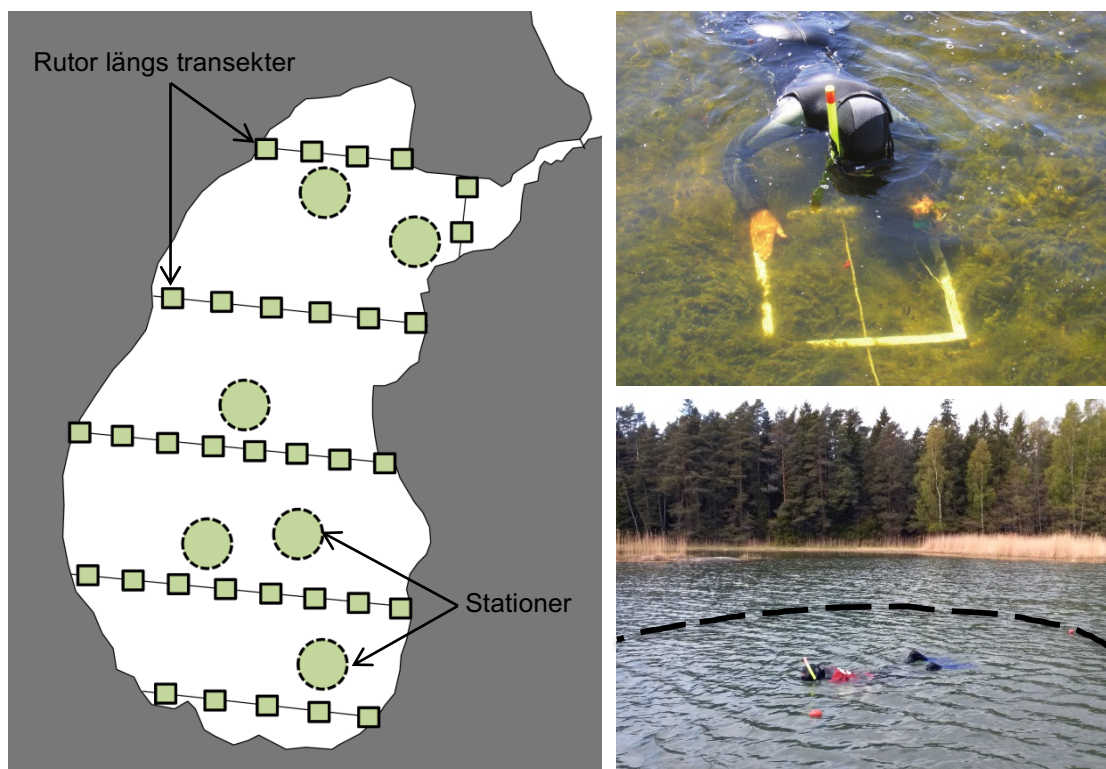
MATERIAL OCH METODER

Inventeringsmetoder

De underlag som användes i analysen var data som rapporterats till nationell datavärd från basinventeringen av Natura 2000 naturtyperna *laguner* och *grunda vikar och sund* (SMHI:s Havsmiljödata, 2013), samt ett antal andra inventeringar (t.ex. Johansson & Persson 2006, Hansen m.fl. 2008a, Johansson m.fl. 2009, Persson m.fl. 2009; Hansen 2012) och forskningsstudier (Eriksson m.fl. 2004, Hansen & Snickars 2014) av laguner, vikar och sund i Sverige och Finland som använt samma metod (Fig. 1, Appendix 1, Persson & Johansson 2007, härefter ”*transektmetod 1*”). I metoden har artförekomst och täcknings-grad av bottenvegetation inventerats visuellt av en snorklare längs parallella transekter som placerats vinkelrätt mot längdaxeln på vikarna. Antalet transekter per vik har varierade från tre till 18 beroende på vikarnas storlek. För ett antal vikar som inventerades 2008 placerades istället transekter ut slumpvis i olika vegetationstyper (som fördefinierats utifrån basinventeringarna gjorda tidigare år) som ett led i arbetet att ta fram en metod för uppföljning av marina miljöer i skyddade områden (Johansson 2010, härefter ”*transektmetod 2*”). Längs varje transekt bedömdes täckningsgraden av arter i en 50×50 cm kvadratisk provruta var tionde meter (gäller både *transektmetod 1* och *2*). På varje punkt observerades artförekomst och den procentuella täckningsgraden av kärlväxter och icke trådformiga makroalger samt djup. Förekomsten av trådformiga alger noterades med en femgradig skala. Vegetationsförekomsten mellan rutorna (kallat ”*segment*”) noterades i en fyrgradig skala. Samtliga inventeringar utfördes åren 2001–2010 under perioden juli till oktober, med flest inventeringar i augusti (70 %). Under denna tid på säsongen är bottenvegetationen är som mest utvecklad. De flesta vikar har endast inventerats vid ett tillfälle ett enskilt år, men några vikar har följts under flera år på initiativ av länsstyrelser och Naturvårdsverket (Hansen m.fl. 2008a) eller forskningsprojekt (data redovisade i Hansen 2012).

I den metod som föreslagits av Bergström m.fl. (manus) skattas artförekomst och täckningsgrad av vegetation visuellt av snorklare i provtagningsstationer med en diameter på 10 m, där stationernas utplacering slumpats inom djupintervallet 0,5 till 3 m i vikarna (härefter ”*stationsmetoden*”). Antalet provtagningsstationer per vik beror av vikarnas storlek; i det analyserade materialet från tre till 10 stationer per vik. Metoden överensstämmer i övrigt med transektmetoderna. De data som analyserats i föreliggande rapport har inhämtats från ett nyligen utfört pilotprojekt i Bottniska viken 2014 (Gustavsson m.fl. manus) samt ett forskningsprojekt i södra Bottenhavet och norra Egentliga Östersjön 2014 (Plant-Fish, pers. komm. Johan Eklöf, Stockholms universitet).

Resultaten av de tre metoderna jämfördes med avseende på antalet observerade arter, kumulativ täckningsgrad av arterna, samt artsammansättning och redovisas i Appendix 2. *Transektmetod 2*, som tillämpades 2008, resulterade inte i någon avvikelse i artsammansättning, total täckningsgrad eller antalet observerade arter per vik jämfört med *transektmetod 1* som tillämpades de andra åren i samma vikar. Däremot skiljde *stationsmetoden*, som användes 2014, signifikant från andra år genom en högre kumulativ täckningsgrad. Antalet observerade arter och artsammansättningen var dock inte signifikant annorlunda detta år än de andra inventerade åren. Eftersom resultatet av *transektmetod 2* inte skiljde sig från *transektmetod 1*, slogs data från de båda metoderna samman för fortsatta analyser (härefter "transektmetoden").

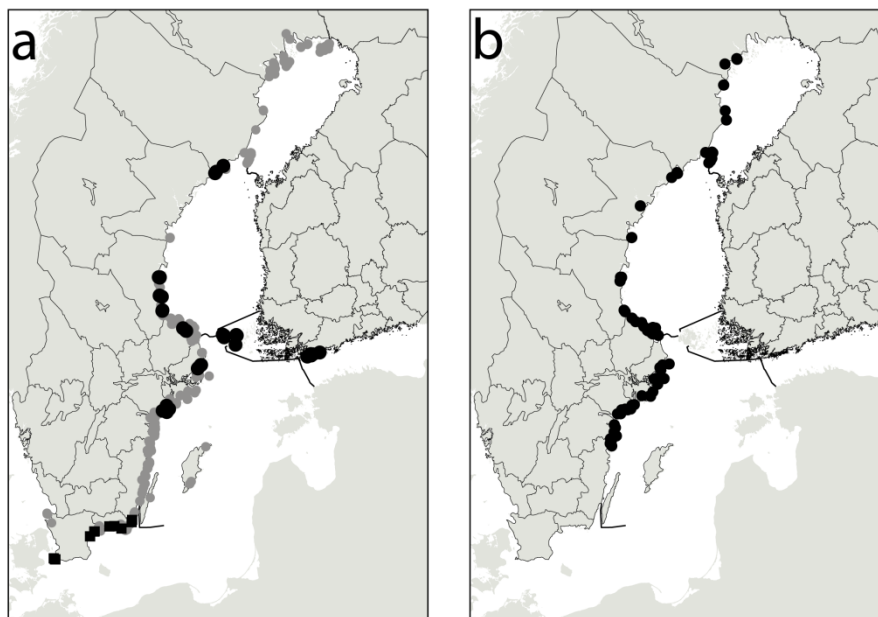


Figur 1. Schematisk illustration (t.v.) över en vik som visar den transektmetod med 50·50 cm provtagningsrutor som använts vid basinventering av habitatdirektivets naturtyper laguner och grunda vikar och sund (transektmetod 1, linjer med små kvadrater), samt de provtagningsstationer med 10-m diameter som föreslagits vid uppföljning av bottenvegetation av Bergström m.fl. (manus) (stationsmetoden; cirklar med streckad kontur). Observera att illustrationen ej är skalenlig. Bilderna visar snorklare som visuellt skattar enligt transektmetoden (ö.t.h., foto Johan Persson) respektive stationsmetoden (n.t.h.).

Urval och granskning av data

För att underlätta analys och tolkning av resultaten valdes delprov av vikar ut från den totala mängden data och användes i samtliga analyssteg (Fig. 2). Eftersom ett av syftena var att studera variation mellan år valdes vikar som studerats under tre eller fler år (46 vikar). Då även variation mellan län skulle undersökas i varianskomponentanalyserna valdes vikar från län där minst tre vikar studerats under tre eller fler år. Eftersom den geografiska spridningen av inventerade vikar var begränsad år 2001 och 2010 togs inte data från dessa år med i variansanalysen. Urvalet resulterade i att data från 40 vikar i sju län analyserades (Fig. 2; samtliga av naturtypen *laguner*). Data från övriga svenska ostkustlän är endast medtagen i en kompletterande analys. Eftersom det första urvalet resulterade i att endast data från norra Östersjön kom med, gjordes en kompletterande analys på data från södra Egentliga Östersjön. Här valdes vikar från ett inventeringsår (2006) för att få med minst tre vikar per län inventerade samma år (9 vikar, 2 län). Utöver de här data gjordes en analys av rumslig variation på de data som samlats in med den nya *stationsmetoden* som föreslagits för uppföljning av Bergström m.fl. (manus). Den senare analysen gjordes på samtliga data som samlats in i naturtypen *laguner* år 2014 (Fig. 2; 8 län i norra Egentliga Östersjön och Bottniska viken).

Före analyserna granskades data och resultatet av granskningen redovisas i Appendix 1. I denna studie har endast storvuxna vattenlevande växter och alger tagits med. Trådformiga och små bladformiga efemära alger togs inte med eftersom de vid inventeringarna behandlats som en grupp (påväxtalger) och deras abundans har skattats i en annan skala än övriga alger och växter (härefter "makrofyter"). I gruppen påväxtalger ingick arter som grönslickar (*Cladophora* spp.), tarmalger (*Ulva* spp.), smalskäg (*Dictyosiphon foeniculaceus*), trådslick (*Pylaiella littoralis*), molnslick (*Ectocarpus siliculosus*) och ullsläke (*Ceramium tenuicorne*). Utöver detta har skorpartade alger utelämnats eftersom de förbi-setts vid inventeringarna. Strandlevande övervattensväxter togs heller inte med eftersom inventeringsmetoden ej varit anpassad för denna typ av arter. I den här gruppen ingick t.ex. gräs (*Poaceae* spp. inkl. bladvass *Phragmites australis*), smalkaveldun (*Typha angustifolia*), starrar (*Carex* spp.), tågväxter (*Juncus* spp.) och storsävar (*Schoenoplectus* spp.). Arter tillhörande släktet småsävar (*Eleocharis* spp.), vilka i större utsträckning växer under vattenytan än de ovan omnämnda arterna, togs dock med.



Figur 2. Kartor som visar positioner för de data som analyserats i föreliggande studie och som samlats in med (a) transektmetoden år 2002–2008 i de fyra nordliga havs-områdena (40 vikar, svarta punkter) och år 2006 i södra Egentliga Östersjön (9 vikar, svarta fyrkanter), samt med (b) stationsmetoden 2014 (70 vikar, svarta punkter). I delfigur (a) visas även positioner för samtliga data som rapporterats till nationell datavärd för basininventeringen av habitatdirektivets naturtyper laguner samt grunda vikar och sund (grå punkter). Mörkgrå linjer markerar gränser för Svenska län samt Finska landskapsförbund. Svarta linjer markerar gränser mellan de analyserade havs-områdena (indelning enligt SMHI, uppifrån och ned) Bottenviken och Bottenhavet (=Bottniska viken), Skärgårdshavet (mitten), norra Egentliga Östersjön, Finska viken (t.h.) och södra Egentliga Östersjön.

Responsvariabler

De responsvariabler som analyserades i den här studien var den kumulativa täckningsgraden av bottenvegetation samt antal arter av bottenvegetation (per provtagningsenhet). De här två univariata variablerna har tidigare visat sig förändras med antropogen påverkan (Dahlgren & Kautsky 2004, Eriksson m.fl. 2004) och kan därför vara av intresse för uppföljning. Dessutom analyserades tre responsvariabler som är prioriterade målindikatorer i habitatdirektivet; täckningsgrad och antal av typiska arter för habitatdirektivets naturtyp *laguner* (målindikator 21, Dahlgren m.fl. 2012), samt andelen observationer per vik med långskottsvegetation täckande >5% (målindikator 4, Dahlgren m.fl. 2012). Som långskottsvegetation räknades stora höga och/eller breda arter (morfologiindex ≥ 3 enligt Blomqvist m.fl. 2014, cf. Willby m.fl. 2000)¹. Utöver dessa variabler analyserades variationen i två index som föreslagits som indikatorer för grunda havsvikar i norra Egentliga Östersjön och södra Bottniska viken av Hansen & Snickars (2014), då indexen tydligt svarar på

1. I det analyserade datamaterialet bestod långskottsvegetationen av följande taxa: *Chara baltica*, *Chara horrida*, *Chara tomentosa*, *Ceratophyllum demersum*, *Hippuris* spp., *Myriophyllum alterniflorum*, *Myriophyllum sibiricum*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pusillus*, *Ranunculus circinatus*, *Ranunculus peltatus*, *Ruppia cirrhosa*, *Sagittaria* spp., *Stuckenia pectinata*, *Stuckenia filiformis*, *Zannichellia palustris* och *Zostera marina*.

antropogen påverkan. Dessa makrofytindex bygger på en proportion av arter som klassats som känsliga eller toleranta mot övergödning och båttrafik (för artlista med klassning se Tabell 2 i Snickars & Hansen 2014). Indexen beräknas antingen på täckningsgraden av arter eller endast på artförekomst. Variansen i andelen långskottsvegetation och makrofytindexen studerades endast på aggregeringsnivån vik (d.v.s. inte inom vikar).

Variation i tid och rum

Artförekomst och abundans varierar i tid och rum beroende på skillnader i miljöförutsättningar (t.ex. temperatur, salinitet, ljusförhållanden och störning) och interaktioner mellan arter. Beräkning av varianskomponenter visar hur den totala variationen i data fördelar sig mellan olika rumsliga och tidsmässiga skalor. Resultaten utgör en viktig grund för att utforma en resurseffektiv provtagning och uppföljning.

För att studera rumslig och tidsmässig variation analyserades responsvariablerna från de tre utvalda datamaterialen. Det första datamaterialet bestod av de 40 utvalda vikar som inventerats med *transektmetoden* flera år i sju län i de fyra havsområdena Bottniska viken, Skärgårdshavet, Finska viken och norra Egentliga Östersjön (Fig. 2a). Det andra datamaterialet bestod av 9 vikar som inventerats med *transektmetod 1* i två län i södra Egentliga Östersjön år 2006 (Fig. 2a). Det tredje datamaterialet bestod av 70 vikar som inventerats med *stationsmetoden* i Bottniska viken och norra Egentliga Östersjön år 2014. (En uppdelning av data från Bottniska viken på Bottenhavet och Bottenviken gjordes inte eftersom antalet undersökta vikar och stationer var för få i Bottenviken för att möjliggöra adekvata analyser).

Beräkningarna av varianskomponenter gjordes med en så kallad *restricted maximum likelihood* analys (REML). Metoden valdes istället för den mer allmänt använda variansanalysen (ANOVA) eftersom REML kan hantera obalanserade data, vilket var fallet med det analyserade materialet. (Vikarna har inventerats med olika många inventeringspunkter och transekter samt olika många år). Varianskomponentanalyserna gjordes i mjukvarupaketet *lme4* (Bates m.fl. 2014) i programmet *R*, version 3.1.3 (R Core Team 2015). Två olika modeller användes på det första datamaterialet, en med de geografiska nivåerna havsområde, län, vik och transekt (Ekv. 1) samt en med de geografiska nivåerna havsområde, län och vik (Ekv. 2). I den första modellen användes inventeringsruta som replikat, medan i den andra aggregerades data på vikinivå (kumulativt artantal, makrofytindexen och andelen långskottsvegetation per vik och år). I analyserna inkluderades även interaktionen tid och havsområde, tid och län, samt i en av analyserna (Ekv. 1) även tid och vik. Interaktionen mellan vik och tid togs inte med i den senare modellen eftersom antalet replikat var för lågt för en så pass komplex modell

(Ekv. 2, 40 vikar i 7 län provtagna upp till 7 år). Analysen besvarar således hur stor del av den totala variansen som kan härledas till skillnader mellan havsområden, län, vik, transekt och provtagningsår, samt om det är en samstämmig variation mellan år i havs-områden, län och vikar, eller om förändringen är olika de olika åren beroende på havsområde, län eller vik. I variansanalysen av data från södra Egentliga Östersjön togs inte havsområde eller tid med i analysen eftersom data endast härhörde från ett havsområde ett provtagningsår (Ekv. 3). Varianskomponenter för de data som samlats in med *stationsmetoden* analyserades endast på de tre geografiska nivåerna havsområde, län och vik (Ekv. 4) eftersom stationerna inte varit uppdelade på transekter och endast provtagits ett år. De fyra modellerna kan uttryckas som:

$$\text{(Ekv. 1)} \quad \text{Responsvariabel} \sim \text{Tid} + \text{Havsområde} + \text{Tid} * \text{Havsområde} + \text{Län}(\text{Havsområde}) + \text{Tid} * \text{Län}(\text{Havsområde}) + \text{Vik}(\text{Län}(\text{Havsområde})) + \text{Tid} * \text{Vik}(\text{Län}(\text{Havsområde})) + \text{Transekt}(\text{Vik}(\text{Län}(\text{Havsområde})))$$

$$\text{(Ekv. 2)} \quad \text{Responsvariabel} \sim \text{Tid} + \text{Havsområde} + \text{Tid} * \text{Havsområde} + \text{Län}(\text{Havsområde}) + \text{Tid} * \text{Län}(\text{Havsområde}) + \text{Vik}(\text{Län}(\text{Havsområde}))$$

$$\text{(Ekv. 3)} \quad \text{Responsvariabel} \sim \text{Län} + \text{Vik}(\text{Län}) + \text{Transekt}(\text{Vik}(\text{Län}))$$

$$\text{(Ekv. 4)} \quad \text{Responsvariabel} \sim \text{Havsområde} + \text{Län}(\text{Havsområde}) + \text{Vik}(\text{Län}(\text{Havsområde}))$$

Precision och provtagningsinsats

För att få en uppfattning om hur stor anstängning som behövs för att uppnå en viss precision inom vik eller högre geografisk nivå beräknades variationskoefficienter i relation till provtagningsinsats. En god precisionsnivå sattes till att det ensidiga 95-procentiga konfidensintervallet ska vara max 20 % av medelvärdet ($KI_{95}/\bar{x} < 0.20$), vilket ofta används som en acceptabel nivå vid den här typen av beräkningar (Svensson m.fl. 2011). Denna precisionsnivå innebär en möjlighet att statistiskt detektera en skillnad i två medelvärden som skiljer sig åt med 50 %. Beräkning av precision inom vik gjordes för vardera vik för både *transektmetoden* (Ekv. 5 och 6) och *stationsmetoden* (Ekv. 5 och 7), och förhållandet mellan precision och provtagningsstorlek studerades genom att sammanställa median, övre och undre kvartil i precision för de undersökta vikarna givet antalet inventeringsrutor eller stationer per vik per år.

(Ekv. 5) $Precision = \frac{KI_{95}}{\bar{x}}$, där KI_{95} är ensidigt 95 % konfidensintervall och \bar{x} är medelvärdet av responsvariabeln på den undersökta aggregeringsnivån.

(Ekv. 6) $KI_{95}(Vik_{transektmetoden}) = \sqrt{\frac{s_{res}^2}{n}} \times t_{n-1, \alpha}$, där residualvariansen (s_{res}^2) består av variationen mellan rutor inom vik per år, n är antalet rutor per vik per år och $t_{n-1, \alpha}$ är det kritiska värdet på statistikan t för sannorlighetsnivån $\alpha=0,1$

(Ekv. 7) $KI_{95}(Vik_{stationsmetoden}) = \sqrt{\frac{s_{res}^2}{n}} \times t_{n-1, \alpha}$, där variansen (s_{res}^2) består av variationen mellan stationer inom vik, n är antalet stationer per vik och $t_{n-1, \alpha}$ är det kritiska värdet på statistikan t för sannorlighetsnivån $\alpha=0,1$

Beräkningar av precision på högre geografisk nivå än vik gjordes för havsområden eftersom variansanalysen visade att en betydande del av variationen i några av responsvariablerna kunde härledas till den geografiska nivån havsområde. Dessutom kan denna information efterfrågas vid uppföljning eftersom havsområdena utgör separata miljöövervaknings-, havsplanerings- och bedömningsområden. En uppdelning av data från Bottniska viken på Bottenhavet och Bottenviken gjordes inte eftersom antalet undersökta vikar (och stationer) var för få i Bottenviken för att möjliggöra adekvata analyser i precision och kumulativt artantal. Beräkningar av precision för de variabler som uttrycktes på aggregeringsnivån vik gjordes enligt ekvation 5 och 8. För vikar som inventerats flera år (*transektmetoden*) gjordes analysen på medelvärde per år samt kumulativt antal arter. Sambandet mellan minskad variationskoefficient och ökad provstorlek illustrerades genom att studera hur precisionen i responsvariablerna förändrades med antalet vikar per havsområde.

$$(Ekv. 8) \quad KI_{95}(Havsområde) = \sqrt{\frac{s_{res}^2}{n}} \times t_{n-1, \alpha}, \text{ där variansen } (s_{res}^2)$$

består av variationen mellan vikar inom havsområde, n är antalet vikar per havsområde och $t_{n-1, \alpha}$ är det kritiska värdet på statistikan t för sannorlighetsnivån $\alpha=0,1$

För att analysera hur precisionen avseende mellanårsvariation förändrades med antalet provtagningsår användes data från vikar som inventerats minst tre år (40 vikar inventerade 2001–2010, upp till 7 år per vik) utan uppdelning på havsområde. Beräkningarna gjordes på aggregeringsnivån vik enligt ekvation 5 och 9 för vardera vik. Förhållandet mellan precision och provtagningsstorlek studerades genom att sammanställa median, övre och undre kvartil i precision för de undersökta vikarna givet antalet inventeringsår.

$$(Ekv. 9) \quad KI_{95}(VIK) = \sqrt{\frac{s_{res}^2}{n}} \times t_{n-1, \alpha}, \text{ där variansen } (s_{res}^2) \text{ består av}$$

variationen mellan år inom vikar, n är antalet undersökta år per vik och $t_{n-1, \alpha}$ är det kritiska värdet på statistikan t för sannorlighetsnivån $\alpha=0,1$

Artantalskurvor

För att studera hur stor anstängning som behövs för att hitta arter i ett havsområde gjordes en analys av hur det totala antalet observerade arter ökar med antalet provtagningsenheter (rutor, segment, stationer eller vikar). Denna analys, kallad kumulativ artantalskurva, gjordes på data från samtliga vikar som inventerats tre år eller fler (2001–2010) med *transektmetoden* i västra Bottniska viken (18 vikar), Skärgårdshavet och västra Finska viken (12 vikar) samt nordvästra Egentliga Östersjön (14 vikar). Analysen gjordes även på data från de vikar som inventerats med *transektmetod 1* år 2006 i södra Egentliga Östersjön (9 vikar), samt med *stationsmetoden* år 2014 i västra Bottniska viken och nordvästra Egentliga Östersjön (70 vikar). En komplimenterande analys på samtliga 468 lokaler undersökta med *transektmetoden* gjordes också eftersom det totala antalet observerade arter var lägre i delprovet än vad man hittat i alla vikar (felinmatade data [se Appendix 1] utslöts ur analysen varvid $n=38\ 431$ rutor). Uppdelningen på havsområde gjordes eftersom de arter som kan före-komma förändras mellan områden i Östersjön. Exempelvis har tidigare studier visat att artsammansättningen förändras med latitud i

Östersjön (Hansen m.fl., 2008a). Dessutom visade variansanalysen att en betydande del av variationen i artantal kunde härledas till den geografiska nivån havsområde, medan nästan ingen variation kunde härledas till den geografiska nivån län (Tabell 1–3). Förutom en uppdelning av data på havsområde, gjordes en uppdelning på naturtypsundergrupper eftersom det i tidigare studier visat sig ha stor betydelse för antalet arter (Munsterhjelm 1997, Appelgren och Mattila 2004, Hansen 2010). Det analyserade datamaterialet hade minst tre vikar per natur-typsundergrupp och havsområde. För södra Egentliga Östersjön gjordes dock ingen uppdelning på naturtypsundergrupp eftersom antalet vikar var mycket få (9 vikar).

Artantalskurvor med transektsegment som provtagningsenhet gjordes endast för två havsområden eftersom det i de tillgängliga data från Finland många gånger saknades uppgifter från transektsegmenten. För artantalskurvor med vik som provtagningsenhet slogs data ihop från nordvästra Egentliga Östersjön, Skärgårdshavet och västra Finska viken för att öka replikeringen av vikar i analysen (anges som "N Egentliga Östersjön" i resultat). Dessa havsområden uppvisade liknande respons mellan artantal och antal inventeringsrutor i de tidigare analyserna. Dessutom har analyser av artsammansättning mellan de här havsområdena också visat på mycket små skillnader (t.ex. Appelgren och Mattila 2004). En uppdelning på naturtypsundergrupp gjordes inte i Bottniska viken för den här analysen eftersom antalet vikar i naturtypsundergruppen *glo och gloflador* (1154) var få (4 vikar). Resultatet från den tidigare analysen av artantalskurvor med inventeringsrutor visade på mycket små skillnader mellan naturtypsundergrupperna i Bottniska viken, vilket motiverar en hopslagning av undergrupperna i detta havsområde. På samma sätt slogs alla undergrupper av *laguner* (1150) samman i Bottniska viken för artantalskurvorna baserat på data som samlat in med *stationsmetoden*.

Artackumuleringskurvorna analyserades med funktionen *specaccum* i R-paketet *vegan* (Oksanen m.fl. 2013). Inventeringsenheter (rutor, segment, stationer eller vikar) lades till slumpvis i analysen med 100 upprepningar (permuteringar) för att få fram en medelkurva med standardavvikelse. Det extrapolerade totala antalet arter för populationen uppskattades med metoden beskriven av Chao (1987).

RESULTAT OCH DISKUSSION

Variation i tid och rum

Resultaten av varianskomponentanalysen visade på störst variation mellan vikar, samt mellan transekter inom vikar, i de fyra undersökta havsområdena i norra Östersjön (Tabell 1). Ungefär 10–14 % av variansen i samtliga undersökta responsvariabler kunde härledas till variation mellan vikar. Variationen inom vikar, mellan transekter, var likvärdig med variationen mellan vikar för antalet arter (12–14 %), medan för täckningsgrad var variationen större mellan transekter (17–19 %) än mellan vikar. Den del av den totala variansen som kunde härledas till havsområde och län var väldigt liten för de undersökta variablerna, framförallt i analysen på rutnivå (≤ 2 %). Med aggregering av data per vik kunde 5 % av den totala variansen i kumulativt antal typiska arter per vik härledas till skillnader mellan havsområden, jämfört 75 % för skillnader mellan vikar (Tabell 2). För makrofytindexet baserat på artförekomst samt andelen långskottsvegetation kunde 34 % respektive 11 % av den totala variansen härledas till skillnader mellan havsområden, jämfört med 52 % och 58 % för skillnader mellan vikar (Tabell 2). En viss variation i kumulativt artantal mellan vikar kunde även härledas till skillnader mellan län (8 %). Endast en mycket liten del av den totala variationen i data kunde härledas till samstämmig variation mellan år (≤ 2 %). Upp till 5 % av den totala variansen kunde dock härledas till interaktionen mellan tid och vik, vilket innebär en viss mellanårsvariation som inte är samstämmig mellan vikar. Residualvariansen, dvs. variationen mellan prover som inte kunde härledas till de undersökta geografiska nivåerna samt år, var markant och uppgick till 64–68 % för analysen på rutnivå och 14–29 % för analysen på viknivå.

Den separata analysen av data från södra Egentliga Östersjön visade på liknande resultat som för havsområdena i norra Östersjön, d.v.s. att den största delen av den härledda variansen i de undersökta responsvariablerna kunde förklaras av skillnader mellan vikar (11–28 %) och mellan transekter inom vikar (5–18 %; Tabell 1). Jämfört med de andra havsområdena kunde dock en större del av den totala variansen härledas till skillnader mellan de två länen (6–20 %; Blekinge och Skåne), framförallt för antalet arter (20 %). Resultatet beror troligtvis den stora skillnaden i kustmorfometri mellan de båda länen, där havsvikarna i Blekinge är mer lika vikar i andra svenska och finska skärgårdar (naturtypsundergrupper 1152, 1153 och 1154) medan vikarna i söder främst utgörs av laguner på rörlig sandig eller stenig kust (naturtypsundergrupp 1151). Denna morfometriska skillnad återspeglas i vikarnas ekologi och bottenvegetationens sammansättning. Liksom i analysen av data från havsområdena i norra Östersjön var residualvariansen stor (47–68

%), vilket visar att variationen mellan inventeringsrutor som inte kunde härledas till de undersökta geografiska nivåerna var stor.

I analyserna av de data som samlats in med *stationsmetoden* kunde en större del av variansen i artantal härledas till skillnader mellan havsområden (12–16 %; Tabell 3) jämfört med analysen på transektdata från samma havsområden (5 %; Tabell 2). Det kan bero på att data insamlade med *stationsmetoden* inkluderade en större geografisk gradient än data som samlats in med *transektmetoden* då även vikar i de mest nordliga delarna av Bottniska viken togs med i analyserna. I dessa vikar förekommer fler arter av sötvattensursprung till följd av låg salthalt. I övrigt visade analyserna av de här data att variansen i responsvariablerna främst kunde härledas till skillnader mellan vikar, vilket är samstämmigt med resultaten för de data som samlats in med *transektmetoden*.

Resultaten innebär att upprepad provtagning inom vik är viktig för att jämföra vikar. Man behöver också provta många vikar för att uttala sig om deras generella status, medan små skillnader mellan län gör att mindre vikt behöver läggas vid replikering av län inom ett havsområde. För studier av täckningsgrad är även den högre geografiska nivån havsområde av liten relevans för att förklara den totala variansen, med den för provtagning och uppföljning av kumulativt artantal, makrofytindex och andel långskottsvegetation per vik är viktigt att även ta hänsyn till variationen mellan havsområden och således provta ett flertal vikar inom varje havsområde. Variansen som kunde härledas till havsområde och län var störst i de analyser som inkluderade data från de mest sydliga och nordliga regionerna längs den svenska Östersjökusten. Resultaten reflekterar således förändringen i artsammansättning i vikarna med latitud tidigare beskriven av bl.a. Hansen m.fl. (2008a), där skillnaden i art-sammansättning är tydligast längst i norr och i söder. Det är därför av störst vikt att replikera inom havsområde längst i norr och söder. Analysen visade även att skillnader mellan Blekinge och Skåne län gör att replikering på läns-nivå även är av stor vikt i södra Egentliga Östersjön.

Den stora variationen mellan vikar är inte förvånande då tidigare studier visat att flera faktorer har en tydlig påverkan på bottenvegetationen (t.ex. Appelgren & Mattila 2005, Hansen m.fl. 2008a). Naturtyp, eller snarare topografisk öppenhet och vattnets utbyttestid i vikarna, har i flera studier visat sig ha mycket stor påverkan på bottenvegetation (Hansen m.fl. 2008a, 2012), ryggradslösa djur (Hansen m.fl. 2008b, 2012) och fiskyngel (Snickars m.fl. 2009, Hansen m.fl. 2012) i Östersjöns vikar. Även vågexponering och antropogena faktorer så som näringsbelastning och båttrafik har visat sig

förklara skillnader i bottenvegetation mellan vikar (Eriksson m.fl. 2004, Hansen m.fl. 2008a, Snickars m.fl. 2009, Hansen & Snickars 2014).

Den stora variationen inom vikar har inte studerats i samma omfattning som variationen mellan vikar. Munsterhjelm (1997) och Hansen m.fl. (2010) har dock beskrivet att det inom vikar ofta finns en gradient i djup, vågexponering och substratbeskaffenhet, vilket påverkar bottenvegetationen. Även små tillrinnande sötvatten kan ge upphov till lokala gradienter inom vikarna (stora sötvattensutflöden saknades i det material som analyserats). Gradienterna inom vikar är dock inte genomgående för samtliga lokaler utan varierar i betydelse beroende på lokala hydrologiska förutsättningar så som läge i skärgården, vikens morfometri och sötvattentillrinningens beskaffenhet.

Variansanalysen visade att variationen mellan år inte var samstämmig mellan vikar. Detta bekräftar tidigare resultat av Hansen m.fl. (2008a) och indikerar att lokala miljöbetingelser och interaktioner mellan arter kan ha stor betydelse för variationen i växtsamhället mellan år, och att denna variation inte sker i sam-klang mellan olika vikar.

Trots stor variation inom vik kan aggregering av data per vik vara fördelaktig. Ofta är det primära intresset inte att studera enskilda vikar utan generella mönster hos vikarna, exempelvis förändringar över tid på högre geografisk nivå som vattenförekomst eller havsområde. Många påverkansfaktorer verkar på viknivå eftersom vikarna utgör morfometrisk separerade enheter och prover inom vik utgör inte oberoende observationer. Aggregerade data per vik ger i vissa fall en högre statistisk styrka för att analysera trender över tid på läns eller havsområdesnivå än om man använder alla enskilda replikat i vikar (Bergström m.fl. manus). Flera av de föreslagna indikatorerna för naturtypen beräknas med fördel på viknivå, t.ex. andel observationer med täckningsgrad av långskottsvegetation >5% (Dahlgren m.fl. 2012), eller proportionen känsliga till toleranta arter i makrofytindexen föreslagna av Hansen & Snickars (2014). Precisionsanalyserna som presenteras i nästa avsnitt behandlar därför både replikering på rut/stationsnivå samt viknivå.

Tabell 1. Resultat av två varianskomponentanalyser beräknad på data som samlats in med transektmetoden (se text för beskrivning). Den första analysen (t.v.) inkluderade tid (inventeringsår) samt de geografiska nivåerna transekt, vik, län och havsområde på data från fyra havsområden (n=12 461 rutor, 1116 transekter, 40 vikar, 7 län, 4 havsområden, 7 år). Den andra analysen (t.h.) inkluderade endast de geografiska nivåerna transekt, vik och län på data från södra Egentliga Östersjön insamlade år 2006 (n=493 rutor, 45 transekter, 9 vikar, 2 län).

	Bottniska viken, Skärgårdshavet, Finska viken och Norra Egentliga Östersjön		Södra Egentliga Östersjön	
	Varians	Procent av total varians	Varians	Procent av total varians
Antal arter				
Transekt	0.141	12%	0.068	5%
Tid*Vik	0.043	4%		
Vik	0.167	14%	0.156	11%
Tid*Län	0.003	0%		
Län	<0.001	0%	0.275	20%
Tid*Havsområde	<0.001	0%		
Havsområde	0.015	1%		
Tid	<0.001	0%		
Residual	0.782	68%	0.867	63%
Antal typiska arter				
Transekt	0.128	14%	0.056	7%
Tid*Vik	0.033	4%		
Vik	0.113	13%	0.095	12%
Tid*Län	0.001	0%		
Län	<0.001	0%	0.099	13%
Tid*Havsområde	<0.001	0%		
Havsområde	0.004	0%		
Tid	0.003	0%		
Residual	0.603	68%	0.540	68%
Täckningsgrad				
Transekt	271.9	17%	356.7	18%
Tid*Vik	64.60	4%		
Vik	189.4	12%	470.7	24%
Tid*Län	0.607	0%		
Län	32.09	2%	192.3	10%
Tid*Havsområde	<0.001	0%		
Havsområde	25.22	2%		
Tid	4.915	0%		
Residual	1034	64%	912.3	47%

Tabell 1. Fortsättning från föregående sida.

	Bottniska viken, Skärgårdshavet, Finska viken och Norra Egentliga Östersjön		Södra Egentliga Östersjön	
	Varians	Procent av total varians	Varians	Procent av total varians
Täckningsgrad typiska arter				
Transekt	272.1	19%	324.9	18%
Tid*Vik	69.67	5%		
Vik	146.4	10%	491.3	28%
Tid*Län	13.28	1%		
Län	<0.001	0%	102.2	6%
Tid*Havsområde	<0.001	0%		
Havsområde	11.15	1%		
Tid	3.130	0%		
Residual	907.2	64%	849.7	48%

Tabell 2. Resultat av varianskomponentanalys utförd på data som samlats in med transektmetoden (se text för beskrivning) med de geografiska nivåerna län och vik, samt provtagningsår (tid). Analysen baseras på data från 40 vikar i totalt 7 län i fyra havsområden (Bottniska viken, Skärgårdshavet, Finska viken och norra Egentliga Östersjön), provtagna upp till 7 år. Responsvariablerna är beräknade per vik; kumulativt antal arter eller typiska arter, proportionen känsliga till toleranta arter uttryckt i makrofytindex baserade antingen på täckningsgrad eller enbart artförekomst, samt andelen observationer med >5 % täckning av långskottsvegetation.

	Varians	Procent av total varians
Antal arter		
Vik	8.015	74%
Tid*Län	0.087	1%
Län	0.859	8%
Tid*Havsområde	<0.001	0%
Havsområde	<0.001	0%
Tid	<0.001	0%
Residual	1.809	17%
Antal typiska arter		
Vik	5.222	75%
Tid*Län	0.164	2%
Län	<0.001	0%
Tid*Havsområde	<0.001	0%
Havsområde	0.376	5%
Tid	<0.001	0%
Residual	1.194	17%

Tabell 2. Fortsättning från föregående sida.

	Varians	Procent av total varians
Makrofytindex täckningsgrad		
Vik	1687	72%
Tid*Län	57.08	2%
Län	<0.001	0%
Tid*Havsområde	<0.001	0%
Havsområde	132.7	6%
Tid	58.40	2%
Residual	418.4	18%
Makrofytindex artförekomst		
Vik	696.9	52%
Tid*Län	<0.001	0%
Län	<0.001	0%
Tid*Havsområde	7.073	1%
Havsområde	456.4	34%
Tid	<0.001	0%
Residual	192.3	14%
Andel långskottsvegetation		
Vik	0.029	58%
Tid*Län	<0.001	1%
Län	<0.001	0%
Tid*Havsområde	<0.001	0%
Havsområde	0.006	11%
Tid	0.001	1%
Residual	0.014	29%

Tabell 3. Resultat av varianskomponentanalys beräknad på data som samlats in med stationsmetoden (se text för beskrivning) med de geografiska nivåerna vik, län och havsområde. Analysen baserad på data från 521 stationer i 70 vikar i 8 län i Bottniska viken och norra Egentliga Östersjön år 2014.

	Varians	Procent av total varians
Antal arter		
Vik	2.695	46%
Län	0.145	2%
Havsområde	0.711	12%
Residual	2.277	39%
Antal typiska arter		
Vik	2.166	47%
Län	0.214	5%
Havsområde	0.748	16%
Residual	1.523	33%
Täckningsgrad		
Vik	780.2	42%
Län	0.000	0%
Havsområde	0.000	0%
Residual	1098	58%
Täckningsgrad typiska arter		
Vik	785.9	47%
Län	0.000	0%
Havsområde	1.636	0%
Residual	867.9	52%

Precision och provtagningsinsats

Varianskomponentberäkningarna visade på stor variation inom och mellan vikar och till viss del även mellan havsområden. Här presenteras beräkningar av variationskoefficienter relaterat till medelvärden och provtagningsinsats i syfte att ange det antal prov som behövs för att få fram medelvärdesskattningar med god precision (d.v.s. $KI_{95} < 20\%$ av medelvärdet).

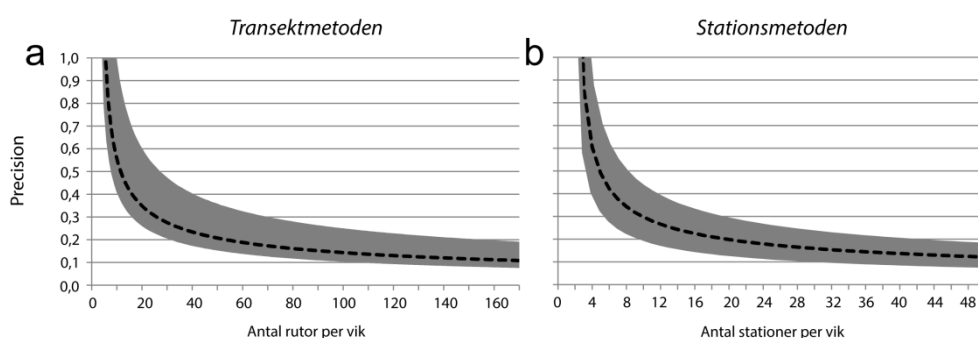
Antal rutor

Analyserna av variation mellan inventeringsrutor inom vikar visade att man med 54 till 146 rutor per vik kan skatta medelvärdet av den kumulativa täckningsgraden av vegetation per ruta i de undersökta vikarna med god precision ett givet år (Fig. 3a; median respektive övre kvartil). En sådan insats (ca 100 rutor, 70:e percentilen) motsvarar en halv dags arbete för två personer (totalt ca 8 mantimmar) i en normal vik baserat på tidsunderlag från

inventeringar i Uppsala, Stockholms och Södermanlands län (J. Hansen, opubl.). Tid för transporter till och från undersökningslokalerna är då inte medräknad. En något lägre, men acceptabel, precisionsnivå å 30 % nås med ca 70 inventeringsrutor (Fig. 3a, övre kvartilen; ca 6 mantimmar). För skattning av medelantalet arter per ruta krävs ungefär hälften av insatsen jämfört med medeltäckningsgrad (den övre kvartilen för de undersökta vikarna var 58 rutor per vik för en precision på 20 %).

Antal stationer

Resultaten visade att vid inventeringar med *stationsmetoden* krävs 20 till 40 stationer per vik för att skatta medeltäckningsgraden per station i en vik med god precision (Fig. 3b; median och övre kvartil). Motsvarande siffror för antalet arter var 18 och 24 stationer per vik. Eftersom det tar betydligt längre tid att inventera en station med 10 m diameter än en 50-50-cm inventeringsruta är 40 stationer per vik en orealistisk inventeringsinsats givet de resurser som normalt avsätts för den här typen av undersökningar. Vid de inventeringar som utfördes i pilotstudien i Bottniska viken 2014 (Gustavsson m.fl. manus) gjordes 12 stationer per dag i genomsnitt för skattning av både vegetation av fiskyngel (två personer), varav vegetationsinventeringen tog ungefär halva tiden (totalt ca 8 mantimmar; J. Hansen, opubl.). Med en inventeringsinsats motsvarande 12 stationer per vik når man en precisionsnivå av 30 % för både täckningsgrad (Fig. 3b) och antalet arter för de flesta vikar i de inventerade områdena i norra Egentliga Östersjön och Bottniska viken. Med en högre inventeringsinsats om 30 stationer per vik når man precisionsnivån 20 % för 70 % de undersökta vikarna. En sådan insats kräver ungefär 20 mantimmar per vik.

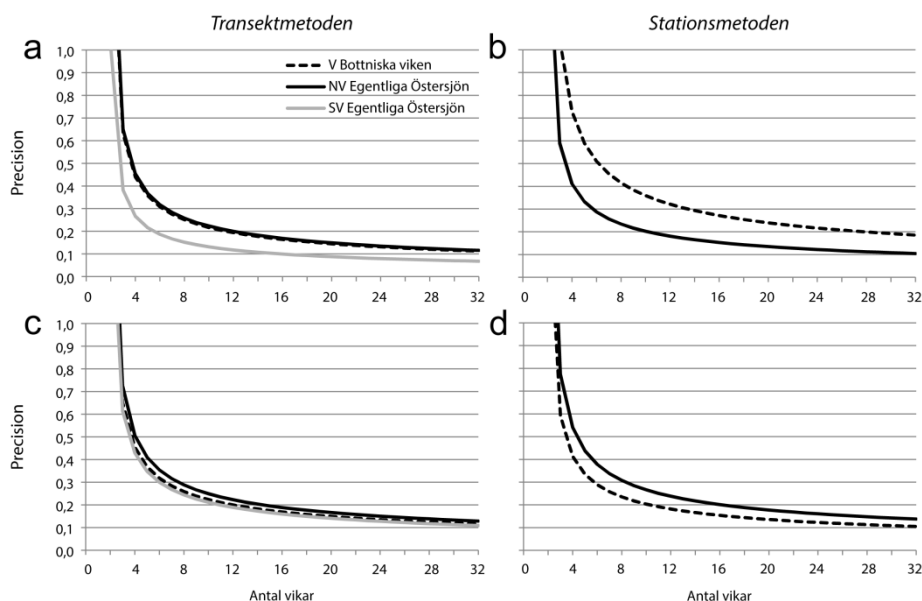


Figur 3. Samband mellan precision (ensidigt $KI_{0.5}$ /medel) och ökad provtagningsinsats för variabeln kumulativ täckningsgrad av bottenvegetation (per provtagningsenhet per vik) som inventerats med två olika metoder; (a) transektmetoden (28 vikar) och (b) stationsmetoden (70 vikar). Streckad svart linje visar medianvärde och den grå ytan markerar övre och undre kvartil för de undersökta vikarna i västra Bottniska viken och nordvästra Egentliga Östersjön.

Antal vikar

Om man analyserar variansen i kumulativt artantal, medeltäckningsgrad, makrofytindexen och andelen långskottsvegetation per vik, uppdelat på de tre havsområdena, finner man att med 16 vikar kan man ange medelvärdet per vik med en god precision inom respektive havsområde av samtliga undersökta variabler, utom täckningsgrad, för vikarna i södra och norra Egentliga Östersjön respektive Bottniska viken. Figur 4 visar sambandet mellan precision och antalet provtagna vikar för responsvariablerna antal arter och antal typiska arter insamlade med *transektmetoden*. Precisionsnivån 20 % nås redan med 5 vikar för antal arter i södra Egentliga Östersjön och med 12 vikar för norra Egentliga Östersjön och Bottniska viken (Fig. 4a). Variationen mellan vikar var betydlig högre gällande vegetationens täckningsgrad. Men med 16 provtagna vikar når man precisionsnivån 20 % även i kumulativ täckningsgrad i norra Egentliga Östersjön. I södra Egentliga Östersjön och Bottniska viken krävs det dock 20 vikar för att nå samma precision.

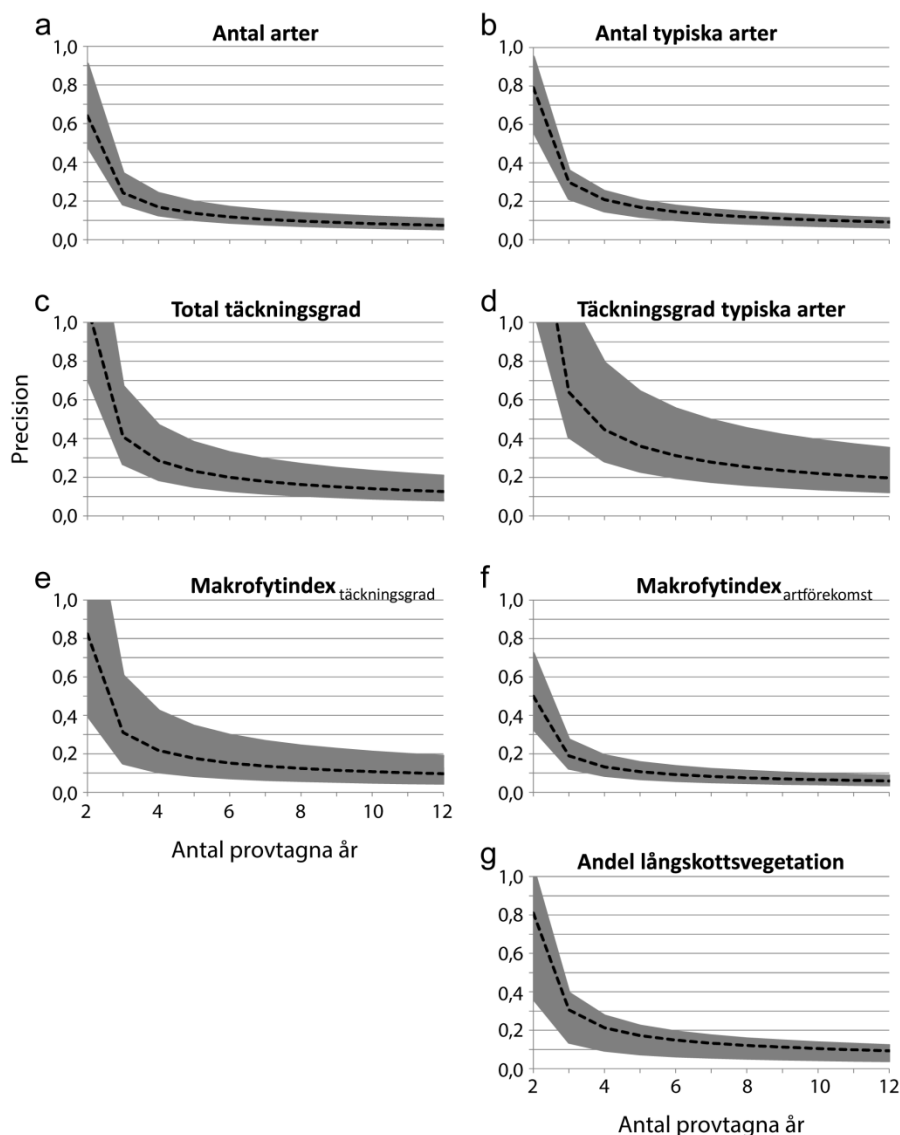
Med *stationsmetoden* får man samma resultat för norra Egentliga Östersjön, d.v.s. med 16 vikar kan man ange medelvärdet per vik med en god precision för samtliga undersökta variabler. För Bottniska viken var variansen i responsvariablerna mellan vikar större och resultaten visar exempelvis att det krävs 28 vikar för att skatta medelvärdet av kumulativt artantal i vikarna i havsområdet med en god precision ($\leq 20\%$; Fig. 4b). Med 16 vikar når man dock en precisionsnivå på 30 % för samtliga variabler. Här ska återigen nämnas att den geografiska spridningen i Bottniska viken var större i det data som analyserades baserat på *stationsmetoden* än i det data som analyserades på *transektmetoden*.



Figur 4. Samband mellan precision (ensidigt KI_{95} /medel) och ökad provtagningsinsats för variablerna (a, b) kumulativt antal arter och (c, d) kumulativt antal typiska arter per vik som inventerats med två olika metoder; (a, c) transektmetoden och (b, d) stationsmetoden. Data har delats upp på havsområde eftersom variansanalysen visade att en betydande del av variationen i artantal kan härledas till denna geografiska nivå (Tabell 1–3). Antalet analyserade vikar var i västra Bottniska viken 18 med transektmetoden, 43 med stationsmetoden, 10 och 27 med transekt- respektive stationsmetoden i nordvästra Egentliga Östersjön, samt 9 med transektmetoden i sydvästra Egentliga Östersjön.

Antal år

Beräkningar av variationskoefficienter med ökat antal provtagningsår visade att det, trots en liten variation mellan år, krävs minst fem provtagningsår för att uppnå en acceptabel precisionsnivå (<20 %) i antalet arter och andelen lång-skottsvegetation för de flesta av de undersökta vikarna (Fig. 5a, b, g). För makrofytindexet baserat på artförekomst var motsvarande siffra fyra år (Fig. 5f). Resultatet innebär att det är fullt möjligt att följa upp dessa variabler över de sexårscykler som utgör rapporteringsintervall i EU:s direktiv. Den stora mellanårsvariationen i täckningsgrad gör dock att det krävs många fler års provtagning för att nå en god precision för skattning av medelvärdet av den kumulativa täckningsgraden av bottenvegetation samt makrofytindexet baserat på täckningsgrad (Fig. 5c, e; 13 respektive 11 år för precisionsnivån 20 %). Om täckningsgraden av bottenvegetation ska följas upp måste man överväga att acceptera en lägre precisionsnivå. Med sex års inventeringar når man en precision av 30 % för kumulativ täckningsgrad av alla arter (Fig. 5c) samt makrofytindexet baserat på täckningsgrad (Fig. 5e) för de flesta vikar. För kumulativ täckningsgrad av typiska arter nås dock endast en precision på knappt 50 % (Fig. 5d). Denna precisionsnivå innebär möjligheten att statistiskt detektera en skillnad i två medelvärden med en faktor tre.

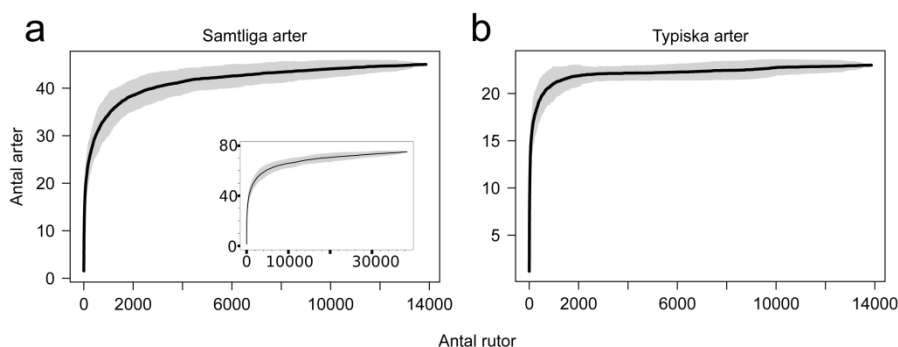


Figur 5. Samband mellan precision (ensidigt KI_{95} /medel) och ökat antal provtagningstillfällen (år) för de undersökta variablerna (a) kumulativt antal arter, (b) antal typiska arter, (c) kumulativ täckningsgrad, (d) täckningsgrad av typiska arter, (e) ett makrofytindex baserat på täckningsgrad eller (f) artförekomst, samt (g) andelen observationer med långskottsvegetation över 5 % täckning per vik. Analysen baseras på 46 vikar undersökta 3–7 år (med transektmetoden) i västra Bottniska viken, Skärgårdshavet, västra Finska viken och nordvästra Egentliga Östersjön. Streckad svart linje visar medianvärde och den grå ytan markerar övre och undre kvartil för de undersökta vikarna.

Artantalskurvor

Antal rutor och segment

Resultaten av de kumulativa artantalskurvorna visade att man kan observera de flesta arter med förhållandevis liten anstängning, eftersom kurvorna för vikarna ganska snart planar ut (Fig. 6). Det totala artantalet uppgick till ca 45 i de detaljstuderade vikarna (46 vikar). Nittio procent (90 %) av alla arter kunde observeras med mellan 2 000 – 3 000 inventeringsrutor (Fig. 6a). För antalet typiska arter var anstängningen något lägre än 2 000 rutor (Fig. 6b). Detta kan jämföras med att det vid 2004 års undersökningar totalt inventerades ungefär 3 500 rutor i vikar längs med kusten. Om man analyserar data från samtliga 468 lokaler som inventerats med *transektmetoden* ser man att artantalet uppgår till strax under 80 och för att observera 90 % av dessa krävs ca 10 000 inventeringspunkter (infälld graf i Fig. 6a).

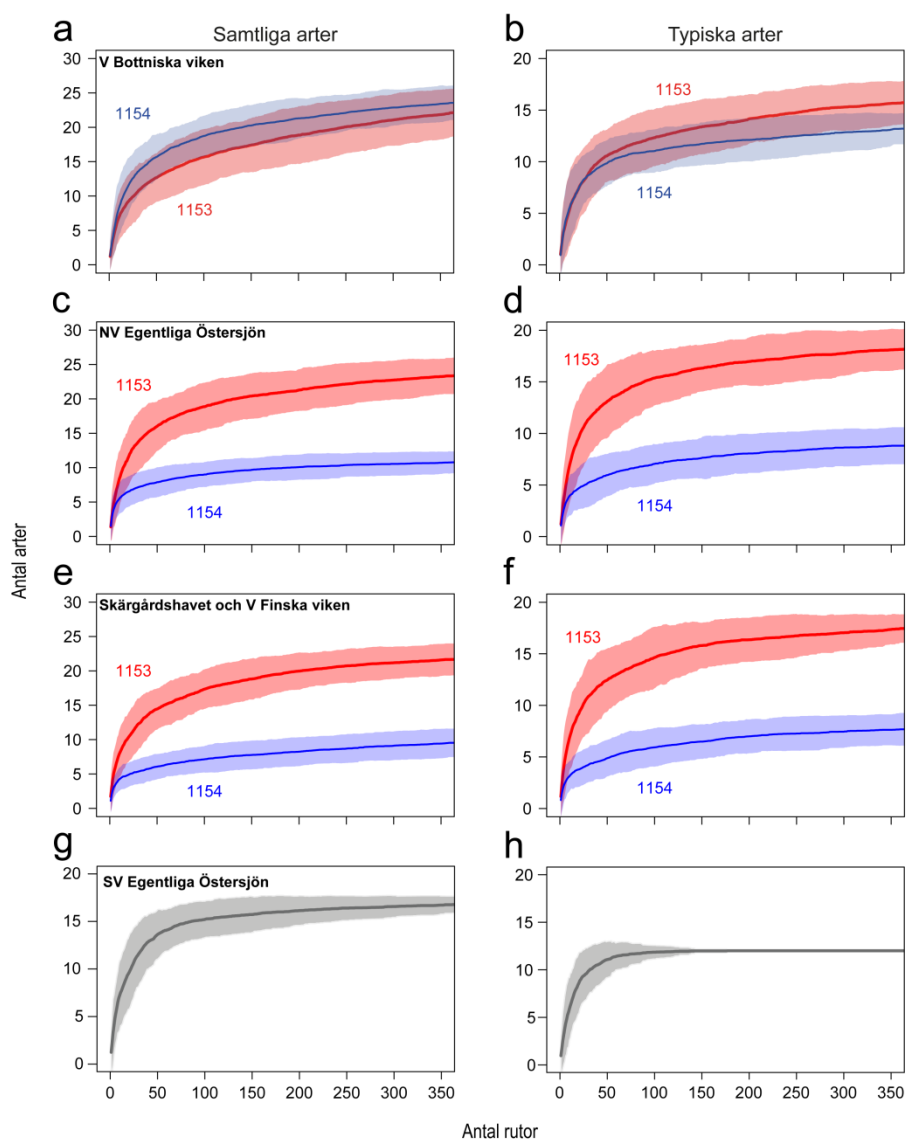


Figur 6. Samband mellan antal inventeringsrutor och kumulativt (a) antal arter och (b) antal typiska arter för de detaljstuderade vikarna ($n=46$ vikar, 13 863 rutor). Den infällda grafen visar resultat för samtliga inventerade lokaler 2001–2010 ($n=468$ lokaler, 38 431 rutor). Linjerna visar medel \pm SD i ljusare fyllnad.

Analyserna uppdelat på havsområde och naturtypsundergrupp visade att de flesta arter i nordvästra Egentliga Östersjön, Skärgårdshavet och västra Finska viken kan observeras med ca 150 inventeringsrutor (Fig. 7c, e). Artkurvan för *juvenila flador och flador* (1153) planar dock inte ut vid 150 rutor utan fortsätter att sakta öka med några få arter. Resultatet kan sättas i relation till att antalet inventeringsrutor var 1 203 i *juvenila flador och flador* respektive 640 i *gloflador och glon* år 2004 i de detaljstuderade vikarna i regionen.

Resultaten visade att för Bottniska viken krävs en högre provtagningsinsats än i de sydligare havsområdena. Vid ungefär 200 rutor har de flesta arter observerats (Fig. 7a) och vid 350 rutor är de flesta kurvor flacka och nästan alla arter som finns i den här miljön i respektive undersökt område har

observerats. Det är värt att notera att det inte var någon stor skillnad i artantal mellan de båda naturtypsundergrupperna i Bottniska viken men att *glon och gloflador* (1154) hade något fler arter än *juvenila flador och flador* (1153), vilket är tvärt

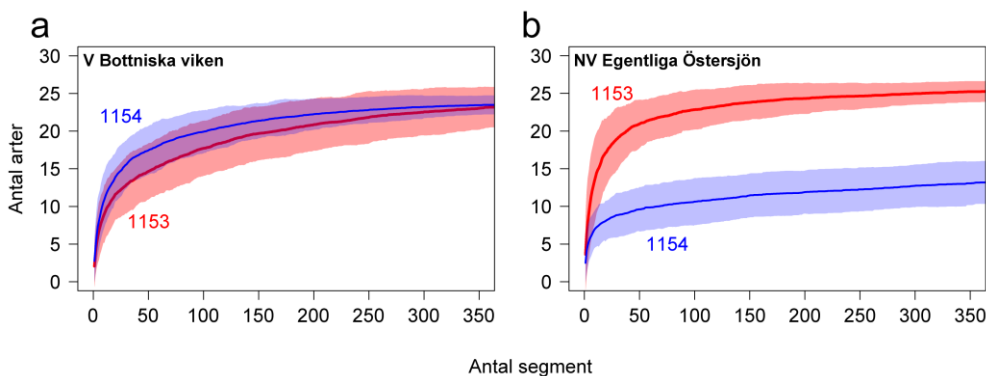


Figur 7. Samband mellan antal inventeringsrutor och kumulativt antal arter i (a, b) västra Bottniska viken (18 vikar), (c, d) nordvästra Egentliga Östersjön (14 vikar), (e, f) Skärgårdshavet och västra Finska viken (12 vikar) samt (g, h) sydvästra Egentliga Östersjön (9 vikar; se text för detaljer). Graferna till vänster (a, c, e, g) visar totala antalet arter medan graferna till höger (b, d, f, h) visar typiska arter. Linjerna visar medel \pm SD i ljusare fyllnad, uppdelat på naturtypsundergrupperna juvenila flador och flador (1153) samt gloflador och glon (1154). Eftersom analysen för sydvästra Egentliga Östersjön baserades på ett litet datamaterial gjordes ingen uppdelning på naturtypsundergrupp i detta havsområde.

emot resultatet för de södra havsområdena. Överlag var det fler arter i norr än i söder. Detta beror på att det finns fler arter av sötvattensursprung i den norra regionen. Resultatet för antalet typiska arter (Fig. 7b, d, f) var ungefär detsamma som för det totala artantalet, men provtagningsinsatsen var ungefär 50 rutor lägre för att uppnå samma resultat.

Resultaten för södra Egentliga Östersjön visade på lägre totalt kumulativt artantal och att de flesta arter kan observeras med en något lägre provtagningsinsats jämfört med i de andra havsområdena (Fig. 7g, h). Redan vid 100 och 50 rutor hade de flesta arter respektive typiska arter observerats. Eftersom analysen baserades på ett litet datamaterial (9 vikar) gjordes ingen uppdelning på naturtypsundergrupp i detta havsområde, men samtliga undergrupper var representerade i datamaterialet.

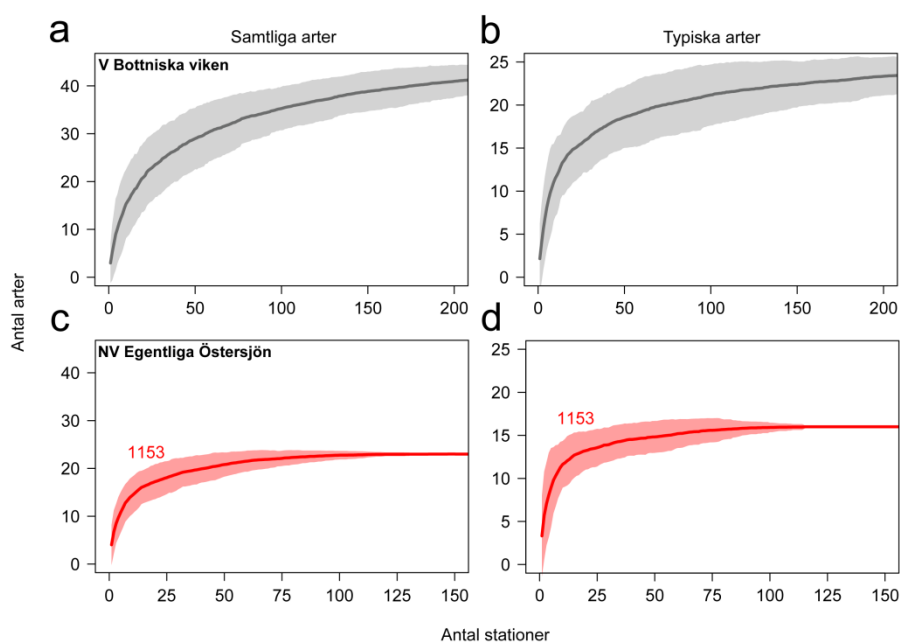
Analysen av arter i transektsegment visade att man med samma antal provtagningsenheter observerar något fler arter på segmenten jämfört med i rutorna (Fig. 8 jmf. Fig. 7), vilket inte är överraskande då den inventerade ytan är större i segmenten (ca 10 m²) jämfört med rutorna (0,25 m²). Resultatet visar också att man tidigare når en utplanande kurva i kumulativ artförekomst med segmentdata (ca 100 och 150 segment för norra Egentliga Östersjön respektive Bottniska viken) jämfört med rutdata. En kombination av båda metoderna (ruta och segment) är därför att rekommendera för effektiv skattning av både täckningsgrad och artantal med *transektmetoden*.



Figur 8. Samband mellan kumulativt artantal och antal inventeringssegment (transektmetoden; se text för beskrivning) för de undersökta vikarna uppdelat på naturtypsundergrupperna juvenila flador och flador (1153) samt gloflador och glon (1154) i två havsområden; (a) västra Bottniska viken (18 vikar) och (b) nordvästra Egentliga Östersjön (14 vikar). Linjen visar medel \pm SD i ljusare fyllnad.

Antal stationer

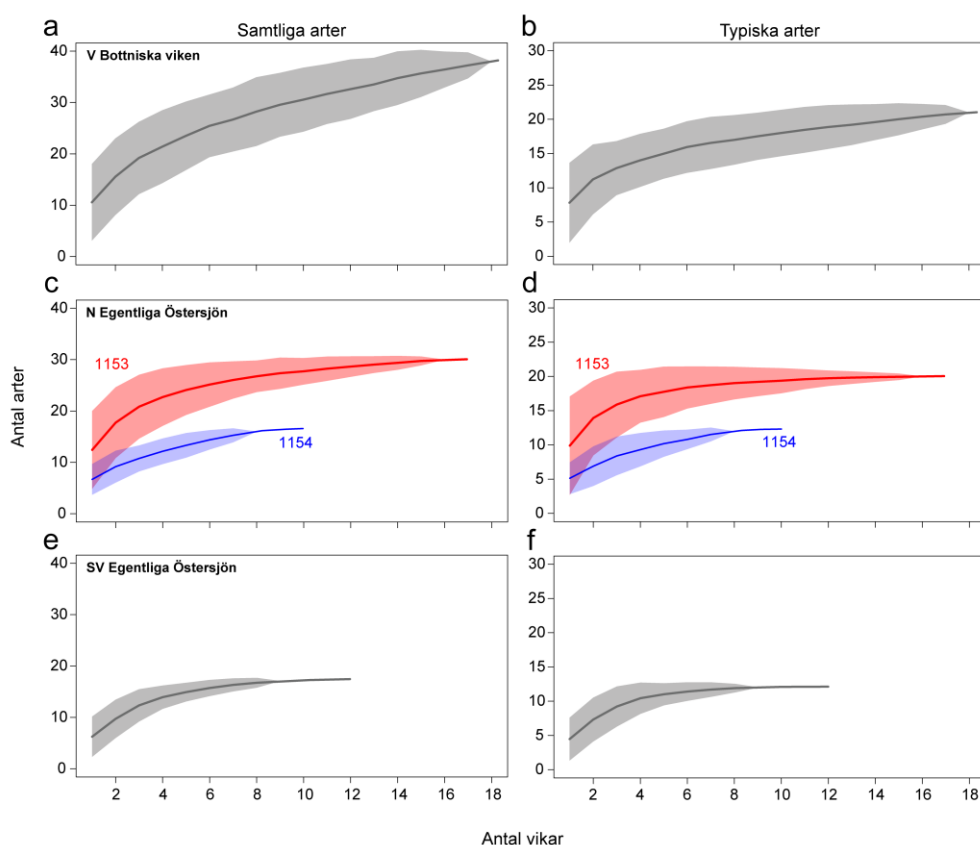
Resultaten av de kumulativa artantalskurvorna för vegetationsundersökningar som utförts med *stationsmetoden* visar att de flesta arter observeras med mellan 100 till 150 stationer i Bottniska viken (Fig. 9a, b), medan det räcker med ca 30 stationer i norra Egentliga Östersjön (Fig. 9c, d). Den högre provtagningsinsatsen i Bottniska viken beror på det högre antalet arter, samt större olikheter i artförekomst mellan stationer i denna region.



Figur 9. Samband mellan antal inventeringsstationer och kumulativt artantal för vikar som inventerats med *stationsmetoden* (se text för beskrivning) i (a, b) västra Bottniska viken och (c, d) nordvästra Egentliga Östersjön. Linjerna visar medel \pm SD i ljusare fyllnad. De två graferna till vänster visar totala antalet arter (a, c) medan de två graferna till höger visar antalet typiska arter (b, d). Endast vikar av naturtypsundergruppen juvenila flador och flador (1153) är medtagna för nordvästra Egentliga Östersjön (inkluderar även ett fåtal lagunartade vikar med smalt sund, 1152) eftersom antalet vikar och stationer av naturtypsundergruppen gloflador och glon (1154) var för få i detta havsområde. Vikarna är inte uppdelade på naturtypsundergrupp för Bottniska viken eftersom tidigare analyser inte visade på någon skillnad i kumulativt artantal med ökad provtagningsinsats mellan dem (Fig. 7a, b). Det totala antalet stationer i analyserna var 352 (43 vikar) i västra Bottniska viken och 151 (24 vikar) i nordvästra Egentliga Östersjön.

Antal vikar

Studerar man antalet arter per vik (Fig. 10) finner man att i norra Egentliga Östersjön (Fig. 10c) har man redan vid 8–10 vikar observerat de flesta arter som förekommer i detta havsområde (gäller båda metoder). Ett liknande resultat får man för vikar i södra Egentliga Östersjön (Fig. 10e). För Bottniska viken krävs en högre replikering av vikar, ca 18–20 stycken för att uppnå samma resultat (Fig. 10a). Om man endast är intresserad av antalet typiska arter räcker det med att inventera ungefär åtta vikar i norra respektive södra Egentliga Östersjön (Fig. 10 d, f) och 16 vikar i Bottniska viken (Fig. 10b). Detta förutsätter dock att vikarna är fördelade över ett stort geografisk område och har olika karaktär med avseende på exempelvis morfometri och vågexponering (precis som i det analyserade materialet).



Figur 12. Samband mellan kumulativt artantal och antal inventerade vikar i (a, b) västra Bottniska viken, (c, d) norra Egentliga Östersjön och (e, f) sydvästra Egentliga Östersjön som inventerats med transektmetoden (se text för beskrivning). Linjerna visar medel \pm SD i ljusare fyllnad. Graferna till vänster (a, c, e) visar totala antalet arter medan graferna till höger (b, d, f) visar antalet typiska arter. Vikarna är uppdelade på natur-typsundergrupp i norra Egentliga Östersjön; juvenila flador och flador (1153) samt glo-flador och glon (1154). Antalet vikar i västra Bottniska viken och sydvästra Egentliga Östersjön var för få för att göra denna uppdelning.

Sammantaget kan man konstatera att för skattningar av den kumulativa artförekomsten med *transektmetoden* i ett havsområde krävs inventeringar i minst 8–10 vikar med sammanlagt 150 rutor i södra respektive norra Egentliga Östersjön och minst 18–20 vikar med sammanlagt 200 rutor i Bottniska viken. Detta förutsätter att rutorna fördelas geografiskt i vikarna enligt metoden som använts vid inventeringarna som ligger till grund för analysen. Om man använder sig av artobservationer i transektsegmenten mellan inventeringsrutorna kan arbetsinsatsen vara något lägre och det räcker med ca 100 och 150 transektsegment i Egentliga Östersjön respektive Bottniska viken. Detta motsvarar ca 1 000 eller 1 500 transektmeter. Vid inventeringar i Uppsala, Stockholms och Södermanlands län motsvarade 1 000-transektmeter ungefär en halv dags arbete för två personer (8 mantimmar) borträknat tid för transporter till och från undersökningslokalerna (J. Hansen, opubl.). Eftersom flera lokaler och naturtyper bör besökas för skattning av kumulativt artantal tar transporter mellan lokaler mycket tid i anspråk (cf. Persson & Johansson 2007).

Vid inventeringar med *stationsmetoden* krävs minst 30 stationer i norra Egentliga Östersjön och 100 stationer i Bottniska viken med sammanlagt ca 10 respektive 20 vikar för att skatta det totala antalet arter i havsområdena. Vid de inventeringarna som utfördes i pilotprojektet i Bottniska viken år 2014 (Gustavsson m.fl. manus) gjordes i genomsnitt 12 stationer och 1,5 vikar per dag för ett arbetslag bestående av 2 personer (J. Hansen, opubl.). Arbetet inkluderade provtagning av både fiskyngel och bottenvegetation, varav halva tiden åtgick för vegetationskarteringen (8 mantimmar).

SLUTSATSER

I den här studien har bottenvegetationens variation i grunda Östersjövikar (habitatdirektivets naturtyp *laguner* 1150, med undergrupperna 1153 och 1154) analyserats med hänseende på skillnader i olika geografisk skala och inventeringsår. Analysen bygger på data som samlats in i den här miljön de senaste 14 åren (2001–2014), där en stickprovsmetod längs transekter (2001–2010) eller slumpvist placerade stationer (2014) tillämpats. De responsvariabler som analyserades var totalt antal arter, antal typiska arter, täckningsgrad, två index baserat på indikatorarter, samt andelen långskottsvegetation.

Resultaten visade att den största andelen av den totala variansen kunde härledas till skillnader inom vikar och mellan vikar, medan endast en liten del av variansen kunde härledas till skillnader mellan län och havsområden (Bottniska viken, Skärgårdshavet, Finska viken, norra och södra Egentliga Östersjön). Resultaten innebär att upprepad provtagning inom vik är viktig för att jämföra vikar. Man bör även provta många vikar för att uttala sig om deras generella status, medan små skillnader mellan län gör att mindre vikt behöver läggas vid replikering av län inom ett havsområde. Variansen som kunde härledas till län och havsområde var störst i de analyser som inkluderade data från de mest sydliga och nordliga regionerna. Det är därför av störst vikt att replikera inom havsområde längst i norr och söder. Analysen visade även en viss variation mellan år, men det var ingen samstämmig variation mellan vikar de undersökta åren. Av de undersökta responsvariablerna uppvisade vegetationens täckningsgrad störst variation medan antalet arter och indexet som baseras på antalet indikatorarter varierade minst.

Utifrån resultaten föreslås, för samtliga havsområden, att minst 100 små inventeringsrutor ($0,25 \text{ m}^2$) eller 30 större stationer (79 m^2) bör inventeras per vik för att få en god precision ($<20 \%$) i medelvärdeskattning av antal arter och täckningsgraden av bottenvegetation per vik. Detta motsvarar ungefär 8 mantimmar med den första metoden respektive 20 mantimmar med den andra metoden (fördelat på två personer). Med en lägre provtagningsinsats om 70 små inventeringsrutor (ca 6 h) eller 12 stationer (ca 8 h) per vik nås en lägre men acceptabel precision ($<30 \%$).

Vid uppföljning av antal arter, typiska arter, täckningsgrad, indikatorartsindexen och andel långskottsvegetation och på havsområdesnivå krävs att minst 16 vikar undersöks för att nå god precision i norra Egentliga Östersjön. För kumulativt artantal krävs att minst 8 vikar per naturtypsundergrupp provtas eftersom antalet arter och artsammansättningen skiljer mellan naturtypsundergrupperna i det här havsområdet. Då variationen mellan vikar var högre i södra Egentliga Östersjön och Bottniska viken än i norra Egentliga

Östersjön krävs en provtagning av 20 till 30 vikar för att nå en god precision (<20 %) i medelvärdesskattningar av de undersökta responsvariablerna i de två förstnämnda havsområdena. Med 16 vikar når man dock en lägre, men acceptabel, precisionsnivå (<30 %). För god precision avseende mellanårsvariation föreslås en provtagning om sex år för de undersökta uppföljningsvariablerna.

Resultaten som redovisas i den här studien komplementerar de undersökningar som gjorts av variation i fiskyngelförekomst i samma typer av Östersjövikar (Bergström m.fl. manus, Gustavsson m.fl. manus) och tillsammans kan studierna utgöra en grund för att utforma uppföljningsprogram av biologiska indikatorer i grunda vikar i Östersjön. Undersökningar av fiskyngel har visat att det krävs en ungefär likvärdig inventeringsinsats för att observera det kumulativa antalet fiskarter i ett havsområde (≤ 100 stationer och 16 vikar) som antalet arter av bottenvegetation. För medelvärdesskattningar av antalet arter och abundans av fiskyngel krävs dock en betydligt högre inventeringsinsats och precisionsnivån har föreslagits till endast 50 % eftersom variationen i fiskyngelförekomst är mycket stor. Bergström m.fl. (manus) föreslår en total insats av 120 stationer per havsområde fördelade på 10–20 stationer per vik eller område, vilket är i linje med vad resultaten av föreliggande studie visar (12 stationer i 16 vikar = 192 stationer per havsområde). Gustavsson m.fl. (manus) konstaterade dock att Bergstöms m.fl. (manus) förslag var en underskattning för Bottniska viken, men att ca 180 stationer var tillräckligt för god precision i medelvärdesskattning av antal arter och diversitetsindex av fiskyngel i *laguner*, medan man för medelvärdesskattningar av abundans av fiskyngel skulle behöva betydligt fler stationer (≥ 230). Till skillnad från den visuella skattningen av vegetation är yngelprovfisket destruktivt eftersom det utförs med undervattensdetonationer. Detta begränsar möjligheten att ta många prov per område (Bergström m.fl. manus). Vid kombinerade fiskyngel- och vegetationsundersökningar kan man med fördel inventera fler stationer vegetation i ett område för att uppnå en bättre statistisk precision för vegetationsundersökningen eftersom vegetationsmetoden inte är destruktiv.

ERKÄNNANDEN

Tack Mats Blomqvist (Hafok AB), Gustav Johansson (Hydrophyta Ekologi-konsult), Johan Eklöf och Serena Donadi (Stockholms universitet) för hjälp vid framtagning av data, samt Gustav Johansson för hjälp vid granskning av artutbredningar. Följande personer lämnade värdefulla kommentarer på rapporten; Jan Albertsson och Mats Lindegarth (Havsmiljöinstitutet), Kristin Dahlgren (Länsstyrelsen i Västerbotten), Norbert Haubner (Havs- och vattenmyndigheten) samt Mona Naeslund (ArtDatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet).

REFERENSER

Appelgren K & Mattila J. 2005. Variation in vegetation communities in shallow bays of the northern Baltic Sea. *Aquatic Botany* 83: 1–13.

Bates D, Maechler M, Bolker B & Walker S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1–48.

Bergström U & Sundblad G m.fl. Manuskript. Undersökningstyp kust och hav: Yngelprovfiske med undervattensdetonationer. Version 2014-05-09. Havs- och vattenmyndigheten. 40 sid.

Blomqvist M, Wikström SA, Carstensen J, Qvarfordt S & Krause-Jensen D. 2014. Response of coastal macrophytes to eutrophication. *Waters rapport 2014:2*. Havsmiljöinstitutet. 82 sid.

Dahlgren S. 2001. Undersökning av fem grunda havsvikar i Bergkvara skärgård, Egentliga Östersjön, samt bedömning av miljöföreningen Södra Ragnabos miljö-förbättrande åtgärder i vikarna Kitteln och Eneskärsviken. Examensarbete. Botaniska institutionen, Stockholms universitet. *Växtekologi* 2001/6. 20 sid.

Dahlgren S & Kautsky L. 2004. Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load? *Hydrobiologia* 514: 249–258.

Dahlgren T, Lindegarth M, Kilnäs M & Hammersland J. 2012. Manual för uppföljning av marina miljöer i skyddade områden, version 4.5.4, 2012-03-16. Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten. 122 sid.

Eriksson BK, Sandström A, Isæus M, Schreiber H & Karås P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 61: 339–349.

Gullström M, Sundblad G, Mörk E, Lilliesköld Sjö G, Naeslund M, Halling C, Lindegarth M. 2014. Utvärdering av videoteknik som visuell undervattensmetod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter: metodsäkerhet, precision och kostnader. Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten.

Gustavsson A, Johansson G, Persson J, Hansen J & Arvidsson M. Manuskript. Fiskreproduktion i naturtyperna 1130 estuarier och 1150 laguner i Botten-viken och Bottenhavet. Pilotdrift och utvärdering 2014. Havs- och vatten-myndigheten. 75 sid.

- Hansen J. 2010. Effects of morphometric isolation and vegetation on the macroinvertebrate community in shallow Baltic Sea land-uplift bays. Doktorsavhandling, Botaniska institutionen, Stockholm universitet.
- Hansen J. 2012. Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea: analysis of human influences and a proposal of a method for assessment of ecological status. *Plants & Ecology*, ISSN 1651-9248; 2012/2. 37 sid. [Erratum 2012-11-23].
- Hansen J, Johansson G & Persson J 2008a. Grunda havsvikar längs Sveriges kust. Mellanårsvariationer i undervattensvegetation och fiskyngelförekomst. Länsstyrelsen i Uppsala län. Länsstyrelsens meddelandeserie 2008:16. 70 sid.
- Hansen JP, Sagerman S & Wikström SA. 2010. Effects of plant morphology on small-scale distribution of invertebrates. *Marine Biology* 157: 2143–2155.
- Hansen, JP & Snickars M. 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738: 171–189.
- Hansen, JP, Wikström SA & Kautsky L. 2008b. Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 535–547.
- Hansen JP, Wikström SA & Kautsky L. 2012. Taxon composition and food-web structure in a morphometric gradient of Baltic Sea land-uplift bays. *Boreal Environment Research* 17: 1–20.
- HelCom 2013. Helsinki Commission. Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. *Baltic Sea Environmental Proceedings* 138. 70 sid.
- Hothorn T, Bretz F & Westfall P. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50: 346–363.
- Johansson G. 2010. Manualer för uppföljning i marina miljöer, del 1. 1150 Laguner, 1160 Stora grunda vikar och sund och 1650 Smala vikar i Östersjön. Naturvårdsverket.
- Johansson G & Persson J. 2006. Fiskrekrytering och undervattensvegetation. En fortsatt studie av elva grunda havsvikar i Södermanlands län sommaren 2005. Länsstyrelsen i Södermanlands län. Rapport 2006:5. 41 sid.

- Johansson G, Persson J & Hjelm M. 2009. Grunda marina områden i Gräsö södra skärgård. Inventering och studier av fiskrekrytering och undervattensvegetation sommaren 2007. Länsstyrelsen i Uppsala län. Rapport 2009:1.
- Loreth T, Persson J & Johansson G. 2009. Undervattensvegetation och fiskyngel i Alskärsfjärden och vattenområdet utanför Grönö fiskehamn, östra Lövsta-bukten. Upplandsstiftelsen. Rapport 2009/9. 8 sid.
- Munsterhjelm R. 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Botanica Fennica* 157:1–68.
- Naeslund M. 2014. Biogeografisk uppföljning: Förslag till utökad övervakning för delsystem hav. Version 1.1 2014-10-15. Havs- och vattenmyndigheten.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H & Wagner H. 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Persson J & Johansson G. 2007. Manual för basininventering av marina habitat (1150, 1160 och 1650) – Metoder för kartering av undervattensvegetation, version 5. Naturvårdsverket. 29 sid.
- Persson J, Johansson G & Hjelm M. 2009. Fiskrekrytering och undervattensvegetation i grunda havsvikar i Södermanlands län 2004–2008. Länsstyrelsen i Södermanlands län. Rapport 2009:11. 62 sid.
- Persson J, Loreth T & Gustavsson J. 2009. Glofladan NO Olaskär. Ett restaureringsobjekt? Upplandsstiftelsen. Rapport 2009/13. 4 sid.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- Snickars M, Sandström A, Lappalainen A, Mattila J, Rosqvist K & Urho L. 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 81: 247–256.

Snickars M, Sundblad G, Sandström A, Ljunggren L, Bergström U, Johansson G & Mattila J. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. Marine Ecology Progress Series, 398: 235–249.

SMHI:s Havsmiljödata, 2013. Levererade originaldata ”2002-2008_HAFOK_PB-GRUNDA_version-2012-04-03”, tillgänglig via <http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata> [hämtad 2013-08-16].

Svensson R, Gullström M & Lindegarth M. 2011. Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden. Havsmiljöinstitutet och Göteborgs universitet. 93 sid.

Sundblad G, Isæus M, Florén K & Wijkmark N. 2012. Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper: Jämförande metod och verifiering i Skåne. AquaBiota Notes 2012:05. 28 sid.

VISS. 2014. Vatteninformationssystem Sverige, www.viss.lansstyrelsen.se [hämtad 2013-08-16].

Willby NJ, Abernethy VJ & Demars BOL. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. Freshwater Biology 43: 43–74.

Wijnbladh E, Jönsson BF & Kumblad L. 2006. Marine ecosystem modeling beyond the box: using GIS to study carbon fluxes in a coastal ecosystem. Ambio 35: 484–495.

APPENDIX 1

Datagranskning

Tre olika data-set har ingått i materialet som har analyserats i föreliggande studie;

- Databasen ”Grunda”, framtagen för basinventering av Natura 2000 naturtyperna *laguner* (1150) och *grunda vikar och sund* (1160) och rapporterad till nationell datavärd (”2002-2008_HAFOK_PB-GRUNDA_version-2012-04-03” [SMHIs havsmiljödata, 2013]). De här data består av 23 303 observationer i inventeringsrutor, och 20 789 observationer i transektsegment.
- En utökad version av databasen *Grunda*, innehållande fler inventeringar som utförts med samma metod som i den ursprungliga databasen *Grunda*. De här data har samlats in av, eller på uppdrag av, f.d. Fiskeriverket (nu Sveriges Lantbruksuniversitet), länsstyrelser i Sverige, Stockholms universitet, Upplandsstiftelsen, Yrkeshögskolan Novia och Åbo Akademi i Finland, samt Ålands Landskapsregering (Hansen, 2012). Det här materialet består av 38 783 observationer i inventeringsrutor, och 23 283 observationer i transektsegment.
- Samtliga data som samlats in år 2014 i norra Egentliga Östersjön och Bottniska viken med metoden som föreslagits i Bergström m.fl. (manuskript). Det här materialet kommer från två olika projekt, dels ett pilotprojekt i Bottniska viken utfört på uppdrag av Havs och Vattenmyndigheten och ArtDatabanken (Gustavsson m.fl. 2014), dels forskningsprojektet ”Plant-Fish” vid Stockholms universitet (pers. komm. Johan Eklöf, institutionen för ekologi, miljö och botanik). Författaren av föreliggande rapport deltog i båda projekten och har därmed god insyn i datainsamlingen som sammanlagt bestod av 521 stationer i naturtypen *laguner* (observera att i de två projekten samlades data även in i naturtyperna *estuarier* [1130] och några få *grunda vikar och sund* [1160]).

Före analyserna granskades data i enligt med de riktlinjer som tagits fram av Havsmiljöinstitutet, men med anpassning till de förutsättningar som gäller för ett multivariat och komplext biologiskt data som de som ingår i föreliggande studie. Nedan visas endast resultat från granskningen av de data som finns hos den nationella datavärden (SMHI; ”2002-2008_HAFOK_PB-GRUNDA_version-2012-04-03”). Samma granskningssteg gjordes även för de övriga data. Sist i

detta appendix finns en tabell med potentiella fel och föreslagna korrigeringar för den nationella databasen.

Följande steg utfördes:

1. **Identifiering och granskning av felinmatningar** i form av felaktiga tecken, decimaler, numeriska värden eller text, samt saknade värden.

Endast några få felinmatningar observerades då en granskning redan gjort av inmatningssamordnare och applikationsutvecklare Mats Blomqvist, Hafok AB. Exempelvis saknas djupuppgifter för fyra (4) av de 34 688 observationerna, decimalfel påträffades i två fall och dubbelinmatning av data har gjorts i några få fall. Utöver dessa identifierades fall där metoden frångåtts (t.ex. ej transektobservationer), flera synonyma namn på lokaler använts, samt data som inte matats in i databasen (men inventerats i Basinventeringen). Felen listas i tabellen längst bak i detta appendix.

2. **Identifiering och granskning av kraftigt avvikande univariata observationer ("utelligare").**

Några få utelligare (9) observerades med enskilda artobservationer >100% (Fig. A1:1a), ett antal djupangivelser var noll (102 st.) eller lägre än noll (107 st., Fig. A2:3a) sannolikt som ett resultat av att fältobservationer korrigerats mot medelvattenstånd. En extrem utöver det normala spannet identifierades i turbiditet (Fig. A2:3b). Inga udda, orimliga värden observerades i kumulativ täckningsgrad (Fig. A1:1b, samtliga väldigt höga värden kontrollerades men inga var orimliga då täckning av arter kan överlappa i en tredimensionell rymd och vara långt över 100 %). Inga avvikelser observerades heller för de fyr- eller femgradiga skalor som avvänts för abundans av arter på transektsegment eller abundans av trådformiga alger (Fig. A1:1d, Fig. A1:2a, b), förutom ett antal saknade värden. Vid granskningen identifierades heller inga orimliga värden i salinitet (Fig. A1:3c) och frekvensen återspeglar värden som kan förväntas i de havsområden som har provtagits. Inga prov eller värden togs bort vid analyserna.

3. **Grafisk granskning om frekvens av observerade värden förändrats över tid.** Detta steg utfördes dels på samtliga samlade data, dels på data vik för vik för de vikar som inventerats många år.

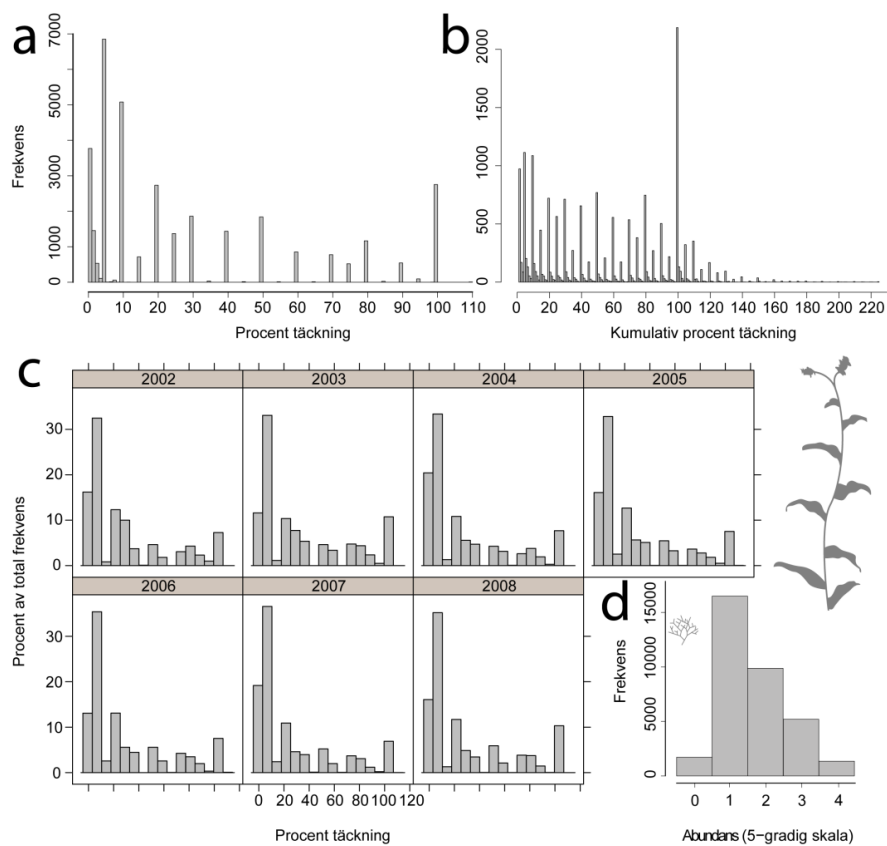
Frekvensen av observerade värden kunde inte bedömas ha förändrats systematiskt över tid.

4. Identifiering och granskning av kraftigt avvikande multivariata observationer ("uteliggare").

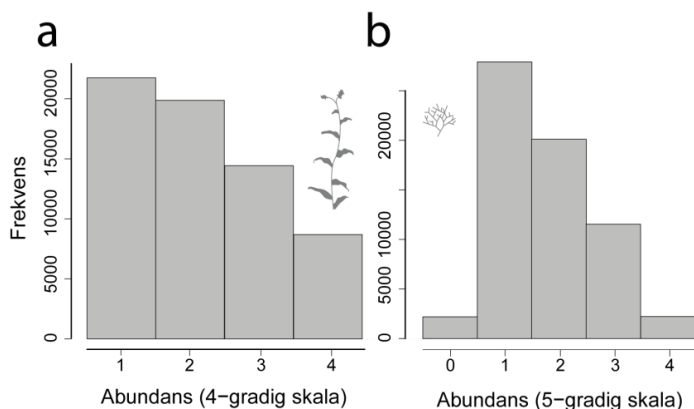
Uteliggare observerades i en stegvis process med ordinationer (Correspondence Analysis i vegan i R, Fig. A1:4) eftersom de uteliggare som först observerades var observationer med väldigt ovanligt förekommande taxa. Ytterst få av dessa avvek från naturliga mönster. När de här observationerna togs bort framkom observationer med relativt ovanligt förekommande taxa, vilka heller inte avvek från naturliga mönster. Processen upprepade ett flertal gånger utan att några observationer som avvek från naturliga mönster kunde identifieras. Därefter identifierades uteliggare med ovanliga kombinationer av arter. Inte heller dessa avvek från naturliga mönster. Istället gjordes en genomgång av koordinater för observationer av arter i ett kart-program, art för art, för att identifiera felaktiga inmatningar (se nedan). Inga prov eller värden togs bort vid analyserna.

5. Kartografisk granskning av artobservationer.

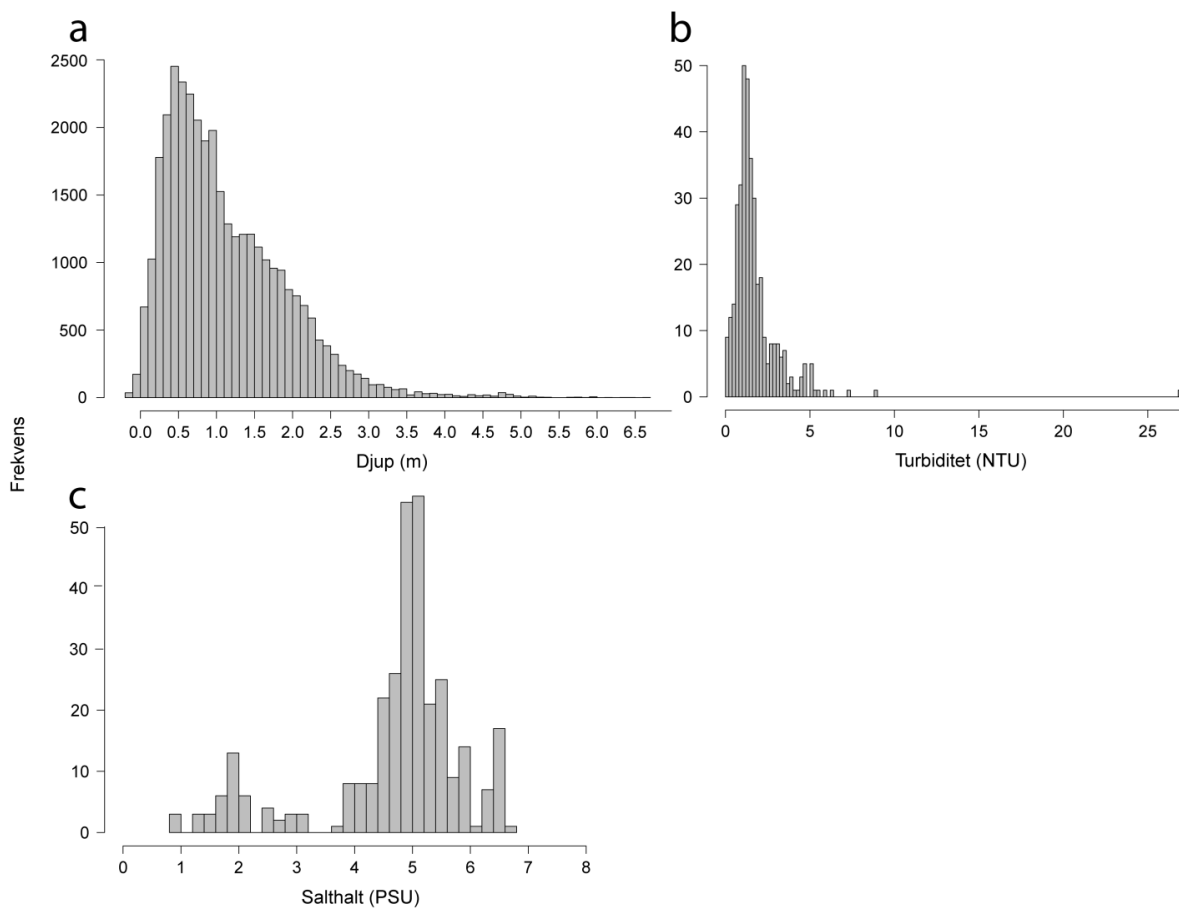
Positionsangivelser för artobservationer kontrollerades i kartor, art för art, med jämförelser mot känd artutbredning. I detta steg granskades endast de arter/taxa som metoden är avsedd för att studera, d.v.s. stora submersa arter. De arter som uteslöts var terrestra och emersa kärleväxter, liksom de arter som enligt manualen ska grupperas som trådformiga alger, samt skorpertade alger. Bedömning av utbredning av arter baserades på författarens och Gustav Johanssons (Hydrophyta Ekologikonsult) expertkunskap. Vid misstänkt felaktiga observationer togs kontakt med ansvarig person för inventeringarna i respektive län och i flera fall gjordes en ny artbestämning baserat på referensmaterial från inventeringarna (herbarieark). I det här steget upptäcktes flera felaktigheter, t.ex. felaktiga artbestämningar och felinmatningar i form av kolumnförskjutningar som skett vid inmatning av data.



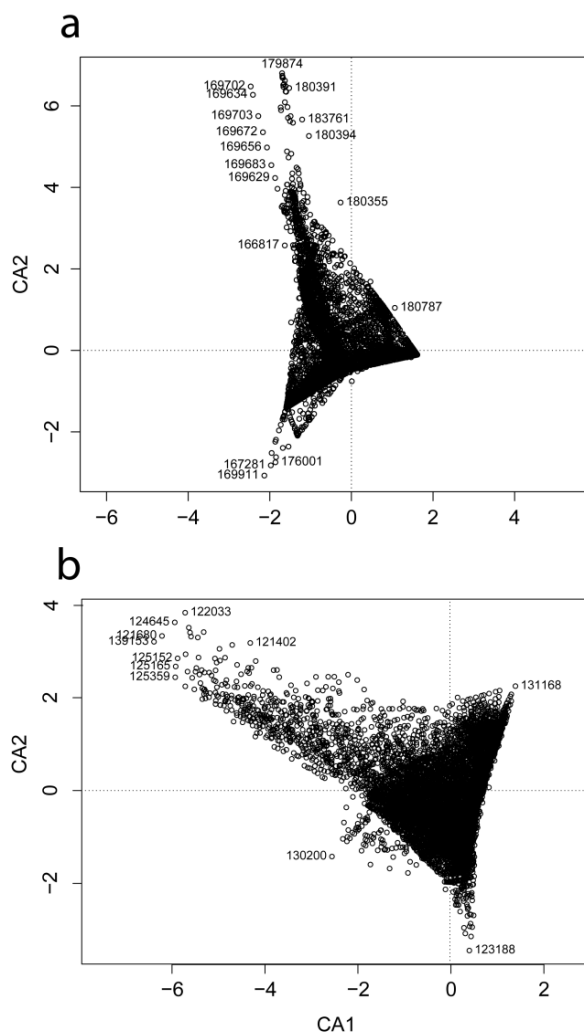
Figur A1:1. Frekvensfördelning av observationer i (a) procentuell täckningsgrad per art och ruta samt (b) kumulativ täckningsgrad av alla arter per ruta för samtliga inventeringsår. Endast stora submersa arter (makrofyter) är medtagna i sammanställningen (se text för detaljer). Delfigur (c) visar proportionell frekvensfördelning i observationer av täckningsgrad per art per ruta de olika inventeringsåren. Delfigur (d) visar frekvensfördelning av observationer av abundans av trådformiga alger per ruta för samtliga inventerade år.



Figur A1.2. Frekvensfördelning av observationer i abundans av (a) stora submersa arter (makrofyter) samt (b) trådformiga alger per transektsegment för samtliga inventerade år.



Figur A1.3. Frekvensfördelning av observationer av (a) djup, (b) turbiditet och (c) salinitet för samtliga inventeringsår.



Figur A1:4. Exempel på ordination av (a) *inventeringsrutor* och (b) *transektsegment* baserat på artsammansättning, där uteliggare identifierats med ID-nummer.

Förslag till korrigeringar i databasen "GRUNDA"

Tabell med förslag till korrigeringar i databasen "GRUNDA" (2002-2008_HAFOK_PB-GRUNDA_version-2012-04-03, SMHIs havsmiljödata, 2013).

Tabell	ID-nummer/namn	Notering/Fel	Åtgärdsförslag
ruta	rutID 165983	<i>Ceratophyllum submersum</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Ceratophyllum demersum</i> ¹
ruta	rutID 169138	Avstånd från start felaktigt	Ändra till 430, Flagga
ruta	rutID 169368	<i>Chara contraria</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Chara</i> ²
ruta	rutID 169509	<i>Tolypella glomerata</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Tolypella nidifica</i> ²
ruta	rutID 169511	<i>Tolypella glomerata</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Tolypella nidifica</i> ²
ruta	rutID 169524	<i>Tolypella glomerata</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Tolypella nidifica</i> ²
ruta	rutID 169630	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169640	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169641	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169662	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169663	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169671	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169674	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169680	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 169695	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 174371–174375	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns	Flagga

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

		eller känt habitat.	
ruta	rutID 174388-174395	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175358-175359	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175362	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175365	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175367	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175371	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175375	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175379	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175381	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175382	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175386	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175392	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175396–99	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175404	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175415	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 175416	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
ruta	rutID 174939–174955	Dubbelinmatning	Ta bort

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

ruta	rutID 174969–174981	Dubbelinmatning	Ta bort
ruta	rutID 174998–175013	Dubbelinmatning	Ta bort
ruta	rutID 175024–175033	Dubbelinmatning	Ta bort
ruta	rutID 175039–175043	Dubbelinmatning	Ta bort
ruta	rutID 175052–175059	Dubbelinmatning	Ta bort
ruta	rutID 175060–175207	Data från Bredasund 2008 är fel, förmodligen p.g.a kolumnförskjutning vid import ³	Ta bort data och importera på nytt från originalkälla
ruta	rutID 176532	<i>Phragmites australis</i> 5.01 %. Felaktigt värde.	Ändra till 5 %
ruta	rutID 176537	<i>Phragmites australis</i> 5.01 %. Felaktigt värde.	Ändra till 5 %
ruta	rutID 186993	<i>Fucus vesiculosus</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187515	<i>Myriophyllum spicatum</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187516	<i>Myriophyllum spicatum</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187668	<i>Ruppia cirrhosa</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187691	<i>Zannichellia palustris</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187697	<i>Ruppia cirrhosa</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187698	<i>Ruppia cirrhosa</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187699	<i>Ruppia cirrhosa</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	rutID 187702	<i>Ruppia cirrhosa</i> 110 %. Felaktigt värde.	Kontroll mot originalprotokoll (100 eller 10 %)
ruta	Sök efter kriterium	Djup i meter <0	Flagga, ange värdet 0?
segment	segmentID 122003	<i>Ceratophyllum submersum</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Ceratophyllum demersum</i> ¹
segment	segmentID 122006	<i>Ceratophyllum submersum</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Ceratophyllum demersum</i> ¹
segment	segmentID 122236	<i>Chaetomorpha aerea</i> . Synonym till <i>Chaetomorpha linum</i>	Ändra till <i>Chaetomorpha linum</i>
segment	segmentID 122318	<i>Fucus evanescens</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Fucus vesiculosus</i> ³
segment	SegmentID 122415	<i>Fucus spiralis</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Fucus vesiculosus</i> ³
segment	SegmentID 122936	Slutpunkt felaktig	Ändra till 220
segment	segmentID 122936	<i>Zostera</i> . Felinmatning.	Ändra till <i>Zostera marina</i> ³

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

segment	segmentID 122968	<i>Zostera angustifolia</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Zostera marina</i> ³
segment	segmentID 125058	<i>Chara contraria</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Chara</i> ²
segment	segmentID 125075–79	<i>Chara contraria</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Chara</i> ²
segment	segmentID 125192–95	<i>Tolypella glomerata</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Tolypella nidifica</i> ²
segment	segmentID 125201	<i>Tolypella glomerata</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Tolypella nidifica</i> ²
segment	segmentID 125234	<i>Chara vulgaris</i> . Felaktig artidentifikation/inmatning.	Ändra till <i>Chara virgata</i> ²
segment	segmentID 125238	<i>Potamogeton acutifolius</i> . Felaktig inmatning.	Ändra till <i>Potamogeton perfoliatus</i> ²
segment	segmentID 125293	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125294	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125297–99	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125300	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125305	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125307	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125312	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125318–21	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125323–28	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125335–39	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125342–45	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125347	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

segment	segmentID 125348	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 125350	<i>Ceratophyllum demersum</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 129112	<i>Tolypella</i> . Identifierad till art efter inmatning.	Ändra till <i>Tolypella glomerata</i> ²
segment	segmentID 129543	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 129550–557	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 129567–574	<i>Ranunculus circinatus</i> . Utanför tidigare känd utbredningsgräns eller känt habitat.	Flagga
segment	segmentID 130080–130086	Dubbelinmatning	Ta bort
segment	segmentID 130099–130110	Dubbelinmatning	Ta bort
segment	segmentID 130127–130142	Dubbelinmatning	Ta bort
segment	segmentID 130158–130172	Dubbelinmatning	Ta bort
segment	segmentID 130182–130190	Dubbelinmatning	Ta bort
segment	segmentID 130195–130198	Dubbelinmatning	Ta bort
segment	segmentID 130199–130340	Data från Bredasund 2008 är fel, förmodligen p.g.a kolumnförskjutning vid import ³	Ta bort data och importera på nytt från originalkälla
transekt	Vikens_namn Ava mellan Furören och Stor-Sandskäret	Data saknas för 2004	Överför data från originalkälla (synonymnamn "Njurviken", "Lilla Njurviken", eller "Njurviken (lilla)")
transekt	Vikens_namn Bredkroken	Data saknas för 2006 och 2007	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Farehammarsviken	Data saknas	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Fladan på Myrholmarna	Data saknas för 2004	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Flagen (kort transekt)	Namn på enskild transekt i vik "Flagen"	Byt namn till Flagen
transekt	Vikens_namn Godhamnen	Data saknas för 2004 och 2007	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Grunda sjön	Data saknas för 2004	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Hylteskär	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

transekt	Vikens_namn Hästholmen, Torhamna- skär, Äspeskär	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Järkö	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Knösö	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Kålleskär och Häst- holmsviken	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Lerjan	Data saknas	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Skärva	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Stenöorn, NV-viken	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Stenöorn, S sidan	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Stenöorn, SO udden	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Stor-Andövik	Segmentdata saknas för 2002 och 2004	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Svenö	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Söder om Nissenabben samt Kålleviken	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Söder om Norje Böke och Norje gryt	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Söder om samhället Pu- kavik	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Söderfladen	Segmentdata saknas för 2002 och 2004	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Sörflagen	Data saknas för 2006 och 2007	Överför data från originalkälla
transekt	Vikens_namn Utanför Hörvik	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Utanför Lörby skog	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

UPPFÖLJNING AV BOTTENVEGETATION I GRUNDA ÖSTERSJÖVIKAR
APPENDIX 1

transekt	Vikens_namn Utanföör Norje	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Varö	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Västra och södra delen av Torhamns udde	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Öppenskar västra sida, Maren på Hästholmsviken	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Öppenskar östra sidan	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
transekt	Vikens_namn Öster om samhället Puka-vik	Följer ej metodbeskrivning för basinventering av laguner och grunda vikar och sund	
hyd	hydrID 887	Extremt högt värde ("uteliggare")	Ta bort

1) Pers. komm. Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2013-06-26

2) Pers. komm. Annica Gammeltoft, Länsstyrelsen i Norrbottens län 2013-08-19

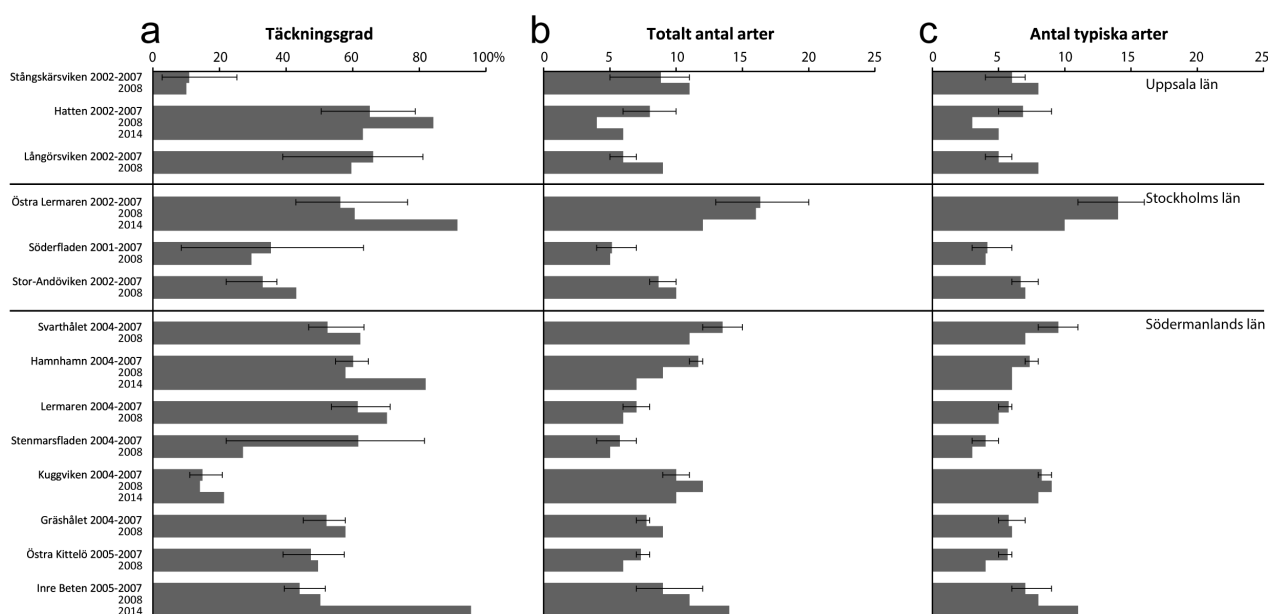
3) Pers. komm. Jenney Hertzman, Länsstyrelsen i Blekinge län 2013-08-29

APPENDIX 2

Metodjämförelse

För att analysera om skillnader i inventeringsmetod mellan basinventering och uppföljning av Natura 2000 naturtypen *laguner* påverkat resultatet av inventeringarna gjordes analyser av skillnader i täckningsgrad och artantal mellan metoderna för de vikar där minst två av de tre olika metoderna använts. De olika metoderna har använts olika år och resultaten inkluderar därför även variation mellan olika år, vilket är önskat men inte kunnat undvikas. I fort-sättningen nämns skillnader mellan år i analyserna, men det är skillnader mellan metoderna som eftersöks. I analysen behandlades vik som en slumpvis variabel och RMLE-metoden (*lme 4* i *R 3.1.1*) användes eftersom data var obalanserat genom att vikar inventerats olika många år. I analysen testades om det år med avvikande metod (2008 eller 2014) skiljde sig signifikant från de andra åren genom en analys med funktionen *glht* i analyspaketet *multcomp* (Hothorn m. fl. 2008). Två separata analyser gjordes, en för 2008 och en för 2014, eftersom endast några få vikar inventerats 2014. Före analysen transformerades antalet arter med naturliga logaritmen.

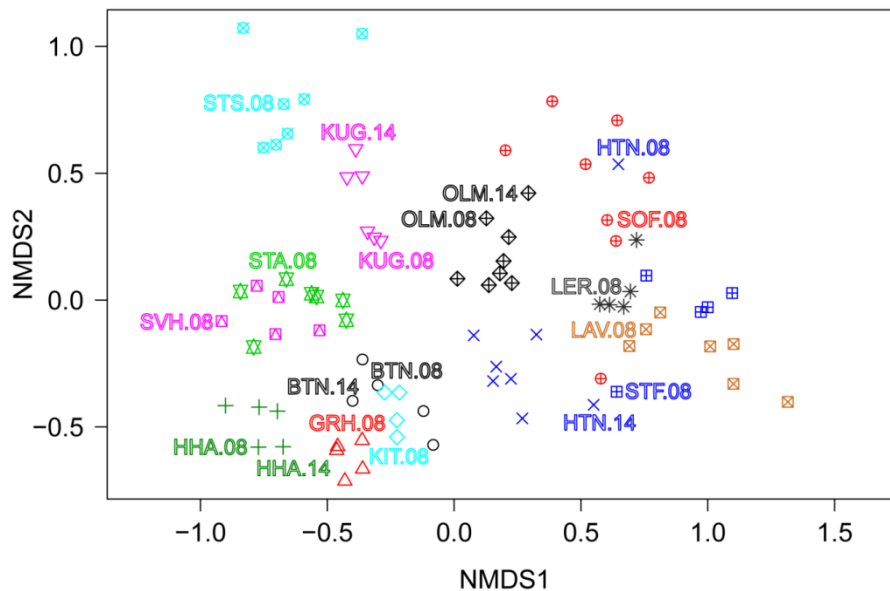
Resultaten visade inte några signifikanta skillnader i observerad täckningsgrad år 2008 jämfört med de andra åren ($p > 0,3$; Fig. A2:1a). Däremot skiljde år 2014 signifikant från flera andra år. Den observerade täckningsgraden var högre år 2014 än år 2006 och 2007 ($p < 0,05$), samt tenderade till att vara högre än år 2004 ($p = 0,11$). Det här tyder på att observationerna av täckningsgrad tenderar att bli generellt högre med stationsmetoden jämfört med transekt-metoden. Det går dock inte att utesluta att resultatet beror på naturlig variation och att 2014 var ett år med exceptionellt hög täckningsgrad, även om det hålls för osannolikt. För att möjliggöra en entydig jämförelse krävs att båda metoder använts samma år, något som hittills inte gjorts.



Figur A2:1. Medeltäckningsgrad (a), totalt antal observerade arter (b) samt typiska arter (c) för vikar som undersökts med metoden för basinventering och de två föreslagna metoderna uppföljning av naturtypen laguner (1150). Staplarna visar medel (min och max) för år där metoden för basinventering tillämpats (transektmetod 1), resultatet för den föreslagna metoden för uppföljning med slumpvisa transekter tillämpats (2008; transektmetod 2), samt det år där uppföljning av vegetation med stationsmetoden tillämpats (2014). Lagunerna är ordnade från norr till söder (uppifrån och ner).

Det var inte några signifikanta skillnader i antalet observerade arter mellan metoderna ($p > 0,2$). Det observerade värdet för en vik år 2008 och 2014 föll alltså oftast inom det som observerats tidigare år (Fig. A2:1b, c). Det ska dock noteras att mellanårsvariationen var ganska stor i de 14 detaljstuderade vikarna.

För att analysera skillnader i artsammansättning mellan år gjordes en så kallad *non-metric multidimensional scaling* (nMDS; funktionen *metaMDS* i analyspaketet *vegan*) som redovisas som en ordinationsfigur (Fig. A2:2). Ordinationen baserades på Bray-Curtis likhetsmatriser, vilket är en standardmetod för den här typen av analyser. Före analysen rot-transformerades makrofyternas täckningsgrad. Resultatet av den här analysen visade inte några mönster som tyder på ett systematiskt annorlunda resultat i artsammansättning år 2008 eller 2014 (Fig. A2:2). Även artsammansättningen varierade mellan år och resultatet för 2008 och 2014 års inventering föll i de flesta fall inom denna variation. För några vikar var dock år 2008 utmärkande (t.ex. Hatten [HTN.08] och Stenmarsfladen [STF.08]), men resultatet i stort kan inte härledas till skillnader mellan metoderna.



Figur A2:2. NMDS-ordination som visar hur artsammansättningen av makrofyter skiljer mellan vikar och inventeringstillfällen. Varje punkt visar resultatet av artsammansättningen i en vik ett visst år. Varje vik har en unik symbol. Symboler utan text visar år där metoden för basinventering tillämpats (transektmetod 1), medan symboler med text visar det år där antingen den föreslagna metoden för uppföljning med slumpvisa transekter tillämpats (2008; transektmetod 2), eller det år där uppföljning av vegetation i samband med yngelprovfiske med stationsmetoden tillämpats (2014). Förkortningarna av viknamn enligt: BTN Beten, GRH Gräshålet, HHA Hamnhamn, HTN Hatten, KIT Östra Kittelö, KUG Kuggviken, LAV Långörsviken, LER Lermanen, OLM Östra Lermaren, SOF Söderfladen, STA Stor-Andöviken, STF Stenmarsfladen, STS Stångskärsviken, SVH Svarthålet. Stressvärdet för ordinationen var 0,18 vilket är inom den acceptabla gränsen för den här typen av analys och indikerar att ordinationen återger skillnaderna i artsammansättning väl.



Havsmiljöinstitutet

Göteborgs universitet · Stockholms universitet

Umeå universitet · Linnéuniversitetet

Sveriges lantbruksuniversitet