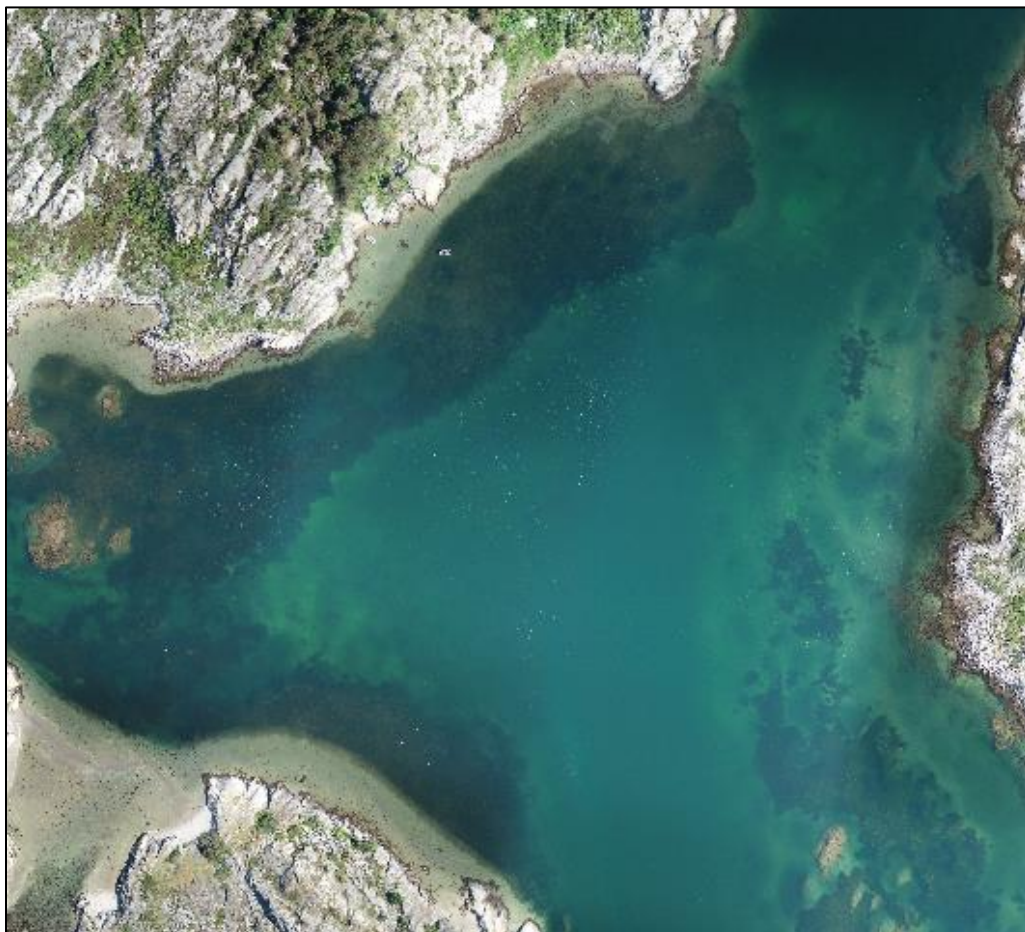


Analys av ålgräsets historiska areella utbredning i Västerhavet



Metoder, statusbedömning och analys av möjliga orsaker till förändringar



Historisk analys av ålgräsets areella utbredning i Västerhavet

Metoder, statusbedömning och analys av möjliga orsaker till förändringar

Per-Olav Moksnes och Per Bergström

Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs universitet

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2025-04-07

ISBN: 978-91-89329-99-7 2025:5 Omslagsfoto: Eduardo Infantes

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Ålgräs är den dominerande växtligheten på mjukbottnar från svenska västkusten upp till Stockholms skärgård där de bildar kontinuerliga ängar eller mindre områden i grunda kustvattenmiljöer. Ålgräs har en viktig ekologisk funktion och utgör basen för mycket artrika livsmiljöer som förser naturen och människan med en lång rad viktiga ekosystemfunktioner och tjänster. Eftersom ålgräs växer i grunda områden där den mänskliga aktiviteten är stor, och är känslig för flera typer av mänskliga störningar, används ålgräs som indikator inom marin miljöövervakning i många länder. Det centrala syftet med denna studie var därför att undersöka om ålgrässets areella utbredning kan användas som indikator för miljöövervakning och för bedömning av status med ett särskilt fokus på Havsmiljödirektivet. Målen med studien var även att analysera historiska förändringar i ålgrässets areella utbredning i Västerhavet samt analysera möjliga orsaker till dessa historiska förändringar.

Att använda ålgrässets areella utbredning som indikator har flera potentiellt viktiga användningsområden inom miljöövervakning och förvaltning. Den viktigaste är att utbredningen ger ett direkt mått på den biologiska mångfalden och de ekosystemtjänster som finns i ett område och hur de förändras över tid. Vidare svarar den areella utbredningen på många typer av påverkan där olika typer av störningar kan förväntas påverka olika delar av ängen, samt olika mycket i olika miljöer. Förändringar av denna indikator ger därför en god översikt över ålgrässets tillstånd och möjlighet att bedöma effekter av påverkan från påverkansfaktorer såsom övergödning och fysisk påverkan.

Syftet med denna rapport är att i första hand utgöra stöd vid bedömning av status vilket i sig utgör en viktig grund för en robust och väl integrerad kust- och havsförvaltning. Rapporten kan också användas av verksamhetsutövare vid miljökonsekvensbeskrivningar, prövningsärenden och tillståndprocesser för att öka förståelsen för effekter av mänsklig påverkan på ålgrässets status.

Generellt finns det behov av bedömningskriterier och indikatorer i kustvatten för kvalitet och utbredning för vegetation. Denna rapport är en del i detta arbete och bidrar därmed till en ökad möjlighet följa upp kustnära miljöers ekologiska status och tillstånd.

Mats Svensson
Avdelningschef
Havsförvaltning

Johan Kling
Avdelningschef
Vattenförvaltning

Sammanfattning

Ålgräs (*Zostera* spp.) är den dominerande vegetation på grunda mjukbottnar i Västerhavet och södra Östersjön där de bildar täta ängar som förser naturen och människan med en lång rad viktiga ekosystemfunktioner och tjänster. Ålgräs är mycket känsligt för mänskliga störningar och har minskat kraftigt i utbredning i skandinaviska vatten. Målen med denna studie var att (1) utveckla och utvärdera metoder för att analysera ålgrässets areella utbredning som en biologisk statusindikator för att bedöma kriteriet havsbottens struktur och funktion (D6C5) för klassificering av *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet, (2) analysera historiska förändringar ålgrässets areella utbredning i den norra delen av Västerhavet, samt (3) analysera möjliga orsaker till dessa historiska förändringar.

För att studera förändringar i ålgrässets areella utbredning jämfördes historiska data från tre tidsperioder: 1980-tal, 2000-tal och 2020-tal i Västra Götalands län och i Kungsbackafjorden. Jämförelsen genomfördes i definierade mindre vikområden där djup under 0,5 m exkluderades och vikområden utan ålgräs på 1980-talet inkluderades för att minska risken att överskatta förluster av ålgräs och öka noggrannheten i skattningarna. Totalt inkluderas 224 vikområden i 45 olika vattenförekomster inom 6 kustvattentyper i analysen, där den totala bottenytan av vikområden uppgick till över 123 km² motsvarande ca 31% av alla mjukbottnar på 0-6 m i studieområdet. För att bedöma status inom en kustvattentyp föreslås att den proportionella förändringen av den totala arealen ålgräs i vattentypen bedöms, där förlusten av ålgräs måste vara under 20% för att typen ska uppnå *God miljöstatus*. För att förbättra statusklassningen föreslås att även andelen vikar per kustvattenförekomst och andelen vattenförekomster per kustvattentyp som minskat med 20% eller mer beräknas för att bedöma om förändringarna är generella eller drivs av enstaka områden.

Analysen av historiska förändringar visade att omfattande förluster av ålgräs har skett i Västerhavet sedan 1980-talet där den totala arealen av undersökta ålgräsängar minskat med ca 45% (motsvarande 1377 hektar) i jämförelse med dagens utbredning. Förändringen skattas motsvara en total förlust på nästan 6000 hektar ålgräs i studieområdet. Förlusterna översteg 20% i alla undersökta kustvattentyper både på 2000-talet och på 2020-talet som därför inte uppnår *God miljöstatus* enligt föreslagna gränsvärden. Förlusterna var dock inte jämnt fördelade över området utan har i huvudsak skett i de norra och södra delarna av Bohuslän, samt i Kungsbacka fjorden, medan endast mindre förluster skett i övriga områden. Resultaten indikerar vidare att de största förlusterna skett mellan 1980-talet och 2000-talet varefter situationen stabiliserats och utbredningen börjat öka i de flesta områden, förutom i södra Bohuslän och vid Sydkoster där omfattande förluster fortsatt efter 2000-talet.

Förlusterna av ålgräs har främst skett på grundaste delarna av ängarna (0-3 m djup) i medelskyddade vikområden, vilket ger stöd för att kvävande algmattor och andra faktorer som påverkar grundlevande ålgräs ligger bakom den kraftiga minskningen. Försämrade vattenkvalitet och minskat djuputbredning av ålgräs, samt höga vattentemperaturer tycks däremot inte utgöra huvudorsaker till observerade förluster sedan 1980-talet. En analys med modellerad fysisk påverkan visade inget samband mellan graden av fysisk påverkan och den historiska förlusten av ålgräs, vilket tyder på att andra faktorer har haft större betydelse sen 1980-talet. Resultaten indikerade dock att underlagen med fysisk påverkan kan behöva utvecklas, varför nya studier behövs innan slutsatser kan dras.

I sammanfattning visar de föreslagna metoderna för att analysera och statusbedöma ålgräsets areella utbredning mycket lovande resultat. Provtagning med drönare och dropvideo ger hög noggrannhet och är relativt kostnadseffektiv, och föreslagna analys- och bedömningsmetoder ger robusta skattningar av förändringar med hög tillförlitlighet i statusbedömningarna. De stora förluster av ålgräs som redovisas i denna rapport indikerar att kustekosystemen struktur och funktion har försämrats avsevärt i flera områden i Västerhavet. Fortsatta studier och övervakning av ålgräs är nödvändiga för att utveckla effektiva förvaltningsstrategier och främja återhämtning av ålgräsängar.

Innehåll

1. Inledning	10
2. Metoder.....	12
2.1 Underlag.....	12
2.2 Fältmetoder	13
2.3 Analysmetoder historisk förändring	13
2.3.1 Definition av provtagningsområden.....	13
2.3.2 Inkludering av historiska nollvärden	14
2.3.3 Exkludering av mycket grunda områden.....	15
2.3.4 Analys av historiska förändringar	16
2.4 Förslag på metoder för statusklassning.....	18
2.4.1 Klassificering enligt vattendirektivet	18
2.4.2 Klassificering enligt havsmiljödirektivet	19
2.4.3 Beräkning av klassgränser	19
2.5 Analys av möjliga orsaker till förändringar	20
2.5.1 Effekt av djup och exponering	20
2.5.2 Effekt av fysisk påverkan.....	21
3. Resultat.....	23
3.1 Historiska förändringar och statusbedömning	23
3.1.1 Förändringar på 2000-talet.....	25
3.1.2 Förändringar på 2020-talet.....	26
3.2 Analys av orsaker till förändringar	32
3.2.1 Effekt av djup och exponering	32
3.2.2 Effekt av fysisk påverkan.....	34
4. Diskussion	35
4.1 Utvärdering av metoder	35
4.1.1 Fält och analysmetoder	35
4.1.2 Metoder för statusbedömning.....	36
4.1.3 Tillförlitlighet i klassningen.....	37
4.1.4 Klassgränser.....	37
4.1.5 Utveckling av metoderna.....	38
4.2 Historiska förändringar och bedömning av status	38
4.3 Möjliga orsaker till förluster av ålgräs	40
4.3.1 Effekt av övergödning och förlust av rovfiskar	40

4.3.2 Uppgrumling och regimskiften.....	41
4.3.3.Skador från strandkrabbor.....	42
4.3.4 Effekt av fysisk påverkan.....	42
4.4 Konklusioner	44
5. Källförteckning.....	45
Bilaga A. Kartunderlag på förändringar av areell utbredning av ålgräs mellan 1980-, 2000- och 2020-tal (se separat dokument)	

1. Inledning

Ålgräs (*Zostera marina* och *Z. noltei*) är den dominerande växtligheten på mjukbotten i hela Västerhavet, Skånes kustvatten, samt i Kalmarsund och stora delar av Öland och Gotland, där de ofta bildar täta, sammanhängande ängar från ca 1 m djup ned till 8-10 m i de klaraste vattnen. Det förekommer även i norra delarna Egentliga Östersjön upp till Stockholms skärgård, men där oftast i blandade bestånd med sötvattensarter (Boström m.fl. 2014). Ålgräs utgör basen för mycket artrika biotoper som förser naturen och människan med en lång rad viktiga ekosystemfunktioner och tjänster (se Moksnes m.fl. 2017 för en sammanställning). Ålgräsängar utgör bland annat uppväxthabitat för flera viktiga fiskarter som torsk, vitling och ål. Ålgräset skapar också klarare vatten genom att stabilisera havsbotten och minska resuspension av sediment, samt motverkar övergödning och klimatförändringar genom att binda näring och kol i sedimentet. Ålgräs är en biotop som identifierats som skyddsvärd i flera EU-direktiv och internationella konventioner (Moksnes m.fl. 2016a, 2017).

Ålgräsängar är hotade ekosystem vars utbredning har minskat dramatiskt över norra halvklotet de senaste 100 åren. I skandinaviska vatten har djuputbredningen av ålgräs minskat med 50% sen i början av 1900-talet på grund av övergödning och försämrad vattenkvalitet (Boström m.fl. 2003). I Bohuslän har den areella utbredningen av ålgräs minskat med över 50% sedan 1980-talet i vissa områden till följd av bl.a. övergödning och överfiske (Baden m.fl. 2003, Moksnes m.fl. 2008, Nyqvist 2009).

Ålgräset kräver goda ljusförhållanden och syrerika förhållanden (på natten) för att överleva och det är därför känsligt för flera olika typer av mänskliga störningar som påverkar vattenkvaliteten (Moksnes m.fl. 2017). Till exempel är de känsliga för övergödning som ger minskat siktdjup och överväxt av kvävande trådformiga alger, samt ökad uppgrumling av sediment från t.ex. båttrafik eller muddring, och skuggning från bryggor och båtar. De är också känsliga för direkt fysisk påverkan som muddring, ankring och båtpropellrar som kan ge skador, samt från båtsvall som kan spola bort plantor. Slutligen kan de påverkas negativt av klimatförändringar, som värmeböljor eller minskad salthalt, samt höjda havsnivåer och ökad frekvens av stormar (Moksnes m.fl. 2017).

Eftersom ålgräs har en viktig ekologisk funktion, växer i grunda områden där den mänskliga aktiviteten är stor, och är känslig för flera typer av mänskliga störningar, används ålgräs som indikator inom marin miljöövervakning i många länder både i Europa och Nordamerika (Marba m.fl. 2015). Fördelen med att använda fastsittande växter som indikatorer är att de integrerar miljöförhållandena över hela tillväxtsåsongen, vilket innebär att ett mått på ålgrässets utbredningen som mäts vid ett tillfälle per år ändå kan ge en bra bild av miljöförhållanden över hela säsongen i området. I Västerhavet har ålgräs identifierats i 109 av vattendistriktets 146 kustvattenförekomster (motsvarande 75%; Moksnes m.fl. 2024), vilket medför en mycket god geografisk täckning om ålgräs används som indikator inom miljöövervakningen.

Att använda ålgrässets areella utbredning (mängden) som indikator har flera potentiellt viktiga användningsområden inom miljöövervakning och förvaltning. Den kanske viktigaste är att utbredningen ger ett direkt mått på den biologiska mångfalden och de ekosystemtjänster som finns i ett område och hur de förändras över tid, då dessa ofta korrelerar direkt med arealen av ålgräs (Cole & Moksnes 2016, Moksnes m.fl. 2021). Vidare svarar den areella utbredningen på många typer av påverkan där olika typer av störningar kan förväntas påverka olika delar av ängen, samt olika mycket i olika miljöer. Försämrad vattenkvalitet förväntas i första hand påverka de djupaste delarna av ängen negativt, medan till exempel uppgrumling, erosion och skador från

båtttrafik i första hand förväntas påverka de grundare delarna av ängen. Problem med till exempel kvävande algmattor som orsakats av övergödning samt klimatdrivna värmeböljor förväntas drabba ålgräsängar i grunda, vågskyddade områden mer än i djupare områden med god vattenomsättning.

Syftet med studien var att undersöka om ålgräsets areella utbredning kan användas som indikator för miljöövervakning och statusklassning för olika EU-direktiv, med de specifika målen att (1) utvärdera metoder för att analysera ålgräsets areella utbredning som indikator, (2) analysera historiska förändringar i ålgräsets areella utbredning i den norra delen av Västerhavet, samt (3) analysera möjliga orsaker till dessa historiska förändringar. I en parallell rapport (Moksnes m.fl. 2024) presenteras mer detaljerade förslag på bedömningsgrunder för att använda ålgräsets areella utbredning vid klassificering av ekologisk status av kustvattenförekomster enligt ramdirektivet för vatten. För att komplettera den rapporten presenteras resultaten här främst på skalan kustvattentyper för användning vid bedömning av *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet.

2. Metoder

2.1 Underlag

En utmaning med att skatta förändringar i ålgräsets areella utbredning är den generella bristen på historiska karteringar av ålgräs i Sverige innan 1960-talet som kan utgöra referensvärden för analysen. I danska Kattegatt finns data på ålgräsets utbredning från tidigt 1900-tal som visar omfattande förluster av ålgräs under 1900-talets första halva (Boström m.fl. 2003). I Sverige saknas skattningar av ålgräsets areella utbredning innan 1960-talet, men många kommuner i Västerhavets vattendistrikt (främst i Västra Götalands län) utförde noggranna karteringar av ålgräs och andra grunda marina miljöer under främst 1970- och 1980-talet, vilket utgör de tidigaste kända inventeringarna av ålgräs i Sverige och utgör referensvärden i denna studie. I två områden där dessa inventeringar saknas har dock andra underlag använts. I Askeröfjorden i Bohuslän genomfördes inventeringar av ålgräs 1965 i vetenskapliga studier (Pehrsson 1976), vilka har använts som referensvärden för detta område. I Kungsbackafjorden i Hallands län har underlag från 1999 använts som historiska referensvärden då tidigare inventeringar ej var tillförlitliga (se Moksnes m.fl. 2024 för detaljer). Utbredningskartor av de historiska inventeringarna har digitaliserats där polygoner av ålgräs (*Zostera marina* eller *Zostera noltii*) eller av ålgräs blandat med natingar (*Ruppia* spp.) har använts i analysen.

Flera av de historiska lokalerna i Bohuslän återbesöktes år 2000-2004 av forskare från Göteborgs universitet för att studera förändringar i ålgräsets utbredning (Baden m.fl. 2003, Nyqvist 2009). Tillsammans med inventeringar av Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2006 och 2008 har dessa data använts som underlag för perioden 2000-2008.

I samarbete med Länsstyrelsen och Havs- och vattenmyndigheten har Göteborgs universitet utvecklat metoder för att kartera och övervaka den areella utbredningen av ålgräs i Västerhavet och delar av Östersjön med hjälp av flygande drönare (Berglund m.fl. 2023). Sedan 2018 finns data på ålgräsets utbredning från ca 200 lokaler, främst i Västra Götalands län (Infantes m.fl. 2019, Berglund m.fl. 2023). Detta material har här använts tillsammans med inventeringar från Länsstyrelsen 2015-2016 som underlag för perioden 2015-2022. Underlag i Kungsbackafjorden och från Stora Kalvsund i Göteborgs norra skärgård har kompletterats med data från konsultinventeringar (Andersson och Bergkvist 2021).

I analysen har skattningar av ålgräsets utbredning utförda 1965-1999 (här kallat 1980-tal) i Västra Götalands län och Kungsbackafjorden i Hallands län använts som referensvärden för att skatta förändringar i areell utbredning. Referensvärdena har jämförts med de ovan nämnda skattningarna av ålgräsets utbredning i samma provtagningsområden både 2000-2008 (här kallat 2000-tal, samt 2015-2022 (här kallat 2020-tal).

Totalt identifierades över 500 provtagningsområden (vikområden; se nedan) där den areella utbredningen av ålgräs inventerats någon gång mellan 1965 och 2022 i Västra Götaland och Hallands län, från Dynekilen i norr till Kungsbackafjorden i söder. I den historiska analysen jämfördes endast samma vikområden och totalt identifierades 256 vikområden inom 45 olika vattenförekomster där ålgräs hade karterats minst två gånger inom de tre tidsperioderna. Den totala bottenytan av dessa 256 vikområden uppgick till över 12 300 hektar (ha), vilket motsvarar ca 31% av den totala arealen av mjukbotten på 0-6 m (ca 40 000 ha) i samma område (Envall 2012). För övriga delar av ålgräsets utbredningsområde i Sverige saknas data på areell utbredning innan 2000, varför de inte inkluderats i denna analys.

För att beräkna hur förändringarna av ålgräset areella utbredning förhåller sig till kustvattenförekomster och kustvattentyper i Västerhavet placerades vikområdena i den kustvattenförekomst där dess areal dominerade. I analysen användes den äldre indelningen av kustvattenförekomst (SVAR 2016) då endast dessa var tillgängliga när analyserna inleddes. Analys av ålgrässets areella utbredning med de nya kustvattenförekomsterna (SVAR 2022) hittas i den parallella rapporten (Moksnes m.fl. 2024) som har fokus på klassificering av ekologisk status av kustvattenförekomster enligt ramdirektivet för vatten.

2.2 Fältmetoder

I studien används data på areell utbredning av ålgräs i Västra Götalands län som insamlats med olika syften och metoder. Data som insamlats innan 2018 har provtagits med vattenkikare och GPS (eller med "enslinjer" innan 1990-talet) för att skapa polygoner runt sammanhängande ålgräsängar (se Baden m.fl. 2003 för beskrivning av de äldre metoderna). Från och med 2018 har ålgräsängar i huvudsak inventerats med hjälp av fjärranalys där bilder från flygande drönarbilder har använts i kombination med fältkontrolldata insamlat med dropp-video och vattenkikare.

Generellt har klassificering av ålgräsängar med drönarmetoden uppnått mycket goda resultat i Västerhavet där den kan särskilja ängar från tång på hårbotten, drivande algmattor och bar botten med hög noggrannhet (total noggrannhet i medeltal 0,77-0,85; Huber m.fl. 2021, Berglund m.fl. 2023). Den höga upplösningen i bilderna (3–6 cm) och RTK-GPS-teknik ger mycket hög precision och möjlighet att kartlägga komplexa utbredningsmönster av vegetationen med fragmenterade ängar, samt att detektera mycket små förändringar på tiotals kvadratmeter. Se Berglund m.fl. (2023) för detaljerad beskrivning av drönarmetoder och Moksnes m.fl. (2024) för krav på underlagsdata. Studier visar att drönarmetoden ger jämförbara resultat med de äldre metoderna med vattenkikare från båt, även om drönarmetoden ger resultat med högre precision, framför allt i fragmenterade ängar (Infantes m.fl. 2019).

I analysen definieras en ålgräsäng som ett område med minst 10% täckningsgrad av vegetation eller minst 16 ålgrässkott m^{-2} (vilket är den täthet då ålgräset kan urskiljas från luften med en drönare; Moksnes m.fl. 2016b) som domineras av ålgräs (*Z. marina* eller *Z. noltii*) men där inslag av nating (*Ruppia* spp.) kan förekomma. Mycket grunda områden med gles eller fläckvis förekomst av endast nating har ej inkluderats då de bedöms vara mer kortlivade och är svåra att kartlägga med drönarmetoder.

2.3 Analysmetoder historisk förändring

2.3.1 Definition av provtagningsområden

För att kunna studera förändringar av ålgräs måste samma geografiska provtagningsområde jämföras vid olika tillfällen. Detta har åstadkommits genom att sammanställa ovan nämnda underlag och identifiera områden där det någon gång dokumenterats areell utbredning av ålgräs (en ålgräspolygon) eller som inventeras för ålgräs (även om inget förekom; se nedan). Därefter har ett naturligt avgränsat "vikområde" från strandlinjen ned till ca 6 m djup (med hjälp av sjökort) på ca 10-200 hektar ritats in med GIS-verktyg runt inventeringsområdet. Dessa områden som här benämns "vikområden" har sedan används som enheter vid den historiska jämförelsen. Dessa

provtagningsområden antas vara representativa för ålgräset i vattenförekomsten och vattentypen där de förekommer.

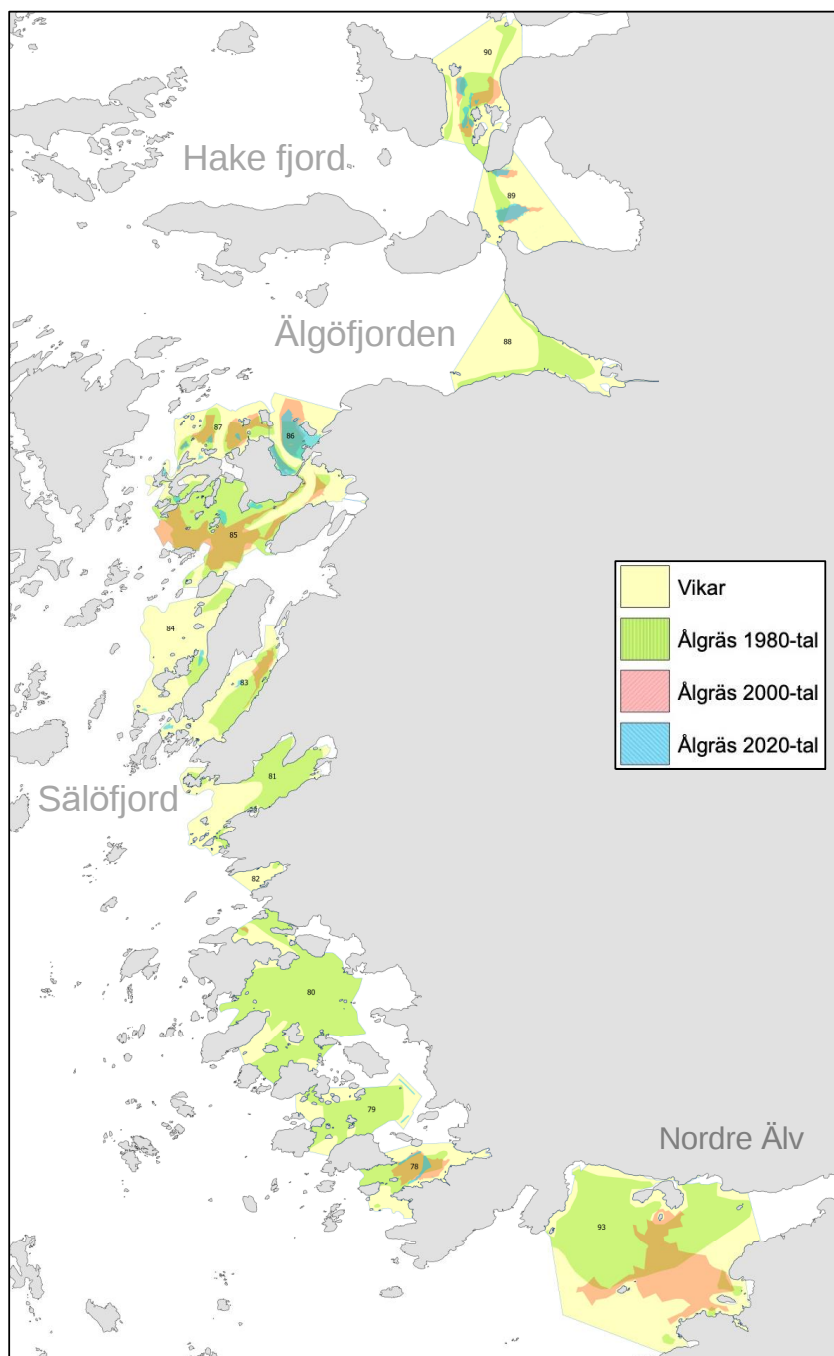


Fig. 1. Exempel på analyserade vikområden ("vikar"; gula numrerade områden) och karterade ålgräsängar under 3 tidsperioder i vattenförekomsterna Sälöfjord, Älgöfjord och Hakefjord. Samtliga vikområden som karterades på 1980-talet har också provtagits på 2000-talet och 2020-talet, förutom vikområde 93 i Nordre Älvs fjord som inte provtagits på 2020-talet

2.3.2 Inkludering av historiska nollvärden

Ett potentiellt problem med tidigare historiska jämförelser (Baden m.fl. 2003, Nyqvist m.fl. 2007) är att de endast inkluderade områden där ålgräs fanns på 1980-talet varför nykoloniserade områden inte togs med, vilket kan överskatta de totala förlusterna. För att minska detta problem har vi identifierat och inkluderat alla vikområden som inventerats för ålgräs på 1980-talet även om inget

ålgräs identifierats (se Fig. 2 för exempel). Analysen resulterade i att runt 40 nya vikområden kunde identifieras som inte uppvisade ålgräs när de karterades på 1980-talet. I flera av dessa påträffades ålgräs när de karterades på 2000- och 2020-talet.

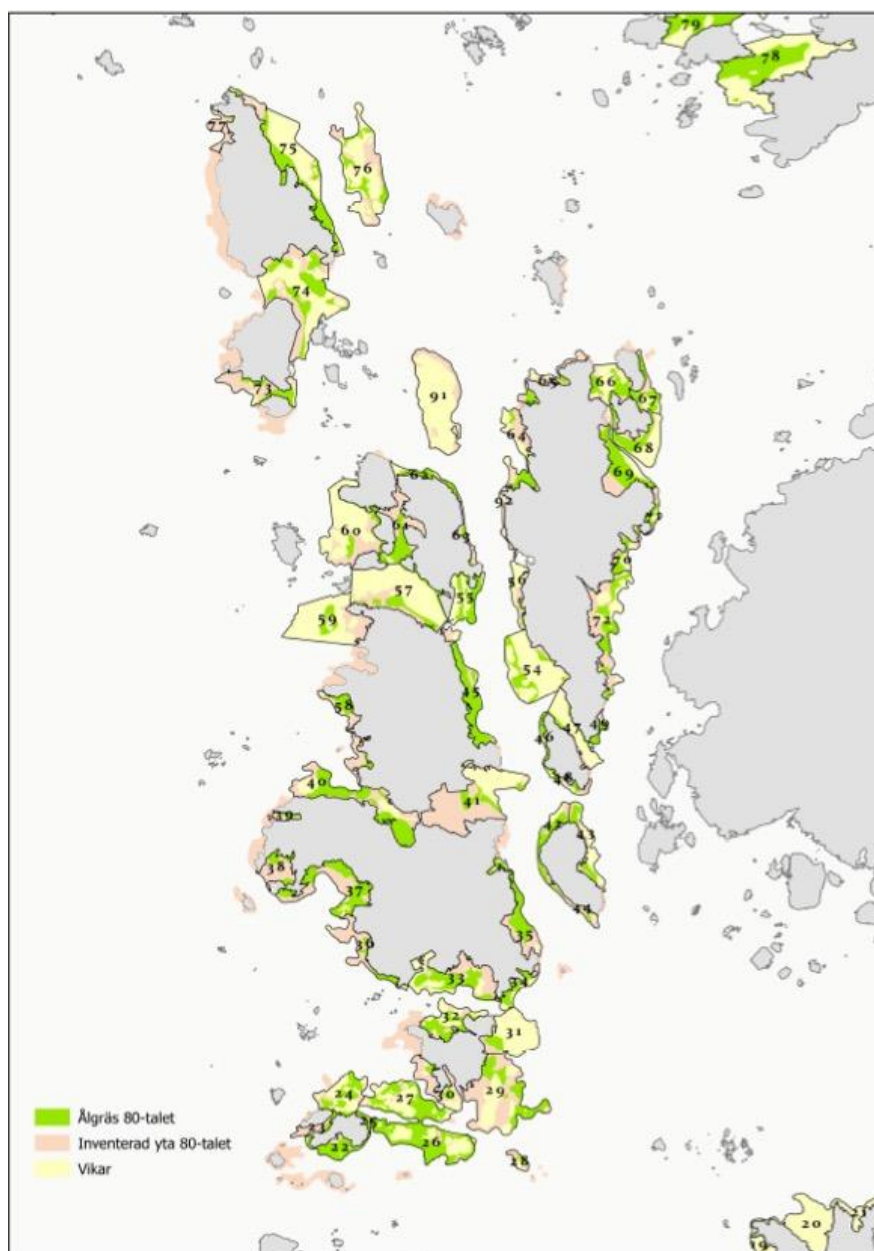


Fig. 2. Inventerat vikområden (Vikar) och utbredning av ålgräs 1986 vid Öckerö i vattenförekomsten Göteborgs n skärgårds kustvatten. Analysen identifierade två inventerade vikområden utan ålgräs (vik 91 och 92) där ålgräs återfanns 2001.

2.3.3 Exkludering av mycket grunda områden

Ett annat potentiellt problem är att historiska ålgräspolygoner i vissa områden återfinns på mycket grund vatten (<0,5 m) där endast tillfälliga, fläckvisa bestånd av natingar sannolikt kan förekomma idag eftersom dessa bottnar regelbundet blottläggs under längre perioder med lågvatten. Det är oklart om dessa data är korrekta och att t.ex. landhöjning har gjort områdena mindre lämpliga för ålgräs idag, eller om de är inkorrekta, t.ex. på grund av lägre precision när karteringen skedde utan GPS. För att minska risken att överskatta historiska utbredningar har vi använt tillgängliga polygoner av 0,5 m bottendjup från satellitbildaanalyser (Berglund m.fl. 2023)

för att identifiera alla bottenar grundare än 0,5 m (se Fig. 3 för exempel). Dessa polygoner har kvalitetsgranskats med hjälp av inventeringar av naturtypen "blottade ler- och sandbottenar" inom Art- och habitatdirektivet (som inkluderar bottenar under ca 0,5 m djup) genomförda av Länsstyrelsen i Västra Götalands län i vissa områden, vilka överensstämde väl med satellitklassningen.

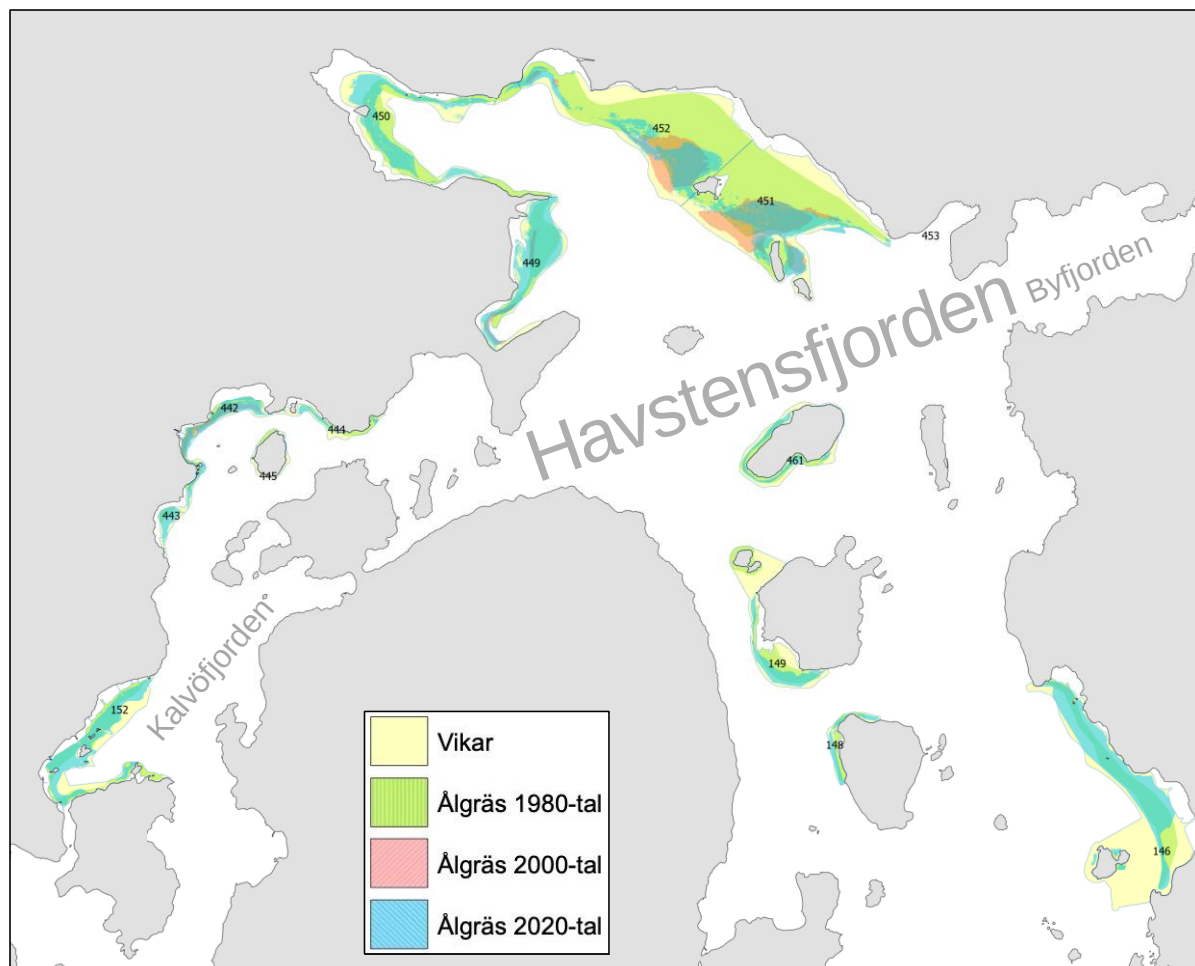


Fig. 3. Exempel på karterade ålgräsängar under 3 tidsperioder i vattenförekomsterna Havstensfjorden, Kalvöfjorden och Byfjorden. Vita områden mellan de gula vikområdena (Vikar) och strandlinjen (grå) utgör områden med ett medeldjup under 0,5 m (enligt satellitbildsanalys) som har exkluderats från de analyserade vikområdena.

Polygonerna på 0,5 m botten djup analyserades sedan tillsammans med ålgräspolygoner från de tre tidsperioderna och området av ålgräsperioden som överlappade med 0,5 m linjen beräknades för varje vik som karterats. Analysen visade att arealen och andelen av karterat ålgräs grundare än 0,5 m djup på 1980-talet (totalt 344 ha, motsvarande 9,2% av karterat ålgräs) var nästan 6 gånger högre än andelen som karterats på grunt vatten under 2000-talet och 2020-talet (1,6%; Tabell 1). Resultaten kan tolkas som att precisionen på utritade ålgräspolygoner på mycket grunt vatten på 1980-talet var lägre, vilket resulterat i en överskattning av utbredningen på grunt vatten. För att undvika detta potentiella problem exkluderades all ålgräsdata som karterats grundare än 0,5 meter under alla tidsperioder.

2.3.4 Analys av historiska förändringar

I den historiska analysen jämfördes den areella utbredningen av ålgräs mellan tre olika tidsperioder: (1) 1980-tal (1965-1999), (2) 2000-tal (2000-2008) samt (3) 2020-tal (2015-2022)

där förändringar analyserats mellan alla tre perioder. Endast vikområden som karterats under båda tidsperioderna som jämfördes inkluderades i analysen, och antalet vikområden som ingick i de tre analysera varierade mellan 79 och 152, och antalet vattenförekomster varierade mellan 22 och 36 (Tabell 2). Detta medförde att referensvärden skiljde sig lite mellan de olika analyserna. I jämförelsen mellan 1980-tal och 2000-tal användes referensdata från perioden 1977-1991, och för jämförelsen mellan 1980-tal och 2020-tal användes referensdata från perioden 1965-1999 (då data från Askeröfjorden och Kungsbackafjorden inkluderades). Om flera inventeringar genomförts i samma vik inom samma tidsperiod har ett medelvärde använts i analysen för tidsperioden. Vid analysen beräknades medelareal av ålgräs i en vik per tidsperiod. Därefter aggregerades dessa värden till areal per kustvattenförekomst och kustvattentyp varefter den procentuella förändringen mellan de två tidsperioderna beräknades.

Tabell 1. Totala arealen ålgräs som karterats under de tre tidsperioderna (från samtliga studier) och areal och andel ålgräs som återfunnits grundare än 0,5 m djup (klassat från satellitbilder). Den sista kolumnen visar medelandelen ålgräs som återfunnits grundare än 0,5 m djup per studie.

Period	Ålgräs (ha)	<0.5 m (ha)	<0.5 m (%)	Medel <0.5 m (%)
1980-tal	3 723	344	9,2%	10,5%
2000-tal	3 035	49	1,6%	3,3%
2020-tal	3 180	51	1,6%	3,6%

Statusklassificering enligt havsmiljödirektivet sker i kustvattentyper som minsta bedömningsenhet. I studien inkluderades 6 av de 9 vattentyper som ingår i bedömningsområdet Västerhavet (Nordsjön; tabell 2). De flesta analyserade vikområden återfanns i vattentyp 1n (*Västkustens inre kustvatten i Skagerrak*) och 2 (*Västkustens fjordar*), och till mindre del i vattentyp 3 (*Västkustens yttre kustvatten i Skagerrak*). I vattentyp 1s (*Västkustens inre kustvatten i Skagerrak*) inkluderas endast vikområden från Sälöfjord (norr om Nordre älv), Göteborgs norra skärgård samt i Kungsbackafjorden, vilket utgör den norra delen av vattentypen. I vattentyp 4 (*Västkustens yttre kustvatten i Kattegatt*) ingick endast vikområden från en vattenförekomst i Göteborgs norra skärgård som utgör den norra delen av vattentypen.

Tabell 2. Undersökta kustvattentyper i Västerhavet (Nordsjön) samt antalet kustvattenförekomster (VF) och vikområden (Vikar) som ingick i de tre analyserna: (1) 1980-tal (1977-1991) vs 2000-tal (2000-2008), (2) 1980-tal (1965-1999) vs 2020-tal (2015-2022), samt (3) 2000-tal vs 2020-tal.

Kustvattentyp	Kod	1980 vs 2000		1980 vs 2020		2000 vs 2020	
		VF	Vikar	VF	Vikar	VF	Vikar
Västkustens inre kustvatten, Skagerrak	1n	13	33	15	64	7	15
Västkustens inre kustvatten, Kattegatt	1s	7	31	4	21	1	7
Västkustens fjordar	2	10	31	12	46	9	27
Västkusten yttre kustvatten, Skagerrak	3	4	23	4	20	4	29
Västkusten yttre kustvatten, Kattegatt	4	1	14	0	0	0	0
Göta älvs- och Nordre älvs estuarie	25	1	5	1	1	1	1
Totalt		36	137	36	152	22	79

2.4 Förslag på metoder för statusklassning

Areell utbredning av ålgräs har tills nyligen inte använts på ett systematiskt sätt inom miljöförvaltningen för att bedöma tillståndet i havet. Under 2024 har dock underlagen börjat användas både inom vattenförvaltningen (Moksnes m.fl. 2024) och för bedömning av miljötillståndet enligt havsmiljödirektivet (HMD 2012:18). Vattenförvaltningen och havsmiljödirektivet ligger dock inte tidsenligt i fas med varandra för de respektive bedömningsperioderna. Bedömningen enligt havsmiljödirektivet baseras på underlag som levererades 2023, medan bedömningen enligt vattenförvaltningen baseras på samma underlag med skillnaden att de bearbetats fram till 2024. Eftersom underlag och analysmetoder utvecklats under denna process föreslås nedan klassificeringsmetoder som är baserade på den senaste kunskapen, och som så långt som möjligt är gemensamma för de två direktiven. Detta medför att föreslagna aggregeringsmetoder och klassgränser skiljer sig något från de som användes vid den senaste bedömningen enligt havsmiljödirektivet (HMD 2012:18). Då även underlagen reviderats något sedan myndighetens bedömning utfördes skiljer sig resultaten något i denna rapport.

2.4.1 Klassificering enligt vattendirektivet

Enligt förslag till bedömningsgrund av ekologisk status för ålgräsets areella utbredning enligt ramdirektivet för vatten genomförs klassificeringen genom att beräkna den proportionella förändringen av ålgräset areal i en vattenförekomst. Detta jämförs sen med klassgränser baserat på accepterad proportionell förlust av ålgräs (Moksnes m.fl. 2024). Beräkningen startas med att aggregera data till den totala historiska arealen ($TotA_{Ref}$) och den totala observerade areal ($TotA_{Obs}$) per vattenförekomst. Därefter beräknas den proportionella förändringen i areell utbredning per vattenförekomst genom att subtrahera den observerade aggregerade arealen av ålgräs ($TotA_{Obs}$) med den aggregerade historiska arealen vid referenstidpunkten (A_{Ref}) och dela skillnaden med den historiska arealen:

$$\text{Bedömningskvot: } (TotA_{Obs} - TotA_{Ref}) / TotA_{Ref} \\ \text{(Ekvation 1)}$$

Ett negativt värde anger en förlust av ålgräs och ett positivt värde en ökning av ålgräs i vattenförekomsten (Moksnes m.fl. 2024).

2.4.2 Klassificering enligt havsmiljödirektivet

För klassificering av *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet för deskriptorn *havsbottens integritet* (D6) kan ålgräsens areella utbredning användas som en *biologisk statusindikator* för att tillsammans med andra indikatorer bedöma kriteriet *havsbottens struktur och funktion* D6C5. Detta genomfördes för första gången vid den senaste bedömning av miljötillståndet i Nordsjön (HMD 2012:18). Då *God miljöstatus* för *havsbottens integritet* bedöms per kustvattentyp som minsta bedömningsenhet måste skattade förändringar av ålgräs som mäts på mindre vikområden först aggregeras till de större bedömningsområdena. Detta föreslås ske på ett liknande sätt som vid klassificering enligt vattendirektivet där skattade ålgräsarealer per vikområde först aggregeras per kustvattenförekomst, och sen aggregeras per kustvattentyp innan förändringen beräknas som en bedömningskvot enligt ekvation 1 ovan. Fördelen med att aggregera vikområdenas arealer innan förändringar beräknas är att det minskar risken för att mycket små ängar med stora förändringar ger för stort genomslag i klassificeringen. Nackdelen är att förändringar (eller brist på förändringar) i mycket stora ängar får stort genomslag. För att minska den senare risken föreslås att även andelen vikområden per kustvattenförekomst, samt andelen vattenförekomster per kustvattentyp som minskat med 20% eller mer (se nedan) beräknas per vattenförekomster och kustvattentyp som ett komplement till den areella beräkningen. Det senare värdet kan ge en bild på om den totala förändringen i areal ålgräs drivs av enstaka ängar och vattenförekomster, eller om det är en generell förändring i hela kustvattentypen, vilket ger stöd för att bedöma osäkerheten i klassificering samt för att sätta in rätt åtgärder.

2.4.3 Beräkning och förslag på klassgränser

Eftersom ålgräsens areella utbredning inte bara är en indikator för olika påverkansfaktorer utan också visar mängden av en levande biotop med mycket höga naturvärden, finns det argument för att klassgränserna för en accepterad förlust bör läggas så lågt som möjligt. Klassgränserna för *God ekologisk status* enligt vattendirektivet, eller för *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet föreslås därför baseras på minsta möjliga förlust av ålgräs som ligger utanför naturlig mellanårsvariation.

För att beräkna mellanårsvariationen i areell utbredning användes data från 17 provtagningsområden i Västra Götalands län 2018-2022 som provtagits två till fem gånger under perioden. Analysen visar att årsvariationen är relativt liten, med en variationskoefficient (SD/medelvärde) på i medeltal 9% (2-17%) och där det högsta eller lägsta värdet inom ett provtagningsområde avvek från medelvärdet med i medeltal 7% (2-13%; Fig. 4).

Baserat på dessa resultat ligger en förändring på 20% utanför naturlig mellanårsvariation, varför en **förlust på högst 20% i jämförelse med historiska referensvärden** föreslås utgöra en **klassgräns** för högsta acceptabla förlust för att uppnå *God miljöstatus*. Detta är samma gränsvärde som föreslås mellan *God* och *Måttligt* status i bedömningsgrunden för *God ekologisk status* enligt vattendirektivet (Moksnes m.fl 2024).

Vid Havs- och vattenmyndighetens senaste klassificering av *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet användes ett gränsvärde på max 25% förlust av ålgräs, vilket också var gränsvärdet för övriga indikatorer som ingick i bedömning av fysisk störning av livsmiljöns kvalitet (D6C5; Havs- och vattenmyndigheten 2024). Här föreslås alltså att detta gränsvärde ses över inför nästa bedömningscykel för att bättre reflektera att indikatorn visar förlust av en essentiell livsmiljö samt för att överensstämja med föreslaget gränsvärde inom vattenförvaltningen.

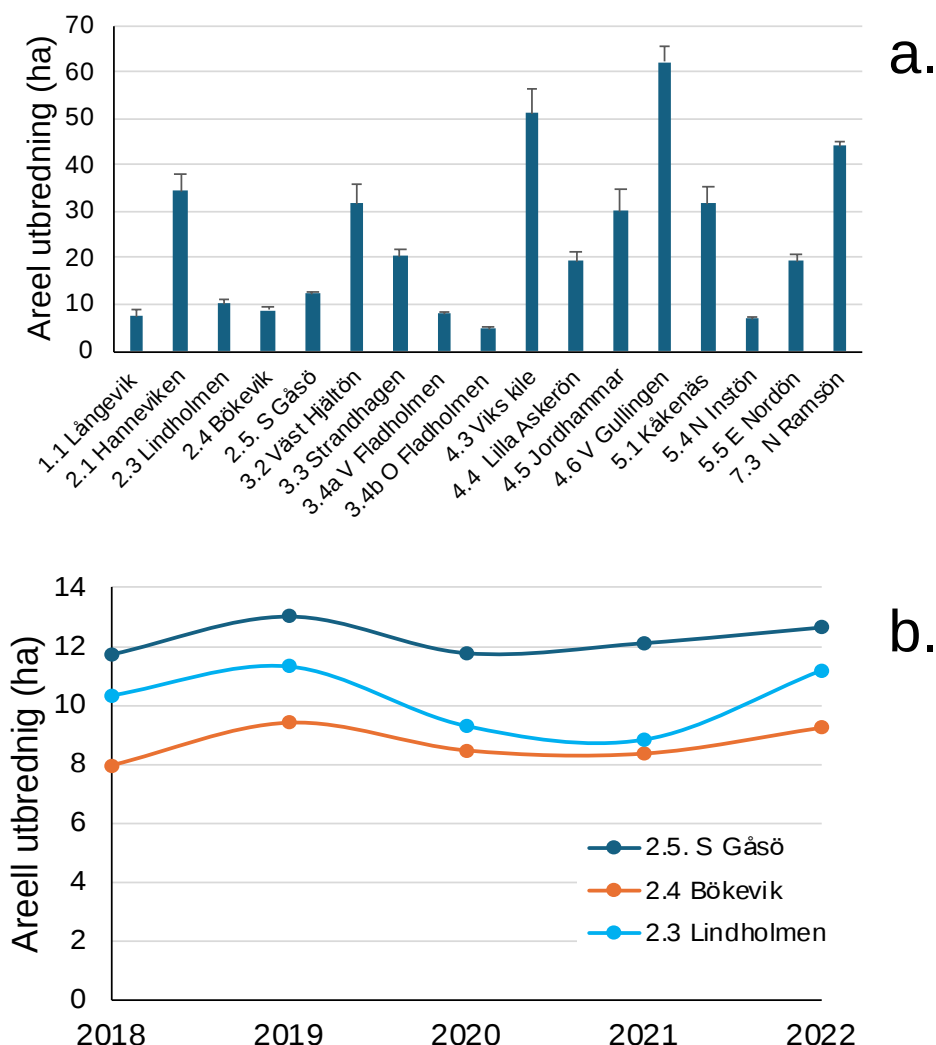


Fig. 4. (a) Medelvärde (+SD) i ålgräsets areella utbredning för 17 vikområden i Västra Götalands och Hallands län, från Sydkoster i norr till Kungsbackafjorden i söder, som provtagits två till fem gånger under perioden 2018-2022. (2) Årsvariation (2018-2022) av ålgräsets areella utbredning i tre vikområden vid Gullmarsfjorden.

2.5 Analys av möjliga orsaker till förändringar

För att undersöka möjliga orsaker till observerade förändringar i ålgräsets utbredning i Västerhavets analyserades hur den förändrade areella utbredning av ålgräs förhåller sig till olika miljöförhållande samt fysisk påverkan.

2.5.1 Effekt av djup och exponering

För att studera hur djup och exponering påverkat förändringarna jämfördes utbredningen av ålgräs på 1980 och 2020-talet inom tre olika djupindelningar (0-3 m, 3-6 m och över 6 m) samt 4 olika klasser av modellerad vågexponering: (1) *ultra- till extremt skyddat* ($<5\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$), (2) *mycket skyddat* ($5\,000\text{--}10\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$), (3) *skyddat* ($10\,000\text{--}100\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$), och *exponerat* ($>100\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$; Törnqvist m.fl. 2020). För analysen användes GIS-lager på modellerade djup och exponeringsklasser (Törnqvist m.fl. 2020). I analysen beräknades hur utbredning av ålgräs

på 1980 och 2020-talet fördelades mellan de 12 olika djup- och exponeringsklasserna, samt var de största förlusterna skett, inom de 4 största kustvattentyperna i studieområdet (Fig. 5a).

Om försämrade ljusförhållanden utgör en huvudförklaring till förlusterna förväntades förlusterna främst ha skett på de djupare delarna av den historiska utbredningen. En huvudsaklig förlust på de grunda delarna av utbredningen kunde i stället indikera att kvävande, fintrådiga algmattor utgör en viktig förklaring, framför allt om de skett i de mer vågskyddade områden där algmattor ofta ackumuleras (Pihl m.fl. 1995, 1999).

2.5.2 Effekt av fysisk påverkan

För att studera om fysisk påverkan i grunda kustområden kan utgöra en viktig förklaring till förlusterna användes modellerade *påverkanszoner* som baseras på kartläggning av fysisk påverkan på havsbottnar grundare än 15 m längs Sveriges kuster med hjälp av flygbildsmosaiker från Lantmäteriet och modellering (Törnqvist m.fl. 2020). Kartläggningen genomfördes med hög upplösning (10 gånger 10 meter) och inkluderade både fysiska objekt som bryggor, pirar och synliga muddringar, men även modeller över ankringsskador och erosion från båttrafik. Inom samma studie användes även modeller för att skatta potentiell fysisk påverkan runt karterade objekt där hänsyn togs till bland annat objektens storlek och utbredning, samt kumulativa effekter från flera typer av fysisk påverkan. Modelleringen resulterade i rumsligt explicita *påverkanszoner*, vars areal kan beräknas för tre olika komponenter: *morfologisk påverkan* (ändring av bottenarnas struktur och sedimentsammansättning), *hydrografisk påverkan* (ändring av vågor och strömmar), samt påverkan på *konnektivitet* (ändring av arters förmåga att sprida sig). De kumulativa påverkanszonerna redovisas i en sexgradig skala av *risken för fysisk påverkan* (från *helt opåverkade förhållanden* till *mycket stor påverkan*; Törnqvist m.fl. 2020). För analysen användes GIS-lager på modellerade påverkanszoner (Kraufvelin m.fl. 2021). I analysen beräknades hur utbredning av ålgräs på 1980- och 2020-talet fördelades sig mellan de 6 olika klasserna av fysisk påverkan, samt var de största förlusterna skett (Fig. 5b).

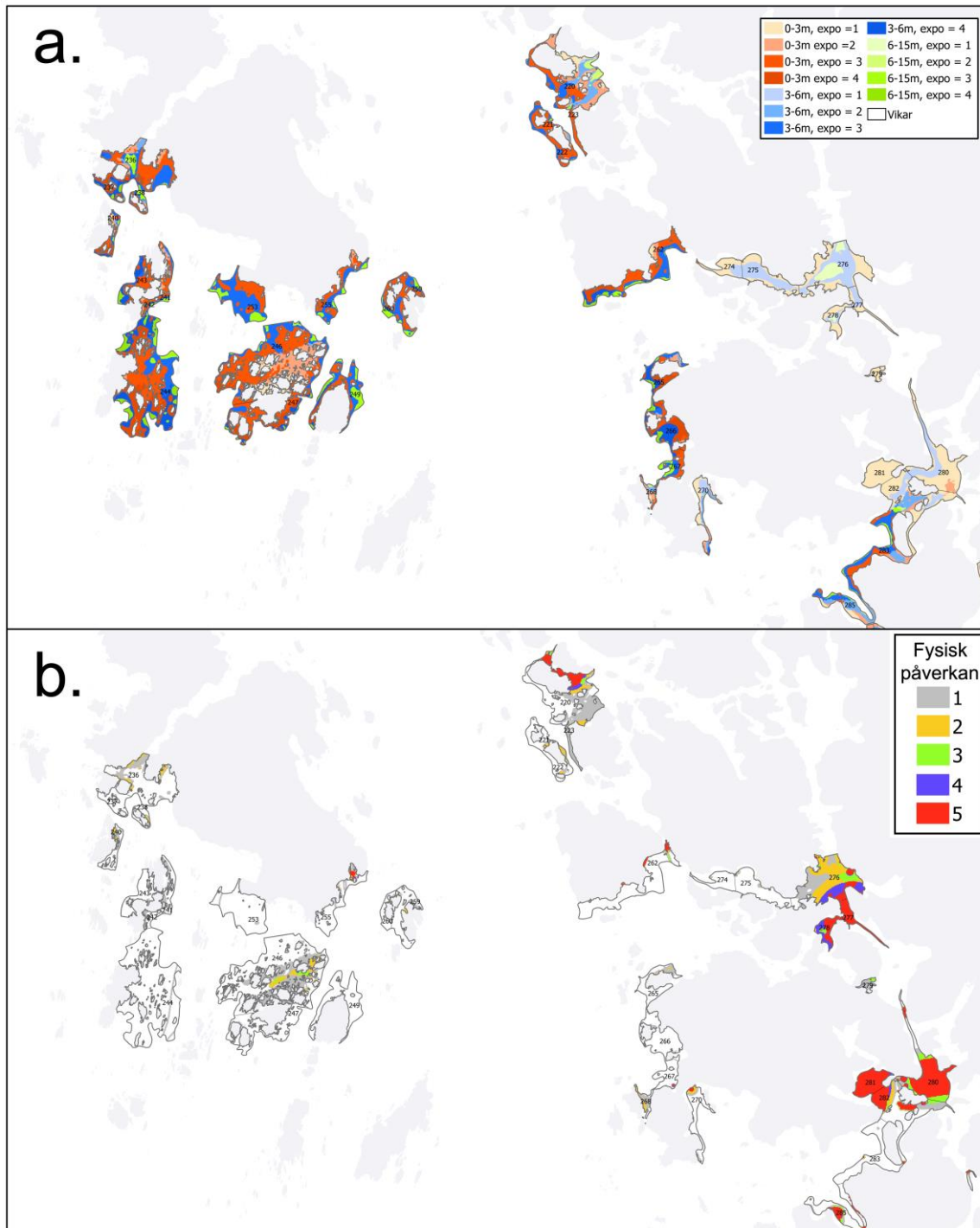


Fig. 5. Exempel på fördelning av 12 djup- och exponeringsklasser (a), samt 5 klasser av fysisk påverkan (b) inom 30 vikområden söder om Strömstad och runt Sydyster i norra Bohuslän. Djup- och exponeringsklasser bestod av tre olika djupindelningar (0-3 m, 3-6 m och över 6 m), samt 4 olika klasser av modellerad vågexponering, från *ultra- till extremt skyddat* (exponeringsklass 1) till *exponerat* (exponeringsklass 4). Risken för fysisk påverkan visas på en sexgradig skala från *mycket stor påverkan* (5) till helt opåverkade områden (visas som ofärgade områden; Törnqvist m.fl. 2020).

3. Resultat

3.1 Historiska förändringar och statusbedömning

Analysen av historiska förändringar Västra Götalands län och norra Hallands län visade att stora förluster av ålgräs skett sedan 1980-talet i det analyserade området där de areella förlusterna översteg 20% i alla undersökta kustvattentyper både på 2000-talet och på 2020-talet som därför inte uppnår *God miljöstatus* enligt föreslagna gränsvärden (Fig. 6). Eftersom förlusterna översteg 25% i alla kustvattentyper (Tabell 3) fås samma bedömning av miljöstatus även med ett gränsvärde på 25%, vilket användes i den senaste bedömningen av *havsbottnens integritet* (Havs- och vattenmyndigheten 2024).

Förlusterna var dock inte jämnt fördelade över området utan har i huvudsak skett i de norra och södra delarna av Bohuslän, samt i Kungsbacka fjorden, där endast mindre förluster skett i övriga områden. Resultaten indikerar vidare att de största förlusterna skett mellan 1980-talet och 2000-talet varefter situationen stabiliserats och utbredningen av ålgräs ökat i de flesta områden, förutom i södra Bohuslän och runt Sydkoster där mer omfattande förluster fortsatt sen 2000-talet. Nedan presenteras resultaten i mer detalj. I bilaga 1 visas dessa förändringar av ålgräsets areella utbredning i kartor med överlappande polygoner för de tre tidsperioderna.

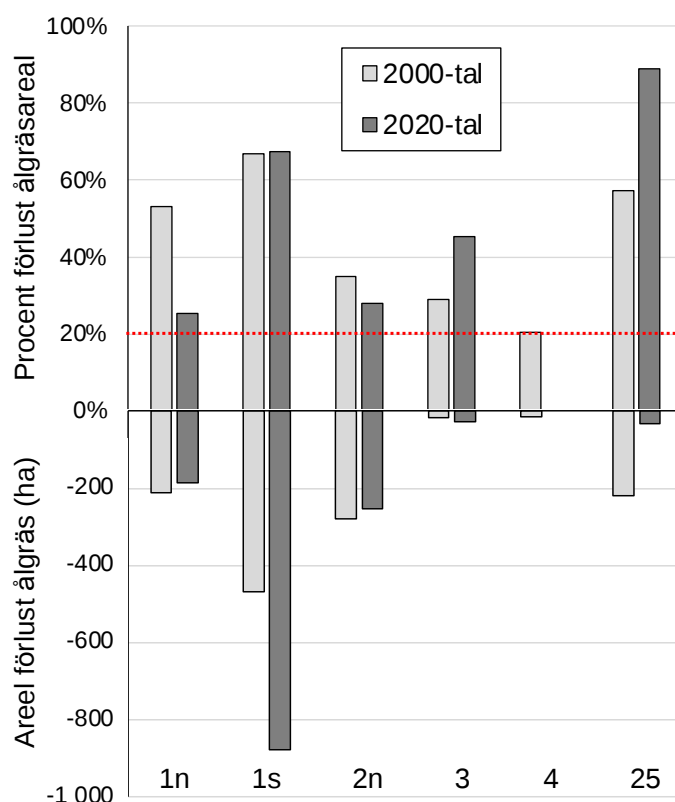


Fig. 6. Procentuell förlust (övre graf) och areell förlust (hektar) av ålgräs (nedre graf) mellan 1980-talet (1977-1991) och 2000-talet (2000-2008) samt 1980-talet (1965-1999) och 2020-talet (2015-2022) per kustvattentyp: *Västkustens inre kustvatten i Skagerrak* (1n) och *Kattegatt* (1s), *Västkustens fjordar* (2), *Västkustens yttre kustvatten i Skagerrak* (3), och *Kattegatt* (4) samt *Göta älvs- och Nordre älvs estuarie* (25). Den röda streckade linjen visar föreslagen klassgräns på största acceptabla procentuella förlust av ålgräs (20%) för att uppnå *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet. Observera att olika vikområden har analyserats vid 2000- och 2020-talet, varför den areella förlusten inte är direkt jämförbara mellan åren.

Tabell 3. Förändring i areell utbredning av ålgräs inom 5 olika kustvattentyper (VT) i Västra Götalands län och Hallands län i tre olika jämförelser: (1) mellan perioderna "1980-tal" (1977-1991) och "2000-tal" (1999-2008), (2) mellan 1980-tal (1965-1999) och "2020-tal" (2013-2022), samt (3) mellan 2000-tal och 2020-tal. I kolumnerna visas antal kustvattenförekomster (VF) och antal vikor (provtagningsområden) som ingått i respektive VT och jämförelse, medelvärden av areell utbredning inom VT per tidsperiod samt den areella och procentuella förändringen per tidsperiod där negativa värden visar förluster. Färgerna indikerar graden av förlust på en 5-gradig skala (se förklaring nedan). Kolumnen "And VF" visar andelen av vikor inom en VF eller VT som har minskat med mer än 20%. Den sista kolumnen visar expertbedömd tillförlitlighet i skattningen (Tillf) som anges på en tregradig skala: Hög (H), Medium (M) och Låg (L). Kustvattentyper: 1n=Västkustens inre kustvatten Skagerrak, 1s= Västkustens inre kustvatten Kattegatt, 2=Västkustens fjordar, 3= Västkustens inre kustvatten Skagerrak, 4=Västkustens inre kustvatten Kattegatt, 25=Göta älvs- och Nordre älvs estuarie.

Jämförelse	VT	Antal			Medelutbredning (ha)			Förändring		And VF >20%	Tillf
		VF	Vikar	Hektar	1965-1999	2001-2008	2015-2022	Hektar	(%)		
1980-tal vs 2000-tal	1n	13	32	1 529	397,6	187,2		-210	-53%	92%	H
	1s	5	26	1 755	655,9	115,7		-540	-82%	43%	H
	2	11	31	2 756	801,7	526,0		-276	-34%	70%	H
	3	4	23	738	58,2	41,3		-17	-29%	50%	H
	4	1	14	455	72,9	56,5		-16	-23%	100%	L
	25	1	5	818	380,6	162,3		-218	-57%	100%	H
Alla		35	131	8 051	2 367	1 089		-1 278	-54%	74%	
1980-tal vs 2020-tal	1n	15	64	2 751	726		541	-185	-25%	53%	H
	1s	4	21	2 686	1 306		428	-878	-67%	100%	H
	2	12	46	3 173	902		649	-253	-28%	67%	H
	3	4	20	634	63		34	-28	-45%	50%	H
	4	0	0	0							
	25	1	1	96	38		4	-34	-89%	100%	M
Alla		36	152	9 339	3 033		1 656	-1 377	-45%	64%	
2000-tal vs 2020-tal	1n	7	15	931		83	125	42	50%	14%	H
	1s	1	7	1 097		33	7	-25	-77%	100%	H
	2	9	27	2 372		432	421	-11	-3%	22%	H
	3	4	29	1 033		105	75	-29	-28%	75%	H
	4	0	0	0							
	25	1	1	25		13	4	-9	-68%	100%	M
Alla		22	79	5 458		666	633	-33	-5%	36%	

≤0% förlust	
<20% förlust	
20-39% förlust	
40-59% förlust	
≥60% förlust	

3.1.1 Förändringar på 2000-talet

Analysen som jämförde den areella utbredningen av ålgräs mellan 1980-talet (1977-1991) och 2000-talet (2000-2008) visade stora förluster (20-67%) i alla 6 undersökta kustvattentyper. I jämförelse med 1980-talet, då ca 2400 hektar hade kartlagts i 137 vikområden, hade totalt 50%, motsvarande nästan ca 1200 ha försvunnit vid 2000-talet (Tabell 3). Enligt föreslagna gränsvärde på högst 20% areell förlust av ålgräs, uppnådde ingen kustvattentyp *God miljöstatus* på 2000-talet för kriteriet *havsbottens struktur och funktion* (D6C5) enligt havsmiljödirektivet (Fig. 6). Även en stor andel (43-100%) av analyserade kustvattenförekomster inom varje kustvattentyp hade minskat med över 20% sen 1980-talet, vilket stödjer bilden av generella förluster i alla kustvattentyper (Tabell 3).

De största areella och procentuella förlusterna hade skett i de inre, mer skyddade kustvattentyperna (1s, 25, 1n) som hyste de största arealerna på 1980-talet, medan förlusterna var procentuellt mindre i de mer exponerade yttre kustvattentyperna (3 och 4; Tabell 3). Förlusterna var dock inte jämnt fördelade inom kustvattentyperna utan koncentrerade i vissa områden. De största areella och procentuella förlusterna av ålgräs hade skett på fastlandssidan i södra Bohuslän, från Nordre Älvs utlopp i söder till Uddevalla i norr, och främst i kustvattenförekomsterna Nordre Älvs fjord, Sälöfjord, Älgöfjord och Havstensfjorden (Fig. 1 och 3), vilket inkluderar kustvattentyperna 25, 1s, 1n och 2 (Tabell 4). Vidare hade stora förluster även skett i norra Bohuslän i skyddade områden runt Strömstad och Tjärnöarkipelagen (inom kustvattentyp 1n). Inom dessa vattenförekomster hade även en stor andel av inkluderade vikområden (60-100%) minskat med över 20% sen 1980-talet, vilket stödjer bilden av generella förluster i dessa vattenförekomster (Tabell 4). I motsats hade endast mindre förluster skett i Göteborgs norra skärgård, i fjordområdena runt Gullmarsfjorden, samt i Kosterfjorden (Fig. 7, Tabell 4).

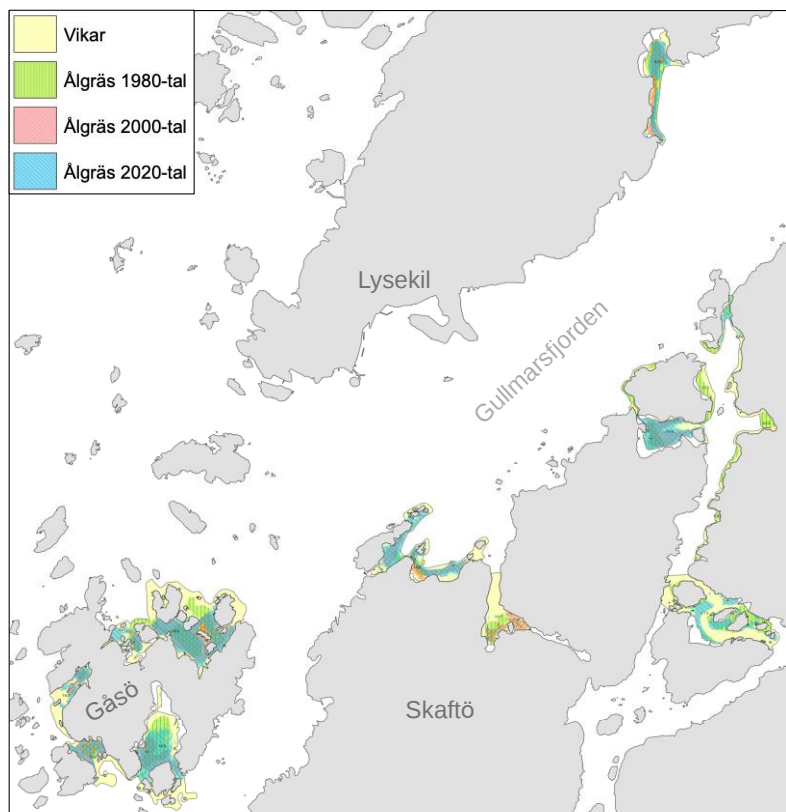


Fig. 7. Karterade ålgräsängar runt Gullmarsfjorden under 3 tidsperioder

3.1.2 Förändringar på 2020-talet

Analysen som jämförde utbredningen av ålgräs mellan 1980-talet (1965-1999) och 2020-talet (2015-2022) inkluderades totalt 152 vikområden där cirka hälften var andra vikområden än de som inkluderades i analysen på 2000-talet. Bland annat inkluderades många vikområden och vattenförekomster från området runt Grebbestad, Fjällbacka och Tanum, samt från Kungsbackafjorden i Hallands län, som saknades i den föregående analysen (Fig. 8). Analysen på 2000-talet inkluderade i stället fler vikområden i norra Bohuslän runt Strömstad samt i Göteborgs norra skärgård som inte var med i 2020-analysen (Tabell 4 och 5). Trots dessa skillnader sågs en liknande bild med stora förluster (25-89%) i alla 5 undersökta kustvattenförekomster. I jämförelse med 1980-talet då ca 3000 ha ålgräs hade kartlagts i dessa vikområden hade totalt 45%, motsvarande nästan 1400 ha, försvunnit vid 2020-talet (Tabell 3). Även denna analys visar att ingen av kustvattentyperna uppnår *God miljöstatus* enligt föreslagna gränsvärden (Fig. 6), där en stor andel (50-100%) av analyserade kustvattenförekomster inom varje kustvattentyp hade minskat med över 20% sen 1980-talet (Tabell 3).

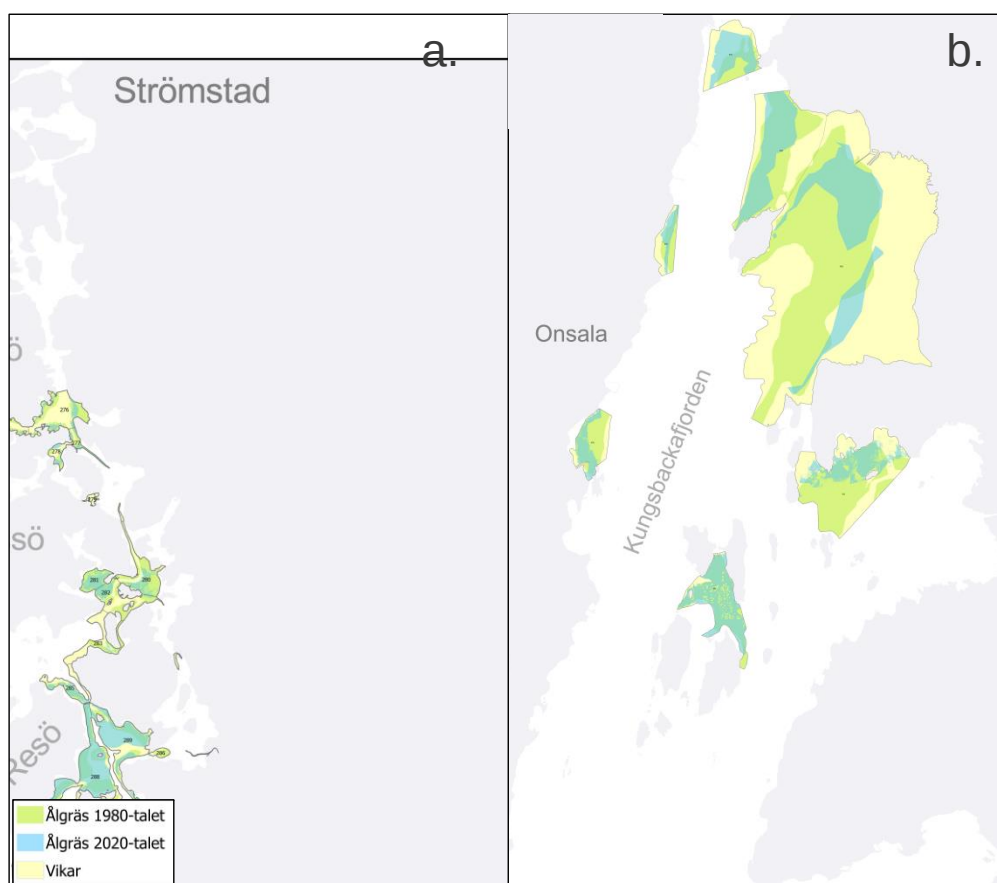


Fig. 8. Karterade ålgräsängar vid Grebbestad och Fjällbacka i de centrala delarna av Bohuslän (a) samt i Kungsbackafjorden i norra Halland under 1980-talet och 2020-talet (områdena karterade inte på 2000-talet).

En närmare granskning av de områden som inte inkluderats i analysen på 2000-talet visade att endast visade mindre förluster av ålgräs skett i vattenförekomsterna i området runt Grebbestad, Fjällbacka och Tanum (Tabell 4), vilket sannolikt förklarar varför de totala förlusterna inom vattentyp 1n var mindre på 2020-talet i jämförelse med 2000-talet (Tabell 5). I vattenförekomsterna i Kungsbackafjorden hade omfattande förluster av ålgräs skett på 2020-talet (>40%), vilket förstärkte bilden av att kustvattentyp 1s har mycket dålig status i dag (Tabell 5; Fig. 8).

Ökad utbredning av ålgräs i många områden sedan 2000-talet

Den sista analysen som endast inkluderade vikområden med data både på 2000- och 2020-talet (totalt 74 vikområden från 23 vattenförekomster) visade att förlusterna avtagit i de flesta områden där en majoritet av vikområdena idag visar positiv tillväxt sen 2000-talet. Detta gäller till exempel i de skyddade områdena runt Tjarnöarkipelagen och Råssö-Resö som tidigare visat stora förluster (inom kustvattentyp 1n) samt i fjordområdena runt Gullmarsfjorden samt Havstensfjorden, där ängarna visar en positiv tillväxt idag (Tabell 6). Dock har omfattande förluster fortsatt i problemområdet på fastlandssidan från Nordre älvs mynning upp till Stenungssund inom vattenförekomsterna Nordre Älvs fjord, Sälöfjord, Älgöfjorden och Hake fjord där 157 ha, motsvarande 48%, förlorats sen 2000-talet (Fig. 1, Tabell 6). Vidare har relativt stora förluster fortsatt inom kustvattentyp 3 i norra Bohuslän, framför allt runt Sydkoster där många mindre ängar helt försvunnit sen 2000-talet (Fig. 9, Tabell 6). Trots att de områden som minskat sen 2000-talet är relativt begränsade geografiskt, ges intrycket att ålgräsets utbredning har minskat i de flesta kustvattentyper, eftersom de påverkade vattenförekomsterna fördelar sig på alla analyserade vattentyper (Tabell 3). Eftersom ängar i många vikområden ökat i utbredning hade den totala arealen av ålgräs endast minskat med 2% sen 2000-talet.

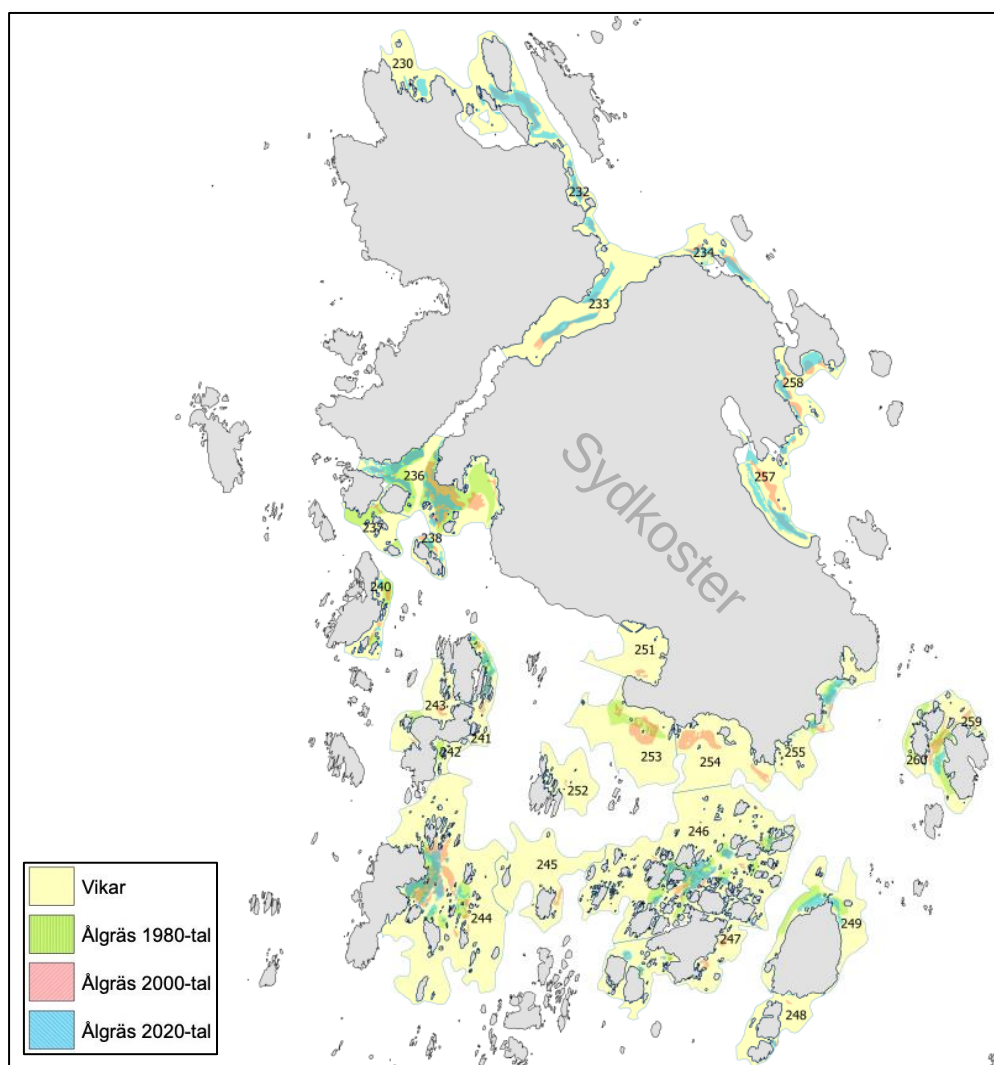


Fig. 9. Exempel på karterade ålgräsängar från Kosteröarna under 3 tidsperioder.

I en jämförelse mellan 64 vikområden från 23 kustvattenförekomster i Bohuslän med data från alla tre tidsperioder där områdena sorteras geografisk förstärks bilden av att de stora förluster av ålgräs skett mellan 1980-talet och 2000-talet i de flesta vattenförekomster undantaget i mellersta Bohuslän runt Gullmarsfjorden, men att utbredningen därefter börjat återhämta i många områden, till exempel områdena runt Havstensfjorden och norra Bohuslän runt Tjärnöarkipelagen. Däremot har betydande förluster fortsatt i södra Bohuslän i området from Nordre älvs fjord i söder till Hakefjorden i norr (Fig. 10).

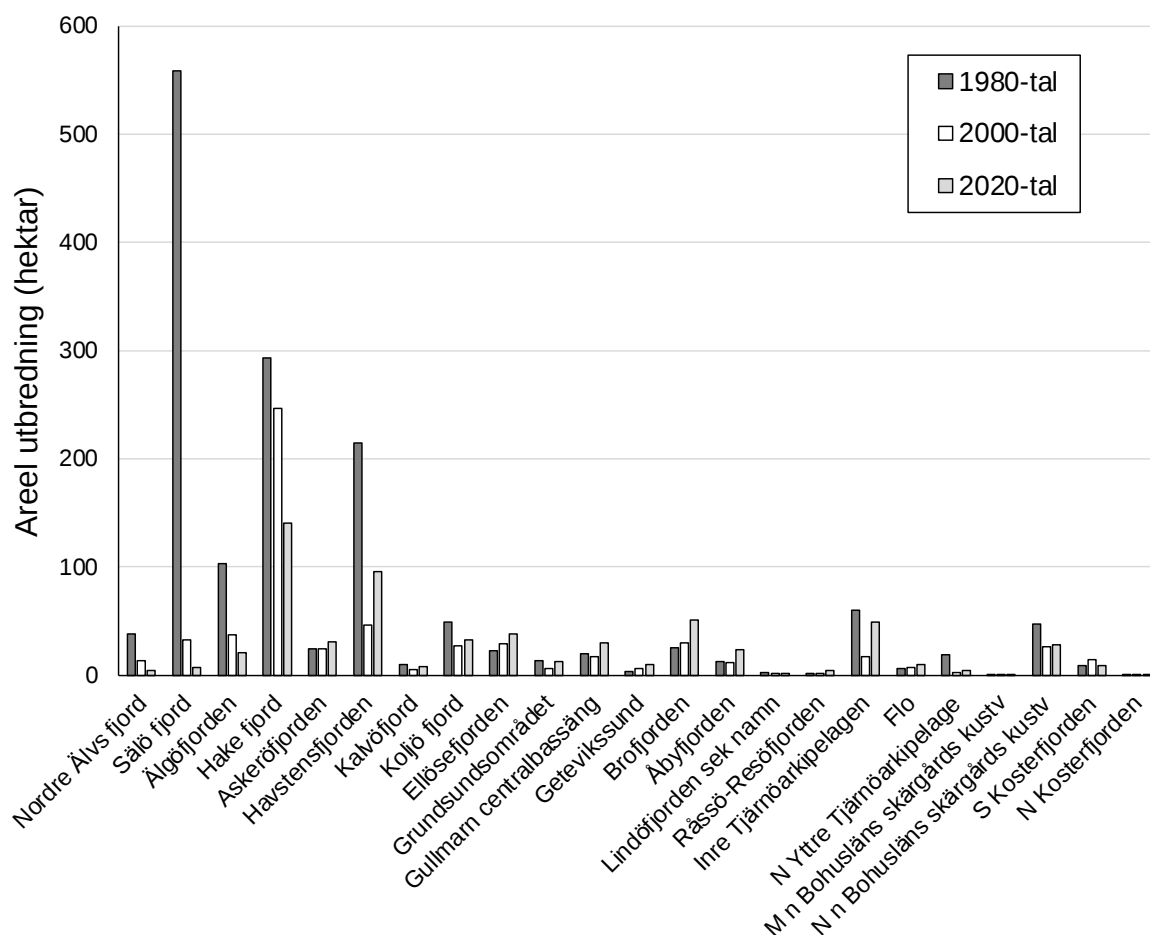


Fig. 10. Förändring i areell utbredning av ålgräs från 1980-talet till 2020-talet i 64 vikområden inom 23 kustvattenförekomster i Bohuslän sorterade geografiskt från Nordre Älvs fjord i söder till N Kosterfjorden i norr. Se tabell 6 för information om underlaget.

Tabell 4. 1980-tal vs 2000-tal. Förändring i areell utbredning av ålgräs mellan perioderna "1980-tal" (1977-1991) och "2000-tal" (1999-2008) inom 35 kustvattenförekomster (VF) i 5 kustvattentyper (VT) i Västra Götalands. Vikområden anger antal och areal (hektar) provtagningsområden per VF och VT. Förändring i areal och procent areal är beräknad både per VF och VT där negativa värden visar förluster och färgen indikerar graden av förändring (gult, orange och rött visar områden med förluster >20%; se Tabell 3 för detaljer). Den sista kolumnen visar andelen av vikområden inom en VF eller VT som har minskat med mer än 20%. Blåmarkerade VF ingick ej i analysen mellan 1980-tal och 2020-tal och kan därför endast bedömas i denna analys.

VT	Vattenförekomst	Vikar		Medel area (ha)		Förändring		And vik <20%
		Ant	Hektar	1977-1991	2000-2008	Hektar	(%)	
1n	Dynekiln	1	96,1	16,1	2,9	-13,1	-82%	100%
1n	Flo	3	88,1	7,8	6,9	-0,9	-12%	67%
1n	Grundsundsområdet	2	65,9	15,9	10,2	-5,7	-36%	50%
1n	Inre Tjärnöarkipelagen	9	385,4	146,6	64,3	-82,3	-56%	100%
1n	Lindöfjorden	1	46,1	2,7	1,2	-1,5	-55%	100%
1n	N Yttre Tjärnöarkipelage	3	143,8	41,5	13,3	-28,3	-68%	100%
1n	Råssö-Resöfjorden	1	73,3	1,9	1,2	-0,8	-40%	100%
1n	Saltö fjord	2	95,8	19,1	22,5	3,4	18%	0%
1n	Slaholmen området	1	21,2	4,0	3,0	-0,9	-23%	100%
1n	Strömstadsfjorden	2	45,0	14,3	6,1	-8,3	-58%	50%
1n	Yttre Dynekilen	2	23,1	7,6	4,0	-3,6	-47%	100%
1n	Åbyfjorden	2	98,5	17,4	14,5	-3,0	-17%	50%
1n	Älgöfjorden	3	346,7	102,6	37,2	-65,5	-64%	67%
1n	Totalt	32	1 529,1	397,6	187,2	-210,4	-53%	78%
1s	Sälö fjord	8	1 164,7	565,5	39,6	-525,9	-93%	88%
1s	Björköfjorden	3	78,1	17,1	14,9	-2,2	-13%	0%
1s	Dana fjord	3	124,1	13,5	11,7	-1,8	-13%	33%
1s	Källö fjord	2	109,1	16,7	15,0	-1,7	-10%	0%
1s	Stora Kalvsund	10	278,5	43,1	34,5	-8,6	-20%	20%
1s	Totalt	26	1 754,6	655,9	115,7	-540,2	-82%	38%
2	Askeröfjorden	1	110,2	10,2	24,0	13,8	136%	0%
2	Brofjorden	3	214,3	61,5	46,2	-15,3	-25%	33%
2	Byfjorden	2	24,6	9,7	3,9	-5,8	-60%	50%
2	Ellösefjorden	1	214,4	22,9	29,0	6,1	27%	0%
2	Getevikssund	1	27,0	2,9	5,9	3,0	103%	0%
2	Gullmarn centralbassäng	6	101,7	20,0	16,8	-3,2	-16%	67%
2	Hake fjord	6	1 223,5	293,6	246,9	-46,7	-16%	67%
2	Havstensfjorden	8	613,2	292,8	98,6	-194,1	-66%	88%
2	Kalvöfjord	1	25,3	9,3	4,8	-4,5	-48%	100%
2	Koljö fjord	1	136,2	49,1	27,0	-22,0	-45%	100%
2	Ljungs kile	1	65,3	29,8	22,8	-7,0	-23%	100%
2	Totalt	31	2 755,6	801,7	526,0	-275,7	-34%	65%
3	M n Bohusläns skärgårds kustv	1	39,2	0,4	1,0	0,6	152%	0%
3	N Kosterfjorden	2	37,6	0,5	1,6	1,1	232%	0%
3	N n Bohusläns skärgårds kustv	12	502,9	47,1	23,5	-23,6	-50%	50%
3	S Kosterfjorden	8	158,7	10,2	15,2	5,0	49%	50%
3	Totalt	23	738,4	58,2	41,3	-16,9	-29%	43%
4	Göteborgs n skärgårds kustvatten	14	455,3	72,9	56,5	-16,4	-23%	29%
4	Totalt	14	455,3	72,9	56,5	-16,4	-23%	29%
25	(Nordre Älvs fjord)	5	817,5	380,6	162,3	-218,2	-57%	80%
Totalt	35	131	8 051	2 367	1 089	-1 278	-54%	62%

Tabell 5. 1980-tal vs 2020-tal. Förändring i areell utbredning av ålgräs mellan perioderna "1980-tal" (1965-1999) och "2020-tal" (2015-2022) inom 35 kustvattenförekomster (VF) i 4 kustvattentyper (VT) i Västra Götalands och Hallands län. Vikområden anger antal och areal (hektar) provtagningsområden per VF och VT. Förändring i areal och procent areal är beräknad både per VF och VT där negativa värden visar förluster och färgen indikerar graden av förändring (gult, orange och rött visar områden med förluster >20%; se Tabell 3 för detaljer). Den sista kolumnen visar andelen av vikområden inom en VF eller VT som har minskat med mer än 20%. Blåmarkerade VF ingick ej i analysen mellan 1980-tal och 2000-tal och kan därför endast bedömas i denna analys.

VT	Vattenförekomst	Vikar		Medel area (ha)		Förändring		And vik >20%
		Ant	Hektar	1965-1999	2015-2022	Hektar	(%)	
1n	Fjällbacka inre skärgård	7	277,0	124,0	116,0	-8,0	-6%	29%
1n	Fjällbacka yttre skärgård	4	118,9	10,3	8,4	-1,9	-18%	50%
1n	Flo	2	72,6	6,0	9,7	3,7	61%	0%
1n	Grebbeastad inre skärgård	9	299,6	67,6	49,3	-18,3	-27%	44%
1n	Grundundsområdet	2	135,6	31,7	23,7	-7,9	-25%	50%
1n	Inre Tjärnöarkipelagen	6	246,5	73,8	40,0	-33,8	-46%	83%
1n	Lindöfjorden	6	172,1	41,3	51,7	10,3	25%	33%
1n	N Yttre Tjärnöarkipelage	2	91,9	19,3	5,1	-14,2	-74%	50%
1n	Råssö-Resöfjorden	8	454,3	100,1	51,6	-48,5	-48%	63%
1n	s Långebyområdet	3	90,7	21,5	8,4	-13,1	-61%	100%
1n	Saltö fjord	1	13,9	2,8	3,6	0,8	29%	0%
1n	Stridsfjorden	7	307,8	91,0	114,0	23,1	25%	14%
1n	Tanumskilen	3	81,4	21,4	15,6	-5,8	-27%	33%
1n	Åbyfjorden	1	41,7	12,3	23,3	11,0	89%	0%
1n	Älgöfjorden	3	346,7	102,6	20,6	-82,0	-80%	67%
1n	Totalt	64	2 750,7	725,6	541,0	-184,6	-25%	45%
1s	Sälö fjord	7	1 097,1	558,3	7,4	-550,9	-99%	100%
1s	Stora Kalvsund	7	215,2	34,3	21,1	-13,3	-39%	100%
1s	Inre Kungsbackafjorden	4	1 079,8	524,4	302,2	-222,2	-42%	50%
1s	Yttre Kungsbackafjorden	3	293,9	188,8	97,1	-91,7	-49%	100%
1s	Totalt	21	2 686,0	1 305,9	427,8	-878,1	-67%	90%
2	Askeröfjorden	3	351,1	133,9	108,2	-25,7	-19%	67%
2	Brofjorden	2	127,1	25,5	51,1	25,5	100%	0%
2	Ellösefjorden	1	214,4	22,9	37,8	14,9	65%	0%
2	Getevikssund	2	35,3	4,7	11,6	6,8	145%	0%
2	Gullmarsn centralbassäng	8	111,1	24,2	31,1	6,8	28%	50%
2	Hake fjord	7	1 256,5	297,1	149,3	-147,8	-50%	57%
2	Havstensfjorden	6	556,4	266,0	150,0	-116,0	-44%	50%
2	Kalvöfjord	5	123,9	40,1	32,7	-7,4	-19%	40%
2	Koljö fjord	7	217,7	68,2	57,6	-10,6	-16%	29%
2	Ljungs kile	1	14,2	0,0	4,4	4,4	-	0%
2	Nordströmmarna	2	122,7	12,0	11,2	-0,7	-6%	50%
2	Saltkällefjorden	2	42,6	6,9	4,1	-2,9	-41%	50%
2	Totalt	46	3 172,8	901,6	648,9	-252,7	-28%	41%
3	M n Bohusläns skärgårds kustv	1	39,2	0,4	0,8	0,4	100%	0%
3	N Kosterfjorden	2	25,1	1,2	2,1	0,9	70%	0%
3	N n Bohusläns skärgårds kustv	10	433,9	47,7	20,3	-27,4	-57%	90%
3	S Kosterfjorden	7	135,3	13,3	11,2	-2,1	-16%	57%
3	Totalt	20	633,6	62,6	34,3	-28,3	-45%	65%
25	(Nordre Älvs fjord)	1	95,8	37,7	4,2	-33,6	-89%	100%
Totalt	36	152	9 339	3 033	1 656	-1 377	-45%	53%

Tabell 6. 2000-tal vs 2200-tal. Förändring i areell utbredning av ålgräs mellan perioderna "2000-tal" (1965-1999) och "2020-tal" inom 23 kustvattenförekomster (VF) i 5 kustvattentyper (VT) i Västra Götalands län. Vikområden anger antal och areal (hektar) provtagningsområden per VF och VT. Förändring i areal och procent areal är beräknad både per VF och VT där negativa värden visar förluster och färgen indikerar graden av förändring (gult, orange och rött visar områden med förluster >20%; se Tabell 3 för detaljer). Den sista kolumnen visar andelen av vikområden inom en VF eller VT som har minskat med mer än 20%.

VT	Vattenförekomst	Vikar		Medel area (ha)		Förändring		And vik <20%
		Ant	Hektar	2000-2008	2015-2022	Hektar	(%)	
1n	Flo	2	72,6	6,5	9,7	3,1	48%	0%
1n	Grundsundsområdet	1	52,0	6,3	12,1	5,8	92%	0%
1n	Inre Tjärnöarkipelagen	5	210,0	16,7	49,0	32,3	193%	0%
1n	Lindöfjorden sek namn	1	46,1	1,2	1,7	0,4	35%	0%
1n	N Yttre Tjärnöarkipelage	1	88,1	2,3	4,6	2,3	98%	0%
1n	Råssö-Resöfjorden	1	73,3	1,2	4,2	3,0	263%	0%
1n	Åbyfjorden	1	41,7	12,0	23,3	11,3	94%	0%
1n	Älgöfjorden	3	346,7	37,2	20,6	-16,6	-45%	67%
1n	Totalt	15	930,6	83,5	125,3	41,8	50%	13%
1s	(Sälö fjord)	7	1097,1	32,5	7,4	-25,1	-77%	43%
2	Askeröfjorden	1	110,2	24,0	30,6	6,6	27%	0%
2	Brofjorden	2	127,1	30,3	51,1	20,8	69%	0%
2	Ellösefjorden	1	214,4	29,0	37,8	8,8	30%	0%
2	Getevikssund	1	26,7	5,9	10,1	4,2	72%	0%
2	Gullmarn centralbassäng	6	101,7	16,8	30,0	13,2	78%	17%
2	Hake fjord	6	1 223,5	246,9	140,9	-106,0	-43%	83%
2	Havstensfjorden	3	367,7	45,9	95,8	49,9	109%	0%
2	Kalvöfjord	1	25,3	4,8	7,5	2,7	55%	0%
2	Koljö fjord	1	136,2	27,0	32,2	5,1	19%	0%
2	Totalt	22	2332,7	430,6	435,9	5,3	1%	27%
3	N Kosterfjorden	8	179,2	53,2	31,2	-21,9	-41%	13%
3	S Kosterfjorden	7	157,8	14,9	9,2	-5,7	-38%	57%
3	N n Bohusläns skärgårds kust	11	514,4	25,9	28,1	2,3	9%	36%
3	M n Bohusläns skärgårds kust	3	182,0	10,8	6,9	-3,9	-36%	67%
3	Totalt	29	1033,3	104,8	75,5	-29,3	-28%	38%
25	(Nordre Älvs fjord)	1	25,0	13,1	4,2	-9,0	-68%	100%
Totalt	23	74	5418,7	664,5	648,2	-16,3	-2%	28%

3.2 Analys av orsaker till förändringar

3.2.1 Effekt av djup och exponering

Historisk utbredning

På 1980-talet återfanns en stor majoritet (81%) av inventerat ålgräs i Västra Götalands län och i Kungsbacka fjorden på grunda områden (0-3 m), 17% på 3-6 m djup och endast 2% djupare än 6 m enligt historiska inventeringar (Fig. 11a). De största arealerna av ålgräs djupare än 6 m hittades i norra Bohuslän i Strömstads och Tanums kommun, samt i Havstensfjorden och Hakefjorden på 1980-talet. Inom djupintervallet 0-6 m återfanns en majoritet av ålgräset på *mycket skyddat* och *skyddat* område (exponeringsklass 2 och 3; 44% respektive 39%) och en mindre andel på *extremt skyddade* lokaler (exponeringsklass 1; 17%). Mycket lite ålgräs hittades på exponeringsgrad 4 (0,4%; Fig. 11b). Även om ålgräset dominerade på 0-3 m längs hela kusten, varierade fördelningen en del i fråga om exponering mellan olika kustvattentyper. Inom *Västkusten inre kustvatten*, *Skagerrak* (1n) var utbredningen störst på *extremt skyddade* lokaler (exponeringsklass 1), där de största arealerna hittas på lokaler i norra Bohuslän innanför Tjärnö och Rossö samt vid Fjällbacka (Fig. 12a). Inom *Västkusten fjordar* (2) och *Västkusten inre kustvatten*, *Kattegatt* (1s) dominerade ålgräsängarna på lite mer exponerade lokaler (klass 2 och 3) där de största arealerna hittades på fastlandssidan i Havstensfjorden och Hakefjorden, respektive Sälöfjordsområdet. I *Västkusten yttre kustvatten i Skagerrak* (3), t.ex. från lokaler runt Kosteröarna, hittades ålgräset något djupare (5% djupare än 6 m) och mer exponerat (9% i exponeringsklass 4; Fig. 12a).

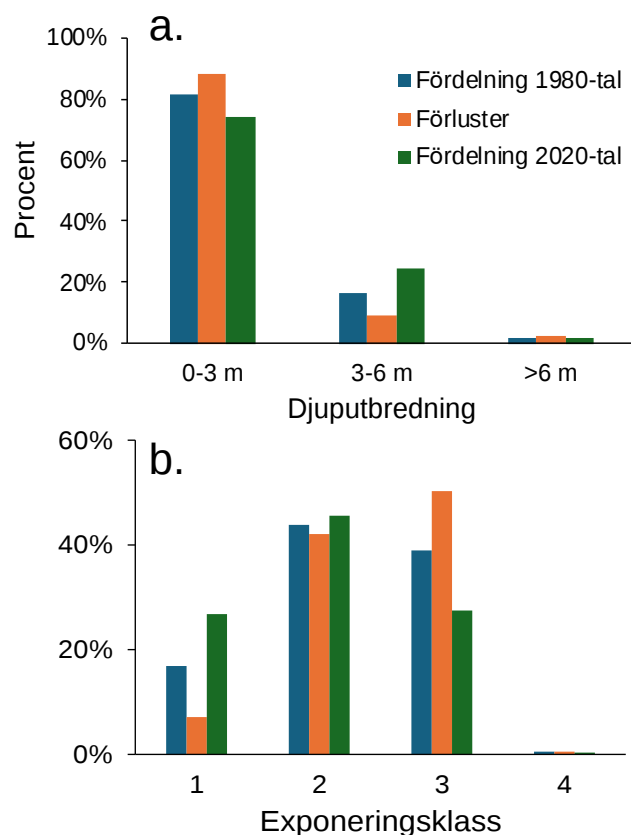


Fig. 11. Procentuell fördelning av ålgräs i Västra Götalands län och Kungsbackafjorden på 1980-talet och 2020-talet samt procentuell förlust i förhållanden till tre djupintervall (a) och fyra vågexponeringsklasser (b).

Förändringar i utbredning

Inom analyserat område hade arealen ålgräs minskat totalt med 51% från 2148 ha 1980-talet till 1061 ha på 2020-talet. Stora förluster har skett inom alla djup och exponeringsklasser, still stor del i förhållande till utbredningen på 1980-talet, där 88% av den totala förlusten (1124 ha) skett inom djupintervallet 0-3 m och 9% på 3-6 m djup (Fig. 11a). Förlusterna tycks dock inte ha skett helt slumpvis utan i högre omfattning än förväntat på 0-3 m och över 6 m djup (56% och 63% av respektive djupintervalls areal på 1980-talet) och i lägre omfattning än förväntat på 3-6 m djup (29%). Detta resulterade i en proportionellt minskad utbredning av ålgräs på 0-3 m (74%) och ökad utbredning på 3-6 m (24%) på 2020-talet i jämförelse med 1980-talet, men ingen större proportionell förändring på över 6 m djup (2%; Fig. 11a).

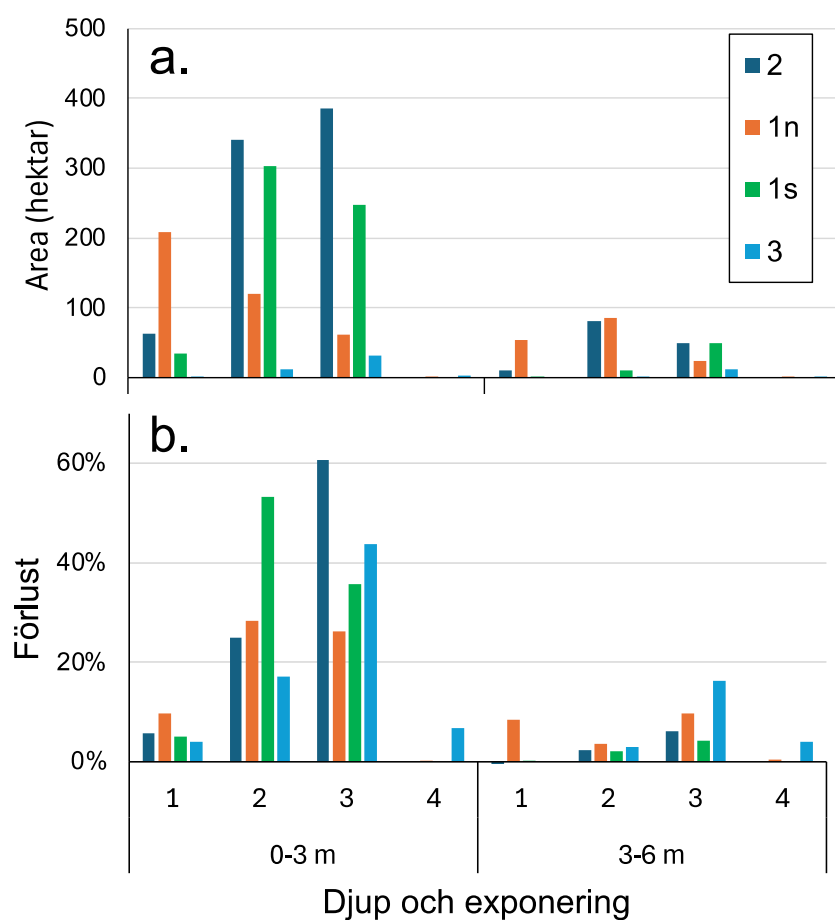


Fig. 12. Areal av ålgräs inom fyra kustvattentyper i Västra Götalands län och Kungsbackafjorden på 1980-talet i förhållande till två djupintervall och fyra modellerade vågexponeringsklasser (a) samt procentuell förlust av ålgräs på 2020-talet i förhållande till samma djup- och exponeringsklasser (b). Kustvattentyper: Västkustensfjordar (2), Västkusten inre kustvatten Skagerrak (1n), Västkusten inre kustvatten Kattegatt (1s), Västkustens yttre kustvatten Skagerrak (3). Exponeringsklasser: (1) *ultra- till extremt skyddat* (2) *mycket skyddat* (3) *skyddat*, och (4) *exponerat*. Djupintervallet >6 m är inte inkluderat i figuren då mycket lite ålgräs hittades där.

Även i fråga till vågexponering tycks inte förlusterna varit slumpvisa där de proportionella förlusterna i förhållanden till arealen på 1980-talet ökade med exponeringsgrad från 17%, till 50% och 67% vid exponeringsgrad 1, 2, respektive 3 och 4. Detta resulterade i en proportionellt ökad utbredning av ålgräs på *extremt skyddade* områden (28%), oförändrad på *mycket skyddade* (44%) samt minskad utbredning på *skyddade* områden (28%) på 2020-talet i jämförelse med 1980-talet (Fig. 11b). Den proportionella förlusten av ålgräs i förhållande till djup och

exponeringsgrad skiljde sig inte mycket åt mellan olika kustvattentyper utan var störst på 0-3 m djup i områden med exponeringsgrad 2 och 3 i alla typvatten (56-85% av den totala förlusten) och låg i exponeringsgrad 1 (4-10%). Vattentyp *Västkusten yttre kustvatten* (3) skiljde sig lite åt genom att ha proportionellt stora förluster också på 3-6 m djup samt också i den högsta exponeringsklassen (Fig. 12b).

3.2.2 Effekt av fysisk påverkan

Den areella utbredningen av ålgräs fördelade sig inte jämt mellan de 6 klasserna av modellerad risk för fysisk påverkan, utan 64% av allt ålgräs på 1980-talet hittades i den helt opåverkade klassen (klass 0), 14% i klass 1, endast 2-5% i klass 2-4. medan 13% av allt ålgräs återfanns i den högsta klassen, *mycket stor risk för påverkan* (klass 5; Fig. 12a). Inget samband hittades mellan den procentuella förlusten av ålgräs på 2020-talet (i förhållande till hur mycket ålgräs som fanns inom klassen på 1980-talet) och modellerad risk för fysisk påverkan. Högs förlust (51%) hittades inom den opåverkade klassen (klass 0), lägst förlust inom klass 2 (28%) medan förlusten i den klassen med högst risk för fysisk påverkan (klass 5) visade en förlust på 38% (Fig. 12b).

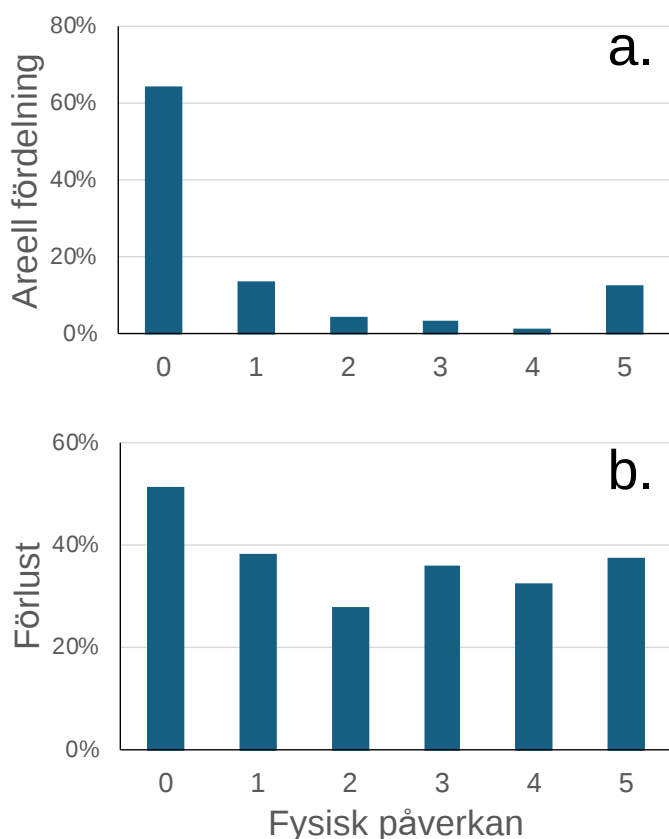


Fig. 12. Procentuell, areell fördelning av ålgräs på 1980-talet (a) och procentuell förlust av ålgräs på 2020-talet (i förhållande till hur mycket ålgräs som fanns inom klassen på 1980-talet; b) i förhållande till modellerad risk för fysisk påverkan. Riskerna för fysisk påverkan visas på en sexgradig skala från helt opåverkade områden (0) till *mycket stor påverkan* (5).

4. Diskussion

4.1 Utvärdering av metoder

Att använda ålgräsets areella utbredning som indikator för miljöövervakning och statusklassificering för olika EU-direktiv visar mycket lovande resultat. Ålgräs är välstuderat och känslig för bland annat övergödning och försämringar i vattenkvalitet, förändrade näringsvävar, samt fysisk påverkan, varför de utgör en utmärkt bioindikator för olika påverkansfaktorer samt status för biodiversitet och ekosystemtjänster (Blomqvist m.fl. 2012, Marba m.fl. 2013, Orth m.fl. 2016, Eriander m.fl. 2017, Moksnes m.fl. 2017). Ålgräsets areella utbredning är därför mycket väl lämpad att använda som *biologisk statusindikator* för att bedöma kriteriet *havsbottens struktur och funktion* (D6C5) för deskriptorn *havsbottens integritet* (D6) enligt havsmiljödirektivet, liksom för bedömning av ekologisk enligt ramdirektivet för vatten (Moksnes m.fl. 2024).

4.1.1 Fält och analysmetoder

Fjärranalys av ålgräsets areella utbredning med moderna RTK-drönare och dropvideo uppnår mycket hög precision och noggrannhet i klassificeringen, och är relativt kostnadseffektiva där upp till 100 vikområden kan provtas och analyseras på en säsong (Berglund m.fl. 2023, Moksnes opubl. data). Detta möjliggör en för miljöövervakningen unik hög grad av geografisk täckning där samtliga vattenförekomster i Västerhavet med betydande bestånd av ålgräs skulle kunna karteras inom en sexårig förvaltningscykel.

Föreslagen analysmetod för att studera historiska förändringar där utbredningen av ålgräs jämförs inom definierade vikområden visar lovande resultat. Genom att skatta ålgräsets utbredning inom hela vikområdet vid varje tidsperiod, och endast jämföra samma vikområden minskar risken för att olika stora områden jämförs, eller att ofullständiga inventeringar inkluderas i analysen. Analysen av ålgräsets utbredning på djup grundare än 0,5 m vid de tre tidsperioderna indikerar att de historiska karteringarna kan ha överskattat utbredningen på dessa djup. Metoden att exkludera djup grundare än 0,5 m eliminerar därför risken att överskatta den historiska utbredningen på grund av detta potentiella problem, och gör analysen mer konservativ. Metoden minskar också problem med variation i klassificeringen av ålgräs i drönarbilder där drivande algmattor ofta ansamlas på dessa djup, vilka kan vara svåra att skilja från ålgräsängar och som kan skapa klassningsfel och variation mellan årsskattningar på upp till 10% (Berglund m.fl. 2023). Genom att exkludera djupintervallet ökar därför noggrannheten i skattningarna. Fortsatta studier med dessa metoder uppmuntras. Slutligen inkluderades medvetet också vikområden i analysen där historiska karteringar inte funnit ålgräs. Detta möjliggör kolonisering av ålgräs i analysen av historiska förändringar och minskar risken att överskatta historiska förluster.

En utmaning med att jämföra historisk och nutida data är att metoderna förändrats där kartläggningsmetoderna idag med fjärranalys är mer noggranna och har högre precision i jämförelse med de historiska. Även om jämförande studier visar att de två metoderna ger jämförbara resultat, ger drönar metoden högre precision i fragmenterade ängar (Infantes m.fl. 2018), vilket kan leda till en överskattning av arealen med de äldre metoderna då hål inuti ängen kan missas. Samtidigt finns en risk att de äldre inventeringarna har missat ålgräs i delar av vikområdena, eller inte inventerat hela området, vilket leder till en underskattning av den historiska utbredningen. Sammantaget medför de använda metoderna en robust analys av historiska förändringar av ålgräs som bör ha gett en konservativ bedömning av förluster.

4.1.2 Metoder för statusbedömning

Även föreslagna bedömningsmetoder där kvoten av den historiska förändringen i ålgräset utbredning användes som en *biologisk statusindikator* för att bedöma kriteriet *havsbottens struktur och funktion* (D6C5) visade lovande resultat. Genom att aggregera den totala historiska och nutida arealen av ålgräs inom bedömningsområdet (kustvattenförekomst och kustvattentyp) innan den procentuella förändringen (bedömningskvoten) beräknades uppnåddes robusta analyser som representerade förändringar i mängden av ålgräs i bedömningsområdet. Försök med alternativa beräkningsmetoder där den procentuella förändringen först beräknades för varje vikområde, varefter bedömningskvoten aggregerades för bedömningsområdet, visade att procentuellt stora förändringar av mycket små ängar fick för stort genomslag i bedömningen. Exempelvis kunde ett vikområde som ökat från 0,5 ha till 5,5 (ökning med 4,5 ha motsvarande 1000%) helt dominera bedömningen i ett område även om areellt mycket stora förluster skett i andra vikområden (t.ex. en vik där arealen minskat från 500 till 5 ha, motsvarande 99% förlust). Vidare kan inte vikområden utan ålgräs i historiska data inkluderas i analysen eftersom bedömningskvoten inte kan beräknas med referensvärden som är noll.

En nackdel med den föreslagna beräkningsmetoden är att förändringar (eller brist på förändringar) i ett fåtal vikområden med mycket stora ängar helt kan dominera bedömningen i en kustvattenförekomst och kustvattentyp, vilket kanske inte är representativt för bedömningsområdet. För att bedöma den risken föreslås att även andelen vikområden per kustvattenförekomst, samt andelen vattenförekomster per kustvattentyp, som minskat med 20% eller mer beräknas per vattenförekomster och kustvattentyp som ett komplement till den areella beräkningen. Detta värde kan ge en bild på om den totala förändringen i areal ålgräs drivs av enstaka ängar och vattenförekomster, eller om det är en generell förändring i hela kustvattentypen, vilket kan ge stöd för en expertbedömd klassificering samt för att sätta in rätt åtgärder. Exempelvis visar dessa värden att de stora areella förlusterna i kustvattentyp 1n mellan 1980-tal och 2000-tal (53% förlust) samt i Hake fjord mellan 2000- och 2020-talet (43% förlust) är generella för bedömningsområdet och inte drivs av stora areella förluster i enstaka kustvattenförekomster eller vikområden eftersom 12 av 13 kustvattenförekomster i vattentypen, respektive 5 av 6 undersökta vikområden vattenförekomsten hade minskat med >20% (Tabell 3 och 6). I motsats tycks de betydande förlusterna av ålgräs i kustvattentyp 1s mellan 1980-tal och 2000-tal (82% förlust) i första hand drivas av stora areella förluster i endast en vattenförekomst (Sälöfjord), medan övriga undersökta vattenförekomster i vattentypen (i norra Göteborgs skärgård) endast visade mindre förluster (Tabell 4). På samma sätt tycks de betydande förlusterna i norra Kosterfjorden mellan 2000- och 2020-talet (41% förlust) drivas av stora areella förluster i endast ett vikområde eftersom övriga 7 undersökta vikområden i vattenförekomsten inte minskar med >20%.

Generellt indikerar analyserna att kustvattentyperna i Västerhavet inte tycks representera enhetliga miljöer för ålgräsängar. Trots att de allvarligaste förlusterna av ålgräs är koncentrerade geografisk i södra Bohuslän i 4 kustvattenförekomster från Nordre Älvs estuarium i söder och till Stengungsund i Hake fjord i norr (en sträcka på ca 30 km) som alla har liknande djup, exponeringsgrad och miljöförhållanden, placeras vattenförekomsterna i 4 olika kustvattentyper (25, 1s, 1n och 1n; Fig. 10; Tabell 6). Detta medför problem i statusbedömningen då en geografisk koncentrerad effekt sprids ut mellan olika bedömningsområden, vilket gör det svårt att tolka klassificeringen generellt för de analyserade vattentyperna. Indelning av kustvattentyper i

Västerhavet kan därför behöva revideras för att bättre representera geografiska områden med likartad miljö och problem.

4.1.3 Tillförlitlighet i klassificeringen

I den parallella rapporten (Moksnes m.fl. 2024) genomfördes en "expertbedömd" bedömning av tillförlitligheten i klassificeringen av ålgräsens areella förändring inom varje vattenförekomst i jämförelse mellan 1980-tal och 2020-tal (samma underlag som i denna rapport). Bedömningen av osäkerheten i analysen baserades bland annat på antalet vikområden och tidsreplikat per vattenförekomst, kvaliteten på skattning, storleken på ängarna samt samstämmighet i trenden hos lokalerna i vattenförekomsten. Totalt bedömdes tillförlitligheten i 152 vikområden i 42 vattenförekomster tillförlitligheten i klassificeringen bedömdes vara Låg i endast 12% av vattenförekomsterna (Moksnes m.fl. 2024). De vattenförekomster som fick låg tillförlitlighet i klassificeringen var genomgående de som endast hade enstaka eller mycket små historiska observationer.

I analysen av kustvattentyper som rapporteras här inkluderas 20-64 vikområden och 4-15 kustvattenförekomster, med historiska arealer på 58-1306 hektar som var jämnt fördelade i kustvattentyperna 1n, 1s, 2 och 3, varför klassificeringen av dessa bedöms ha hög tillförlitlighet enligt samma kriterier (Tabell 3). För kustvattentyp 4 (*Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt*) inkluderas 14 vikområden, men endast från en vattenförekomst i den norra delen av vattentypen, varför underlaget inte är representativt för kustvattentypen och tillförlitligheten bedöms vara låg i klassificeringen. Klassningsresultaten för denna vattentyp bör därför användas försiktigt. För kustvattentyp 25 (*Nordre Älv estuarie*) bedöms skattning ha hög tillförlitlighet med jämförelsen på 2000-talet då 5 vikområden analyserades, men medium på 2020-talet då endast underlag från ett vikområde inkluderades. Eftersom vattentypen är mycket liten och endast inkluderar den provtagna vattenförekomsten bedöms den begränsade provtagningen ändå vara representativa för vattentypen.

4.1.4 Klassgränser

Eftersom ålgräs har mycket höga naturvärden finns det argument för att klassgränserna för en accepterad förlust bör läggas på så lågt som möjligt. För den areella utredningen av ålgräs föreslås att den totala förlusten måste vara under 20% för att en kustvattentyp ska bedömas ha *God miljöstatus*. Detta gränsvärde ligger utanför den naturliga mellansårsvariationen i ålgräsens utbredning samt variation orsakad av klassningsfel som var under 13% i 17 undersökta vikområden under en 5 årsperiod (Fig. 4). Förluster större än detta gränsvärde indikerar därför allvarliga förluster som sannolikt kan påverka kustekosystemens struktur och funktion. Samma klassgränser föreslås i alla kustvattentyper då den naturliga variationen var likartad i alla undersökta typer, och konsekvenserna av ålgräsförlust är den samma i alla områden.

Den låga årsvariationen som redovisas i denna studie stämmer ej överens med resultat från tidigare inventeringar i Bohuslän 2003 och 2004 där mycket omfattande variation presenterades (10-tals hektars minskning och ökning mellan åren på samma lokal; Nyqvist m.fl. 2009). Under de senaste 10 årens arbete med att inventera ålgräs i över 100 vikområden i Västerhavet har denna typ av hög dynamik i utbredning endast observerats vid något enstaka tillfälle, och då har levande rhizom med små skott observerats på botten med dropvideo som kan förklara den snabba

återhämtningen (Moksnes opubl data). En möjlig förklaring till tidigare observerad dynamik kan vara att små, glesa skott och fläckvis utbredning har missats vid karteringen. Dessa är svåra att se med vattenkikare från båt som användes vid arbetet, vilket kan ha medfört att variationen överskattades. Kartering med drönare och dropvideo rekommenderas för karteringen av ålgräs i framtida studier.

Föreslaget gränsvärde på 20% skiljer sig från gränsvärdet på 25% som användes vid den senaste bedömningen av fysisk störning av livsmiljöns kvalitet (D6C5) och *havsbottnens integritet* i Nordsjön (Havs- och vattenmyndigheten 2024). Här föreslås att gränsvärdet borde revideras inför nästa bedömningscykel för att bättre reflektera att indikatorn visar förlust av en essentiell livsmiljö samt för att överensstämja med föreslaget gränsvärde för förlust av ålgräs inom vattenförvaltningen.

4.1.5 Utveckling av metoderna

En viktig aspekt vid statusbedömning är att bedöma osäkerheten i klassificeringen. I det nya förslaget för bedömningsgrund för ålgräsens nedre utbredningsgräns beräknas till exempel ett kvantitativt mått på osäkerheten (pGES), vilket ger ett objektiva mått på osäkerheten (Moksnes m.fl. 2024). Med nuvarande metoder var detta inte möjligt för areell utbredning av ålgräs eftersom data från ingående vikområden aggregerades till ett värde för bedömningsområdet. Detta medför att inget mått på variansen inom en tidsperiod kunde beräknas vilket behövs för beräkna osäkerheten. Istället användes en mer subjektiv expertbedömning av tillförlitligheten i klassificeringen, vilket är en svaghet i analysen. Det går dock att få ett mått på den nutida variansen i utbredning per vikområde om områdena provtas mer än en gång per bedömningsperiod. Fortsatta studier med att utveckla en kvantitativ bedömning av osäkerheten i klassificeringen uppmuntras.

Föreslagna metoder är begränsade till områden med data från historiska inventeringarna (innan 2000-talet). För vattenförekomster där det saknas historiska data, vilket inkluderar allt ålgräs söder om Kungsbackafjorden, behöver alternativa metoder utvecklas för att statusklassificera den areella utbredningen. I brist på historisk data skulle den nutida utbredningen av ålgräs kunna utgöra en startpunkt där en signifikant minskning av utbredningen utgör gränsvärdet för *Måttlig* status.

Flera potentiella variabler som samlas in med provtagningsmetoden med drönare och dropvideo skulle kunna utvecklas till stödjande variabler i en klassificering. Till exempel samlas data in med dropvideo på täckningsgrad av fintrådiga alger i varje äng, vilket kan indikera näringsbelastning och övergödning i området och skulle kunna användas som en stödjande indikator. Fjärranalysen av ängars utbredning gör det också möjligt att analysera graden av fragmentering av ängarna, vilket kan indikera både stress och ekologisk funktion och som också kan utvecklas till en indikator.

4.2 Historiska förändringar och bedömning av status

Analysen visade att omfattande förluster av ålgräs har skett i Västerhavet sedan 1980-talet där den totala arealen av undersökta ålgräsängar minskat med ca 45% (motsvarande 1377 hektar) i Västra Götalands län och Norra Hallands län i jämförelse med dagens utbredning. Dessa värden avser bekräftade förluster av ålgräs i länen, och representerar ett minimivärde av förlusterna då

karteringen inte är fullständig. Med antagandet att de provtagna vikområdena är representativa för grunda mjukbottensområden i länen (vilket är rimligt då de inkluderar över 30% av all grund mjukbotten; se avsnitt 2.1) kan den totala förlusten skattas genom att extrapolera förlusterna mot karterade bottenar. I ovan nämnda analys inkluderades 9 339 ha av mjukbotten på 0–6 m i studieområde (Tabell 3), vilket motsvarar 23,4% av den totala arealen mjukbotten på 0–6 m i Västra Götalands län och Kungsbackafjorden (ca 40 000 ha; Envall 2012). Med ovan nämnda antaganden kan den totala förlusten av ålgräs skattas till ca 5 888 ha i studieområdet. Det har alltså skett mycket omfattande förluster av ålgräs i länen.

I jämförelse med tidigare historiska analyser som visat på förluster på runt 60% sedan 1980-talet och 2000-2004 (Baden m.fl. 2003, Nyqvist m.fl. 2007) är de procentuella förlusterna i denna studie lägre, även i jämförelse med analysen på 2000-talet. Den huvudsakliga förklaringen är att ett nästan tre gånger större underlag har använts i den nya analysen som innefattar flera nya regioner inklusive Grebbestads och Fjällbackas skärgård, Göteborgs norra skärgård samt Kungsbackafjorden, varför de nya underlagen representerar studieområdet bättre. Vidare har historiska förluster på mycket grunda områden exkluderats, och områden utan ålgräs på 1980-talet har inkluderats för att undvika att förlusterna överskattas, vilket också bidragit till ett lägre värde. De presenterade värdena på förluster är därför mer representativa för studieområdet och mer robusta än tidigare skattningar.

Inom karterade vikområden hade den totala arealen av ålgräs minskat med över 20% i alla undersökta kustvattentyper i Västra Götalands län och Norra Hallands län, både i analysen från 2000-talet och 2020-talet (Fig. 6). Enligt föreslagna bedömningsmetoder medför det att ingen av de sex undersökta kustvattentyperna (1n, 1s, 2, 3, 4 och 25) uppnådde *God miljöstatus* för kriteriet *havsbottens struktur och funktion* (D6C5) enligt havsmiljödirektivet (vilket även gäller om ett gränsvärde på 25% hade använts). Tillförlitligheten i dessa klassningar bedömdes vara hög för alla kustvattentyper förutom vattentyp 4 som endast representerades av en vattenförekomst i de norra delarna av typens utbredning. Klassning för denna vattentyp bör därför tolkas försiktigt. Övriga kustvattentyper var väl representerade av ett stort antal vikområden där förluster över 20% hittades i 43-100% av de undersökta vattenförekomsterna och i över 50% av alla vikområden (Tabell 3,4,5). I dessa kustvattentyper är därför resultaten robusta som visar betydande generella förluster inom varje vattentyp.

Analyserna visar att de största förlusterna av ålgräs skett mellan 1980-talet och 2000-talet för att därefter avstanna i de flesta områden, men också att trenderna skiljer mellan olika delar av kusten. Denna bild blir tydligare när resultaten granskas med högre geografisk upplösning per vattenförekomst. De stora areella förlusterna av ålgräs sedan 1980-talet har främst skett i Kungsbackafjorden och de södra och norra delarna av Bohuslän, medan endast mindre förluster skett i de centrala delarna av Bohuslän från Gullmarsfjordsområdet till Grebbestad där många ängar ökat i utbredning sedan 2000-talet. I Havstensfjords-Koljefjordsområdet vid Uddevalla hade över 200 ha ålgräs försvunnit vid 2000-talet, men här kan en återhämtning ses idag där utbredningen ökat med över 50 ha sedan 2000-talet (Tabell 6). En liknande bild ses i norra Bohuslän söder om Strömstad runt Tjärnöarkipelagen där över 100 ha ålgräs försvunnit vid 2000-talet, men där ängar idag visar en ökad utbredning, även om utbredningen fortfarande är låg i jämförelse med 1980-talet. I södra Bohuslän, mellan Nordre Älvs utlopp och Stenungsund är dock situationen en annan. Här återfanns de största ålgräsängarna på 1980-talet (totalt runt 1000 ha ålgräs), men där utbredningen hade minskat med över 60% på 2000-talet. Till skillnad från de andra regionerna har förlusterna fortsatt i detta område under 2000-talet där över 150 ha har försvunnit de senaste 20 åren (Tabell 6, Fig. 10). En liknande trend fast i mindre skala kunde ses

på de södra delarna av Kosteröarna utanför Strömstad där ängarna visade en negativ trend också under 2000-talet. Söder om Nordre älv tycks situationen vara bättre där endast mindre förluster kunde ses i vattenförekomsterna i Göteborgs norra skärgård på 2000-talet. I södra delarna av Västra Götalands län, söder om Göteborg saknas historiska referensdata, men inventeringar under 2020-talet tyder på begränsade förluster då till synes friska ängar hittas i alla grunda vikområden där de förväntas finnas (Moksnes opubl. data).

4.3 Möjliga orsaker till förluster av ålgräs

4.3.1 Effekt av övergödning och förlust av rovfiskar

De stora förlusterna av ålgräs i Västra Götalands län tycks ha skett i huvudsak under 1990-talet. Orsakerna är inte helt klarlagda men studier tyder på att en huvudorsak är övergödning i kombinationen med överfiske har orsakat en kraftig ökning av snabbväxande makroalgs mattor som kväver ålgräset (Moksnes m.fl. 2008, Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2010, Baden m.fl. 2012). Snabbväxande, fintrådiga alger har ökat i utbredning Bohusläns sen 1980-talet (Pihl m.fl. 1995, 1999). Mattorna ansamlas i grunda, vågskyddade områden där de ofta täcker och skuggar ålgräsängar och anses vara en huvudorsak till de observerade förlusterna (Pihl m.fl. 1999, Baden m.fl. 2003). Korrelativa och experimentella studier tyder på att övergödning i kombinationen med överfiske är orsaken till den kraftiga ökningen av makroalgs mattorna. Överfisket av torskfiskar har orsakat en kraftig minskning av rovfiskar i kustekosystemen, vilket lett till en trofisk kaskad där småfiskar och strandkrabbor ökat, och deras bytesdjur, små algbetande kräftdjur och snäckor, minskat i antal. I kombination med övergödning kan därför fintrådiga alger tillväxa utan att kontrolleras av betare och bilda tjocka mattor som täcker ålgräsängarna. Algmattorna skuggar ålgräsängarna från ljus och orsakar syrebrist på nätterna som snabbt kan slå ut en äng (Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2010, Baden m.fl. 2012). Även om landtillförseln av näringsämnen minskat till Västerhavet sedan 1990-talet har inte algmattorna minskat i utbredning (Moksnes opubl. data). Sannolikt beror detta på att sedimenten i grunda kustområden fortfarande innehåller stora mängder näringsämnen som kan recirkulera (Sundbäck m.fl. 2003), samt för att stora rovfiskar och viktiga algbetare fortfarande är starkt reducerade i kustekosystemet (Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2012). Detta är sannolikt också en viktig förklaring till den relativt begränsade återhämtningen av ålgräs sedan 2000-talet.

Analyserna av hur förlusterna fördelat sig över djup och exponering ger stöd för att algmattor är en viktig förklaring till förlusterna. Resultaten visade att förlusterna var störst inom djupintervallet 0-3 m, både i förhållande till den totala förlusten (88%) och proportionellt i förhållande till utbredningen på 1980-talet, där förlusten var mer än dubbelt så högt på 0-3 m (56%) i jämförelse med områden på 3-6 m djup (27%). Dessa resultat indikerar att försämrade vattenkvalitet och minskat siktdjup som minskat djuputbredning av ålgräs inte utgör en huvudorsak till den stora förlusten av ålgräs i Västerhavet sedan 1980-talet. I stället har den kraftiga minskningen sannolikt orsakats av skuggande algmattor och andra faktorer som i högre utsträckning påverkar grundlevande ålgräs. Förlusterna var dock inte störst i de mest vågskyddade områdena (*ultra- till extremt skyddat*), vilket kunde förväntas om algmattor ansamlas mest där. Istället hade ålgräset både högre areell utbredning och proportionellt högre förlust i förhållande till utbredningen i områden med exponeringsklass 2 och 3 (*mycket skyddat* och *skyddat*). Möjligen trivs också algmattor bättre och förekommer i högre utsträckning i medelskyddade områden vilket kan förklara de större förlusterna där. Fler studier behövs för att undersöka detta. Att förlusterna var proportionellt lägst i de mest vågskyddade områdena som också sannolikt har minst vattenomsättning indikerar att höga vattentemperaturer på sommaren inte varit en av de viktigare orsakerna till de historiska förlusterna.

4.3.2 Uppgrumling och regimskiften

En bidragande orsak till att förlusterna dominerade i medelxponerade områden är de mycket stora förluster av ålgräs som skett längs ett kustband från Nordre älvs utlopp och Sälöfjord i söder, via Hakefjorden och Halsefjorden till Havstensfjorden i norr (Fig. 10). Här har förlusterna nästan uteslutande skett på fastlandssidan i långgrunda medelskyddade vikområden (exponeringsklass 2 och 3) som öppnar sig åt väster där stora ängar hittades på 1980-talet (Fig. 13). Dessa vikområden utmärker sig genom att ha en hög halt finkornig glaciallera i ytsedimentet, där dominerande västliga vindar lätt kan orsaka en uppgrumling av sedimentet på grunt vatten (Moksnes m.fl. 2018). Möjligen är ålgräsängar mer känsliga för störningar i dessa instabila sediment, vilket skulle kunna förklara de stora förlusterna av ålgräs på grunt vatten i dessa områden.

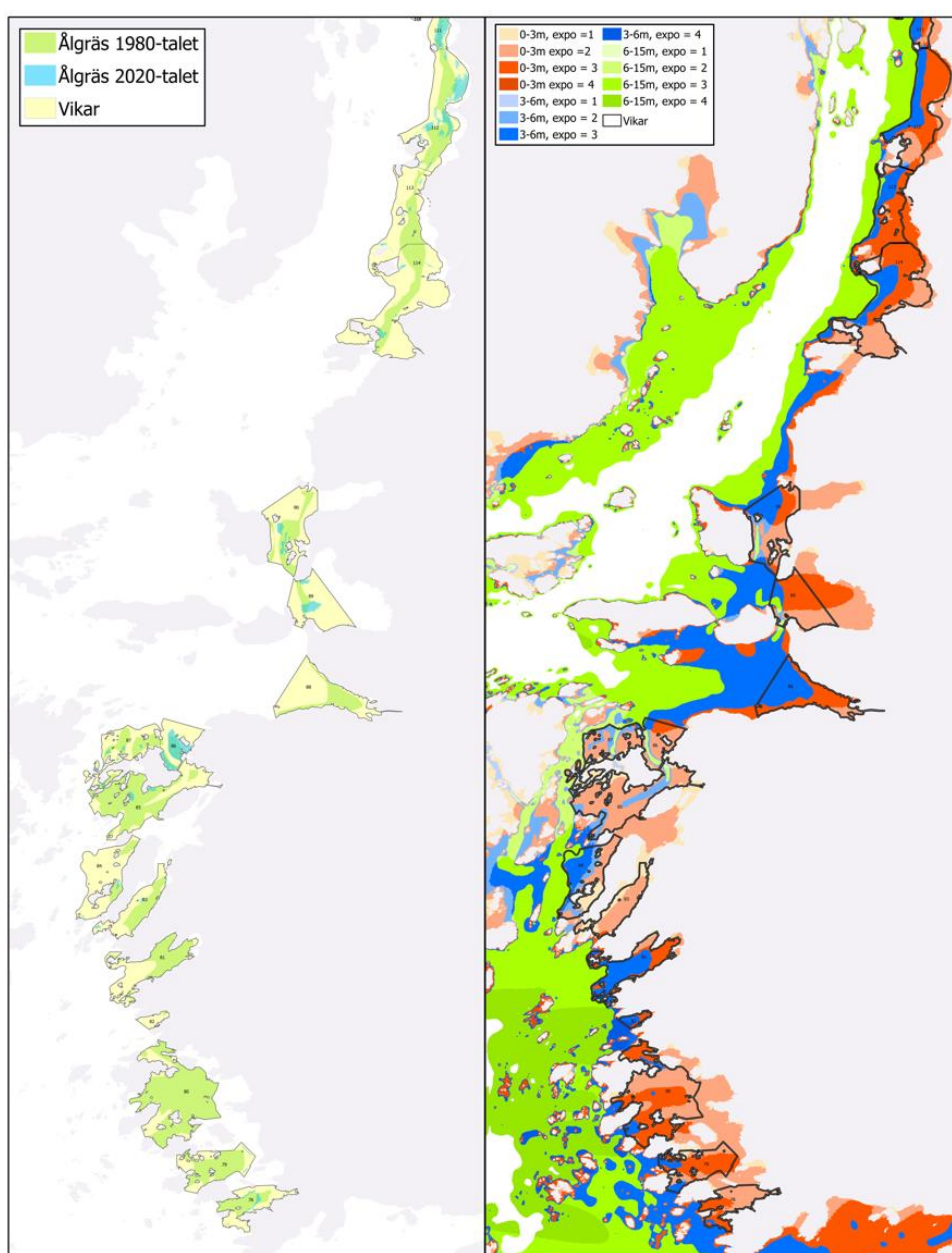


Fig. 13. Karta i Sörfjords-Hakefjordsområdet i södra Bohuslän som visar förändringar i areell utbredning av ålgräs (a) och de djup och vågexponeringsklasser där ålgräset har växt historiskt och hittas idag.

Nya studier indikerar att lokala regimskiften skett i dessa områden efter att ålgräsets stabiliserande effekt på sedimentet gått förlorat, varefter en ökad uppgrumling av sedimentet motverkar en återhämtning av ålgräs (Moksnes m.fl. 2018). När ängarna försvinner frisätts också stora mängder näringsämnen till ekosystemet som tidigare legat lagrade i sedimentet under ängarna, vilket sannolikt ökar problemet med övergödning i drabbade områden (Moksnes m.fl. 2021). Den fortsatta förlusten av ålgräs på 2000-talet i dessa områden kan vara orsakade av att den försämrade vattenkvaliteten sprids till närliggande vikområden där ålgräset tillväxt försämras tills ängen kollapsar också där med ytterligare uppgrumling som följd, i en kedjereaktion (Moksnes m.fl. 2018). Den nordgående fortsatta förlusten av ängar indikerar att kvarvarande ängar i Hakefjorden, Halsefjorden, Askeröfjorden, Stigfjorden och Havstensfjorden behöver följas upp noggrant och åtgärder sättas in för att stoppa denna negativa trend. En åtgärd som nyligen framgångsrikt testats i Askeröfjorden är att sandtäcka botten för att minska uppgrumlingen där ålgräset försvunnit och därefter plantera ålgräs på den sandtäckta ytan (Moksnes opubl. data). Detta skulle kunna vara en åtgärd som kan stoppa den pågående förlusten av ålgräs i dessa känsliga områden.

4.3.3. Skador från strandkrabbor

Den pågående förlusten av ålgräs runt Sydkoster är överraskande då miljöförhållanden i dessa havsnära områden generellt är goda. Misslyckade försök att restaurera förlorade ängar i området visade att skador från strandkrabbor var en huvudorsak, och nya studier visar att också befintliga ängar på Sydkoster har omfattande krabbskador (E. Infantes opubl. data), vilket indikerar att skador från strandkrabbor kan ha bidragit till observerade förluster. Strandkrabbor har ökat kraftigt i antal i Västerhavet under 1990-talet, sannolikt beroende både på att de gynnas av minskat antal rovfiskar i kustekosystemet (Eriksson m.fl. 2000), samt att rekrytering av strandkrabbor gynnas av fintrådiga algmattor (Moksnes 2004), vilket sammanfaller med förlusterna på Sydkoster. Nya studier behövs för att utreda om ökande populationer av strandkrabbor bidragit till förlusterna av ålgräs vid Sydkoster och andra områden.

4.3.4 Effekt av fysisk påverkan

En annan potentiell förklaring till de högre förlusterna av ålgräs på grunda områden är den småskaliga kustexploateringen för framför allt fritidsbåtar med bryggor och muddrade områden som ökat dramatiskt i Västra Götalands län sedan 1960-talet (Moksnes m.fl. 2019). Bryggor, och framför allt flytbryggor med båtar medför en kraftig skuggning av botten som exkluderar ålgräs från det skuggade området. I Västra Götaland skattas denna skuggningseffekt ha påverkat cirka 480 ha av ålgräs negativt (Eriander m.fl. 2017).

I den genomförda analysen av modellerade fysisk påverkan hittades dock inget samband mellan graden av fysisk påverkan den historiska förlusten av ålgräs. En huvudorsak till detta är sannolikt att fysisk påverkan utgör en mindre viktig faktor i jämförelse med ovan diskuterade orsaker som gör att dess effekter döljs av de stora förluster som skett också i opåverkade områden. Kusten var också till stor del redan exploaterad och ålgräset påverkat på 1980-talet, vilket begränsar möjligheterna att se en effekt av fysisk påverkan i denna analys. Vidare så inkluderade inte de historiska inventeringarna på 1980-talet starkt exploaterade områden, varför dessa är underrepresenterade i analysen.

Slutligen finns det indikationer på att de modellerade underlagen på risk för fysisk påverkan innehåller en hel del fel där risken tycks vara överskattad i många områden. Detta tycks vara fallet framför allt för grunda, vågskyddade områden där hela vikområden ofta bedöms ha den högsta risken för fysisk påverkan även då mycket få eller inga fysiska objekt kan ses i området (Fig. 11b, 14). I exemplet från Fjällbackaområdet bedöms båda områden ha liknande djup och vågexponering (extremt till mycket skyddade; 14c), men till synes olika grad av exploatering där Veddökilen har hög grad av exploatering i form av bryggor, m.m., medan mycket få indikationer av fysisk påverkan kan ses Rödhammarsfjorden (14a). Trots detta klassas större delen av båda områdena som den högsta risken av fysisk påverkan (klass 5; 14d), vilket verkar vara en överskattning av fysisk påverkan i Rödhammarsfjorden. De stora förlusterna ålgräs i Veddökilen, och ökningen av ålgräs i Rödhammarsfjorden (14b) kunde vara en effekt av olika grad av fysisk påverkan. Om påverkan överskattats i opåverkade områden minskar möjligheterna att detektera sanna effekter i påverkade områden. Det tycks därför finnas anledning att se över och revidera underlagen för modellerad risk för fysisk påverkan i studieområdet för att bättre kunna studera effekten bryggor och annan exploatering på utbredning av ålgräs. Fler studier behövs därför för att utreda effekten av fysisk påverkan på utbredningen av ålgräs i Bohuslän.

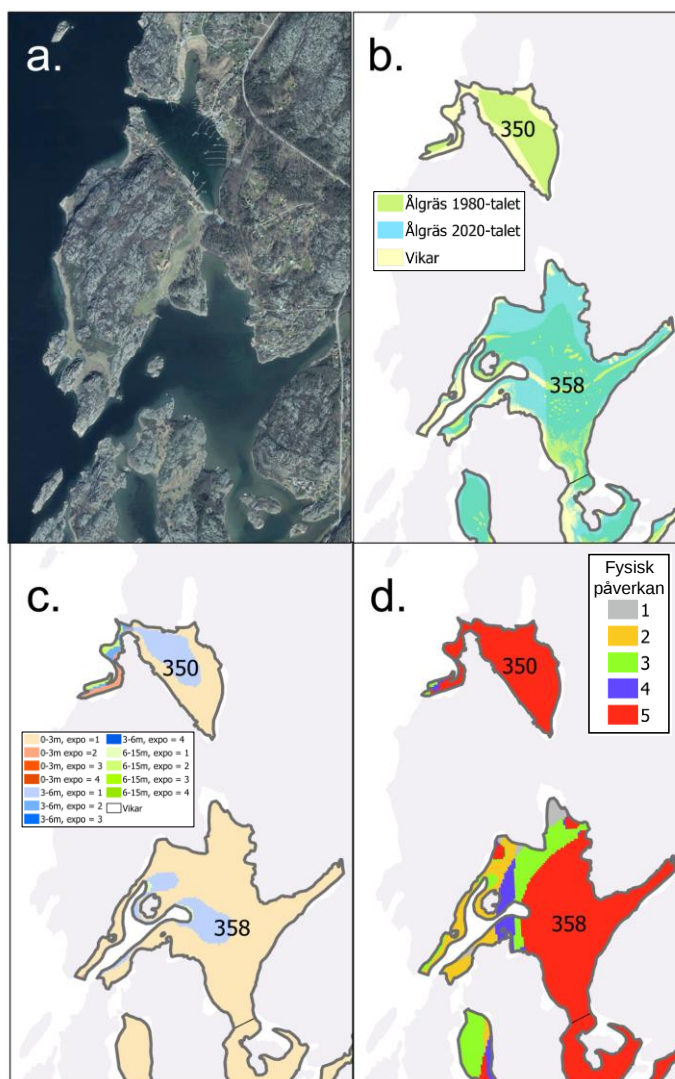


Fig. 14. Jämförelse mellan vikområde 350 (Veddökilen) och vikområde 358 (Rödhammarsfjorden) i Fjällbackaområdet i norra Bohuslän. (a) Fygfoto (från Eniro.se), (b) förändringar i areell utbredning av ålgräs, (c) djup- och exponeringsklass, samt (d) modellerad risk för fysisk påverkan.

4.4 Konklusioner

I sammanfattning visar de föreslagna metoderna för att analysera och statusbedöma ålgräsets areella utbredning lovande resultat. Provtagning med drönare och dropvideo ger hög precision och noggrannhet och är relativt kostnadseffektiv, vilket skulle tillåta hög geografisk täckning i ett övervakningsprogram. Föreslagna analys- och bedömningsmetoder ger robusta skattningar av förändringar med hög tillförlitlighet i statusbedömningarna som tar hänsyn till den naturliga variationen i utbredning.

De stora förluster av ålgräs som redovisas i denna rapport indikerar att kustekosystemens struktur och funktion har försämrats avsevärt i flera områden i Västerhavet, där ingen av de undersökta kustvattentyperna idag uppnår *God miljöstatus* enligt föreslagna bedömningsmetoder. Förlusterna var dock inte jämnt fördelade över området utan har i huvudsak skett i de norra och södra delarna, medan endast mindre förluster skett i mellersta delarna av Bohuslän där utbredningen börjat öka i de flera områden. Ålgräset påverkas dock fortfarande negativt i många områden av flera olika faktorer där övergödning och överfiske av stora rovfiskar som ökat mängden skadliga algmattor och strandkrabbor tycks utgöra de allvarligaste hoten idag. Fortsatt arbete för att minska dessa hot och för att utveckla övervakning av ålgräs är nödvändiga för att minska förluster och främja återhämtning av ålgräsängar.

5. Källförteckning

- Andersson A, Bergkvist J. 2021. Inventering av ålgräs (*Zostera marina*) och makroalger i Inre Kungsbackafjorden 2021. Rapport Marine Monitoring AB. ISBN: 978-91-86461-97-3.
- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R. 2003. Vanishing seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio* 32: 374–7. PMID: 14571969
- Baden S., Boström, C., Tobiasson S, Arponen, H and Moksnes P-O. 2010. *Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale experimental assessment*. *Limnology and Oceanography*. 55:1435-1448
- Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson CJ, Arberg P. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser.*; 451: 61–73.
- Berglund J, Thomasdotter A, von Friesen CP, Åkerholm M, Saarinen A, Nordling P, Kraft E, Danbolt M, Wall A, Infantes E, Envall M, Möller H, Rasmussen, and P-O Moksnes. 2023. Marin Fjärranalys – Övervakning av vegetationsutbredning med satelliter och drönare. Rapport Länsstyrelsen Västerbotten. Dnr. 8767-2021
- Eriander L, Laas K, Bergström P, Gipperth L. Moksnes P-O. 2017. *The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (Zostera marina L.) distribution along the Swedish west coast– ecological impact and legal challenges*. *Ocean and Coastal Management*. 148:182-194. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.08.005>
- Eriksson BK, Sieben K, Eklöf J, Ljunggren L, Olsson J, Casini M, et al. 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*. 201140: 786–797. doi: 10.1007/s13280-011-0158-0 PMID: 22338716
- Havs- och vattenmyndigheten 2024. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024–2029: Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Rapport 2024:12. ISBN: 978-91-89329-84-3.
- Huber S, Hansen LB, Nielsen LT, Rasmussen ML, Berglund J, von Friesen CP, Envall M, Infantes E, Moksnes P-O. 2021. Novel approach for large-scale monitoring of submerged aquatic vegetation – a nationwide example from Sweden. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Pg. 1-12. DOI: 10.1002/ieam.4493
- Infantes E, Tamarit Castro E. 2019. Coastal mapping in Kosterhavet National Park using drone technology: Eelgrass distribution 2018. Rapport. Länsstyrelsen i Västra Götalands län
- Infantes E, Crouzy C, Moksnes P-O. 2016. *Seed predation by the shore crab Carcinus maenas: a positive feedback preventing recovery of eelgrass Zostera marina?* *PloS one*. 11:1-19. doi.org/10.1371/journal.pone.0168128
- Karlsson J. 1999. Kungsbackafjordens marina flora: djup- utbredning av makroalger samt utbredning av ålgräs (*Zostera marina*) och Nating (*Ruppia maritima*) sommaren 1999. Rapport till Miljö- och hälsoskyddskontoret i Kungsbacka kommun.
- Kraufvelin P, Bryhn A, Kling J, Olsson J. 2021. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27, 213 sidor (exklusive bilagor/appendix).

- Moksnes P-O. 2004 *Self-regulating mechanisms in cannibalistic populations of juvenile shore crabs Carcinus maenas*. Ecology. 85:1343-1354
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K. and S. Baden. 2008. *Trophic cascades in a temperate seagrass community*. Oikos 117: 763-777
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016a. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8, 148 sidor, ISBN 978-91-87967-16-0.
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016b. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige: Vägledning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9, 146 sidor. ISBN 978-91-87967-17-7, ISBN 978-91-87967-27-6.
- Moksnes P-O, Eriander L, Infantes E, Holmer M. 2018. *Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast*. Estuaries and Coasts. 41:1712–1731. DOI: 10.1007/s12237-018-0382-y
- Moksnes P-O, Eriander L, Hansen J, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egardt J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S, Ytreberg E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3
- Moksnes P-O, Röhr E, Holmer M, Eklöf J, Eriander L, Infantes E Boström C. 2021. Major impacts and societal costs of seagrass loss on sediment carbon and nitrogen stocks. Ecosphere.12(7):1-25. <http://doi.org/10.1002/ecs2.3658>.
- Moksnes P-O, Svensson R, Bergström P, Lindegarth M. 2024. Statusklassificering av ålgräsets nedre utbredningsgräns och areella utbredning i Västerhavet: Förslag på bedömningsmetod. Havs- och vattenmyndighetens rapport. 2024:17.
- Nyqvist A, André C, Gullström M, Baden SP, Aberg P. 2009. Dynamics of seagrass meadows on the Swedish Skagerrak coast. Ambio. 38: 85–88. PMID: 19431937
- Pehrsson O. 1976. Food and Feeding Grounds of the Goldeneye Bucephala clangula (L.) on the Swedish West Coast. Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology. 7:91-112.
- Pihl L, Svensson A, Moksnes P-O, and H. Wennhage. 1999. *Distribution and production of ephemeral algae in shallow coastal areas on the Swedish west coast*. Journal of Sea Research. 41:281-294.
- Pihl, L., I., Isaksson, H., Wennhage, P-O. Moksnes 1995. *Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: Effects on the community structure of epibenthic fauna and fish*. Netherland Journal of Aquatic Ecology 29:349-358.
- Sundbäck K, Miles A, Hulth S, Pihl L, Engström P, Selander E, Svenson A. 2003. Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. Mar Ecol Prog Ser 246: 115–126.

Historisk analys av ålgräsets areella utbredning i Västerhavet

Metoder, statusbedömning och analys av möjliga orsaker till förändringar

Skriv baksidestext

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna

**Havs
och Vatten
myndigheten**