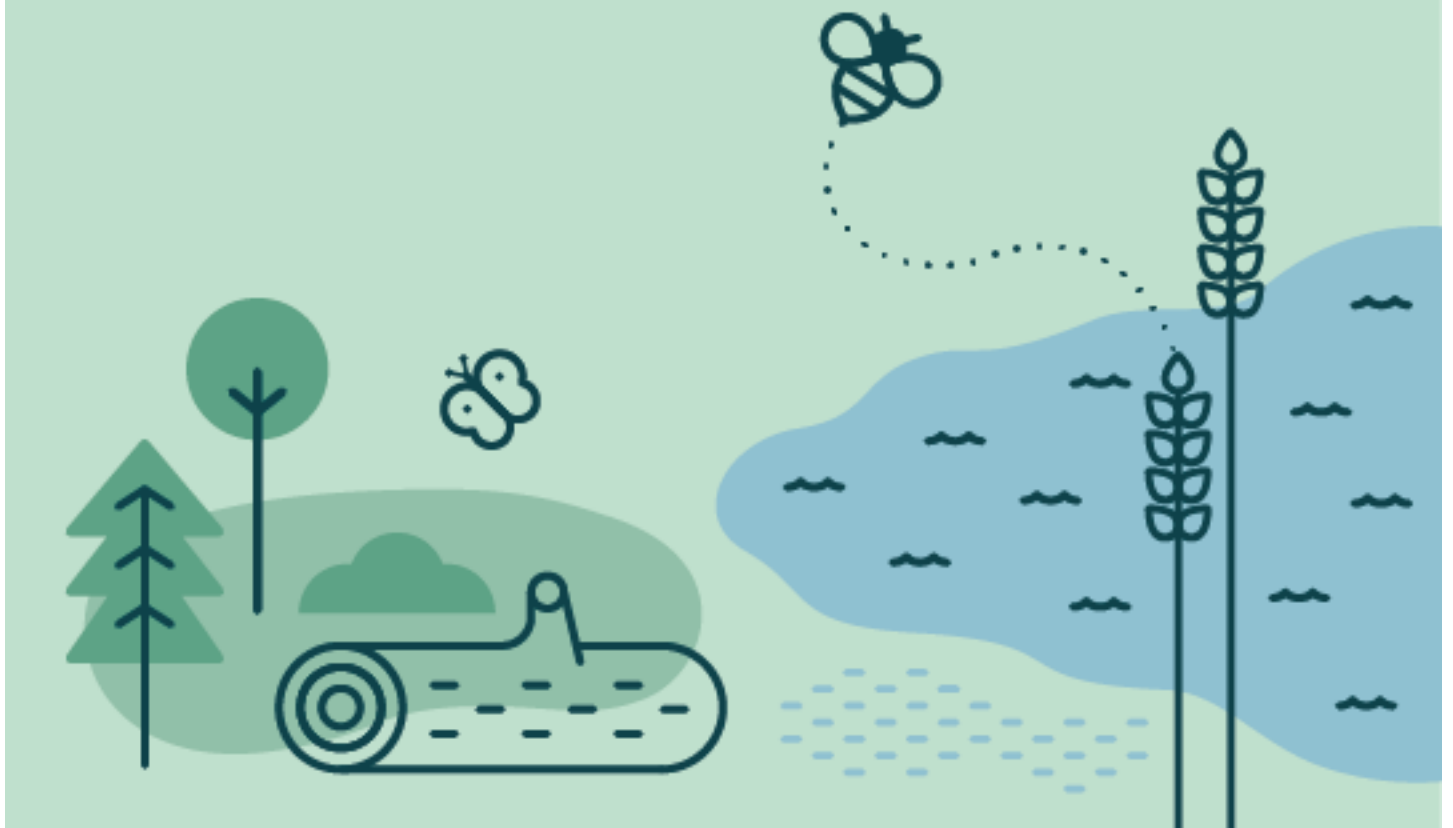


Kartläggning och skydd av marina ansvarsbiotoper

Fokus på ålgräsängar och biogena rev

R2021:11



Förord

Miljöförvaltningen beviljades i april 2018 LONA-medel för projektet kartläggning och skydd av marina ansvarsbiotoper: fokus på ålgräsängar och biogena rev. LONA, den lokala naturvårdssatsningen, är en nationell satsning för ökat lokalt initiativtagande i arbetet med naturvård, och där Naturvårdsverket kan ge bidrag på upp till 50 procent av projektets kostnader. Projektet har löpt mellan 2018 och 2020 och innehåller tre delprojekt: en GIS-analys av marina ansvarsbiotoper och verifiering i fält av biotopen ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten, en uppföljning av förekomst av ålgräsängar samt kartläggning av förekomst av blåmusselbankar och inventering av algförekomst på rev. Det har ingått en analys av behov av skydd för samtliga dessa biotoper.

Projektet bidrar med kunskap om marina biotoper i Göteborg, och utgör värdefullt underlag för bedömning av tillstånd i kustvattenförekomster. Det är också viktigt för utvecklingen av vattenmiljöövervakningen inom vårt pågående arbete med en åtgärdsplan för god vattenstatus. Projektet bidrar till de lokala miljömålen *Hav i balans samt levande kust och skärgård* samt *Ett rikt växt- och djurliv* som gällde vid projektets ingång. De lokala miljömålen reviderades under 2020. Det nya miljö- och klimatprogrammet är beslutat av miljö- och klimatanmänden och bereds i början av 2021 inför beslut i kommunfullmäktige.

Projektledare på miljöförvaltningen har varit Jenny Toth och Johan Erlandsson. Fältinventeringar inom projektet har utförts av konsulterna Medins Havs och Vattenkonsulter AB, Norconsult AB samt Marine Monitoring AB. Prioritering av skyddsbehov, framför allt när det gäller ålgräs, har stämts av dels med Anders Olsson, Maria Kilnäs och Torun Skau på länsstyrelsens naturvårdsenhet, och dels med Per-Olav Moksnes som är forskare vid Institutionen för marina vetenskaper samt miljöanalytiker vid havsmiljöinstitutet, Göteborgs Universitet.



Kartläggning och skydd av marina ansvarsbiotoper

Fokus på ålgräsängar och biogena rev

Göteborgs Stad, miljöförvaltningen

Författare: Jenny Toth och Johan Erlandsson

ISBN nr: 1401-2448

Vill du använda text eller bilder ur denna rapport citerar du: Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, R2021:11 Kartläggning och skydd av marina ansvarsbiotoper Fokus på ålgräsängar och biogena rev

Detta är en rapport i miljöförvaltningens rapportserie. Hela rapportserien hittar du på <https://goteborg.se/mfrapporter>

Sammanfattning

Ett av miljöförvaltningens grunduppdrag är miljöövervakning och miljöövervakningsplanen ska utvecklas under 2021. Projektet bidrar till denna utveckling och syftar till att inventera och kartlägga olika marina ansvarsbiotoper med särskilt fokus på ålgräsängar och blåmusselbankar samt förslag på prioritering av biotopskydd. Skydd av marina biotoper ingår som ett delmål i det lokala miljömålet *Hav i balans samt levande kust och skärgård* som gällde vid projektets ingång.

En GIS-analys gjordes som resulterade i kartor över trolig förekomst av marina ansvarsbiotoper. De marina ansvarsbiotoperna är Natura 2000 naturtyperna: sandbankar, estuarier, ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten, laguner, stora grunda vikar och sund samt rev. Analysen visade hur stor andel av de marina ansvarsbiotoperna som finns inom skyddade områden idag. Det finns dock stora osäkerheter beroende på kvaliteten på underlagsdata, varför resultaten ska tolkas med försiktighet.

För ansvarsbiotopen ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten gjordes en verifiering i fält. Verifieringen visade på en totalt sett 14 procent större yta av naturtypen än den avgränsning vi gjorde med fjärranalys. Vid en jämförelse mellan öppna, mer exponerade, lokaler och mer instängda vikar visade det sig att individtätheten var högre i de öppna lokalerna. De undersökta lokalerna hyser i regel höga kvaliteter. Generellt har ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten ett högt natur- och bevarandevärde men kvaliteten kan variera mellan lokaler till följd av mänsklig exploatering och miljöpåverkan. För att få en tydligare bild av exploateringspåverkan bör hotstatusen bedömas mer utförligt än vad som är gjort hittills. Utifrån den översiktliga bedömningen förekom exploatering i många lokaler, särskilt i närhet till bebyggelse. För att minska belastningen på grunda områden bör exploateringen av biotopen begränsas.

Med de underlag vi har idag förordar vi inget ytterligare formellt skydd för de marina ansvarsbiotoperna som helhet med undantag för ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140), där vi föreslår skydd för områden med hög artdiversitet och områden som ligger i anslutning till de ålgräsängar vi prioriterar för skydd. Viktiga strukturer och funktioner inom flera av de andra ansvarsbiotoperna är ålgräsängar och blåmusselbankar, och dessa biotoper har analyserats separat, se vidare nedan.

Utbredningen av ålgräs i Göteborgs kustvatten undersöktes genom videokamera i fält under augusti-september både 2018 och 2019. Sex tidigare kända ålgräsängar inventerades dessa år (tre olika ängar per år). Dessutom inventerade vi under 2019 förekomst av ålgräs oavsett tidigare kända fynd i tre vattenförekomster. Fyrtio provrutor med arean 25 kvadratmeter slumpades ut på djupintervallet 0-6 meter på mjukbotten per undersökt område, det vill säga totalt 120 provrutor 2018 och 240 provrutor 2019. Resultaten av analyserna visar att de tidigare kända ålgräsängarna runt Brännö-Styrsö (provtagna 2018) och i eller runt Askimsviken och Halsviken (provtagna 2019) med ett undantag är relativt stora och homogena ängar med hög förekomst av ålgräs

(täckningsgrad ca 40-75 procent). I alla ängarna var ålgräsförekomsten som störst på ca 1,5-3 meters djup. Vi observerade en del påväxt av fintrådiga alger i ålgräsängarna, cirka 20-50 procent täckningsgrad 2018 och 2019. En analys av behov av skydd gjordes och för ålgräsängar togs en prioriteringsgrund fram där kända hot vägdes in i analysen. Denna analys har resulterat i fem områden med ålgräsängar att fokusera på. Utöver dessa fem områden har vi redan sedan tidigare förslag på tre områden (Halsviken, inre Askimsviken och Brännö-Styrsö) i den prioriteringslista för inrättande av områdesskydd som stadsbyggnadskontoret arbetar med.

Blåmusselbankar samt makroalger kartlades under fältsäsongen 2018 och 2019 genom videoundersökningar i fält. Slumpning av 35 provrutor på varje djupintervall (0-6meter, djupare än 6 meter) gjordes på hårbotten i de undersökta kustvatten (två och tre vattenförekomster 2018 respektive 2019). Totalt provtogs 140 provrutor 2018 och 210 rutor 2019. Även en mer riktad inventering av blåmusslor gjordes 2019 i tre områden där det förekommit blåmusselbankar tidigare (40 provrutor per område), eftersom inte en enda blåmussla hittades i undersökningarna under 2018 och 2019. Utbredningen av blåmusslor förefaller generellt vara minskande i Sveriges kustvatten, och vi fann endast blåmusselförekomster med mer än 10 procent täckningsgrad i fyra provrutor, i Göta älvs mynning. Bedömningen av skyddsbehov för blåmusslor är att vi behöver biotopskydda så mycket vi kan av den lilla blåmusselförekomst som finns kvar i stadens kustvatten och/eller göra kompensationsåtgärder samt restaurering av blåmusselbankar i den utsträckning det är möjligt.

Analyserna av utbredningen av makroalger på hårbotten visade att fintrådiga alger dominerade algsammansättningen i alla undersökta områden och vattenförekomster i djupintervallet 0-6 meter både 2018 och 2019. Därefter följde kräkel/klyving, och även sågtång var frekvent förekommande. På djup över 6 meter hade rödalger med bladlik bål signifikant högre täckningsgrad än övriga alggrupper.

Innehållsförteckning

1	Inledning	6
1.1	Syfte	6
1.2	Bakgrund	8
1.3	Avgränsning	8
2	Del A: GIS-analys av ansvarsbiotoper, verifiering samt analys av skyddsbehov	9
2.1	Bakgrund	9
2.2	Avgränsning	9
2.3	Metoder	9
2.4	Resultat	13
2.5	Diskussion och slutsatser	16
3	Del B: Inventering av ålgräsängar samt analys av skyddsbehov	18
3.1	Bakgrund	18
3.2	Avgränsning	19
3.3	Metoder	19
3.4	Resultat	21
3.5	Diskussion och slutsatser	31
4	Del C: Inventering av rev med fokus på blåmusselbankar och makroalger	33
4.1	Bakgrund	33
4.2	Avgränsning	34
4.3	Metoder	34
4.4	Resultat	36
4.5	Diskussion och slutsatser	41
5	Referenser	44
6	Bilagor	46
6.1	Bilaga 1, Prioriteringsgrund för skydd av ålgräsängar	46
6.2	Bilaga 2, Mer detaljer, statistisk analys	49

1 Inledning

1.1 Syfte

Göteborgs Stad hade när detta projekt initierades 12 lokala miljömål, där ett fokuserade på Hav i balans och levande kust och skärgård, och ett annat på ett rikt växt och djurliv. Staden har också tagit fram ett program för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, som gäller till 2025 (Göteborgs Stad, 2019). Under målet för Hav i balans fanns ett delmål som fokuserade på stadens marina ansvarsbiotoper (se faktaruta; definition under Bakgrund, 1.2). Resultaten är relevanta även för fortsatt arbete med de nya lokala miljömålen där ett nytt miljö- och klimatprogram är beslutat av miljö- och klimatnämnden och bereds under början av 2021 inför beslut i kommunfullmäktige. I de nya förslagen på miljömål finns ett fokus på ansvarsbiotoper. Det här projektet syftar till att kartlägga och analysera utbredningen av marina ansvarsbiotoper i Göteborgs kustvattenförekomster med hjälp av GIS, flygbilder och/eller video, samt att utifrån denna kartläggning analysera och bedöma vilka biotoper som behöver skydd, i vilken omfattning (areal) och utformning (till exempel i representativa nätverk) detta skydd bör implementeras. De marina ansvarsbiotoperna utgörs av sandbankar, rev (geogena och biogena rev), estuarier, stora vikar och sund, ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten, laguner och driftvallar. Ett annat syfte med detta projekt är att bidra till Göteborgs Stads pågående arbete med att utveckla miljöövervakningsplanen (i detta fall kustvatten) som även pågår inom arbetet med att ta fram en åtgärdsplan för att nå god vattenstatus.

Projektet är uppdelat i tre så kallade åtgärder, dessa är:

1. Sammanställning av befintligt underlag i GIS
2. Inventering av ålgräsängar
3. Inventering av biogena rev

Åtgärdernas omfattning beskrivs i följande kapitel.

Lokalt miljömål: Hav i balans samt levande kust och skärgård.

Huvudmål: Kust och hav i Göteborg ska år 2021 ha goda förutsättningar för rik biologisk mångfald och ha god tillgänglighet för rekreation. Målar för miljömålet är 2021.

Delmål:

Senast 2021 ska så stor andel av stadens marina ansvarsbiotoper vara kända och skyddade att de lokala förutsättningarna för bevarande av biologisk mångfald på lång sikt är goda.

Påverkan från sjöfart ska år 2021 inte ge bestående negativa effekter på växt- och djurliv i Göteborg.

Göteborgs kust och skärgård ska år 2021 vara tillgänglig med ett varierat och miljöanpassat kultur-, natur- och rekreationsutbud.

Mängden plastskräp från Göteborg till havet ska kraftigt minska (>50 %) utifrån 2015 års värden och bibehållas på dessa eller lägre nivåer, fram till 2021.

Lokalt miljömål: Ett rikt växt- och djurliv.

Huvudmål: Göteborg ska ha ett attraktivt och varierat landskap med en bevarad mångfald av djur och växter. Målar för miljömålet är 2025.

Delmål:

Göteborg ska till 2025 ha ett landskap med en rik variation av naturtyper, gröna stråk, goda spridningsmöjligheter och fungerande ekologiska processer så att den biologiska mångfalden inte minskar jämfört med 2008.

I Göteborg ska senast 2025 finnas sådana livsmiljöer att dagfjärilarna kan leva vidare i livskraftiga bestånd, med ett oförändrat eller ökande antal arter jämfört med 2008.

Göteborgarna ska ha tillgång till natur- och kulturmiljöer med ett varierat växt- och djurliv inom promenadavstånd (femhundra meter) från sin bostad.

1.2 Bakgrund

Göteborgs Stad har tagit fram ansvarsarter och ansvarsbiotoper som ska prioriteras i stadens arbete med naturvård och biologisk mångfald. Ansvarsarter och ansvarsbiotoper är arter respektive biotoper som är hotade och värdefulla och har en relativt stor andel av sina populationer och utbredningsområden i Göteborg. De ansvarsbiotoper som är kopplade till marina miljöer i Göteborg är natura 2000 naturtyperna: Sandbankar (1110), Estuarier (dvs flodmynningar) (1130), Blottade ler- och sandbottnar (1140), Laguner (1150), Stora vikar och sund (inklusive ålgräsängar) (1160), Rev (1170), Driftvallar (1210) samt Salta strandängar (1330) (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2016).

Göteborgs Stads handlingsplan för miljön 2018-2020 har tagits fram för att vi ska nå de lokala miljömålen. En av åtgärderna i handlingsplanen (nummer 108) har som syfte att vi ska analysera marina ansvarsbiotoper för att säkerställa att vi får ett skydd av dessa miljöer. I syfte att genomföra denna åtgärd har miljöförvaltningen sökt och beviljats LONA-medel för ett detta som löper mellan 2018 och 2020. De skyddsformer som kan vara aktuella är biotopskyddsområden eller naturreservat. Både länsstyrelsen och kommunen har möjlighet att inrätta dessa skyddsformer.

Detta projekt är även relevant för Göteborgs Stads pågående arbete med att utveckla miljöövervakningsplanen och ta fram en staden-övergripande åtgärdsplan för att nå god vattenstatus. Kommunfullmäktige respektive kommunstyrelsen har under projektets gång gett miljö- och klimatnämnden i uppdrag att leda arbetena med att ta fram en staden-övergripande miljöövervakningsplan respektive en staden-övergripande åtgärdsplan för god vattenstatus.

1.3 Avgränsning

I den här rapporten har vi valt att korta ner texterna om metodbeskrivningar i de fall det finns rapporter eller fältrapporter publicerade i miljöförvaltningens rapportserie. För övriga avgränsningar se under respektive åtgärds kapitel.

2 Del A: GIS-analys av ansvarsbiotoper, verifiering samt analys av skyddsbehov

2.1 Bakgrund

Åtgärd 1 i projektet är GIS-analys av utbredningen av marina ansvarsbiotoper i Göteborgs kustvatten: sandbankar (1110), rev (1170), estuarier (1130), stora vikar och sund (1160), blottade ler- och sandbottnar (1140), laguner (1150) och driftvallar (1210). Syftet med åtgärden är att vi ska få en bättre överblick över var ansvarsbiotoperna förekommer, i hur stor utsträckning de förekommer i redan skyddade områden samt att göra en bedömning av behovet av formellt skydd för de områden som inte har sådant i dagsläget.

2.2 Avgränsning

Analysen har avgränsats geografiskt till Göteborgs kommuns marina delar utifrån stadsbyggnadskontorets GIS-fil över kommunens gränser och strandlinje. Analys har gjorts av utbredningen av de marina ansvarsbiotoperna 1110, 1130, 1140, 1150, 1160 och 1170. Ansvarsbiotopen driftvallar (1210) ingår inte i analysen.

2.3 Metoder

För att få en samlad bild av vilka befintliga underlag som rör de marina ansvarsbiotoperna som fanns gjordes en omvärldsbevakning. Insamlingsmetod för geometrin har varit skärmdigitalisering utifrån ortofoto (Fjärranalys), GIS-analyser i QGIS 3.4.5 och tidigare material från Länsstyrelsen och Naturvårdsverket. Underlag som använts är:

- från Göteborgs Stad, stadsbyggnadskontoret ortofoto med en meters upplösning från år 2018, samt stadsbyggnadskontorets inverterade strandlinjekarta över kommunens havsyta, webb_hav,
- från Sveriges Geologiska undersökning (SGU) om bottenstrukturer via deras maringeologiska databas 'Maringeologi 1:100 000' (enligt avtal från 2016-07-26, SGU referensnummer 31-1722/2016),
- från Sjöfartsverket om visst begränsat djupdata (avtal med tillståndsnummer 06-01495),
- från länsstyrelsen (2016) om blottade ler och sandbottnar (1140),
- från Naturvårdsverket, om naturtyper i Naturtypskartan, utgåva 1.1, (Naturvårdsverket, 2013).

2.3.1 Metod för Sandbankar, naturtyp 1110

Sand och Postglacial sand har sorterats ut ur bottenmaterial-data från SGU:s maringeologiska databas. Biotopen avgränsas dels vid 30 meters djup samt att den aldrig blir blottad vid lågvatten, då klassas biotopen istället som Blottade ler- och sandbottnar (1140). Ytor innehållande sand på över 30-meters djup har filtrerats bort. Ytor tillhörande biotopen Blottade ler- och sandbottnar (1140) har också filtrerats bort.

2.3.2 Metod för Estuarier, naturtyp 1130

Ytorna för biotopen Estuarier är tagna från Naturvårdsverkets underlag, Naturtypskartan, utgåva 1.1.

2.3.3 Metod för ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten, naturtyp 1140

Huvuddelen av materialet kommer här ifrån Länsstyrelsens inventering gjord 2016 av blottade ler och sandbottnar. Dessa områden har sedan använts som riktlinjer för framtagning av ytterligare områden.

Framtagning av ytterligare områden har skett via fjärranalys genom studie av ortofoto med 1 meters upplösning från 2018. Skala vid digitalisering har varit cirka 1:300 – 1: 3000.

För att begränsa urvalet har ytor med attributen Postglacial finsand, Postglacial lera/gyttjelera/lergyttja och Postglacial sand/grus som ligger under 3 meter sorterats ut ur ytsubstrat-data ur SGU:s maringeologiska databas.

Ytor som uppfyller ovanstående krav har sedan studerats och utvärderats utifrån Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2011a) och Länsstyrelsens material från tidigare inventering.

2.3.4 Metod för Laguner, naturtyp 1150

Tre ytor finns sedan tidigare fastställda som biotop 1150, enligt gjorda inventeringar av Länsstyrelsen. Dessa har använts i underlaget.

Laguner har tolkats utifrån ortofoto med 1 meters upplösning (2018). Skala för digitalisering har varit cirka 1:300 – 1:1000. Naturvårdsverkets tolkning av EU:s definition lyder: ”Helt eller delvis avsnörda grunda havsvikar, skilda från havet genom trösklar, tät vegetation eller dylikt som begränsar vattenutbytet”. Denna definition är utgångspunkten för framställandet av nya ytor.

Noterbart här att det är i princip omöjligt att fastställa en lagun utan att observera i fält.

2.3.5 Metod för Stora grunda vikar och sund, naturtyp 1160

Ytor har tagits fram genom tolkning av ortofoto med 1 meters upplösning (2018) och djupdata som kompletterade lager. Skala för digitalisering har varit cirka 1:15 000. Biotopen har avgränsats enligt följande ordning:

1. Skydd från kraftiga vågor.
2. 10 meters djupdata (där det finns).
3. 6 meters djupdata.
4. Ålgräsängars utbredning.

2.3.6 Metod för rev, naturtyp 1170

Naturvårdsverkets tolkning av EU:s biotopsdefinition lyder: ”Biogena¹ och/eller geologiska bildningar av hårt substrat förekommande på hård- eller mjukbottnar. Reven är topografiskt avskilda genom att de höjer sig över havsbotten i littoral² och sublittoral³ zon”. Metoden är utarbetad utifrån ovanstående definition. I Naturvårdsverkets karta Natura naturkartan (1.1 2013) finns rev markerade inom skyddade områden, dessa har också använts som riktlinjer för klassning av nya områden. Samtliga områden klassas som huvudgruppen 1170. Vi har inte underlagsdata om biogena rev, så analysen grundar sig på geologiska bildningar. Biogena rev som bildas utav blåmusslor tas upp i kapitel 4.

Ytor med attributet ’Kristallin berggrund’ har sorterats ut ur lagret MATR från Maringeologi 1:100 000 och gjorts till ett nytt lager. För att avgöra vilka av dessa områden som är topografiskt avskilda har följande gjorts:

Lagret med Kristallin berggrund från Maringeologi 1:100 000 har matchats mot djupdatan. Där Kristallin berggrund överlappar med där djupdatan visar högre värden än omkringliggande botten anges det vara ett rev. Sedan har en manuell filtrering gjorts för att ta bort områden med kristallin berggrund som inte uppfyller den topografiska dimensionen för att platsa som ett rev.

2.3.7 Samtliga biotoper

För att matcha karteringsområdet så har samtliga ovan nämnda lager körts genom verktyget Clip med karteringsområdet som klippningslager. Undantaget har här gjorts för biotop 1140 och 1150 som kan existera även i litoral zon och skulle därför bli felaktigt avklippa av karteringsområdet. I vissa fall finns det områden som kapats när de körts genom verktyg men de hänger fortfarande samman (Clip/Differens). Alla lager körts genom verktyget Multipart to singlepart, för att de enbart ska representera sammanhängande ytor som består av en enkel geometri.

¹ Rev som byggs upp av levande, eller i vissa fall, döda organismer.

² Strandzon, från högsta högvatten så långt upp på land som spray av havsvatten når, till områden som är permanent under vatten och som nås av solljus (kan i vissa fall gå till kanten av kontinentalsockeln).

³ Nedre delen av littoralen, som alltid är täckt av havsvatten men som fortfarande nås av solljus.

2.3.8 Osäkerheter

Det finns stora skillnader mellan precisionen hos flera lager. Webb_hav som är analysens arbetsområde har en väldigt hög precision medan till exempel lagren i Maringeologi 1:100 000 har en betydligt lägre precision. Detta ger i vissa fall en generaliserad bild av de verkliga förutsättningarna när dessa kombineras.

Inomskärs finns ingen djupdata för djup över 6 meter tillgänglig, vilket försvårar bedömning och avgränsning av flera ansvarsbiotoper:

- Biotop 1160 avgränsas i andra hand av djupet, detta gör det svårt att göra en konsekvent avgränsning av biotopen där 10-meterskurvan saknas.
- Ett antagande att djupet aldrig uppgår till över 30 meter inomskärs har fått göras för att framställa ytorna för biotop 1110.
- Att ytterligare data saknas inomskärs resulterar i att det finns risk att naturtyp 1170 som definieras av sin topografiska avgränsning missas i områden inomskärs.

Kvaliteten hos lagren inom SGU:s Maringeologi 1:100 000 resulterar i att lagret 'Bottenmaterial' har tvingats användas i stället för det planerade lagret 'Ytsubstrat', vid framställning av biotoperna 1110. I lagret 'Ytsubstrat' bedömer vi att sand är överrepresenterat i förhållande till verkligheten. Det finns också områden som på samma geografiska position har två värden för ytsubstrat. Användningen av 'Bottenmaterial' kan resultera i att stora områden som egentligen bör klassas som 1110 nu inte gör det eftersom vi förlorar informationen över de första 50 centimetrarna.

I stycke 2.3.2 (blottade ler- och sandbottnar) beskrivs hur ett urval skapats för vilka områden som ska studeras via ortofoto för framställning av nya 1140 områden. En felkälla här blir att i detta urval inkluderas en klass som heter 'Postglacial sand och grus' ur lagret 'Ytsubstrat'. Det finns ingen separat klass för enbart sand. Detta betyder i sin tur att vissa av de områden som filtrerats ut med hjälp av ovanstående urval innehåller grus istället för sand, vilket i sin tur är omöjligt att avgöra enbart utifrån studie av ortofoto. En verifiering av ett urval områden i denna naturtyp har gjorts sensommaren 2020.

Samtliga lager som framställts via GIS-analys har framställts med icke helt optimala data. Skulle data över djupdata inomskärs där djupen över 6 meter samt kvalitetssäkrad ytsubstrat-data erhållas är det prioriterat att uppdatera befintliga lager med denna data.

För att fastställa och kvalitetsbedöma ytor som enbart är framställda vid datorskärmen så behöver fältinventeringar genomföras. Det är dock svårt att få möjlighet till en heltäckande inventering som fastställer alla ytor. Rimligare är någon form av stickprovsundersökning.

2.3.9 Metod för verifiering i fält

För en av ansvarsbiotoperna, Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140) har verifiering av GIS-analysen gjorts i fält under september 2020.

44 lokaler har besökts för att verifiera utbredningen och bedöma kvalitet och hotstatus, och på tolv lokaler har även infaunan⁴ inventerats.

I fält avgränsades naturtypen vid ett djup på 50 cm, där avgränsningsdjupet justerades efter det aktuella vattenståndet enligt SMHI:s mätstation Torshammen. Avgränsningen genomfördes med handhållna mätstickor och beroende på bottenens beskaffenhet genomfördes avgränsningen till fots eller från en SUPbräda, genom att förflytta mätstickan mot land tills rätt djup erhöles. Mätpunkterna registrerades med jämna avstånd med en handhållen GPS och fördes sedan in i ArcGIS där polygoner skapades utifrån punktdata. Den inre gränsen för 1140 har inte justerats från underlaget och i de fall där naturtypen har visats ha en större utbredning längs med land har avgränsningen mot land utgått från Lantmäteriets nationella strandlinje.

Hotstatusen bedömdes för varje lokal utifrån påverkan av exploatering i området och fysisk påverkan i området och i dess närhet, exempelvis bryggor, kajer, muddring eller anlagda badplatser. Detta gjordes i en tregradig skala: *kraftigt påverkad*, *delvis påverkad* och *opåverkad*, och denna effekt på infaunan (artantal, artdiversitet, individtäthet, biomassa) analyserades statistiskt. Vi analyserade statistiskt också skillnader i artantal, individtäthet, biomassa och artdiversitet hos infaunan mellan öppna och instängda vikar.

För mer detaljer se miljöförvaltningens rapport (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2021).

2.3.10 Analys av behov av områdesskydd

En analys av behov av skydd av marina områden gjordes utifrån det sammanställda GIS-underlaget samt underlag från fältarbete som utfördes under åtgärd två och tre. Biotopens geografiska utbredning studerades och redan skyddade områden identifierades. Kända hot vägdes in i analysen, samt om formellt skydd är en lämplig åtgärd för att hantera hoten. För ålgräsängar har en prioriteringsgrund tagits fram i avsaknad av modeller som kan visa på varje specifika områdes vikt för konnektivitet⁵ (för biotopen eller associerade arter), se vidare kapitel 3.3.3.

2.4 Resultat

2.4.1 GIS-analys

GIS-analysen har resulterat i ett kartlager som innehåller ytor över marina ansvarsbiotoper i Göteborgs kommun och deras geografiska position. I tabellen kan man bland annat hitta uppgifter om inventeringsmetod, biotopstyp och status. Det finns också separata filer per ansvarsbiotop. Utifrån detta underlag finns det utarbetat hur mycket av de framställda ytor som är skyddade av naturreservat och Natura-2000.

⁴ De djur som lever nere i bottensedimenten

⁵ Möjlighet till spridning av organismer

Råd vid användning av kartlagret: det är viktigt att tänka på att det kartlager som framställts till största del är framställt framför datorskärmen via fjärranalys. Lagret bör inte användas för att på detaljnivå avgöra objekts geografiska position och attribut. Vissa biotoper är oerhört svåra att korrekt avgränsa och andra är svåra att fastställa utan fältbesök. Lagret bör enbart användas för att få en generell bild av de områden man är intresserad av alternativt till mer storskaliga projekt där detaljnivån ej är av högsta relevans. Vissa (väldigt få) ytor är framställda i fält och har en hög trovärdighet, och det går att filtrera i tabellen vilka dessa ytor är. Undantag är ansvarsbiotopen Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140), där ett stort antal ytor är verifierade i fält.

2.4.2 Verifiering

Ansvarsbiotopen Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140) verifierades i fält. Fältverifieringen visade på en totalt sett 14 % större yta av naturtypen än tidigare avgränsningar med fjärranalys. Två tredjedelar av de lokaler som inventerades fick en ökad yta av naturtypen, medan resterande tredjedel fick en minskad yta. En högre individtäthet kunde konstateras i öppna lokaler jämfört med instängda vikar. Jämförelsen mellan instängda och öppna lokaler samt mellan hotstatus visar i övrigt inga skillnader i förekomst av infauna.

Generellt har naturtyp 1140 ett högt natur- och bevarandevärde men kvaliteten kan variera mellan lokaler till följd av mänsklig exploatering och miljöpåverkan. De undersökta lokalerna hyser i regel höga kvaliteter.

För att få en tydligare bild av exploateringspåverkan bör hotstatusen bedömas mer utförligt. Utifrån den översiktliga bedömningen förekom exploatering i många lokaler, särskilt i närhet till bebyggelse. För att minska belastningen på grunda områden bör exploateringen av naturtyp 1140 begränsas.

Resultaten finns som GIS-filer hos miljöförvaltningen. För detaljerad information om resultaten se miljöförvaltningens rapport från verifieringen (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2021).

2.4.3 Analys av områdesskydd

2.4.3.1 Sandbankar, naturtyp 1100

Enligt GIS-analysen, med de osäkerheter som inryms där, finns cirka 1480 hektar sandbankar i vår kommun. Av dessa ligger cirka 56 procent inom skyddade områden som naturreservat eller Natura 2000-områden. Dessa områden är: naturreservat Vrångö, Naturreservat Galterö, Naturreservat Vinga, naturreservat Vargö. Små områden med sandbotten finns även i naturreservaten Stora Amundö med Billdals skärgård, Välen, Vinga, men det är tveksamt om de kan klassas som sandbankar. Verifiering av biotopen i fält krävs för att säkerställa att de framtagna ytorna har den sammansättning och topografi som krävs för naturtypen.

Med de underlag vi har i dag kan man inte förorda inrättande av skydd specifikt för sandbankar i vår kommun. Viktiga strukturer och funktioner inom dessa miljöer är dock ålgräsängar och blåmusselbankar, och dessa biotoper analyseras separat, se vidare nedan.

2.4.3.2 Estuarier, naturtyp 1130

De områden som ligger inom beskrivningen för naturtypen estuarier (*Naturvårdsverket 2011, Estuarier, vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1*) i Göteborg är redan skyddade. Dessa är Nordre älvs estuarie samt Välen.

Vår bedömning är att Göta älvs estuarie är för påverkad av mänskliga aktiviteter för att passa inom avgränsningen för naturtypen. Stora delar av strandlinjen är exploaterad med kajer och bryggor och omfattande muddringar har gjorts utmed dessa och i farleden, vilket innebär att naturliga vidsträckta sand och gyttjebankar till stora delar är borta, och deltabildning motverkas. En del av området har använts för dumpning av muddermassor. Det finns kvar fragment av naturliga miljöer, men inte i den omfattning att det skulle vara aktuellt att skydda hela estuariet. De blåmusselbankar och ålgräsängar som finns i området bedöms separat. Torsviken är skyddat som Natura 2000-område, och reservatsbildning har där diskuterats en längre tid och det ligger utanför den analys av ansvarsbiotoper vi gör nu.

2.4.3.3 Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten, naturtyp 1140

Den GIS-analys vi utförde har till stora delar verifierats i fält och sammantaget är den totala arean av ansvarsbiotopen cirka 160 hektar. Av dem finns cirka 50 procent inom naturreservaten: Nordre älvs estuarium, Vrångö, Galterö, Vargö, och Stora Amundö med Billdals skärgård. Av de oskyddade områdena kom vi i vår analys fram till att områden med relativt hög artdiversitet eller stora områden bör prioriteras för biotopskydd. Detta gäller också om denna ansvarsbiotop ligger intill områden med ålgräs som har prioriterats eller vi föreslår bör prioriteras för biotopskydd. En analys med denna prioritering för biotopskydd av ansvarsbiotopen ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten ger följande lista på områden som bör skyddas i första hand: Halsviken, Inre Askimsviken, Brännö-Styrsöområdet, norr om Lilla Amundön, Ganlet, samt området runt Tummen (Hisingen). Hög artdiversitet var det också vid en lokal på utsidan Styrsö. Där finns det ålgräs intill som också bör ingå vid eventuellt inrättande av biotopskydd.

2.4.3.4 Laguner, naturtyp 1150

GIS-analysen identifierade sex möjliga laguner inom kommunen. Tre av dessa är skyddade inom befintliga naturreservat på Valö, Galterö och södra In-Vinga. Av de övriga tre bedöms en, som ligger på en liten ö mellan Styrsö och Donsö, vid ytterligare analys inte vara en lagun. De andra två behöver fastställas i fält innan vi kan vara säkra på att vattenutbyte med havet sker på ett sådant sätt att de klassas som laguner. Båda dessa ligger inom strandskydd och är inte uppenbart hotade av exploatering. Vår bedömning är att dessa två eventuella

laguner inte är prioriterade för skydd i form av reservatsbildning eller biotopskydd i nuläget, utan att de i ett första steg bör verifieras i fält.

2.4.3.5 Stora grunda vikar och sund, naturtyp 1160

Ålgräsängar ingår ofta i naturtypen Stora grunda vikar och sund, liksom naturtypen Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140). Vår analys av skyddsbehov för Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten finns under en egen rubrik (2.4.3.3). Ålgräsängar behandlas i kapitel 3.4.2.

Ett nätverk av stora grunda vikar och sund finns skyddade i kommunen, och tillsammans omfattar de enligt GIS-analysen cirka 42 procent av de stora grunda vikar och sunden i kommunen. Dessa områden finns inom reservaten: Stora Amundö med Billdals skärgård, Nordre älvs estuarium (två områden), Naturreservat Galterö, Naturreservat Vrångö (två områden). I nuläget föreslår vi inget ytterligare skydd baserat enbart på naturtypen Stora grunda vikar och sund, utan fokus ligger istället på biotoper som kan förekomma inom delar av dessa områden (ålgräsängar samt Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten). Vid en revidering av ansvarsbiotoper bör den här naturtypen utvärderas, och möjligen bör den istället avgränsas så att vissa biotoper inom den direkt ska pekas ut som ansvarsbiotop.

2.4.3.6 Rev, naturtyp 1170

Det finns enligt GIS-analysen relativt gott om geogena rev i vår kommun, särskilt i anslutning till södra skärgården och Vinga. Cirka 58 procent av dessa ligger inom skyddade områden, eller inom områden där länsstyrelsen planerar för att inrätta skydd.

Med de underlag vi har idag ser vi inte att dessa geogena rev är hotade på ett sådant sätt att ytterligare naturreservat eller biotopskydd kan förordas, utöver de som länsstyrelsen har för avsikt att skydda.

För analys av skyddsbehov av biogena rev, blåmusselbankar, se vidare under kapitel 4.

2.5 Diskussion och slutsatser

Med de underlag vi har idag förordar vi inget ytterligare formellt skydd för de marina ansvarsbiotoperna som helhet, förutom för ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (naturtyp 1140). Flertalet av de lokaler vi undersökt av den biotopen hyser höga kvaliteter med förekomst av nating och/eller dvärgålgräs (*Zostera noltii*) och väl syresatta bottnar. I en del lokaler fanns dock förekomst av fintrådiga alger, spår av syrebrist och kraftig påverkan från exploatering. Vi föreslår i första hand skydd för de områden som har hög artdiversitet, samt områden som ligger i närhet av de ålgräsängar som vi ser som prioriterade att skydda. Det finns en möjlighet att inrätta biotopskydd för grunda havsvikar, som då kan omfatta både ålgräsängar och ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten.

Övriga biotoper vi ser som prioriterade för inrättande av skydd ligger inom Stora vikar och sund och ibland i estuarier, och det är ålgräsängar (diskuteras i kapitel 3.4.2 och 3.5), och biogena rev som blåmusselbankar (diskuteras i kapitel 4.4.2 och 4.5). Detta på grund av minskande utbredning och hotstatus för dessa naturtyper, samt nuvarande kunskapsläge. För ansvarsbiotoperna sandbankar, rev samt laguner krävs verifiering av biotoperna i fält men även fastställande av kvaliteter inom dessa.

Vi föreslår i nuläget inget ytterligare skydd för sandbankar, men de sandbankar som finns i kommunen och som ligger utanför formellt skydd bör särskilt beaktas i fysisk planering och tillståndsprövning. Åtgärder som leder till minskad övergödning är viktiga för de arter som finns på sandbankarna, och bör genomföras för att gynna dessa, vilket kommer att vara ett fokus inom arbetet med åtgärdsplanen för god vattenstatus i staden. I övrigt bör selektiva fiskeredskap som ej skadar botten användas i dessa områden, i den mån vi kan påverka det.

Vi föreslår inte heller skydd av geogena rev i nuläget. Vi ser dock att en vidare analys av revens exponering och strömmar, efterföljt av inventering som visar vilka rev som är beväxta med arter som är viktiga för biologisk mångfald och ekosystemtjänster skulle kunna identifiera särskilt skyddsvärda miljöer som vi idag inte känner till. Ett exempel på sådana arter är tare (låg förekomst i vår hårbottenstudie, se 4.4.1), som kan bilda så kallade tareskogar som förekommer i exponerade miljöer. Andra exempel på djurgrupper som kan bilda värdefulla miljöer på rev är koraller och svampdjur.

3 Del B: Inventering av ålgräsängar samt analys av skyddsbehov

3.1 Bakgrund

Ålgräs (*Zostera marina*) är marina fröväxter som fäster med rötter i mjuka botten och bildar täta (eller glesa) ängar i grunda och kustnära havsområden. Ålgräsängarna är viktiga livsmiljöer för många arter av växter och djur, och har en unik ekologisk roll och ekosystemfunktion i svenska hav. De fungerar bland annat som uppväxtområden för många olika arter av fisk (till exempel torsk och ål) och strandkrabba. Ålgräsängar ger också ett antal ekosystemtjänster och miljönyttor genom att de stabiliserar bottensedimenten och motverkar erosionen genom att dämpa vågor och strömmar. De gör även vattnet klarare, tar upp näringsämnen i vattnet och minskar därmed effekterna av övergödning. Stora mängder kol tas också upp och lagras i ålgräsängar, vilket bidrar till en minskning av klimatförändringar. (Havs- och vattenmyndigheten, 2017)

Ålgräsängar är en hotad biotop som har minskat kraftigt de senaste 50 åren. På svenska västkusten har ålgräsets utbredning minskat med minst 60 procent sedan 1980-talet (motsvarande ca 15 000 hektar) och det har även skett en minskning av djuputbredningen av ålgräs med 50 procent. Förlusten av ålgräsängar på västkusten har lett till bland annat mindre produktion av torsk, ökad övergödning och sämre vattenkvalitet. Beräkningar visar att förlusten av ålgräs bara i Bohuslän har kostat Sverige mellan 4-20 miljarder kronor i form av förlorade ekosystemtjänster. Förutom övergödning och överfiske är ett stort hot småskalig exploatering i grunda vikar och kuststräckor i form av fysisk påverkan från muddring, förekomsten av bryggor (och muddrade bryggor), småbåtshamnar, båttrafik, skuggning samt ankrings- och propellerskador från fritidsbåtar. Möjligheten till spridning av ålgräs och associerade organismer (konnektivitet) påverkas även negativt av exploateringen. De återstående ålgräsbestånden står under starkt tryck från fortsatt exploatering och behöver därför skyddas. (Havs- och vattenmyndigheten, 2017) (Moksnes, Eriander, & Infantes, 2018)

Ålgräsängar kan förekomma inom ett par av de olika marina ansvarsbiotoperna för Göteborg. Totalt sett finns det inte tillräcklig kunskap om förekomst av dessa viktiga biotoper. Åtgärd 2 i projektet är uppföljning/inventering av ålgräsförekomst genom undersökning med video (dropkamera) i fält, i ett antal provrutor inom djupintervallet 0-6 meter på mjukbotten, där statistisk analys av resultaten har utförts. Åtgärden omfattar en analys av förekomst och skyddsbehov och ett förslag på var skydd av ålgräsängar ska vara prioriterat i vår kommun.

3.2 Avgränsning

Inventering i fält har utförts under två sommarsäsonger 2018 och 2019. De områden som ingått i fältstudierna är hela eller delar av vattenförekomsterna:

- Brännö-Styrsö,
- Halsviken,
- Askims fjord,
- Asperöfjorden,
- Styrsö-Vrångö

För kartor över undersökta områden hänvisar vi till avsnitt 3.4 samt till fältrapporterna: Inventering av ålgräsängar i vattenförekomsten Brännö-Styrsö rapport 2019:04, Inventering av ålgräsängar i tre vattenförekomster i södra Göteborgs kustvatten rapport 2020:06, samt Kartläggning av marina habitat i reservat Stora Amundö och Billdals skärgård rapport 2019:03. Vid analys av skyddsbehov har även andra inventeringar av ålgräs som utförts i Göteborg ingått som underlag.

3.3 Metoder

3.3.1 Metod för fältinventering

Förekomst av ålgräs undersöktes genom videoundersökningar med dropkamera i fält under augusti-september både 2018 och 2019. Tre tidigare kända ålgräsängar i vattenförekomsten Brännö-Styrsö inventerades under 2018. Under 2019 inventerades tre tidigare kända ålgräsängar i inre delen av Askimsviken, i Askimsviken vid lilla Amundön samt i Halsviken. Dessutom inventerade vi under 2019 förekomst och täckningsgrad av ålgräs oavsett tidigare kända fynd i de tre vattenförekomsterna Askims fjord, Asperöfjorden samt Styrsö-Vrångö. Provrutor med arean 25 kvadratmeter slumpades ut på djupintervallet 0-6 meter på mjukbotten. Per undersökt område slumpades 40 provrutor ut, det vill säga totalt 120 provrutor 2018 och 240 provrutor 2019. I fält noterades position, djup, täckningsgrad av ålgräs samt påväxt av fintrådiga alger på ålgräset. Vid inventeringarna som utfördes 2019 användes ekolod för att bestämma djuputbredning och till viss del utbredning. I Billdals skärgård, som också undersöktes 2018 (dock inte inom detta LONA-projekt men resultaten är ändå relevanta här), användes en noggrannare metod, där kartläggning skedde med så kallad transektinventering. Där har man med visuell inspektion (vattenkikare eller HD dropvideokamera) följt sträckor (transekt) från land och ut till områdets yttre gräns och noterat bottensubstrat, förekomst av växter och dominerande organismgrupper. Dessa transekter placerades över hela området med maximalt 100 meters mellanrum. Således har data med både utbredning och ekologiskt tillstånd hos ålgräs erhållits. För en mer detaljerad beskrivning av metoder hänvisar vi till fältrapporterna som nämnts i stycket ovan (Miljöförvaltningens rapporter 2019:03, 2019:04 samt 2020:06).

3.3.2 Metod för statistiska analyser

En variansanalys (ANOVA) av procent täckningsgrad av ålgräs med faktorn *del av ålgräsäng* (oftast norra eller södra) nestad i faktorn *ålgräsäng* gjordes för respektive år (2018 och 2019) i de tidigare kända ålgräsängarna. Detta gjordes för att analysera variationen inom ängarna jämfört med variationen mellan ängarna. Vidare gjorde vi en variansanalys (2-faktor ANOVA) per år med *makrovegetation* (ålgräs eller fintrådiga alger) och *ålgräsäng* (tre kända ängar per år) som två faktorer och procent täckningsgrad som beroendevariabel för att jämföra förekomst av ålgräs och fintrådiga alger och eventuella samband per lokal.

En variansanalys (2-faktor ANOVA) med faktorerna *makrovegetation* (ålgräs eller fintrådiga alger) och *vattenförekomst/område* (Askims fjord, Asperöfjorden samt Styrös-Vrångö) utfördes också 2019 i de undersökta områdena där vi inte tidigare hade kännedom om förekomsten av ålgräs och ålgräsängar.

Varianserna i dessa analyser visade sig ofta vara heterogena (Levene's test), vilket teoretiskt kan öka risken att påvisa en signifikant skillnad mellan grupper som inte är sann (typ I-fel). De heterogena varianserna blev oftast inte mycket mindre heterogena med datatransformering. Heterogena varianser är dock inga större problem när antal prover eller observationer (n) i varje behandlingsgrupp är balanserade (det vill säga samma i alla grupper) och relativt stora, oftast mer än 5 behandlingar och n större än 6, eftersom ANOVA är tillräckligt robust för detta (Quinn, 2002) (Underwood A.J., 1997). Våra analyser i denna rapport var balanserade. I dessa fem olika variansanalyser (2-faktor ANOVAs) var antal behandlingsgrupper 6 och n lika med 40 provrutor.

Vi gjorde även regressionsanalyser för att analysera på vilket djup som förekomsten av ålgräs var som störst i de olika ålgräsängarna (täckningsgrad av ålgräs som en funktion av djup).

Alla statistiska analyser utfördes i programmet SPSS (version 26) och där det fanns en signifikant effekt av en faktor eller interaktion i variansanalysen gjordes post-hoc-tester (Student-Newman-Keuls och Tukey HSD) för att analysera vilka grupper som signifikant skiljde sig åt.

3.3.3 Metod för analys av skyddsbehov

En analys av behov av skydd gjordes utifrån det sammanställda GIS-underlaget samt underlag från fältarbete, tidigare inventeringar och resultat från statistiska analyser. Biotopens geografiska utbredning studerades och redan skyddade områden identifierades. Kända hot vägdes in i analysen, samt om formellt skydd är en lämplig åtgärd för att hantera hoten. För ålgräsängar har en prioriteringsgrund tagits fram i avsaknad av modeller som kan visa på varje specifika områdes vikt för konnektivitet (för biotopen eller associerade arter). Prioriteringsgrunden finns i bilaga 1.

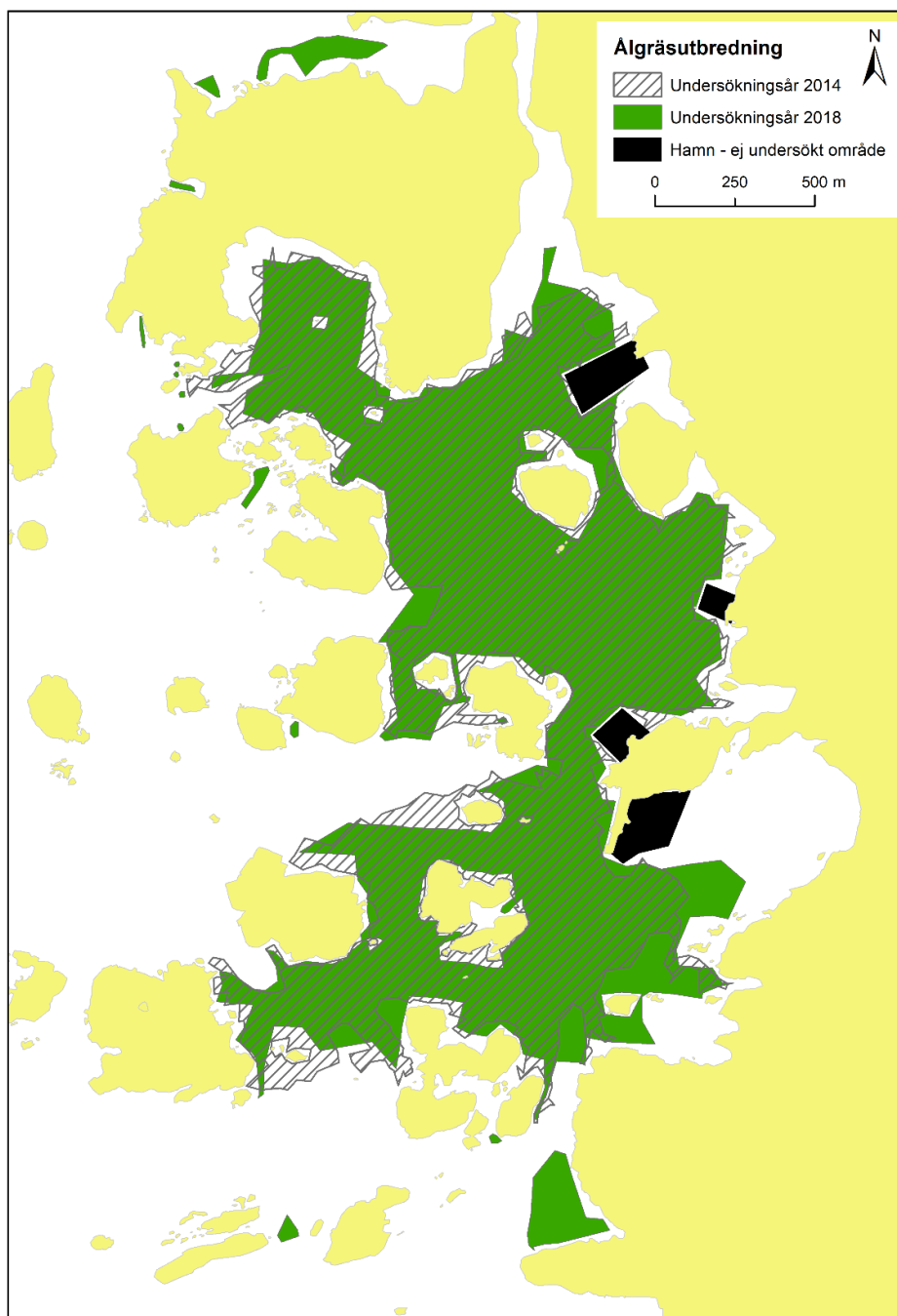
3.4 Resultat

3.4.1 Fältinventering

Preliminära resultat från fältinventeringarna har publicerats löpande i fältrapporter (Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen, 2019a) (Göteborgs Stad Miljöförvaltningen, 2020a) (Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen, 2019b) och nedan återges resultat från fördjupade analyser av dessa data.

3.4.1.1 Kartläggning av marina habitat i reservat Stora Amundö och Billdals skärgård 2018

Stora delar av de grunda mjukbottenarna i Billdals skärgård domineras av täta ålgräsbestånd. Utbredningen av hela ålgräsängen 2018 var i stort sett lika stor som vid inventeringen 2014, möjligen en liten minskning till 2018 (Fig. 1). En analys av täckningsgrad och ”patchiness” (hur fläckvis eller heltäckande en utbredning är) planeras till 2021 inom ramen för miljöövervakning och uppföljning av skydd av ålgräsängar. Påväxtgrad av fintrådiga alger var högre i de södra delarna, men ålgräset var relativt opåverkat av övergödning (Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen, 2019b).

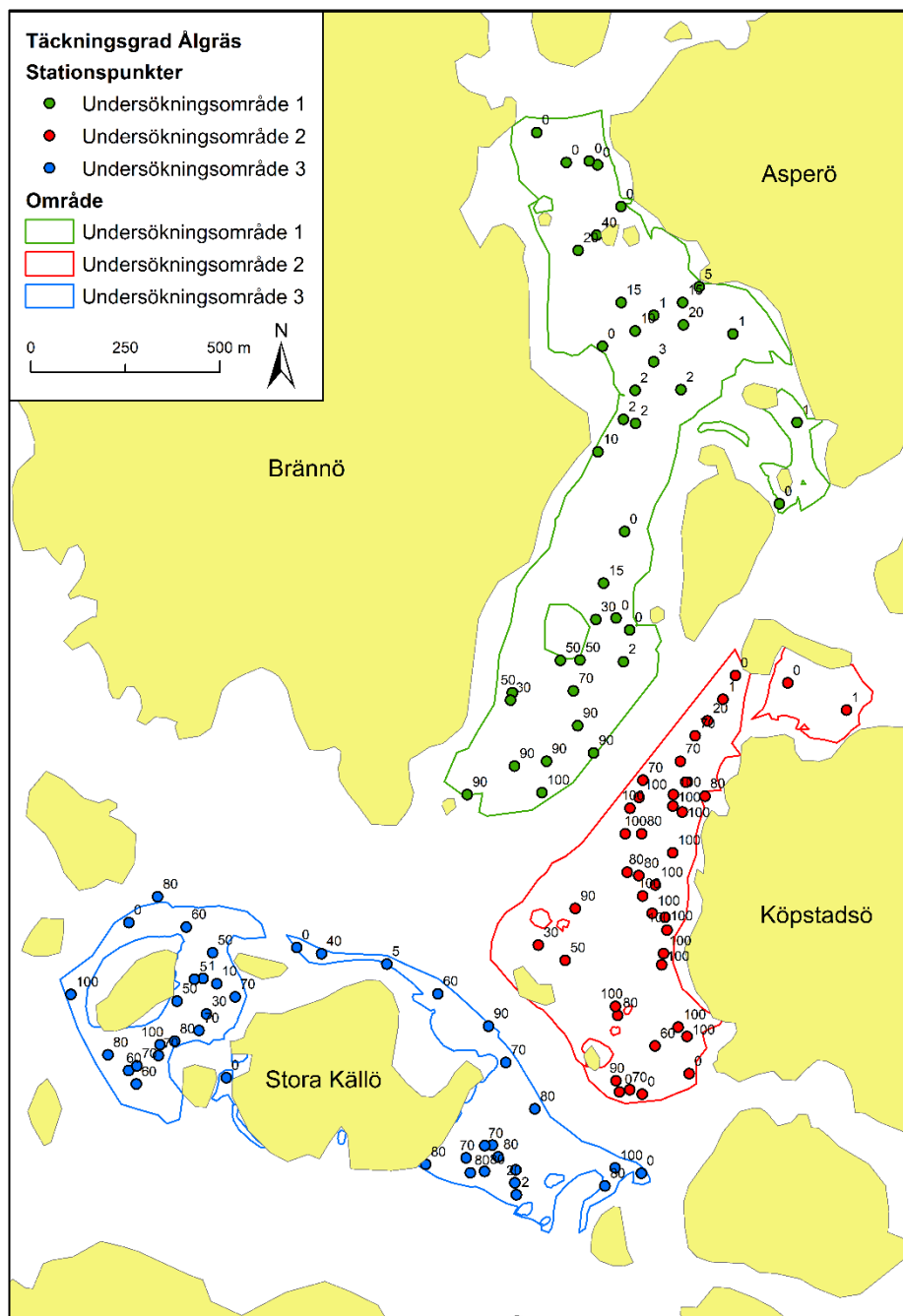


Figur 1. Karta över ålgräsängens utbredningsområde i Stora Amundö och Billdals skärgård. Streckat fält visar utbredningsområdet år 2014 och grönt fält anger utbredning 2018. (Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen, 2019b)

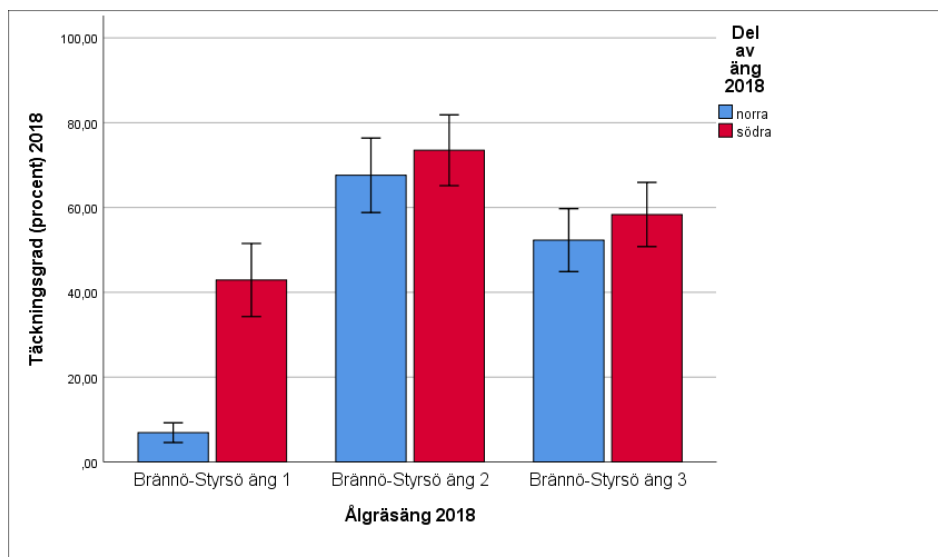
3.4.1.2 Inventering av ålgräsängar i vattenförekomsten Brännö-Styrsö 2018

Av de tre undersökta ålgräsängarna i Brännö-Styrsö-området 2018 var täckningsgraden av ålgräs högst i äng 2 (medeltäckningsgrad: 70 procent), följt av äng 3 (medeltäckningsgrad: 55 procent) och äng 1 (medeltäckningsgrad: 25 procent). Äng 2 och 3 hade liknande täckningsgrad i hela undersökningsområdet, men i äng 1 sågs däremot en tydlig skillnad med lägre täckningsgrader i den norra jämfört med den södra delen (medeltäckningsgrad

<10 procent och >40 procent i respektive del) (Fig. 2 och 3). Den nestade variansanalysen (se ovan under 3.3.2) visade på denna signifikanta variation inom ålgräsäng 1 (se ANOVA-tabell 1 i bilaga 2). Äng 2 och 3 är täta fina ålgräsängar med en täckningsgrad på ca 65-75 respektive 50-60 procent (Fig. 4).

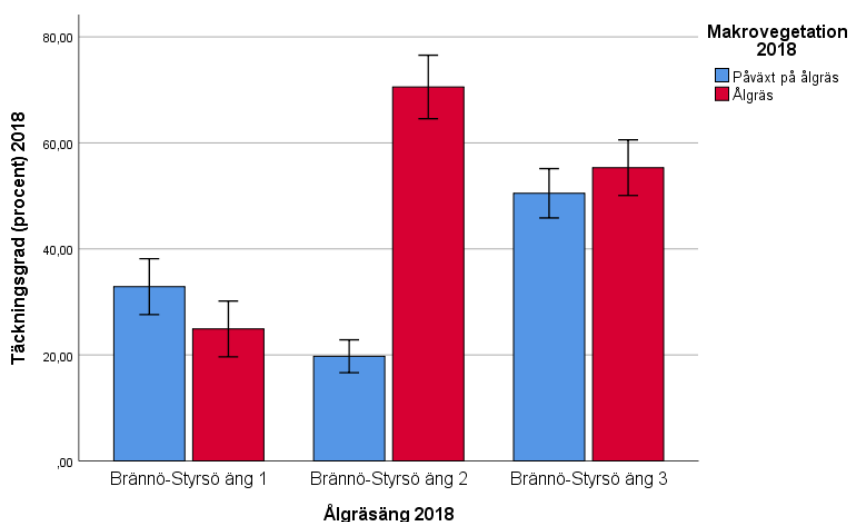


Figur 2. Avgränsningar och stationspunkter för de tre undersökta ålgräsängarna 2018. Siffran invid punkterna anger ålgräsens täckningsgrad i procent.



Figur 3. Procent täckningsgrad av ålgräs 2018 i olika delar av tre sedan tidigare kända ålgräsängar vid Brännö-Styrsö. Ålgräsäng 3 sträcker sig från väster till öster och därför är norra=västra delen och södra=östra delen för den grafen. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

En variansanalys (2-faktor ANOVA; se 3.3.2 samt tabell 2 i bilaga 2) visade att det var signifikant högre täckningsgrad av ålgräs än påväxt av fintrådiga alger i äng 2 i Brännö-Styrsö, men inte i de övriga ängarna (Fig. 4). Analyserna visade också att täckningsgraden av ålgräs var signifikant lägre i ålgräsäng 1 än i övriga ålgräsängar i Brännö-Styrsö (Fig. 4). Vi observerade mycket påväxt av fintrådiga alger i vissa av dessa ålgräsängar, speciellt i äng 3 (medeltäckningsgrad: ca 50 procent), men signifikant lägre täckningsgrad, ca 20 procent, av fintrådiga alger i äng 2 (Fig. 4). Ett visst negativt samband mellan förekomst av ålgräs och fintrådiga alger kan observeras.



Figur 4. Procent täckningsgrad av ålgräs och påväxt av fintrådiga alger 2018 i tre sedan tidigare kända ålgräsängar vid Brännö-Styrsö. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

Regressionsanalyser av vilket djup som förekomsten av ålgräs var som störst på i de olika ålgräsängarna 2018 (täckningsgrad av ålgräs som en funktion av djup) visade att det var högst procent täckningsgrad av ålgräs på ca 2-3 meters djup i ålgräsängarna runt Brännö-Styrsö (figur 5). I Brännö-Styrsö äng 1 (den blå kurvan i figur 5) så var den djupaste provrutan på cirka 2,5 meters djup, vilket är orsaken till att den kurvan har ett annat utseende än övriga ålgräsängar och överstiger 100 procent täckningsgrad (vilket egentligen är maximal förekomst).

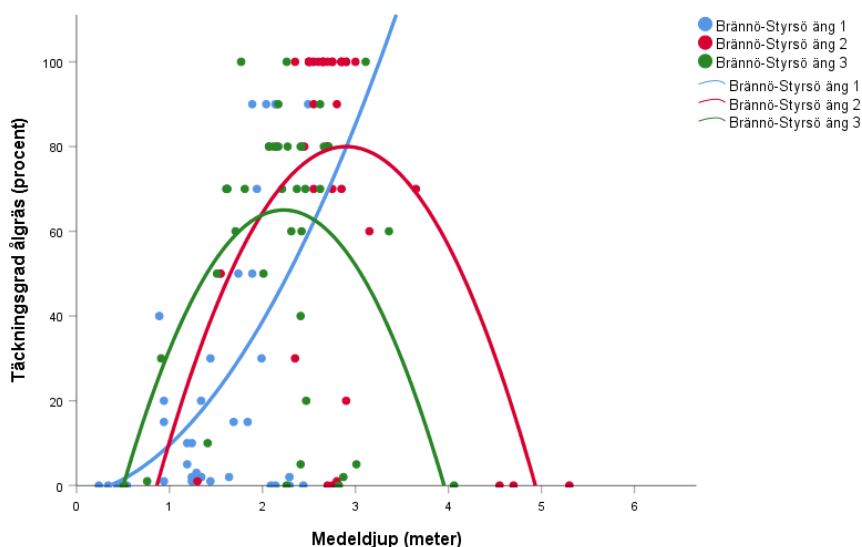
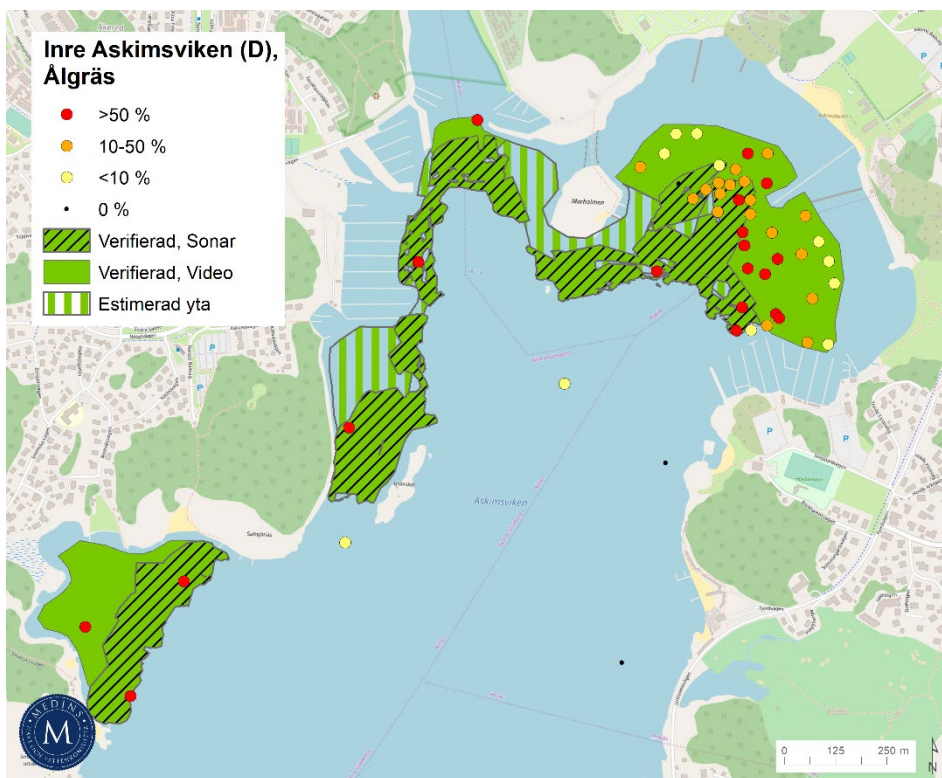


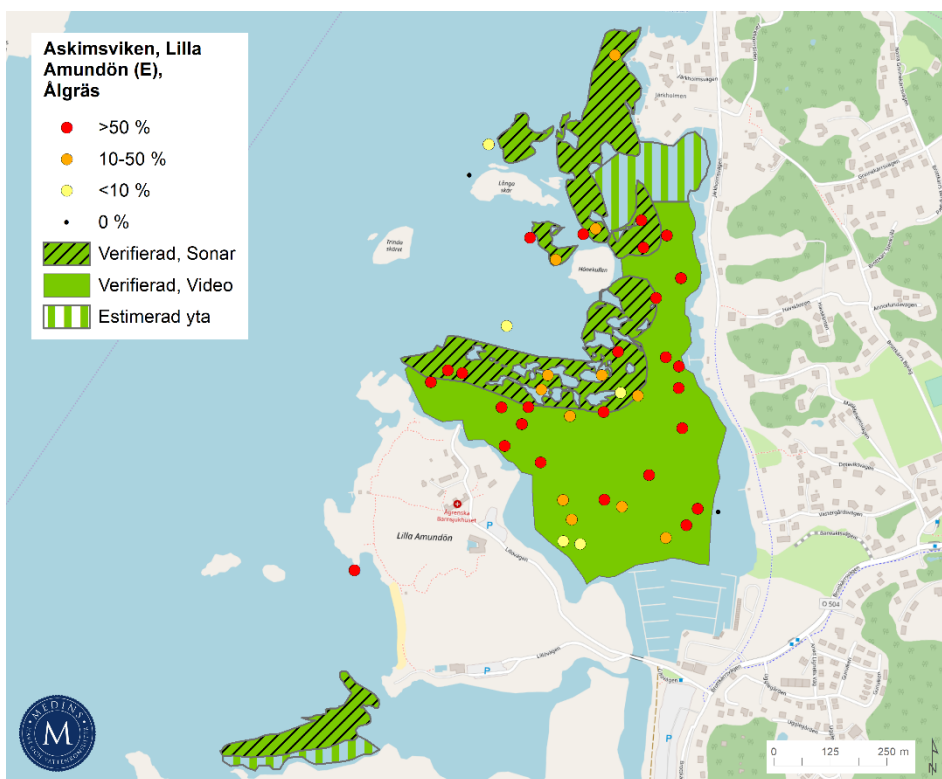
Fig. 5. Samband mellan medeldjup i provrutan (av start- och stoppdjup vid videofilmning) och procent täckningsgrad av ålgräs i tidigare kända ålgräsängar provtagna under 2018. Signifikanta icke-linjära förhållanden (kvadratiska samband) kan observeras med högst täckningsgrad av ålgräs vid ca 2-3 meters djup (med viss skillnad mellan ängarna). Brännö-Styrsö äng 1: $R^2=0.29$, $p=0.002$; Brännö-Styrsö äng 2: $R^2=0.35$, $p=0.0001$; Brännö-Styrsö äng 3: $R^2=0.27$, $p=0.003$.

3.4.1.3 Inventering av tidigare kända ålgräsängar i tre områden i södra Göteborgs kustvatten 2019

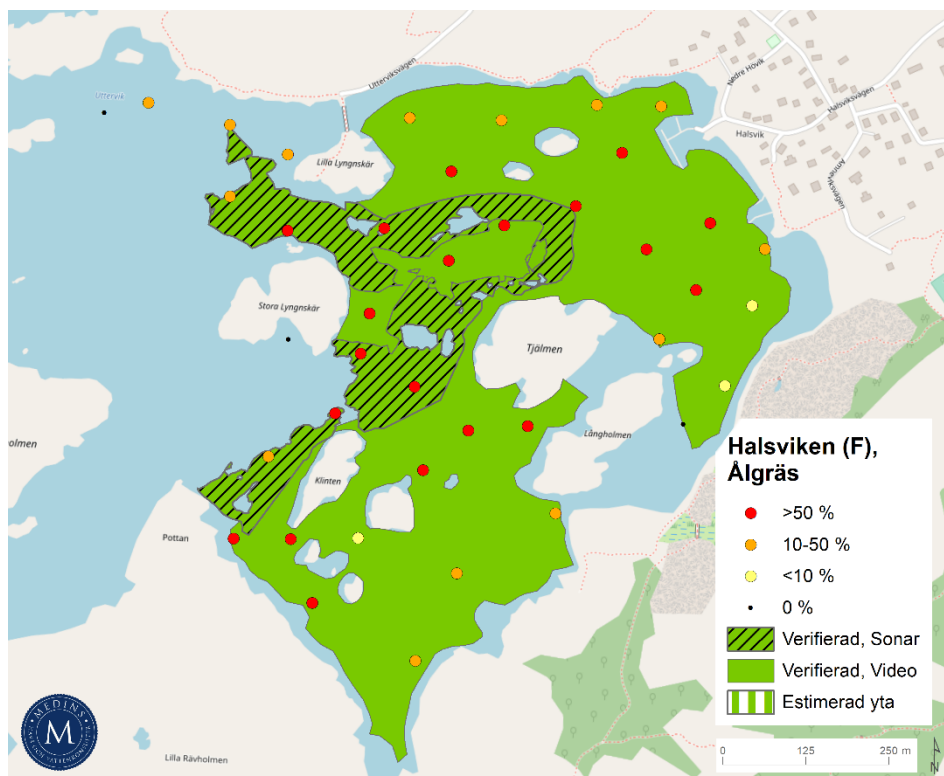
Tre tidigare kända ålgräsängar undersöktes 2019, och i dessa var medeltäckningsgraden av ålgräs 38 procent för inre delen av Askimsviken, 60 procent för Askimsviken vid lilla Amundön samt 55 procent för Halsviken (figur 6, 7, 8 och 9). Det fanns inga signifikanta skillnader i täckningsgrad mellan och inom ängarna (Fig. 9) i den nestade variansanalys som gjordes (se 3.3.2 samt ANOVA-tabell 3 i bilaga 2).



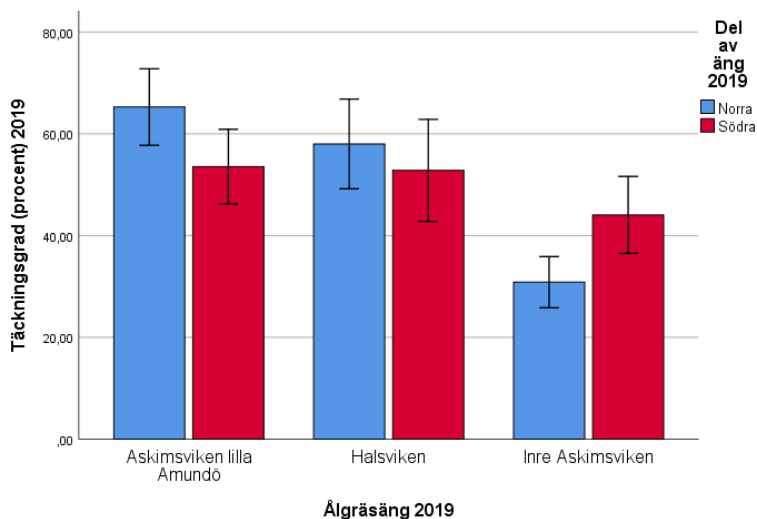
Figur 6. Täckningsgrad (procent) av ålgräs i inre Askimsviken (D) 2019. Prickarna markerar täckningsgraden vid respektive provpunkt. Verifierad yta innebär att ålgräs har verifierats med sidoseende sonar eller video. Estimerad yta bedöms som yta där ålgräs sannolikt påträffas



Figur 7. Täckningsgrad av ålgräs i yttre Askimsviken vid lilla Amundön (E) 2019. Prickarna markerar täckningsgraden vid respektive provpunkt. Verifierad yta innebär att ålgräs har verifierats med sidoseende sonar eller video. Estimerad yta bedöms som yta där ålgräs sannolikt påträffas.

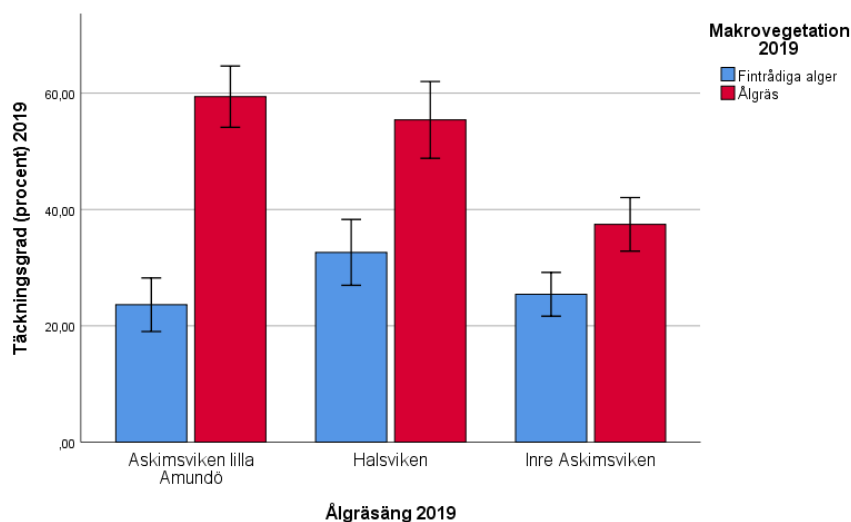


Figur 8. Täckningsgrad av ålgräs i Halsviken (F) 2019. Prickarna markerar täckningsgraden vid respektive provpunkt. Verifierad yta innebär att ålgräs har verifierats med sidoseende sonar eller video. Estimerad yta bedöms som yta där ålgräs sannolikt påträffas.



Figur 9. Procent täckningsgrad av ålgräs 2019 i olika delar av tre sedan tidigare kända ålgräsängar. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

En variansanalys (2-faktor ANOVA; se 3.3.2 samt tabell 4 i bilaga 2) visade att det generellt var signifikant högre täckningsgrad av ålgräs än påväxt av fintrådiga alger, och att täckningsgraden av ålgräs var lägre i inre Askimsviken än i övriga ålgräsängar (figur 10). Vi observerade en del påväxt av fintrådiga alger i vissa av dessa ålgräsängar (ca 25-33 procent täckningsgrad; se figur 10), men lägre täckningsgrad av fintrådiga alger än i ålgräsängarna i Brännö-Styrsö 2018 (se figur 4).



Figur 10. Procent täckningsgrad av ålgräs och påväxt av fintrådiga alger 2019 i tre sedan tidigare kända ålgräsängar. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

Regressionsanalyser av vilket djup som förekomsten av ålgräs var som störst på i de olika ålgräsängarna 2019 (täckningsgrad av ålgräs som en funktion av djup) visade att det var högst täckningsgrad av ålgräs på cirka 1,5-3 meters djup i ålgräsängarna i inre Askimsviken, Askimsviken vid lilla Amundön samt Halsviken (figur 11).

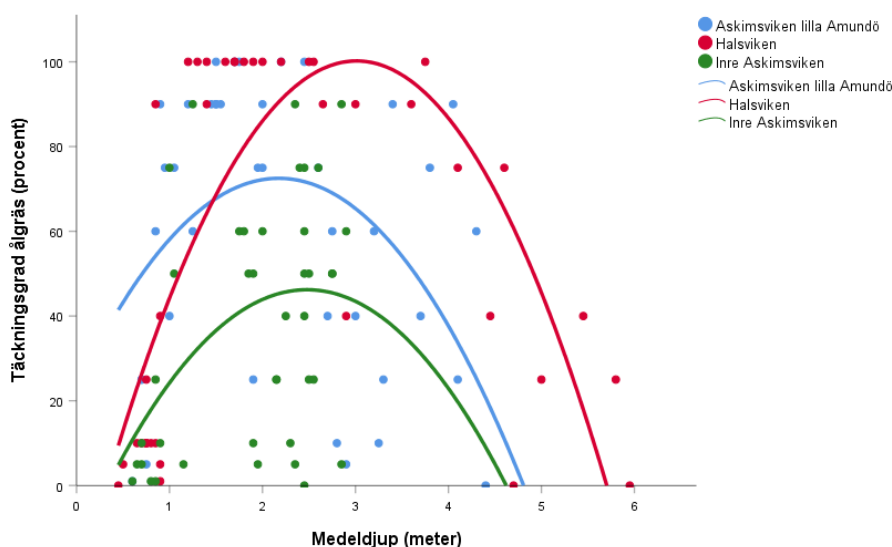
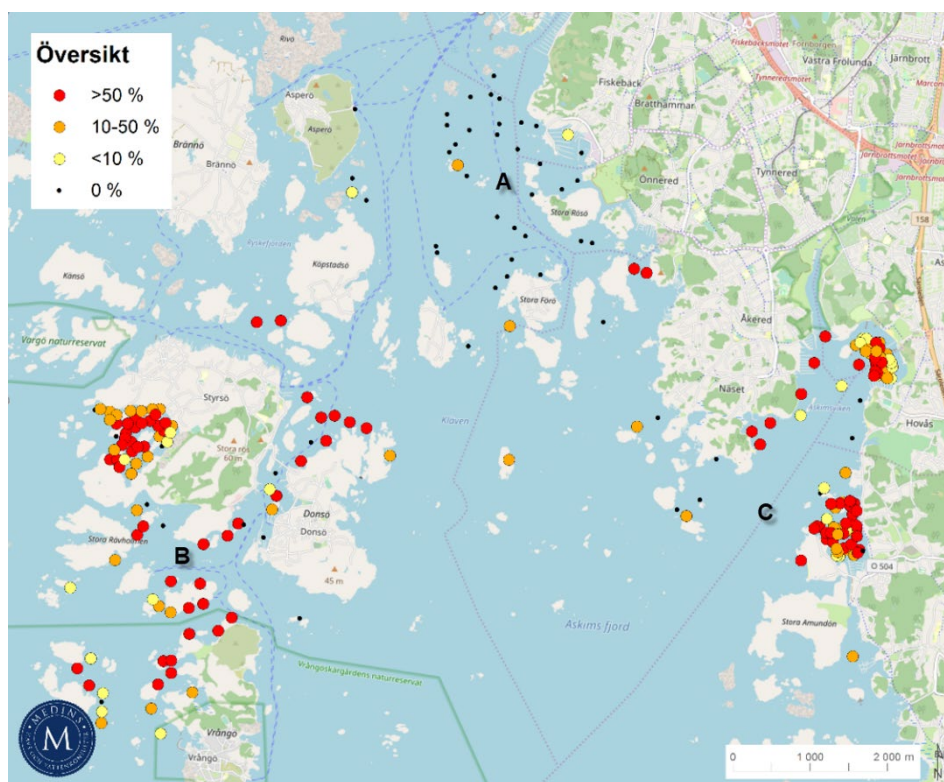


Fig. 11. Samband mellan medeldjup i provrutan (av start- och stoppdjup vid videofilmning) och procent täckningsgrad av ålgräs i tidigare kända ålgräsängar provtagna under 2019. Signifikanta ickelinjära förhållanden (kvadratiska samband) kan observeras med högst täckningsgrad av ålgräs vid ca 1,5-3 meters djup (med viss skillnad mellan ängarna). Askimsviken lilla Amundö: $R^2=0.16$, $p=0.04$; Halsviken: $R^2=0.59$, $p=0.0001$; Inre Askimsviken: $R^2=0.17$, $p=0.03$.

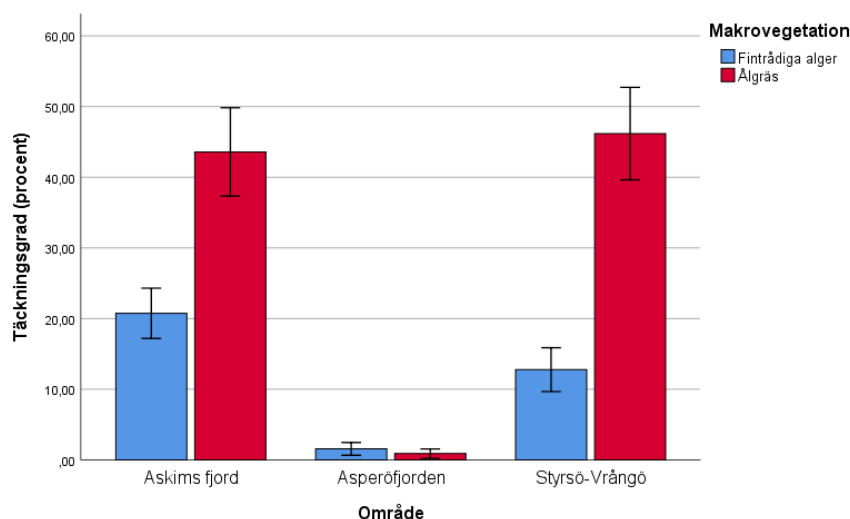
3.4.1.4 Inventering av ålgräs i tre vattenförekomster i södra Göteborgs kustvatten 2019

Undersökningarna av förekomst och täckningsgrad av ålgräs i de tre vattenförekomsterna Askims fjord, Asperöfjorden och Styrso-Vrångö, där vi inte tidigare hade kännedom om utbredning av ålgräsängar utöver från flyginventeringar, visade att det i Askims fjord fanns flera provpunkter med tät förekomst av ålgräs, framför allt i Askimsviken och Ganlebukten. Som djupast påträffades ålgräs på 5,7 meters djup i Askims fjord. Totalt påträffades ålgräs i 29 av de 40 provpunkterna i Askims fjord (figur 12). I vattenförekomsten Asperöfjärden påträffades ålgräs endast i 3 av de 40 provpunkterna, som högst med en täckningsgrad på 25 procent. Som djupast påträffades ålgräs på 4,0 meters djup i Asperöfjorden. I området runt Styrso-Vrångö konstaterades flertalet provpunkter med tät och sammanhängande förekomst av ålgräs. Totalt påträffades ålgräs i 33 av de 40 provpunkterna runt Styrso-Vrångö (figur 12) och som djupast påträffades ålgräs på 6,3 meters djup. (Göteborgs Stad Miljöförvaltningen, 2020a).



Figur 12. Täckningsgrad av ålgräs i alla undersökningsområden. Prickarna markerar täckningsgraden vid respektive provpunkt. De områden där prickarna förekommer tätare är de tidigare kända ålgräsängarna. Asperöfjorden finns i området kring A i övre delen av bilden, Styrso-Vrångö i området kring B i bildens vänstra del och Askims fjord i området kring C i bildens högra del.

En variansanalys (2-faktor ANOVA; se 3.3.2 samt tabell 5 i bilaga 2) visade också att Asperöfjorden hade signifikant mycket lägre täckningsgrad av ålgräs (medeltäckningsgrad: ca 1 procent) än i Askims fjord och Styrso-Vrångö, där medeltäckningsgraden var runt 45 procent (figur 13). Påväxt av fintrådiga alger hade relativt låg täckningsgrad i alla vattenförekomster, även om den var högst i Askims fjord och lägst i Asperöfjorden (figur 13).



Figur 13. Procent täckningsgrad av ålgräs och påväxt av fintrådiga alger 2019 i de tre vattenförkomsterna Askims fjord, Asperöfjorden och Styrösö-Vrångö oavsett tidigare kända ålgräsfynd. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

3.4.2 Analys av skyddsbehov

Ålgräs förekommer på mjukbotten i hela kustområdet, med särskilt stora förekomster i södra skärgården och från Askims fjord och söder ut. Vid den GIS-analys av ålgräsförekomst som vi gjorde förefaller strax under 50 procent av ålgräsängarna vara skyddade inom naturreservat eller Natura 2000-områden. Vi har då räknat med de områden som ingår i planerna för utökning av Vinga naturreservat.

Eventuellt har vi tre förvaltningsområden för ålgräs i kommunen, genetiskt och evolutionärt sett (personlig kommunikation, Per Moksnes, Göteborgs universitet). Norr om Göta älvs mynning och söder om Göta älvs mynning kan vara skilda enheter, förvaltningsmässigt. Eventuellt är också södra delen uppdelad i yttre (öarna) och inre (kustremsan). De ängar som ligger utmed kusten innanför södra skärgården kan vara mer genetiskt skyddsvärda, enligt Per Moksnes bedömning utifrån forskningsstudier hans forskargrupp har gjort längs hela Bohuskusten norr om Nordre älvs mynning. "Instängda" ängar är mer hotade (det är svårt att få spridning dit), och exponerade ängar är mindre hotade ur den aspekten.

När vi som enskild kommun ska skydda ålgräsängar genom att besluta om att inrätta biotopskydd eller naturreservat behöver vi prioritera vilka områden vi ska arbeta med först. Det bästa vore om vi kunde analysera vilka ängar som är viktigast när det gäller konnektivitet, både för ålgräset självt men också för associerade arter. Göteborgs universitet och Moksnes forskargrupp har arbetat med en sådan modell i Bohuslän (Jahnke, o.a., 2018), men Göteborg ansågs för komplicerat med avseende på bland annat älvmyningarnas påverkan för att ingå i denna modell. Vi har i stället tagit fram en förenklad prioriteringsgrund som vi arbetat med i detta projekt. Den innebär att vi ska:

- Med avseende på hot, skydda ängar där exploatering är ett hot.

- Med avseende på konnektivitet, skydda ålgräs inom alla tre (hypotetiska) förvaltningsområden inom kommunen.
- Med avseende på representativitet, skydda en variation av ålgräsmiljöer, för att gynna artdiversiteten av associerade organismer.
- Med avseende på vattenkvalitet, skydda stora ängar, som stabiliserar sin egen miljö.
- Med avseende på kvalitet, låta det vara en stödfaktor där djuputbredning är en utslagsgivande faktor. Påväxt av fintrådiga alger ska beaktas. Det finns argument emot att skottäthet är en bra kvalitetsvariabel, utan kan snarare vara en följd av exponeringsgrad. Även lite glesare ängar i mer skyddade miljöer är värdefulla.

3.5 Diskussion och slutsatser

Resultaten från denna delstudie visar att de tidigare kända ålgräsängarna runt Brännö-Styrsö (provtagna 2018) och i eller runt Askimsviken och Halsviken (provtagna 2019) är relativt stora och homogena ängar med hög förekomst av ålgräs (täckningsgrad ca 40-75 procent). Det enda undantaget är ålgräsäng 1 vid Brännö-Styrsö där det finns en inomängsvariation med låg förekomst (<10 procent) i norra delen på grund av mycket grunt vatten och ca 40 procent täckningsgrad i den södra delen. I alla ålgräsängarna var ålgräsförekomsten som störst på ca 1,5-3 meters djup. Mängden snabbväxande fintrådiga alger som växer på ålgräset ökar vid övergödning, och ålgräs kan konkurreras ut av dessa alger vid höga halter av närsalter och dåliga ljusförhållanden (Havs- och vattenmyndigheten, 2017). Vi observerade en del påväxt av fintrådiga alger i ålgräsängarna provtagna 2019 (cirka 25-33 procent täckningsgrad). Denna täckningsgrad av påväxt av fintrådiga alger var dock lägre än i ålgräsängarna i Brännö-Styrsö 2018 (cirka 20-50 procent täckningsgrad). I de större områden där vi inte hade fältinventeringar av ålgräsängar sedan tidigare hade Asperöfjorden nästan ingen förekomst av ålgräs alls, medan medeltäckningsgraden av ålgräs var runt 45 procent i Askims fjord och Styrsö-Vrångö. Alla dessa olika resultat av analyser av utbredning av ålgräs och ålgräsängar kommer på sikt att kunna jämföras mellan områden över tid när vi har utformat och tagit fram en ny stadengemensam miljöövervakningsplan av vattenmiljöer inom arbetet med åtgärdsplan för god vattenstatus.

Ålgräs är en värdefull art som bildar viktiga biotoper i det marina landskapet. Eftersom arten har minskat sedan andra halvan av 1900-talet är den numera rödlistad och Havs- och vattenmyndigheten har beslutat om ett åtgärdsprogram för ålgräsängar (Havs- och vattenmyndigheten, 2017). Ålgräs finns också med som prioriterad art i Länsstyrelsens handlingsplan för grön infrastruktur (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2019). Även om metoden för återplantering av ålgräs har blivit bättre på senare år och delvis används som en kompensationsåtgärd är det mycket svårt att lyckas med restaurering av ålgräs, speciellt på större skala. Därför är det bäst och mest kostnadseffektivt att skydda befintliga ålgräsängar. I princip borde alla ängar vara skyddade och det enklaste sättet att åstadkomma det vore om man nationellt införde ett generellt biotopskydd för ålgräsängar, likt hur man har gjort till exempel med vissa

element i odlingslandskapet. Något sådant beslut verkar dock inte vara att vänta i närtid.

Vår analys av skyddsbehov har resulterat i fem områden med ålgräsängar att fokusera på. Utöver dessa fem områden har vi redan nu förslag på tre områden (Halsviken, inre Askimsviken och Brännö-Styrsö som alla undersöktes i denna rapport) i den prioriteringslista för inrättande av områdesskydd som stadsbyggnadskontoret arbetar med. De nya områden vi vill få med vid nästa uppdatering av listan är:

- ett område norr om Lilla Amundön (samma ålgräsäng som inventerades 2019 i denna rapport),
- ett område utanför Ganlet,
- två mycket små områden (norr om stora Varholmen samt område runt Tummen) utmed Hisingen fram till naturreservatet Nordre älvs estuarium,
- ängar i Göta älvs mynning (Knippelholmarna samt eventuellt Klippan),
- ängar mellan Styrsö och Donsö (ej avgränsat än).

4 Del C: Inventering av rev med fokus på blåmusselbankar och makroalger

4.1 Bakgrund

En viktig marin biotop är biogena rev, där musslor som bildar värdefulla habitat (musselbankar) ingår. Musselbankar är habitat med hög artdiversitet, viktiga ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster, till exempel upptag av näringsämnen och vattenrening. Utbredningen av blåmusselbankar, som kan förekomma både på hårbotten och mjukbotten, förefaller ha minskat drastiskt längs svenska västkusten de senaste decennierna (Liljenström, 2019), samt även i andra kustvatten i Europa. En kraftig minskning av ejdern, som har blåmusslor (*Mytilus edulis*) som sin föda, har också skett under samma tidsperiod (Hamnqvist, 2017). Ingen miljöövervakning av blåmusselförekomst har dock förekommit över tid i nationella, regionala eller lokala övervakningsprogram, varför det är svårt att bedöma kvantitativt vilken omfattning som minskningen i utbredning av blåmusslor har. Orsakerna till minskningen har heller inte klarlagts av forskningen, men en populär teori är att det beror på klimatförändringar (Hamnqvist, 2017) (Liljenström, 2019), eventuellt i kombination med andra faktorer som till exempel minskad födomängd och ökad predation. Eftersom blåmusselodlingar på rep fortfarande verkar fungera bra i Bohusläns kustvatten så finns det dock troligen tillräckligt med mussellarver i vattnet, åtminstone lokalt. Däremot kan det finnas en brist på bra naturliga substrat för larverna att slå sig ned på (*settle*) som därmed ytterligare bidrar till en lägre musselrekrytering. Detta är speciellt fallet om det finns färre och färre adulta musslor i ett område eftersom mussellarver och musselrekryter generellt överlever mycket sämre om de inte kan slå sig ned i befintliga musseläckor eller musselbankar, ofta bland musslornas byssustrådar (Svane & Ompi, 1993) (Erlandsson, McQuaid, & Stanczak, 2011). En drastisk minskning i en musselutbredning kan alltså förstärka denna minskning och ge upphov till en så kallad Allé-effekt, en förstärkande negativ effekt med låg återhämtning av en population (Norse & Crowder, 2005) (Erlandsson, McQuaid, & Stanczak, 2011). Kartläggning och analys av blåmusslors utbredning och kvalitet är en grundförutsättning för att veta hur blåmusselbankar ska kunna skyddas i representativa nätverk.

Denna inventering på hårbotten har också omfattat analys av makroalger. Makroalger med grenigt växtsätt utgör en viktig del av de grunda habitaterna på hårbotten. Deras tredimensionella struktur bidrar till diversitet och funktion, genom att utgöra lekplats för fisk men även genom att bidra med ytor där organismer som har ett frisimmande stadiet i sin livscykel kan slå sig ner på botten (Erlandsson, McQuaid, & Stanczak, 2011). De vegetationsklädda bottenarna i skärgården utgör också en buffertzon där närsalter tas upp.

4.2 Avgränsning

Inventering i fält har utförts under två sommarsäsonger 2018 och 2019. Kartläggning har skett genom videoundersökning i utvalda vattenförekomster i kommunen, samt i områden där vi har uppgifter om förekomst av blåmusselbankar sedan tidigare. De områden som ingått i fältstudierna är hela eller delar av vattenförekomsterna:

- Askims fjord
- Styrso-Vrångö
- Göteborgs södra skärgårds kustvatten, området inom Vrångö naturreservat.
- Rivö fjord
- Nordre älvs fjord

För kartor över undersökta områden hänvisar vi till fältrapporterna Inventering av tidigare kända blåmusselbankar i Göteborg rapport 2020:05, Inventering av hårbottenmiljöer runt Styrso-Vrångö och i Vrångö naturreservat Rapport 2020:07, Inventering av hårbotten i vattenförekomsterna Askims fjord och Styrso-Vrångö samt Kartläggning av marina habitat i reservat Stora Amundö och Billdals skärgård rapport 2019:03. Blåmusslor har också eftersökts i de provpunkter som inventerats på mjukbotten med avseende på ålgräs och som beskrivs i kapitel 3. Analysen av skyddsbehov inom den här delen av projektet har endast omfattat ansvarsbiotopen biogena rev.

4.3 Metoder

4.3.1 Metod för fältinventering

Blåmusselbankar (som klassas som ansvarsbiotopen biogena rev) samt makroalger kartlades 2018 och 2019 genom videoundersökningar med dropkamera i fält. Under oktober 2018 slumpades 35 provrutor (rutans area var 25 kvadratmeter) ut på varje djupintervall (0-6m, >6m) på hårbotten i de undersökta kustvattnen (Askims fjord och Styrso-Vrångö). Under september-oktober 2019 gjordes en likadan inventering på hårbotten i tre olika områden (Styrso-Vrångö, samt norra och södra delarna av Vrångö naturreservat). Totalt provtogs alltså 140 provrutor 2018 och 210 rutor 2019. Även en mer riktad inventering av blåmusslor gjordes 2019 i tre områden (Göta älvs mynning, Nordre älvs mynning, runt Vrångö) där vi har uppgifter om att det förekommit blåmusselbankar tidigare. I den riktade inventeringen slumpades 40 provrutor (area: 25 kvadratmeter) per område på främst mjukbotten. Detta gjordes eftersom inte en enda blåmussla hittades i de andra undersökningarna under 2018 och 2019, varken på hårbotten eller mjukbotten. I dessa tidigare kända blåmusselbankar på mjukbotten observerades också förekomst och täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) och dvärgålgräs (*Zostera noltii*).

För de olika undersökningarna i fält noterades position, bottensubstrat, djup, täckningsgrad av makroalger, blåmusslor eller japanska jätteostron (*Magallana gigas*) och eventuellt ansamlingar av musselskal. Det japanska jätteostronet är

en främmande art, och kallas också för stillahavssostron. De makroalger som noterades på hårbotten avgränsades till att omfatta arter som är lämpliga att identifiera genom videokartering, i det här fallet framför allt ektång, fintrådiga alger (bruna, röda, gröna), fucoider (blåstång, sågtång), knöltång, röda kalkalger, kräkel, rödalger med bladlik bål (till exempel karragentång och ribbeblad), sargassosnärja, tareliknande alger (sockertare, fingertare) samt sudare.

För en mer detaljerad beskrivning av metoder hänvisar vi till fältrapporterna i miljöförvaltningens rapportserie: Inventering av hårbotten i vattenförekomsterna Askims fjord och Styrösö-Vrångö, rapport från fältarbete, R 2019:02; Inventering av hårbottenmiljöer runt Styrösö-Vrångö och i Vrångö naturreservat, Rapport 2020:7; samt Inventering av tidigare kända blåmusselbankar i Göteborg, Rapport 2020:05.

4.3.2 Metod för statistiska analyser

För varje år separat (2018 och 2019) gjordes en 3-faktor ANOVA (variansanalys) av procent täckningsgrad av makroalger med faktorerna *makroalggrupp* (sju respektive åtta olika grupper, se 4.3.1, 4.4.1.1 och 4.4.1.2), *djupintervall* (0-6 meter, >6 meter) och *vattenförekomst/område* (2 respektive 3 områden 2018 och 2019).

För undersökningen av förekomsten av blåmusslor i tidigare kända blåmusselbankar 2019 gjordes en 2-faktor ANOVA med *bivalvia* (blåmussla, japanskt jätteostron, samt skal av döda blåmusslor) och *område* (Göta älvs mynning, Nordre älvs mynning, runt Vrångö) som de två faktorerna och täckningsgrad av blåmusslor som beroendevariabel.

I tidigare kända blåmusselbankar observerades också förekomst och täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) och dvärgålgräs (*Zostera noltii*). En 2-faktor ANOVA utfördes med *makrovegetation* (ålgräs eller dvärgålgräs) och *område* som två faktorer, och täckningsgrad av ålgräs och dvärgålgräs som beroendevariabel.

Varianserna i dessa analyser visade sig oftast vara heterogena (Levene's test), vilket teoretiskt kan öka risken att påvisa en signifikant skillnad mellan grupper som inte är sann (typ I-fel). De heterogena varianserna blev oftast inte mycket mindre heterogena med datatransformering. Heterogena varianser är dock inga större problem när antal prover eller observationer (n) i varje behandlingsgrupp är balanserade (det vill säga samma i alla grupper) och relativt stora, oftast mer än 5 behandlingar och n större än 6, eftersom ANOVA är tillräckligt robust för detta (Quinn, 2002) (Underwood AJ., 1997). Våra analyser i denna rapport var balanserade. I dessa fyra olika variansanalyser (2-faktor och 3-faktor ANOVAs) var antal behandlingsgrupper 6-9 respektive 32-42 och n lika med 40 respektive 35 provrutor.

Alla statistiska analyser utfördes i programmet SPSS (version 26) och där det fanns en signifikant effekt av en faktor eller interaktion i variansanalysen

gjordes post-hoc-tester (Student-Newman-Keuls och Tukey HSD) för att analysera vilka grupper som signifikant skiljde sig åt.

4.3.3 Metod för analys av skyddsbehov

En analys av behov av skydd gjordes utifrån underlag från fältarbetet. Biotopens geografiska utbredning studerades och redan skyddade områden identifierades. Kända hot vägdes in i analysen, samt om formellt skydd är en lämplig åtgärd för att hantera hoten.

4.4 Resultat

4.4.1 Fältinventering

Preliminära resultat från fältinventeringarna har publicerats löpande i fältrapporter (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2019c), (Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen, 2019b), (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2020b), (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2020c) och nedan återges resultat från fördjupade analyser av dessa data.

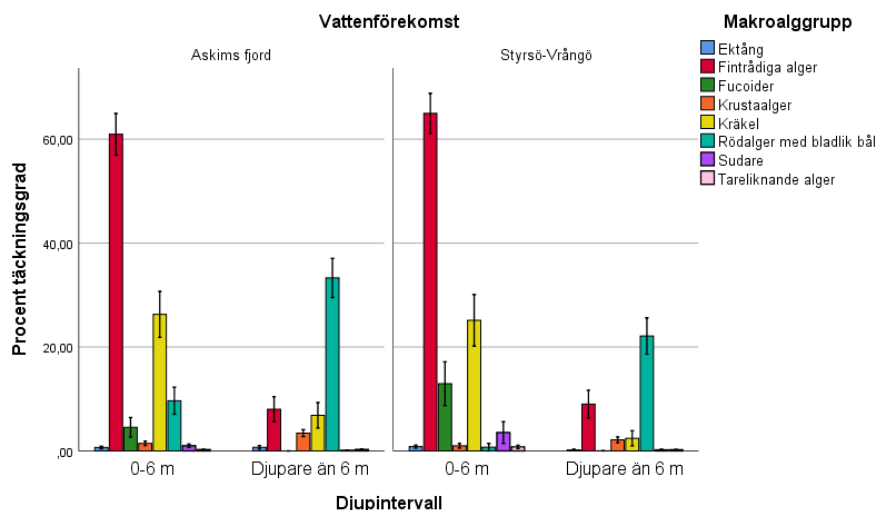
4.4.1.1 Inventering av hårbotten i vattenförekomsterna Askims fjord och Styrso-Vrångö 2018

Täckningsgraden av makroalger var hög (90–100 %) på de grundare hårbottarna (0-6 meter) i de undersökta områdena. I det djupare intervallet (djupare än 6 meter) var täckningsgraden lägre (50 %) och arterna färre. Artsammansättningen var liknande i de två områdena.

En variansanalys (3-faktor ANOVA) visade på en signifikant interaktion mellan olika faktorer, till exempel mellan makroalggrupp och djupintervall (se 4.3.2 samt tabell 6 i bilaga 2). Analyserna visade att fintrådiga alger dominerade algsammansättningen i båda två vattenförekomsterna i djupintervallet 0-6 meter (medeltäckningsgrad: ca 60-65 procent; figur 14). Sedan följde kräkel med en medeltäckningsgrad på ca 25 procent (figur 14). Grunda bottnar hade generellt välmående tångbälten med sågtång och kräkel samt fintrådiga grön- och rödalger.

På djup över 6 meter hade rödalger med bladlik bål signifikant högre täckningsgrad (medeltäckningsgrad: ca 22-35 procent) än övriga alggrupper (medeltäckningsgrad <10 procent) i båda två vattenförekomsterna (figur 14). Gruppen rödalger med bladlik bål dominerades av fingreniga och finbladiga alger med påväxt av fintrådiga rödalger och ofta täckta av sediment.

Blåmusslor observerades inte i de två undersökta områdena. Det är dock möjligt att blåmusslor förekom i ringa omfattning men satt under makroalgsvegetationen och därför inte kunde upptäckas med metoden (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2019c).



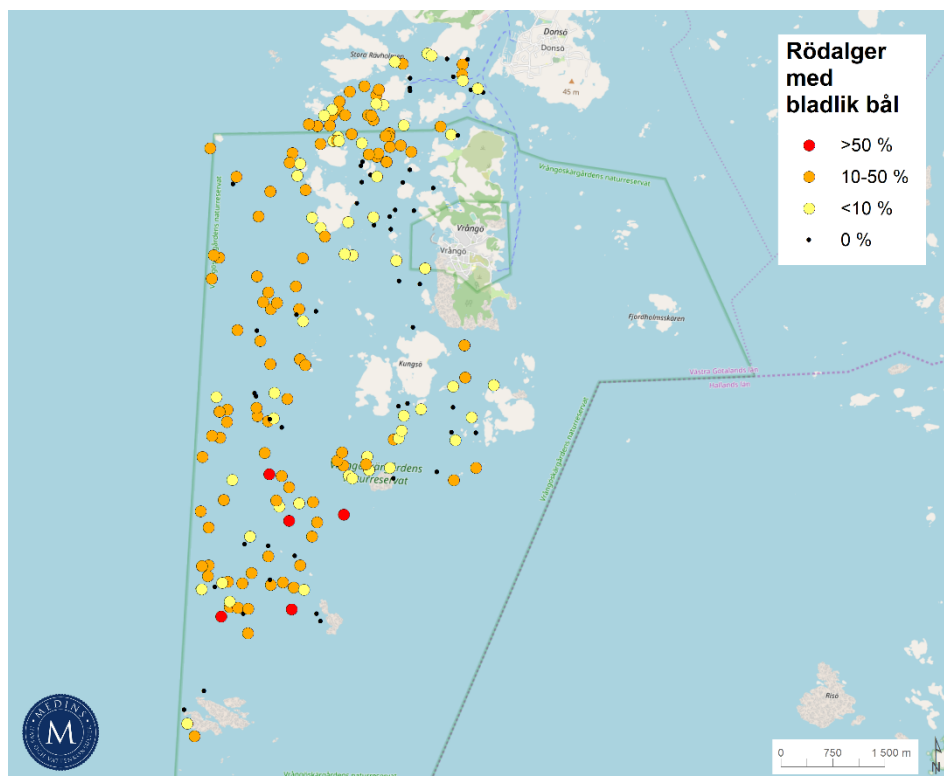
Figur 14. Procent täckningsgrad av olika makroalggrupper i två olika djupintervall (0-6 meter och djupare än 6 meter) 2018 på hårbotten i de två vattenförekomsterna Askims fjord och Styrösö-Vrångö. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

4.4.1.2 Inventering av hårbottenmiljöer runt Styrösö-Vrångö och i Vrångö naturreservat 2019

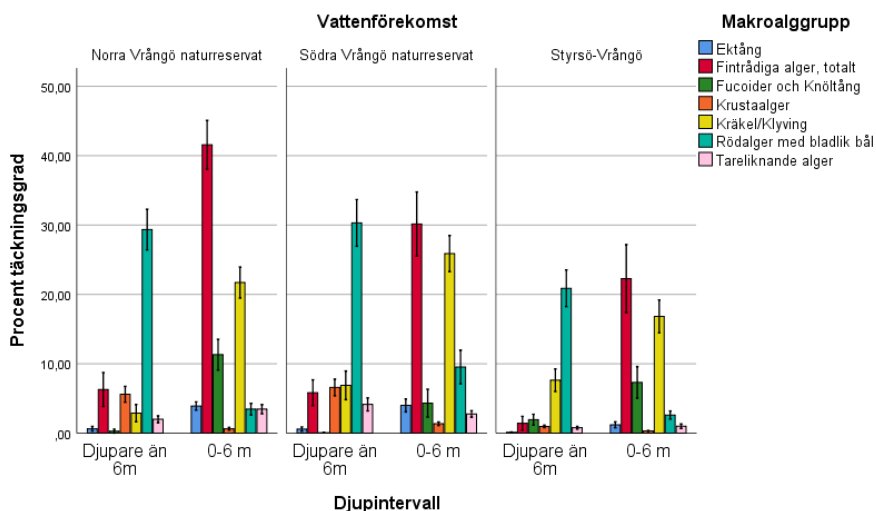
Täckningsgraden av ektång, krustaalger och tareliknande alger var högre i områdena i Vrångö naturreservat än i området vid Styrösö-Vrångö. Högst andel rödalger med bladlik bål noterades i södra och norra Vrångö naturreservat. Ett exempel på hur förekomsterna kan redovisas i kartor finns i figur 15, som också visar avgränsningen av området.

En variansanalys (3-faktor ANOVA) visade på en signifikant interaktion mellan alla tre faktorer samt mellan makroalggrupp och djupintervall (se 4.3.2 samt tabell 7 i bilaga 2). Analyserna visade att fintrådiga alger dominerade algsammansättningen i alla tre områden i djupintervallet 0-6 meter (medeltäckningsgrad: ca 22-42 procent; figur 16). Sedan följde kräkel/klyving med en medeltäckningsgrad på ca 17-26 procent (figur 16). På djup över 6 meter hade rödalger med bladlik bål signifikant högre täckningsgrad (medeltäckningsgrad: ca 20-30 procent) än övriga alggrupper (medeltäckningsgrad <10 procent) i alla tre områden (figur 15 och 16).

Inga blåmusslor eller japanska jätteostron observerades på de undersökta provpunkterna. (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2020b).



Figur 15. Täckningsgrad (procent) av rödalger med bladlik bål vid alla de undersökta provpunkterna i båda djupintervallen 0-6 m och >6 m.

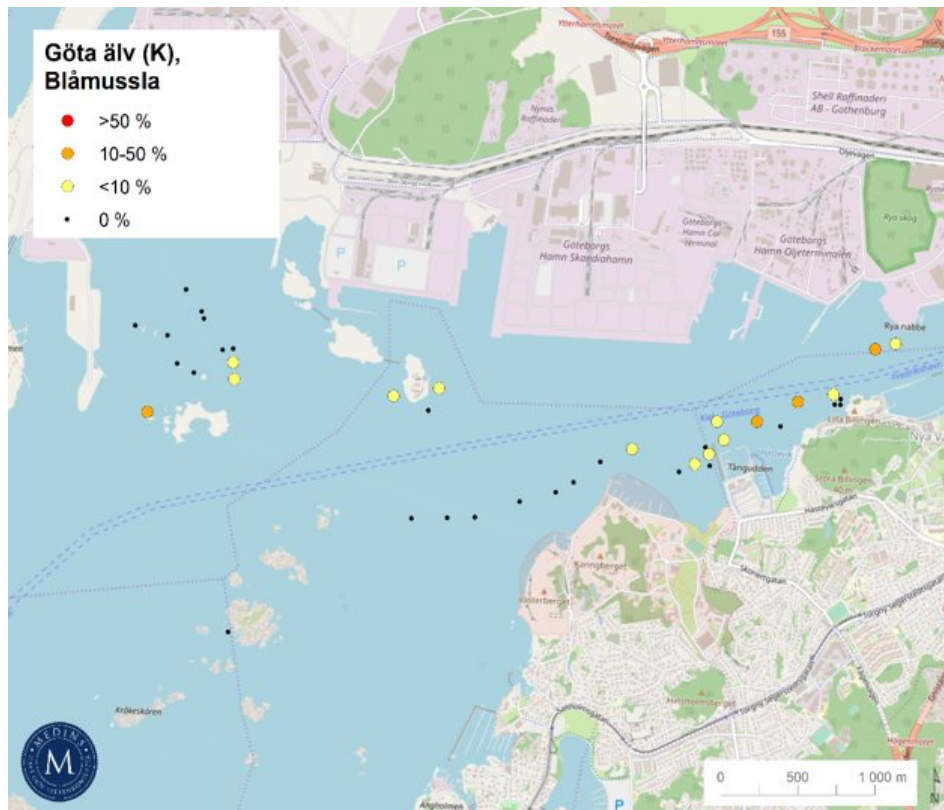


Figur 16. Procent täckningsgrad av olika makroalggrupper i två olika djupintervall (0-6 meter och >6 meter) 2019 på hårbotten i de tre områdena Norra Vrångö naturreservat, Södra Vrångö naturreservat och Styrsö-Vrångö. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

4.4.1.3 Inventering av tidigare kända blåmusselbankar i Göteborg 2019

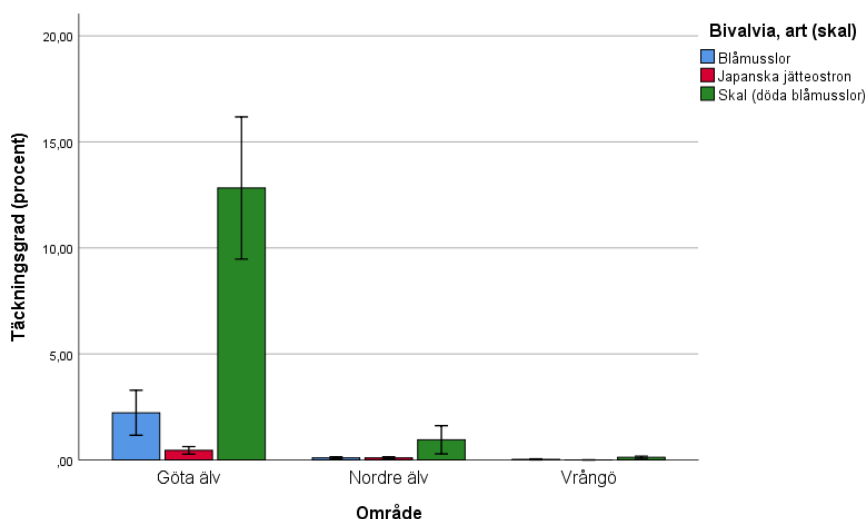
Områden med tidigare kända blåmusselbankar som undersöktes var: Göta älvs mynning, Nordre älvs estuarium samt området runt Vrångö. I de undersökta områdena var täckningsgraden av blåmussla och skal från döda blåmusslor högst i de undersökta provpunkterna i Göta älvs mynning. Japanska jätteostron påträffades i låga tätheter i både Göta älv och Nordre älv. På fyra av provpunkterna i Göta älvs mynning bedömdes täckningsgraden av blåmusslor

som över 10 procent (figur 17), vilket innebär att förekomsten vid dessa lokaler kan klassas som blåmusselbank/biogent rev enligt Natura 2000. I området vid Nordre älvs mynning påträffades enstaka levande blåmusslor och japanska jätteostron i ett fåtal av de undersökta provpunkterna och i provpunkterna runt Vrångö noterades förekomst av blåmussla endast vid en provpunkt (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2020c).



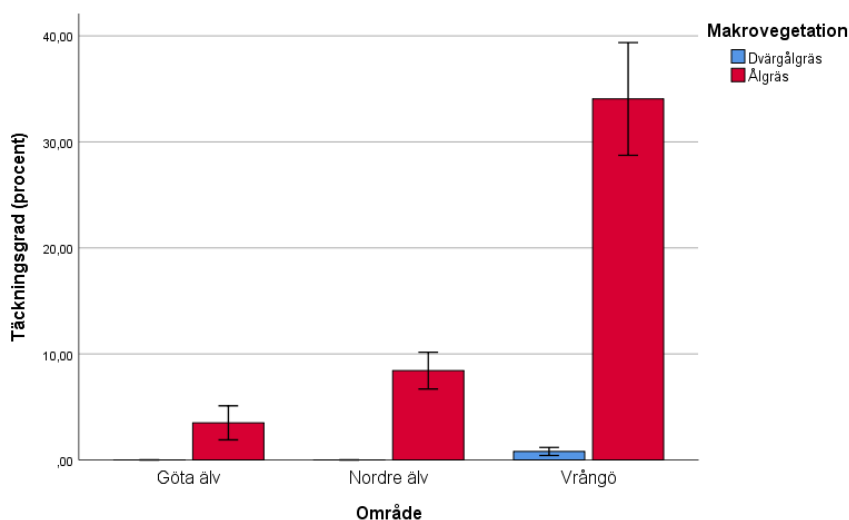
Figur 17. Täckningsgrad (procent) av blåmusslor i Göta älvs mynning (K). Prickarna markerar täckningsgraden vid respektive provpunkt.

En variansanalys (2-faktor ANOVA; se 4.3.2 samt tabell 8 i bilaga 2) visade att Göta älvs mynning hade signifikant högre täckningsgrad av levande blåmusslor (figur 18) än övriga undersökta områden. Medeltäckningsgraden var cirka 2-2,5 procent i Göta älvs mynning och <0,5 procent i övriga områden. Analysen visade också att det generellt var signifikant högre täckningsgrad av döda blåmusslor (skal) än levande blåmusslor och japanska jätteostron, speciellt i Göta älvs mynning, där medeltäckningsgraden av blåmusselskal var cirka 13 procent och <1 procent för japanska jätteostron (figur 18).



Figur 18. Procent täckningsgrad av blåmusslor (levande och döda) och japanska jätteostron 2019 i de tre områdena Göta älvs mynning, Nordre älvs mynning och runt Vrångö i tidigare kända blåmusselbankar. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

Förekomst och täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) och dvärgålgräs (*Zostera noltii*) undersöktes också i provpunkterna i Göta älvs mynning, Nordre älvs estuarium samt området runt Vrångö. En variansanalys (2-faktor ANOVA; se 4.3.2 samt tabell 9 i bilaga 2) visade att Vrångö hade signifikant högre täckningsgrad av både ålgräs (medeltäckningsgrad: ca 34 procent) och dvärgålgräs (medeltäckningsgrad: ca 1 procent) än övriga områden, och att Göta älvs mynning hade lägst täckningsgrad av de två arterna (figur 19).



Figur 19. Procent täckningsgrad av ålgräs och dvärgålgräs 2019 i de tre områdena Göta älvs mynning, Nordre älvs mynning och runt Vrångö i tidigare kända blåmusselbankar. Spridningen runt medelvärdet indikeras av standard error.

4.4.2 Analys av skyddsbehov för blåmusselbankar

Vi fann således inga blåmusslor alls i de mer generella undersökningarna i sammanlagt 120 och 240 provrutor (2018 respektive 2019) på mjukbotten samt

i totalt 140 och 210 provrutor (2018 respektive 2019) på hårbotten i fem respektive tre vattenförekomster. Dessutom observerades väldigt få blåmusslor, bara fyra provrutor (area per prov: 25m²) som skulle kunna klassas som blåmusselbankar, i undersökningen av tre områden med tidigare kända blåmusselbankar. Dessa fyra blåmusselbankar observerades alla i Göta älvs mynning. Eftersom förekomsten av blåmusslor var så låg i alla undersökningarna kunde vi därför inte göra en liknande analys av skyddsbehov för blåmusslor som för ålgräs eller de andra ansvarsbiotoperna. Bedömningen blir därför att vi behöver skydda så mycket vi kan av den lilla blåmusselförekomst som finns kvar i stadens kustvatten och/eller göra kompensationsåtgärder och restaurering av blåmusselbankar i den utsträckning det är möjligt (se också kapitel 4.5.1 och 4.5.2 i diskussion och slutsatser).

4.5 Diskussion och slutsatser

4.5.1 Förekomst av blåmusslor och makroalger

Blåmusslor har varit en vanlig och allmänt förekommande art med stor utbredning längs svenska västkusten för inte så länge sedan, åtminstone cirka 20-25 år sedan (Liljenström, 2019). Även om förekomsten och utbredningen av blåmusslor förefaller generellt vara minskande på en större geografisk skala, i Europas och Sveriges kustvatten (Hamnqvist, 2017), blev vi överraskade över att vi i princip inte hittade några blåmusslor över huvud taget i alla våra undersökningar förutom i Göta älvs mynning, där vi fann blåmusselförekomster med mer än 10 procent täckningsgrad i fyra provrutor i tidigare kända blåmusselbankar. Det är svårt att kvantifiera minskningen av blåmusselutbredningen i Göteborgs kustvatten eftersom tidigare undersökningar är gjorda med annan metodik och ingen miljöövervakning av blåmusslor har funnits under årens lopp. Men vi anser att vi ändå kan dra slutsatsen att det skett en kraftig minskning i förekomst och utbredning i Göteborgs kustvatten, bland annat då vi inte heller fann en enda blåmussla i relativt heltäckande transektinventeringar i Billdals skärgård där vi vet att det tidigare funnits blåmusslor (Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen, 2019b).

Vi hittade inte heller mycket japanska jätteostron, som är en främmande art i västkustens vatten sedan cirka 2007, och som överlappar i utbredning med blåmusslan inom strandzonen. Blåmusselrekryteringen gynnas dock snarare av det habitat som japanska jätteostron bildar (Åsa Strand, IVL, personlig kommunikation). Detta är i likhet med musselrekryteringen på sydafrikanska klippstränder där den inhemska brunmusslan förekommer tillsammans med blåmusslan (en främmande art där) i en mittzon längs sydkusten (Erlandsson, McQuaid, & Sköld, 2011).

Våra undersökningar har av resursskäl inte varit geografiskt heltäckande, men ändå relativt omfattande. Det kan alltså finnas blåmusselbankar som vi inte känner till. Det är viktigt att botten undersöks inför eventuell exploatering, och att exploatering som leder till förlust av blåmusselbankar undviks.

Analyserna av utbredningen av makroalger på hårbotten visade att fintrådiga alger dominerade algsammansättningen i alla undersökta områden och vattenförekomster i djupintervallet 0-6 meter både 2018 och 2019. Kräkel och klyving var den grupp alger med näst högst täckningsgrad i detta djupintervall. Även sågtång inom gruppen fucoider var frekvent förekommande, vilket har observerats tidigare (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2014). På djup över 6 meter dominerade däremot rödalger med bladlik bål algsammansättningen jämfört med övriga alggrupper i alla fem områden under 2018 och 2019. Artsammansättning och täckningsgrad av alger skiljer sig på förväntat sätt åt mellan de djupa och de grunda provrutorna i undersökningarna. Att fintrådiga alger är mer frekvent förekommande på grunda hårbotten är också förväntat. Det finns även andra orsaker förutom djup till skillnader i utbredning av alger på olika lokaler i kustvatten, såsom exponeringsgrad, närsalter och salthalt. Men en tidigare videokameraundersökning av makroalgsutbredning på grunda hårbotten (0,5-3 meter) i Göteborgs kustvatten såg dock inga sådana tydliga mönster i artsammansättningen (Göteborgs Stad, miljöförvaltningen, 2014).

Liknande upplägg som denna undersökning av utbredning av makroalger kan användas som grund för en framtida miljöövervakning av alger på hårbotten i Göteborgs kustvatten. På så sätt kan man undersöka rumslig variation över tid beroende av olika faktorer, som till exempel djup (även fler djupintervall än i denna studie).

4.5.2 Möjlighet att inrätta skydd

Länsstyrelsen har i sin handlingsplan för grön infrastruktur (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2019) pekat ut blåmussla som en prioriterad marin art i Västra Götaland. Vi har vid våra inventeringar hittat mycket få förekomster av blåmusslor som kan klassificeras som biogena rev. Blåmusslor har i dagsläget inget starkt artskydd och är klassad som livskraftig i artdatabankens rödlista (trots att det råder databrist), och det är därför svårt att skydda blåmusslor, till exempel vid exploatering. Inrättande av biotopskydd för blåmusselbankar som utgör biogent rev enligt Naturvårdsverkets definition (Naturvårdsverket, 2011b) torde vara motiverat för att skydda biotopen. De områden med blåmusslor med täthet över 10 procent som vi känner till i kommunen är idag inte skyddade. De ligger dessutom i ett område där risk för exploatering är stor, i Göta älvs mynningsområde intill Göteborgs hamn eller intill farleden. Göteborgs hamn planerar till exempel en fördjupning av farleden, projekt Skandiaporten. Området som behöver fördjupas är nästan fem kilometer långt och muddringsbehovet är 12 miljoner kubikmeter. I december 2020 lämnades ansökan in till Mark- och miljödomstolen. Vi rekommenderar därför att vi i staden ska undersöka möjligheten att inrätta biotopskydd för dessa blåmusselbankar, och det rev som är beläget i anslutning till Risholmen bör prioriteras, då det är det tätaste beståndet vi har hittat (cirka 40 procents täckningsgrad) och som dessutom ligger nära några mindre bestånd av ålgräs.

Vi ser omständigheter som kan försvåra möjligheten till biotopskydd i Göta älvs mynning, men detta bör utredas vidare inom det arbete som görs när det gäller prioritering av områden som ska skyddas i staden. Det är till exempel olämpligt

att peka ut biotopskydd när det motverkar gällande detaljplaner eftersom Miljöbalken ger rätt att genomföra planen trots biotopskydd, och när det gäller naturreservat är det förbjudet att bilda sådana om de strider mot detaljplan. Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken med mera anger i 8 kapitlet a§: ”Även om ett mark- eller vattenområde är ett biotopskyddsområde får de verksamheter bedrivas och åtgärder vidtas som behövs för att genomföra en detaljplan eller områdesbestämmelser enligt plan- och bygglagen (2010:900), om planen eller bestämmelserna antogs eller fastställdes innan biotopskyddsområdet beslutades. Förordning (2012:709).” Hänsyn ska också tas till område som är utpekade som riksintresse för hamn och farled i de fall där det är uppenbart att bildande av biotopskydd påtagligt försvårar riksintresset. Det finns för närvarande (2020-09-11) ett förslag till fördjupad översiktsplan för Arendal och Torsviken som är ute till granskning, och där anges att en större utfyllnad ska ske i relativ närhet till Knippelholmen.

4.5.3 Möjlighet att arbeta med restaurering

Eftersom utbredningen av blåmusslor förefaller vara kraftigt minskande är en möjlig förvaltningsåtgärd att restaurera/tillskapa blåmusselbankar, antingen i redan skyddade områden, eller i andra lämpliga områden som sedan biotopskyddas. Förslagsvis skulle Nordre älvs estuarie kunna utredas för sådan restaurering. Tillskapande av sådana områden prövas idag på några platser i länet, och resultat av dessa pågående projekt bör vara vägledande för hur man kan gå tillväga vid eventuellt tillskapande av nya rev.

Ett exempel på framgångsrik restaurering av försvunna musselbankar i världen, åtminstone på lokal nivå, kommer från östra Sydafrikas klippstränder. Man lyckades transplantera juvenila individer av den överexploaterade brunmusslan (en besläktad art till blåmusslan) till före detta musselbankar på en del lokaler, där musslorna kunde växa till sig och populationerna sedan förvaltas i samarbete med lokalbefolkningen (Calvo-Ugarteburu, Raemaekers, & Halling, 2017). När det gäller blåmusslan i Göteborgs och västkustens kustvatten är det viktigt att undersöka och utreda den mest lämpliga och bästa metoden för att få blåmusslor att återkolonisera ett område genom musselrekrytering, det vill säga få mussellarver att slå sig ned och sätta sig fast på ett lämpligt substrat. Centralt i detta är att få musselrekryter och adulta musslor att överleva och växa till sig i en population så att det sker en omvänd Allé-effekt (se ovan under 4.1) och tillräckligt stor mängd adulta musslor för en framgångsrik musselrekrytering. Exakt vilken praktisk/teknisk metod som gör att detta kan uppnås behöver utredas i ytterligare projekt. Ett projekt som har som ett syfte att utreda bra metoder för restaurering av blåmusselbankar är IVL's bivalvprojekt (Liljenström, 2019), förutom syftet att beskriva utbredningen generellt av blåmusslor längs Sveriges västkust samt analysera vad en eventuell minskning beror på.

5 Referenser

- Calvo-Ugarteburu, G., Raemaekers, S., & Halling, C. (2017). Rehabilitating mussel beds in Coffee Bay, South Africa: Towards fostering cooperative small-scale fisheries governance and enabling community upliftment. *Ambio*, 214-226 (vol. 46).
- Erlandsson, J., McQuaid, C., & Sköld, M. (2011). Patchiness and Co-Existence of Indigenous and Invasive Mussels at Small Spatial Scales: The Interaction of Facilitation and Competition. *PLoS ONE*, 6(11): e26958.
- Erlandsson, J., McQuaid, C., & Stanczak, S. .. (2011). Recruit/algal interaction prevents recovery of overexploited mussel beds: indirect evidence that post-settlement mortality structures mussel populations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 132-139 (vol. 92).
- Göteborgs Stad. (2019). *Göteborgs Stads program för biologisk mångfald och ekosystemtjänster 2019 – 2025*.
- Göteborgs Stad Miljöförvaltningen. (2020a). *Inventering av ålgräsängar i tre vattenförekomster i södra Göteborgs kustvatten, rapport 2020:06*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, miljöförvaltningen. (2014). *Inventering av alger på grunda hårdbottnar i Göteborgs skärgård, Rapport 2014:2*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, miljöförvaltningen. (2016). *Arter och naturtyper i Göteborg – ansvarsarter och ansvarsbiotoper, rapport 2016:9*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen. (2019a). *Inventering av ålgräsängar i vattenförekomsten Brännö-Styrsö Rapport från fältarbete, rapport 2019:04*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen. (2019b). *Kartläggning av marina habitat i reservat Stora Amundö och Billdals skärgård, Rapport från fältarbete, Rapport 2019:03*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, miljöförvaltningen. (2019c). *Inventering av hårdbotten i vattenförekomsterna Askims fjord och StyrsöVrångö, Rapport från fältarbete, Rapport 2019:02*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, miljöförvaltningen. (2020b). *Inventering av hårdbottenmiljöer runt Styrsö-Vrångö och i Vrångö naturreservat, rapport 2020:07*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, miljöförvaltningen. (2020c). *Inventering av tidigare kända blåmusselbankar i Göteborg, rapport 2020:05*. Göteborg.
- Göteborgs Stad, miljöförvaltningen. (2021). *Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten, kartering i Göteborg 2020, i tryck*.
- Hamnqvist, S. (den 30 maj 2017). Blåmusslorna håller på att försvinna. *Sveriges Natur*.

- Havs- och vattenmyndigheten. (2017). *Åtgärdsprogram för ålgräsängar. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:24.*
- Jahnke, M., Jonsson, P., Moksnes, P., Loo, L., Nilsson Jacobi, M., & Olsen, J. (2018). Seascape genetics and biophysical connectivity modelling support conservation of the seagrass *Zostera marina* in the Skagerrak-Kattegat region of the eastern North Sea. *Evolutionary Applications*, 645-661 (vol. 11).
- Liljenström, S. (den 27 augusti 2019). Forskarna vill säkra musslornas framtid. *Extrakt, Formas.*
- Länsstyrelsen i Västra Götaland. (2019). *Regional handlingsplan för grön infrastruktur, Västra Götalands län, rapport 2019:21.* Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., & Infantes, E. e. (2018). Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts*, 41: 1712–1731.
- Naturvårdsverket. (2011a). *Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1, Blottade sand- och lerbottnar.* Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2011b). *Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1, Rev, EU-kod 1170.* Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2013). *Naturtypskartan, beskrivning av nedladdningsbara data, Utgåva 1.1.*
- Norse, E. A., & Crowder, L. B. (2005). *Marine Conservation Biology: The science of maintaining the sea's biodiversity.* Washington: Island Press.
- Quinn, G. P. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Svane, I., & Ompi, M. (1993). Patch dynamics in beds of the blue mussel *Mytilus edulis* L.: effects of site, patch size, and position within a patch. *Ophelia*, 37: 187-202.
- Underwood AJ. (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press, Cambridge.

6 Bilagor

6.1 Bilaga 1, Prioriteringsgrund för skydd av ålgräsängar

Varför ska vi skydda ålgräsängar och var ska skydd prioriteras?

Det är svårt och inte heller lämpligt att rangordna alla områden med ålgräsängar i en numrerad lista. Alla ålgräsängar har högt värde. Varje område behöver bedömas utifrån sin situation, och olika argument kan användas för skydd i olika miljöer/situationer. Det är därför bra att skydda en variation av ålgräsmiljöer, även relativt glesa ålgräsängar i gyttjiga områden, där dessa ängar ändå lagrar in kol och har en sedimentstabiliserande funktion, enligt P-O Moksnes, ålgräsforskare på Göteborgs Universitet.

Biotopskyddet är främst ett skydd mot åtgärder som stör biotopen, därför är det ängar som är hotade av människan som ska skyddas. Beakta dock att det kan finnas framtida hot som vi inte ser nu. Så det kan finnas en poäng att skydda en tillsynes ohotad badvik, för att säkra vattenkvaliteten långsiktigt. Nedanstående lista har tagits fram för att fungera som ett stöd i prioriteringen när vi arbetar med skydd av ålgräsängar.

1. **Hotstatus: Skydda i första hand ängar där framtida exploatering är ett hot.** Just älvmyningen är mycket exploaterad och det finns goda skäl att skydda de få ängar som finns kvar, även om de inte är så stora. Ängar som ligger nära bryggor och hamnar där det skulle kunna bli aktuellt med utökning bör också vara prioriterade. De mest akut hotade områdena bör skyddas först, och i andra hand områden som riskerar att hotas i framtiden.

Konnektivitet: Skydda ålgräs inom alla tre (hypotetiska) förvaltningsområden, med avseende på konnektivitet.

Konnektiviteten kan vägas in under hotstatus. Områden som är viktiga för spridning av ålgräs och dess associerade arter bör skyddas. Även isolerade ängar kan dock vara viktiga att skydda, då de kan vara den enda tillgängliga livsmiljön för organismerna i området. Vi har försökt få till analys av konnektivitet med hjälp av Göteborgs universitet, som dock avböjt med hänvisning till områdets komplexitet (framförallt påverkan från älvmyningarna). Vi får därför göra bedömningar utifrån vad vi känner till om strömriktningar och så vidare. Eventuellt har vi tre "enheter" genetiskt och evolutionärt sett: Norr om Göta älvs mynning och söder om Göta älvs mynning kan vara skilda enheter, förvaltningsmässigt. Eventuellt är också södra delen uppdelad i yttre (öarna) och inre (kustremsan). De ängar som ligger utmed kusten innanför södra skärgården kan vara mer genetiskt skyddsvärda (enligt

P-O Moksnes, spekulationer utifrån andra forskningsstudier hans forskargrupp har gjort längs hela Bohuskusten norr om Nordre Älvs mynning). "Instängda" ängar är mer hotade (svårt att få spridning dit), exponerade är mindre hotade ur den aspekten.

- 2. Representativitet: Begreppet omfattar i detta sammanhang dels artdiversitet, och dels den diversitet i miljöer, som ålgräset växer i inom vår kommun.** Det är viktigt att skydda en variation av ålgräsmiljöer, för att gynna art diversiteten av associerade organismer. Alltså både de mer exponerade ängarna i ytterskärgården där torskyngel kan landa, och områden som ligger mer skyddat/instängt. De ensamma ängarna bör ur den här aspekten få hög prioritet, då de kan vara den enda tillgängliga livsmiljön för organismerna i området och där bidrar till att gynna och öka den biologiska mångfalden.
- 3. Vattenkvalitet: Skydda stora ängar, de stabiliserar sin egen miljö.** Det är alltså viktigt för den lokala vattenkvaliteten att stora ängar finns kvar. Det finns flera aspekter/ekosystemtjänster som ängarna bidrar med: klart vatten i närheten av badplatser, stabilisering av bottensediment, kolsänkor. De mjuka bottenarna med mycket organiskt material är viktiga kolsänkor. Ofta är ängarna glesa på dessa mer skyddade bottenar, men de är fortfarande oerhört viktiga för att binda koldioxid. Alla ålgräsängar bidrar med ekosystemtjänster, men om det finns behov av prioritering bör de stora ängarna skyddas först.
- 4. Kvalitet: I sista hand bedöm kvalitet, med avseende på djuputbredning som en utslagsgivande faktor.** Det finns mått på kvaliteter som finns till exempel i Marbipp. Dock påpekar Moksnes att skottäthet inte är en bra kvalitetsvariabel. En tät äng är visserligen ett tecken på en välmående äng. MEN en gles äng betyder inte automatiskt att kvaliteten är dålig. Exponerat växer ålgräset tätt. Skyddat växer ålgräset glest. Det kan även finnas tillfälliga variationer i skottäthet och tillväxt beroende på väder, till exempel efter en storm. I vissa miljöer växer ålgräset glest men med långa blad, och där lagrar det ofta mycket kol (skyddade miljöer med mjuka bottenar och mycket organiskt material i sedimenten).

6.1.1 Hur ska vi arbeta löpande med prioritering för biotopskydd?

1. Gå igenom vårt underlag, analysera data från de ålgräsängar som vi undersökt närmare och se vad vi känner till för ängar i Göta älvs mynning samt med närhet till småbåtshamnar. Hur många är redan skyddade? Hur ser hotstatus ut? Faller några områden ut som prioriterade?
2. Sök ut "stora" ängar. Börja till exempel med de som är över 15 hektar av de som är karterade 2005 eller därefter. Hur många av dessa är oskyddade? Hur ser hotstatus ut för dessa?

3. Analysera redan skyddade ängar inom reservat. Har vi en diversitet av miljöer (exponerade till skyddade)? Om inte, vilken miljö är underrepresenterad?
4. Gå igenom de tre hypotetiska förvaltningsområdena. Har vi skyddade ängar i alla tre områden? Finns det ensamma ängar som bör skyddas (för att det finns hot om exploatering och de kan vara en sista utpost).

När vi arbetat oss igenom ovanstående punkter bör vi ha en bild av ett antal ängar som bör vara prioriterade för skydd oavsett hur mycket de är undersökta tidigare.

6.2 Bilaga 2, Mer detaljer, statistisk analys

Tabell 1. ANOVA-tabell av täckningsgrad av ålgräs (beroendevariabel) i tre tidigare kända ålgräsängar under 2018 med faktorn del av ålgräsäng nestad i faktorn ålgräsäng. Signifikanta p-värden är i fet stil. Homogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrad er	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Ålgräsäng (fixed)	2	21609,36	4,74	0,12
Del av ålgräsäng nestad i ålgräsäng (random)	3	4558,04	4,04	0,009
Residual	114	1128,84		

Tabell 2. ANOVA-tabell av täckningsgrad av ålgräs och fintrådiga alger (faktor: makrovegetation) i tre tidigare kända ålgräsängar under 2018. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrad er	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Ålgräsäng (fixed)	2	12025,68	12,00	0,0001
Makrovegetation (fixed)	1	15136,82	15,11	0,0001
Ålgräsäng * Makrovegetation	2	19106,80	19,07	0,0001
Residual	234	1001,90		

Tabell 3. ANOVA-tabell av täckningsgrad av ålgräs (beroendevariabel) i tre tidigare kända ålgräsängar under 2019 med faktorn del av ålgräsäng nestad i faktorn ålgräsäng. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrad er	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Ålgräsäng (fixed)	2	5466,70	4,85	0,11
Del av ålgräsäng nestad i ålgräsäng (random)	3	1127,23	0,91	0,44
Residual	114	1236,82		

Tabell 4. ANOVA-tabell av täckningsgrad av ålgräs och fintrådiga alger (faktor: makrovegetation) i tre tidigare kända ålgräsängar under 2019. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrader	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Ålgräsäng (fixed)	2	3545,15	3,32	0,038
Makrovegetation (fixed)	1	33205,54	31,12	0,0001
Ålgräsäng * Makrovegetation	2	2828,75	2,65	0,073
Residual	234	1066,87		

Tabell 5. ANOVA-tabell av täckningsgrad av ålgräs och fintrådiga alger (faktor: makrovegetation) i tre större områden (vattenförekomster) där vi sökt ålgräsängar under 2019. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrader	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Område (random)	2	23097,39	3,86	0,21
Makrovegetation (fixed)	1	20403,80	3,41	0,21
Område * Makrovegetation	2	5987,96	8,46	0,0001
Residual	232	707,73		

Tabell 6. ANOVA-tabell av täckningsgrad av makroalger på hårbotten inom två djupintervall (0-6 meter; större än 6 meter) i två vattenförekomster under 2018. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrader	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Djupintervall (fixed)	1	17285,71	34,42	0,11
Makroalggrupp (fixed)	7	21646,25	32,90	0,0001
Vattenförekomst (random)	1	137,20	0,12	0,74
Djupintervall * Makroalggrupp	7	17521,72	310,57	0,0001
Djupintervall * Vattenförekomst	1	502,23	8,90	0,02
Makroalggrupp * Vattenförekomst	7	657,99	11,66	0,002
Djupintervall * Makroalggrupp * Vattenförekomst	7	56,42	0,33	0,94
Residual	1088	172,35		

Tabell 7. ANOVA-tabell av täckningsgrad av makroalger på hårbotten inom två djupintervall (0-6 meter; större än 6 meter) i tre vattenförekomster under 2019. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrader	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Djupintervall (fixed)	1	5390,65	17,92	0,05
Makroalggrupp (fixed)	6	10799,09	22,52	0,0001
Vattenförekomst (random)	2	1876,44	4,07	0,14
Djupintervall * Makroalggrupp	6	12231,10	38,30	0,0001
Djupintervall * Vattenförekomst	2	300,87	0,94	0,42
Makroalggrupp * Vattenförekomst	12	479,47	1,50	0,25
Djupintervall * Makroalggrupp * Vattenförekomst	12	319,33	2,57	0,002
Residual	1428	124,15		

Tabell 8. ANOVA-tabell av täckningsgrad av blåmusslor (levande individer eller döda skal) och japanska jätteostron under 2019 i tre områden med tidigare kända blåmusselbankar. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrader	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Område (fixed)	2	983,43	17,20	0,0001
Art bivalvia (fixed)	2	699,70	12,24	0,0001
Område * Art bivalvia	4	550,56	9,63	0,0001
Residual	351	57,18		

Tabell 9. ANOVA-tabell av täckningsgrad av ålgräs och dvärgålgräs under 2019 i tre områden med tidigare kända blåmusselbankar. Signifikanta p-värden är i fet stil. Heterogena varianser observerades (se texten).

Faktor (variationskälla)	Frihetsgrader	MS (Mean Square)	F-värde	p-värde (signifikans)
Område (fixed)	2	5684,53	25,10	0,0001
Makrovegetation (fixed)	1	13605,20	60,07	0,0001
Område * Makrovegetation	2	5085,33	22,45	0,0001
Residual	234	226,50		



Miljöförvaltningen

Box 7012, 402 31 Göteborg

Telefon, växel: 031-365 00 00

E-post: miljoforvaltningen@miljo.goteborg.se