

# MUSSELBANKAR

## Nulägesanalys och beståndsförstärkning



Kristina Svedberg

---

Uppsats för avläggande av naturvetenskaplig masterexamen med huvudområdet marin vetenskap

MAR602, Examenskurs för masterexamen i Marin vetenskap - Biologi, 45 hp

Avancerad nivå

Termin/år: Ht 2018/Vt 2019

Åsa Strand, IVL svenska miljöinstitutet & Mats Lindegarth, Institutionen för marina

Handledare: vetenskaper, Göteborgs universitet

Examinator: Ann Larsson, Institutionen för marina vetenskaper

# Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	4
Populärvetenskaplig sammanfattning.....	5
Introduktion .....	6
Metod .....	8
Analys av historiskt data .....	8
Hotbild.....	8
Beståndsförstärkning av musselbankar .....	8
Sedimentanalys.....	12
Validering bildanalys .....	12
Bildanalys.....	12
Statistik.....	14
Resultat.....	15
Analys av historisk data .....	15
Utbredning.....	15
Metodanalys .....	17
Definition .....	18
Hotbild och populationspåverkan.....	20
Övergödning.....	23
Biotoxiner och miljögifter .....	23
Klimatförändringar.....	23
Fysisk störning .....	24
Invasiva arter .....	25
Predation och Patogener.....	25
Beståndsförstärkning av musselbankar .....	26
Diskussion .....	30
Populationstrender och hotbild.....	30
Framtida övervakning av musselbestånd.....	31

*Foto: Kristina Svedberg*

Beståndsförstärkning av musselbankar .....	33
Slutsats .....	35
Tack.....	36
Referenser.....	37
Appendix 1 .....	40
Litteraturlista över historiska rapporter 1971-2015.....	40
Litteraturlista över historiska rapporter som inte kunnat lokaliseras (1983-1995).....	41

## Sammanfattning

Blåmusslan (*Mytilus edulis*) är ett blötdjur som lever på hård- och mjukbottnar längs med nästan hela Sveriges kust. Musselbankar skapar tredimensionella habitat som ökar sedimentets stabilitet samt ökar abundansen av både infauna och mobil och sessil epifauna. De senaste åren har det kommit indikationer på att *M. edulis* har minskat i Europa. Det största hotet mot musselbankarna verkar vara klimatförändringar. På grund av bristande data är det dock svårt att bedöma hur populationsnivån är i förhållande till tidigare och det behöver utvecklas rekommendationer där man från myndighetshåll klargör vilken metod och definition som ska användas vid inventering av musselbankar. Metodval kommer att variera beroende på inventeringens syfte, samt djup på lokalen som inventeras. Utvecklingen av digitala metoder har gjort det möjligt att få högre datakvalité, men i nuläget saknas en gemensam databas för lagring av data, videomaterial och bilder. Datavärdskapet behöver därför fastställas. Beståndsförstärkningsförsök genomförda i detta projekt har visat att restaurering av musselbankar är en möjlig naturvårdsåtgärd, och att både storlek på musslorna som används samt lokal är viktiga faktorer att beakta vid beståndsförstärkning.

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Blåmusslan är ett blötdjur som finns på grunda områden längs med nästan hela Sveriges kust. Blåmusslan är viktig då den bildar musselbankar som ger skydd för andra arter. De senaste åren verkar det dock som att blåmusslan håller på att minska. Det största hotet mot blåmusslan är troligtvis klimatförändringar. På grund av bristande data är det dock svårt att avgöra hur blåmusslan mår idag och hur antalet musslor förändrats över tid. Det krävs också rekommendationer från myndighetshåll där man klargör vilka metoder som ska användas vid olika typer av inventeringar och vilken definition man har av musselbankar vid inventeringar. Syftet med inventeringen avgör vilken metod man använder. Digitala metoder används alltmer, men i nuläget saknas en gemensam databas där informationen kan lagras. Att lägga ut musslor på botten för att stärka bestånden är en möjlig naturvårdsåtgärd, men den är olika effektiv beroende på vilken storlek på mussla man använder samt beroende på vilken plats man lägger ut musslorna på.

## Introduktion

Blåmusslan *Mytilus edulis* är ett blötdjur som lever på hård- och mjukbotten längs med nästan hela Sveriges kust. Musslor (*M. edulis*) är filtrerare, och en individ på 5-6 cm kan filtrera upp till 3 liter vatten i timmen (Winter, 1973). På våren när vattnet är ca 10–12 °C fortplantar sig blåmusslan genom att spruta ut mjölke och ägg i vattenmassan. Zygoterna som bildas blir larver som lever i ett planktoniskt stadium i 3-4 veckor innan de bottenfaller i maj-juni (Pleijel & Strand, 2016). Musselbankar är områden där musslorna sitter så pass tätt att de bildar ett tredimensionellt habitat (OSPAR commission, 2008a), vilka ökar abundansen av epifauna. Musselbankar stabiliserar även sedimentet och hindrar resuspension (OSPAR commission, 2008b). Dessutom bidrar musselbankar till att minska övergödning, då de genom sin filtrering binder ämnen som ex. kväve och fosfor, och fungerar som en länk mellan vattenmassan och sedimentet (Stoeck & Albers, 2000). På grund av musselbankarnas värdefulla egenskaper är de skyddade som habitat både via Oslo-Paris konventionen (OSPAR), och Art och habitatdirektivet (Council of the European Union, 1992; OSPAR commission, 2015).

De senaste åren har det rapporterats om minskande musselbestånd i Europa (Herlyn & Millat, 2000; OSPAR commission, 2008a), och liknande observationer har också gjorts i Sverige (Jenneborg, 2007; Wernbo & Calderon, 2015). Eftersom det saknas en regelbunden övervakning av musselbestånden i Sverige är det svårt att säga något om förändringar i utbredning och tätheter. Historiskt data är också svårt att använda i detta syfte då tidigare inventeringar inte finns samlade vid någon myndighet, vilket gör att informationen lätt försvinner över tid. Detta gör att det saknas en baseline för att bedöma musselbeståndens utveckling.

Globalt sett finns det flera hot mot blåmusslor. I stora delar av världen har fisketrycket på musslor varit högt. Under tidigt 90-tal fiskades ca 170 000 ton blåmussla globalt och lika mycket odlades (FAO, 2019). De senaste 15 åren har dock odlingen ökat till 190 000 ton, medan musselfisket minskat till 70 000 ton/år. I Sverige har musselodlingen stått för i genomsnitt 1 700 ton musslor/år under de senaste tio åren, medan yrkesfisket endast landat ca 100 ton/år (Livsmedelsverket, 2018). Om man bortser från skördedata finns det dock inte så mycket studier kring hot mot blåmussla i Sverige. Ytterligare hot är klimatförändringar. Enligt FN:s klimatpanel IPCC förväntas pH att minska med 0.14-0.35 enheter under 2000-talet (Solomon

et al., 2007), vilket kan påverka alla marina organismer med kalkbildning, t.ex. blåmusslor. Andra hot kopplade till klimatförändringarna är bland annat mer extremväder i form av stormar och ovanligt höga/låga temperaturer. Exploateringstrycket i kustmiljöer ökar också alltmer, t.ex. genom behovet av småbåtshamnar och marinor vilket ökar sedimentationen och gör att musslorna kvävs (Dare & Edwards, 1976; Seed & Suchanek, 1992). Predationstrycket på musslor är högt, och predatorer som strandkrabba, sjöstjärnor och ejder har alla ofta ett visst storleksspann som nisch, vilket gör att flera storleksskisser drabbas (Seed & Suchanek, 1992).

Det finns olika strategier för förstärkning av vilda bestånd, t.ex. habitatrestaurering, utplacering av juveniler, och förstärkning av rekrytering. I Vadehavet har nät av kokosfiber testats som ett möjligt substrat för musselrestaurering (de Paoli et al., 2015). Musslor togs från sublitorala musselbankar och placerades på nät av kokosfiber samt på botten. Testerna lyckades dock inte, på grund av de hydrodynamiska krafter som finns i tidvattenszoner. Tester som gjordes i skyddade områden visade dock att musslorna gärna bottenfäller på kokosfibernät. Vid utläggning av odlade musseljuveniler kom man fram till att en restaurering är möjlig, men att man måste ta hänsyn till mängden musslor som läggs ut; musslor som låg i kanterna av ett område hade lägre överlevnad än musslor längre in (Capelle et al., 2014).

I Sverige inleddes beståndsförstärkningsförsök under 2017 av 8-fjordar och Miljöteknik i väst där man lät nät av kokosfiber ligga och flyta vid ytan för att ge mussellarver fler bottenfällningsmöjligheter. Dessa nät skulle sedan sjunka till botten och bidra till förstärkning av musselbankar. Metoden är under utveckling, och man vet ännu inte vilken metod som ger bäst möjlighet för förstärkning av musselbestånden (8-fjordar, 2019).

Målen med detta projekt är därför att:

1. Sammanställa och analysera historiskt data med fokus på metodanvändning och definition av musselbankar för att utreda möjligheten att identifiera en baseline för blåmusselbestånden i Sverige.
2. Sammanställa och analysera hotbilden mot musslor för att fastställa vilka som är de största hoten mot musselbankarna i Sverige.
3. Genomföra fältförsök för beståndsförstärkning av musselbankar.

# Metod

## Analys av historiskt data

Rapporter publicerade mellan åren 1971 och 2015 (Appendix 1) har undersökts för att se om det går att koppla dessa rapporter till tillhörande dataset, som har sammanställts av A. Laugen baserat på en sammanställning utförd av AquaBiota 2017 och Länsstyrelserna i Västra Götaland och Skåne län. Data från inventeringar och ytterligare rapporter har även lokaliserats genom tips från experter, Länsstyrelsen i Västra Götaland och litteratursökningar. Data som inte tidigare registrerats har digitaliserats manuellt. Vid genomgång av data och rapporter noterades vilken metod och definition av musselbank som har använts, om datat baseras på levande eller döda musslor, om datat visar presence och/eller absence, samt vilket område som har inventerats. I de fall metod och definition saknats i rapporterna genomfördes intervjuer med rapportförfattarna. Datat visualiserades i ArcGIS.

## Hotbild

För att få en förståelse om potentiella hot mot blåmusslor har litteratur undersökts för att se vilka hot som skulle kunna bidra till en minskad utbredning. Litteratursökningar har gjorts på Göteborgs Universitets funktion supersök, samt på Google Scholar och Web of Science, med sökord som "ocean acidification", "polyepis", "decrease", "fucus", "fisheries", "marteilia", "predation", "gigas" och "miljögifter" kombinerat med "*Mytilus edulis*" eller "mussel beds". Litteraturhänvisningar har även gjorts av experter på området, samt identifierats via referenser i andra rapporter som ingår i denna studie.

## Beståndsförstärkning av musselbankar

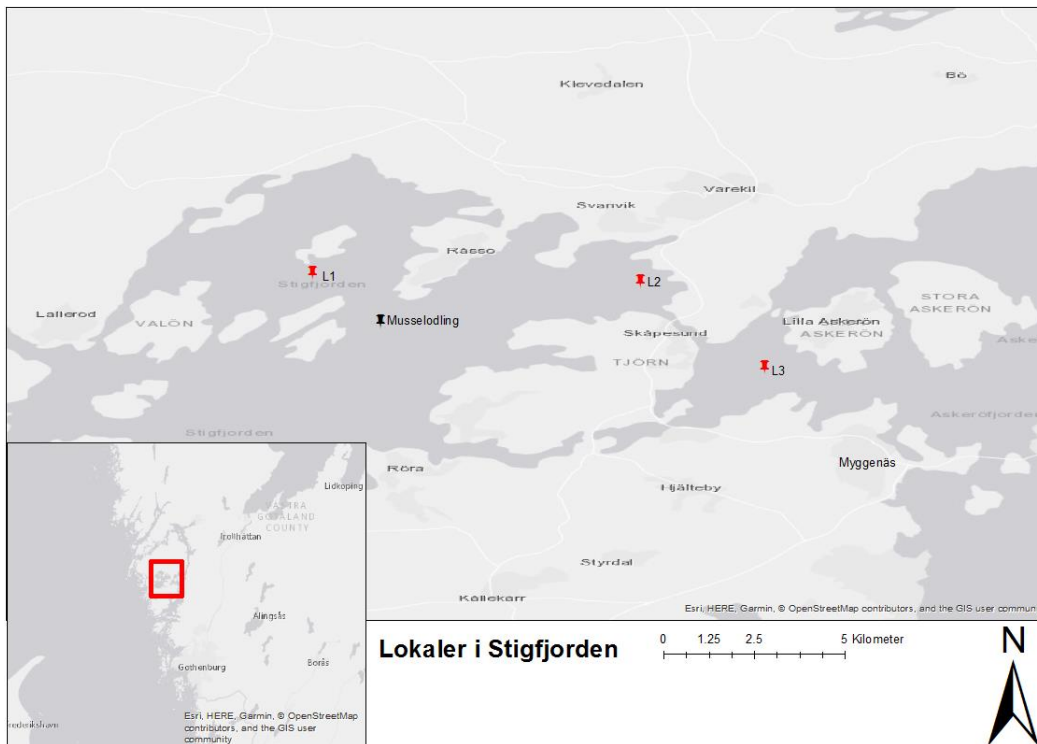
Beståndsförstärkningsförsök genomfördes i samarbete med 8-fjordar och Miljöteknik i Väst. IVL ingår som vetenskaplig rådgivare i projektet.

För att undersöka möjligheten att återskapa eller förstärka musselbankar sattes kollektorer ut på 3 lokaler i och utanför Stigfjorden (Figur 1) under november och december 2018. Tidvattnet i området ger en variation i vattenstånd på ca +/- 20 cm (SMHI, 2013). Lokalerna valdes ut med hjälp av tre kriterier:

1. Det ska finnas levande musslor på lokalen, men i låga tätheter.

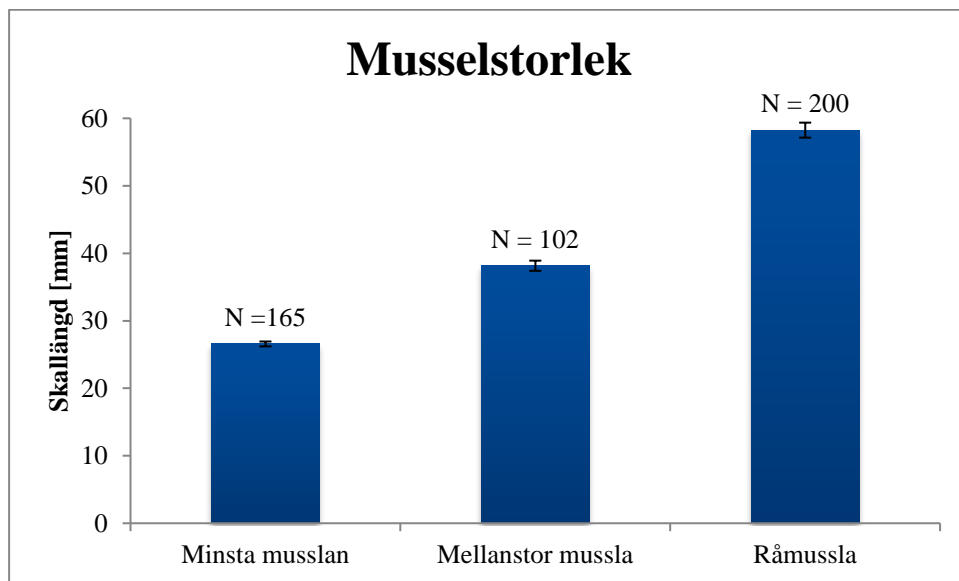


2. Djuputbredningen ska vara jämn.
3. Området får inte vara för exponerat.



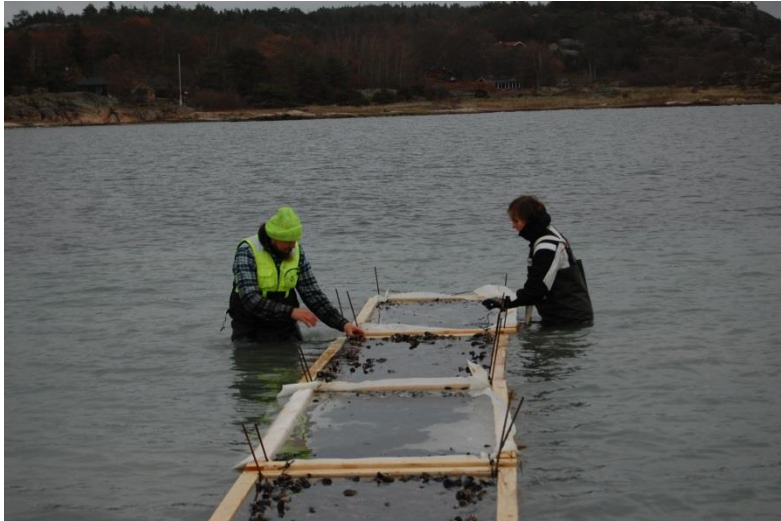
Figur 1: Karta över Stigfjorden, med lokaler (röd pin) och musselodlingen där musslorna hämtades (svart pin).

Kollektorerne placerades på liknande djup (73, 71 och 94 cm djup korrigerat i förhållande till normalvattenstånd på respektive lokal 1, 2 och 3). På varje lokal placerades musslor av tre olika storlekar (minsta;  $26.57 \pm 4.66$  mellanstor;  $38.16 \pm 7.62$  rå;  $58.25 \pm 15.71$ , figur 2) på tre olika substrattyper; direkt på botten, på en kollektor, samt på en kollektor med ben, resulterande i 9 behandlingar per lokal. Kollektorerne bestod av en träram med ett nät av kokosfiber (maskstorlek 30x30mm, trådtjocklek 5-8mm) spänt över och var 1x2m stora, utom för de minsta musslorna för vilka kollektorn var 1x1m. Samma mått användes för bottenbehandlingarna. Musslorna hämtades på en av Bohus Havsbruks musselodlingar i Stigfjorden (Figur 1). De tre storlekarna av musslor baserades på sorteringsmaskinen som används vid skörd. Den minsta musslan är den storlek som kommer ut efter första tvättningen. Mellanstor mussla är de musslor som sorteras ut i slutskedet då de anses vara för små för konsumtion. Råmussla är de musslor som plockats av direkt från näten på odlingsanläggningen, och som inte körts genom sorteringsmaskinen.



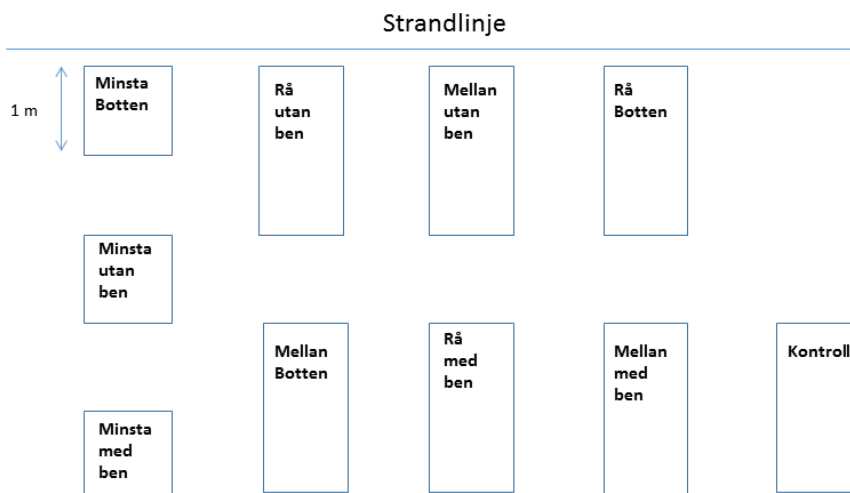
Figur 2: Medelvärde av skallängd [mm] hos blåmussla med felstaplar (standardfel). Råmussla är de musslor som inte har körts i maskinen, utan endast plockats av från näten i odlingen. Den minsta musslan är den storlek som kommer ut ur maskinen efter första "tvättningen". Mellanstor mussla är de musslor som sorterats ut som för små för konsumtion i slutet av sorteringen. För varje storleksklass mäts skallängden på 100–200 musslor.

Efter att musslorna hämtats i odlingsanläggningen transporterades de till respektive lokal för att läggas ut på kollektorerna samt på botten. Kollektorerna lämnades flytande över natten för att musslorna skulle fästa sig i nätet innan sänkning. På kollektorerna med mellanstor mussla placerades en geoduk mellan nätet och musslorna för att musslorna annars riskerade att ramla ner genom maskorna, ett problem som inte fanns för de andra storlekarna då dessa redan hade klumpat ihop sig (Figur 3). Efter 5 dagar avlägsnades duken försiktigt och kollektorerna sänktes och fästes med armeringsjärn i botten. När alla kollektorer var sänkta numrerades de med laminerade lappar och fotades med en gopro-kamera (GoPro HERO 5) från en stand up paddle board för att inte sedimentet skulle resuspendera. 5 närbilder togs slumpmässigt på varje provruta med en tumstock som storleksreferens. Bilder togs vid starten i december 2018, samt vid uppföljning i februari och april 2019.



Figur 3: Omsådd av *M. edulis* på lokal 2. Kollektorerne med geoduk är mellanstor mussla och kollektorerne utan är råmusla. (Foto: Ann-Christin Mathiasson, 14 november 2018).

Behandlingarnas placering slumpades ut på respektive lokal. Varje lokal hade även en kontrollruta med måtten 1x2 m (Figur 4). Alla bottenbehandlingar samt kontrollrutorna markerades ut med bambupinnar i hörnen och varje lokal märktes ut med gulmålade sjömärken i varje hörn av lokalen. Vid varje sjömärke mättes djupet, och tid och datum för djupmätningen noterades för efterföljande beräkning av djup relaterat till medelvattenstånd.



Figur 4: Exempel på utplacering av provrutor på lokal (Lokal 1). Mellanrummet mellan varje provruta är 1 meter.

## Sedimentanalys

Sedimentprover på fem slumpmässigt utvalda platser på varje lokal togs i december 2018 med hjälp av ett plexiglasrör som trycktes ner i sedimentet. Röret förseglades med en gummipropp och drogs sedan sakta upp ur sedimentet medan en sprutkolv sattes i botten. När röret tagits upp ovanför vattenytan togs vattnet bort och den första centimetern av sedimentet (ytsedimentet) provtogs. Proverna förvarades frysta fram till analys.

För sedimentanalysen förbrändes prover i 550 °C i en brännugn (Nabertherm) i 5h och vägdes. Sedimentproverna lades i de förbrända formarna och vägdes innan torkning, efter torkning i 68 °C i ca 72 timmar, och efter bränning i 5 timmar i 550 °C.

## Validering bildanalys

För att studera hur stor andel av musslorna som kan ses på bilder tagna på kollektorer och botten togs musslor av alla tre storlekar (Råmussla, mellanstor mussla och minsta musslan) till Kristineberg och placerades på nät av kokosfiber över behållare (14 x 19,5 cm) och på botten av backar med sand (26,5 x 30,5 cm). Behållarna fick sedan stå i tre till åtta dagar för att låta musslorna fästa sig vid näten och klumpa ihop sig på botten. För varje storlek av mussla gjordes 5 replikat. Efter aklimatiseringstiden togs översiktsbilder av varje behållare. Dessa bilder användes sedan för analys av antalet musslor som fanns på näten eller på botten samt täckningsgrad. Antalet musslor på bilderna jämfördes sedan med det faktiska antalet räknat på näten eller på botten. Genom försöket framtogs en korrigeringsfaktor som sedan har använts för att korrigera de observerade tätheterna av musslor på kollektorerna.

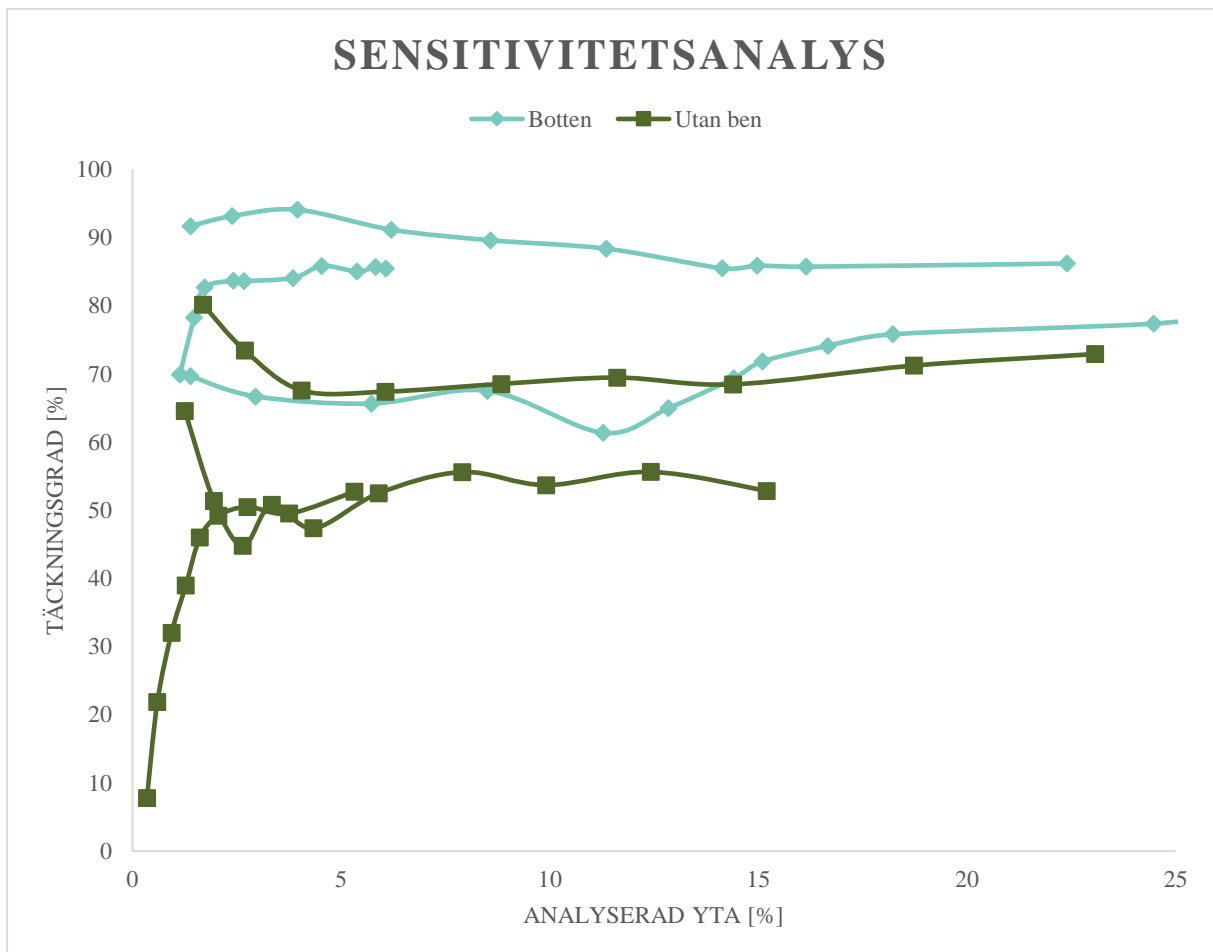
## Bildanalys

Bilderna som tagits på kollektorer och bottenbehandlingar ute i fält användes för att undersöka täckningsgrad samt täthet av musslor (individer/m<sup>2</sup>). För att räkna ut täckningsgrad användes hela bilderna, och för täthet markerades en kvadrat ut på varje bild. På kantbilder togs 10 cm närmast kanten bort för att motverka underrepresentation av data. Kvadraterna gjordes så stora som möjligt utan att få med tumstocken. Musslor som var helt inne i kvadraten räknades och musslor som var delvis inne i kvadraten räknades på två av sidorna. Den sammanlagda arean av alla bilder per kollektor räknades även ut.

Baserat på täthetsdatat räknades överlevnaden ut genom att dividera korrigerad sluttäthet med korrigerad starttäthet för varje kollektor. I de fall överlevnaden > 1 sattes värdet till 1, då

överlevnaden inte kan vara mer än 100%. Detta gjordes i tre fall (110, 111, 122%). Variationen berodde troligtvis på provtagningen. Relativ förändring av täckningsgrad togs fram genom att subtrahera sluttäckningsgrad med starttäckningsgrad och sedan dela detta på starttäckningsgraden. För täckningsgrad fanns sex fall av positiva värden, d.v.s. en ökad täckningsgrad. Dessa värden, som varierade mellan 8–16%, sattes till noll då en ökning under vintertid inte är realistisk. Variationen berodde troligtvis på provtagningen. Ett värde togs även bort ut analysen, då det var markant högre än resten (47%).

En känslighetsanalys gjordes för att ta reda på hur stor del av kollektorerna som behövde analyseras för att resultatet skulle vara stabilt (Figur 5). Baserat på detta sattes gränsen till att minst 5% av kollektorn skulle analyseras.



Figur 5: Sensitivitetsanalys för bottenbehandling med mellanstora musslor (romber) samt kollektor utan ben med mellanstora musslor (kvadrater).

## Statistik

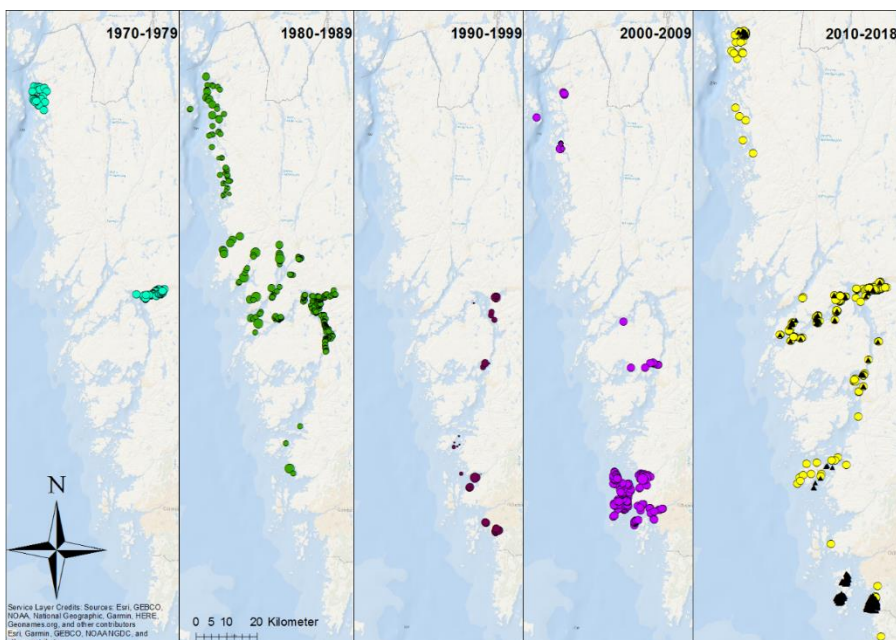
En robust ANOVA (Brown-Forsythe) gjordes för att se om organisk halt och vattenhalt skiljer sig mellan lokalerna. För beståndsförstärkningen har statistiska tester gjorts för att säkerställa att datat uppfyller förutsättningarna för parametriska test. I de fall där datat visade icke-homogena varianser användes en robust ANOVA (Brown-Forsythe) för analys. Om signifikanta effekter observerades gjordes parvisa jämförelser med ett post-hoc test som kan hantera icke-homogena varianser (Tamhane). Skillnader i starttäthet (december 2018) och sluttäthet (april 2019) samt starttäckningsgrad och sluttäckningsgrad mellan substrat och musselstorlek analyserades på lokalnivå. För starttäckningsgrad användes en ANOVA med Tukey för parvisa jämförelser. Då substrattyp inte visade sig påverka täthet analyserades effekt av lokal och storlek på överlevnad av musslor med en robust ANOVA (Brown-Forsythe) med alla substrattyper som replikat. Relativ förändring av täckningsgrad analyserades med en ANOVA. Överlevnadsdatat och relativ förändring av täckningsgrad transformerades med  $\arcsin(\sqrt{x})$  respektive  $\arcsin(x)$  innan analys i SPSS. För parvis jämförelse av substrat och storlek samt lokal och storlek användes Holm-Bonferroni korrektion för att motverka typ-I fel.

# Resultat

## Analys av historisk data

### Utbredning

Antalet genomförda inventeringar av musselmiljöer varierar stort mellan områden och årtionden. Under 70-talet utfördes endast två inventeringar; en i Byfjorden och en vid öarna runt Tjärnö (Figur 6). Under 80-talet investerades det i tio kommuninventeringar längs med större delen av kusten där bl.a. ålgräs, brunalger och musselförekomster noterades (Appendix 1) och i området från Göteborg upp till norska gränsen inventerades alla kommuner förutom Tjörn, Orust och Göteborg (Figur 6). Under 90-talet genomfördes sammantaget tre inventeringar mellan Göteborg och Uddevalla (Appendix 1). Av de åtta inventeringar som gjordes under 2000-talet genomfördes tre av åtta inventeringar i Göteborgs och Öckerös kommuner (Figur 6). Resterande är spridda upp längs med kusten (Kungälv, Orust, Tanum och Strömstad kommun). Under de senaste tio åren har antalet inventerade områden ökat och närmar sig antalet från 80-talet, främst beroende på Länsstyrelsen i Västra Götaland. 2013–2014 utfördes inventeringar över stora delar av kusten med ett fokus på fjordsystemet runt Orust (Figur 6). Inga inventeringar gjordes dock i Öckerö, Tjörn och Sotenäs kommuner (Figur 6).

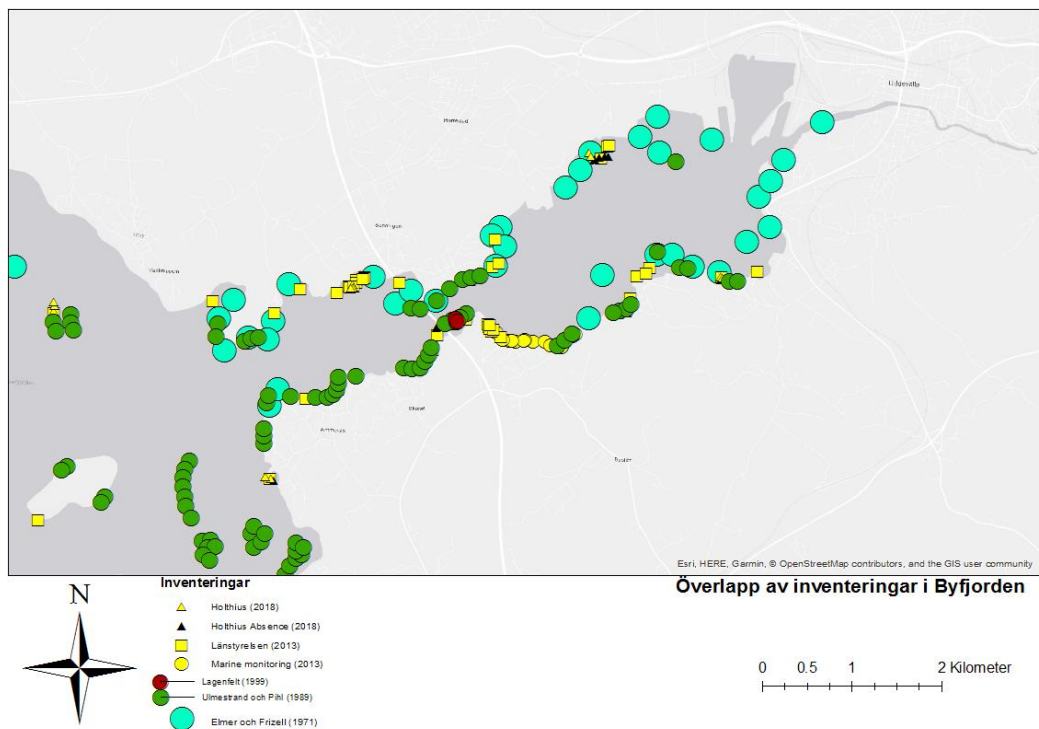


Figur 6: Inventerade områden där man har funnit *Mytilus edulis* mellan åren 1971-2018. Varje prick representerar en inventeringspunkt/område. 70-talet (turkos), 80-talet (grön), 90-talet (mörklila), 00-talet (lila) och 10-talet (gul). För 10-talet finns det även punkter utan musselförekomst (absence, svart).

Ytterst få lokaler har återinventerats. Byfjorden är det enda område som har inventerats en gång per årtionde med undantag för 00-talet (2000–2009) (Figur 6 och 7). Alla inventeringspunkter är dock inte uppföljda vid varje tillfälle, och olika kvantifieringsmetoder har använts vid olika inventeringstillfällen, t.ex. täthetsdata från 70-talet och täckningsgrad vid senare tillfällen. Syftet med nya inventeringar har heller inte varit att följa upp gamla lokaler utan att inventera så stora ytor som möjligt (A.G. Olsson, personlig kommunikation, 23 januari 2019), vilket gör att datat inte går att kombinera till en kontinuerlig tidsserie. Med undantag för Byfjorden är det vanligt att samma område inventerats två gånger mellan åren 1971–2018, med ett tidsspann mellan inventeringar på 5–30 år. Nyligen (2016) har en årlig musselövervakning av studenter på Göteborgs Universitet etablerats i Starekilen i Strömstad kommun. Detta är i nuläget det enda området på västkusten som undersöks årligen.

I de flesta inventeringar har endast förekomst och inte avsaknad av blåmusslor noterats. För att data ska kunna klassas som absencedata behöver man aktivt ha letat efter blåmusslor men inte hittat några. Den äldsta absencedatan är ca 20 år gammal, och man har blivit bättre på att dokumentera absence de senaste 10 åren (Figur 6).

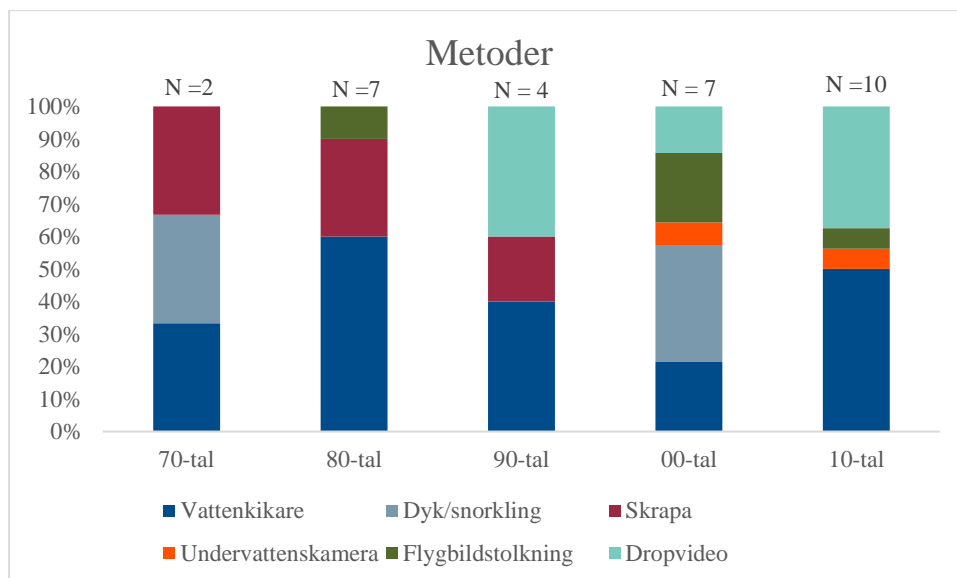




Figur 7: Inventeringar gjorda i Byfjorden mellan 1971 och 2018. Varje årtionde har en separat färg (70-tal: turkos, 80-tal: grön, 90-tal: röd, 10-tal: gul). När flera inventeringar har gjorts på samma årtionde har de fått separata former.

## Metodanalys

Metoderna som har använts vid inventering av musselbankar har varierat genom åren. Den vanligaste metoden har varit vattenkikare (Figur 8), som har använts kontinuerligt från 70-talet fram till idag (Appendix 1). Utöver vattenkikare har fem andra metoder nämnts av flertalet rapporter (Appendix 1). Dessa är; skrapa, dykning, flygbildstolkning, videofilmning och undervattenskamera. Dykning och flygbildstolkning har båda använts kontinuerligt, medan skrapa användes under 70-, 80- och 90-talet (Figur 8). Skrapan har ersatts med undervattenskamera och videofilmning, vilket skedde under sent 90-tal. För- och nackdelar med respektive metod finns sammanfattade i tabell 1.



Figur 8: Andel rapporter som har använt sig av olika metoder vid inventering av musselbankar 1971–2015. Staplarna är uppdelade på årtionde.

Tabell 1: Möjligheter och begränsningar med respektive metod för inventering av *M. edulis*. Metodernas möjligheter och begränsningar är klassade som "Ja", "Delvis" eller "Nej"

Metod	Vattenkikare	Dykning	Skrapa	Undervattens-kamera	Flygbildstolkning	Dropvideo
Kan inventera stora områden på kort tid	Ja	Nej	Nej	Delvis	Ja	Delvis
Siktberoende	Ja	Ja	Nej	Delvis	Ja	Delvis
Billigt	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Djupberoende	Ja	Nej	Nej	Delvis	Ja	Delvis
Går att fastställa förekomst	Ja	Ja	Ja	Ja	Delvis	Ja
Går att fastställa utbredning/täckningsgrad	Ja	Ja	Nej	Ja	Delvis	Ja
Går att fastställa storlek	Delvis	Ja	Ja	Delvis	Nej	Delvis
Går att fastställa täthet	Delvis	Ja	Ja	Delvis	Nej	Delvis

## Definition

Även om musselbankar är erkända som viktiga habitat, är definitionen av vad som klassas som en musselbank omdiskuterad. Olika klassifikationer används inom EU (Council of the European Union, 1992), OSPAR (OSPAR commission, 2008b), och nationellt (Länsstyrelsen västra Götaland, intervjuade författare) och varierar över tid. Information om de olika definitioner som tillämpas i Sverige och Europa finns samlade i Tabell 2. Inom EU ingår definitioner av musselbankar i Natura-2000 habitatet biogena rev (1170, Naturvårdsverket, 2006; Naturvårdsverket, 2011), och är en del av Art och habitat direktivet (Council of the European Union, 1992). Biogena rev definieras som konkretioner av levande eller döda musslor

som tillsammans utgör en hårdbotten och kan användas som livsmiljö för epifauna (European commission, 2007).

Tabell 2: Definitioner av musselbankar som tillämpas i Sverige och Europa. CWSS betecknar Common Wadden Sea Secretariat, Lst VG betecknar Länsstyrelsen i Västra Götaland och F1-4 står för definitioner identifierade genom intervjuer med rapportförfattare.

	EU	OSPAR	CWSS	Lst VG	F1	F 2	F3	F 4
<b>Funnits sedan</b>	1992	2004	2002	10-tal	80-tal	80-tal	70/80-tal	80-tal
<b>Min. täckning sgrad [%]</b>	5–10*	30	5	30**	100	100	20	100
<b>Bankstorlek [m<sup>2</sup>]</b>	-	25	1000	-	1	1	1	1
<b>Levande (L)/döda (D) musslor</b>	Båda	Båda	L***	-	>50% L	>50% L	L	L
<b>Avstånd mellan bankar [m]</b>	-	-	25	-	-	10	-	-

\*Definitionen ändrades från 5% till 10% 2011. \*\*Länsstyrelsen använder OSPAR:s definition för musselbankar, men har en egen gräns vid 5% som de kallar för blåmusselbottnar. \*\*\*Står endast "samhällen av blåmusslor" i deras definition.

Inom OSPARS definition från 2004 står endast att man borde rapportera områden där habitatet tidigare funnits och att bankar som endast innefattar döda musslor som inte sitter fast inte borde innefattas i habitatet. Ett förslag till förtydligande kom 2005 (OSPAR commission, 2005a), och sedan 2006 ska områden med ansamlingar av döda musslor eller ansamlingar av döda musslor i kombination med levande musslor klassas inom habitatet (Tabell 2), men habitatets nuvarande skick ska noteras (OSPAR commission, 2005a).

I Europa finns det ytterligare definitioner av vad som klassas som musselbank. I Vadehavet definieras musselbank som ett bentiskt samhälle som kan bestå av flera mindre områden. Mellanrummet mellan musselpatcher måste vara mindre än 4 x områdets diameter, vilket betyder att om området är 5m i diameter får avståndet till nästa område max vara 20 meter för att det ska klassas som samma musselbank (Common Wadden Sea Secretariat & Trilateral Monitoring and Assessment Group, 2002; de Vlas et al., 2005). CWSS har i sin definition även kommit fram till att en ministorlek på musselbankar inte kan definieras, men av praktiska skäl inventeras enbart musselbankar som är större än 0,1 ha (Common Wadden Sea Secretariat &

Trilateral Monitoring and Assessment Group, 2002). Det nämns dock inte om en bank består av levande eller döda musslor. CWSS har också tagit fram en klassificering för var gränsen går mellan en musselbank, en ostronbank samt en blandad bank (Marencic, 2009), med klassificeringen musselbank om biomassan av musslor > ostron. Nyttjandet av biomassa är att föredra då både ostron- (Diederich, 2005) och musselbankar kan byggas i lager. Har man dock inte möjlighet att mäta biomassa kan en visuell bedömning göras, med musselbank definierad som <30% täckningsgrad av ostron, blandbank som 30 - 60% täckningsgrad av ostron och ostronbank som >60% ostron.

Enligt de intervjuer som genomförts var inte begreppet musselbank väldefinierat under 80-talet (Författare 1, personlig kommunikation, 11 december 2018), och varierade mellan inventerare. Detta syns tydligt då täckningsgrader mellan 20 och 100% rapporterades av olika författare vid intervjuer (Personlig kommunikation, Författare 1 11 december 2018, Författare 2 21 mars 2019, Författare 3: 8 januari 2019, Författare 4 20 januari 2019). Area på de bankar som registrerades var minst 1x1m då det är den area som kan ses vid inventering med vattenkikare. Om bankarna bestod av levande eller döda musslor noterades inte, men områden skulle inte noterats som musselbank om inte minst 50% av området bestod av levande musslor, samtidigt som en annan definition som användes var att de levande individerna avgjorde täckningsgraden (Personlig kommunikation, Författare 1 15 januari 2019; Författare 2 21 mars 2019, Författare 3 17 januari 2019, Författare 4 20 januari 2019). Vid länsstyrelsens inventeringar under senare tid noteras bottnar som blåmusselbottnar om de understiger 30% täckning (OSPARS definition) men överstiger 5% (EU:s tidigare definition) (Lst VG, personlig kommunikation, 15 november 2018).

## Hotbild och populationspåverkan

De senaste åren har det kommit flera rapporter om att musselbankar håller på att minska i Europa (Herlyn & Millat, 2000; OSPAR commission, 2008a) men bakomliggande skäl till minskningen är fortfarande oklara. Genom en litteraturstudie har potentiella hot som kan bidra till en förändring av musslor i Sverige identifierats och studerats, och sammanfattas i Tabell 3.

Tabell 3: Potentiella hot mot *M. edulis*. Vilka effekter som hotet har, omfattningen (hur ofta hotet uppstår), hur allvarlig effekten blir och den sammanvägda påverkan. Den sammanvägda påverkan är klassad i 5 olika kategorier; starkt positiv (++), svag

positiv påverkan (+), ingen känd påverkan (0), svag negativ påverkan (-) och stark negativ påverkan (--). Rankingen är baserat på genomgången litteratur samt tidigare kunskap och behöver därför bekräftas då det blir en subjektiv bedömning.

	Hot	Typ av effekt	Omfattning	Effekt	Sammanvägd påverkan
<b>Övergödning</b>	Påväxt	Minskad rekrytering p.g.a. minskad yta hårt substrat (Diederich, 2005). Minskad tillväxt p.g.a. mer energiåtgång till att bilda starka byssustrådar (Seed & Suchanek, 1992) p.g.a. ökad friktion	Hög	Hög	--
	Födottillgång	Minskad födottillgång i och med minskad övergödning	Hög	Låg	-
<b>Biotoxiner och miljögifter</b>	Toxiner	Ökad dödlighet (Havsmiljöinstitutet, 2017). Försämrade fertilitet, försämrade larvutveckling (Granmo et al., 1988).	Okänt	Hög	-
	PAH	Mindre motståndskraft mot gifter p.g.a. förstörade lysosomer (Cajaraville et al., 1995)	Okänt	Okänt	0
	Övriga miljögifter	Okänt	Okänt	Okänt	0
<b>Klimatförändringar</b>		Ökad reproduktion	Hög	Låg	+
	Ökande sommartemperaturer	Ökad risk för sjukdomsutbrott (Statens Veterinärmedicinska Anstalt, 2018) Minskad tillväxt (Jansen et al., 2007) Minskad utbredning (Jansen et al., 2007) Mer påväxt	Låg	Hög	-
	Mer frekvent extremväder	Ökad överlevnad p.g.a. högre närsaltstillförsel från ökad avrinning.	Okänt	Låg	+
		Ökad dödlighet p.g.a. islossning (Dionne, 1998; Donker et al., 2015)	Låg	Hög	-

		Ökad dödlighet p.g.a mer frekventa stormar (fysisk förflyttning) Ökad dödlighet p.g.a ökad sedimentation från mer frekventa stormar --> kvävning (Dare & Edwards, 1976; Seed & Suchanek, 1992)			
	Generellt minskad Isläggning	Ökad överlevnad	Hög	Låg	+
	Havsförsurning	minskad motståndskraft mot sjukdomar och gifter (Gazeau et al., 2010; Andersen et al., 2017). Försämrade larvutveckling och sämre rekrytering (Gazeau et al., 2010; Ventura et al., 2016)	Hög	Hög	--
<b>Fysisk störning</b>	Exploatering muddring	Ökad dödlighet p.g.a. skörd Ökad dödlighet p.g.a. störning vid muddring Ökad dödlighet och försämrade nyrekrytering p.g.a. ökad sedimentation relaterad till muddring eller konstruktion (Jenneborg, 2005).	Låg	Hög	-
<b>Invasiva arter</b>	<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Ökad dödlighet hos larver p.g.a. predation (Havsmiljöinstitutet, 2016)	Låg	Hög	-
	<i>Crepidula fornicata</i>	Minskad tillväxt p.g.a. födokonkurrens (Thieltges, 2005) (Havs och Vatten myndigheten, 2005)	Låg	Låg	-
	<i>Magallana/Crasostrea gigas</i>	Ökad substratförekomst, (Diederich, 2005). Ökat predationsskydd (Diederich, 2005; Troost, 2009)	Hög	Låg	+
		Larviphagy (Troost, 2009) Födokonkurrens	Låg	Hög	-
<b>Predation och patogener</b>	Predation av sjöfågel	Ökad dödlighet	Låg	Hög	-
	Predation av evertrebrater	Ökad dödlighet	Låg	Hög	-
	Patogener	Minskad överlevnad p.g.a. ökad frekvens av sjukdomsutbrott (Statens Veterinärmedicinska Anstalt, 2018)	Låg	Hög	-

## Övergödning

En ökad sedimentation kan ha negativa effekter på musselbankar (Tabell 3). Risken för sedimentation ökar vid påväxt då påväxt kan minska flödes hastigheterna (Albrecht & Reise, 1994). Påväxt kan även skada bankarna genom att friktionskrafter från strömmar och vågor ökar, och musslorna måste då lägga mer energi på att producera starka byssustrådar (Seed & Suchanek, 1992). Ökad påväxt kan även påverka rekrytering då larver föredrar musselbankar som inte hade mycket påväxt av blåstång (*Fucus vesiculosus*) (Diederich, 2005). Påväxt är näringsbegränsad, och detta gör att övergödning kan orsaka mer påväxt. Även om näringsbelastningen på haven har minskat i Sverige är den fortfarande mycket stor. En minskning av övergödning innebär dock en minskning av födotillgång för musslorna.

## Biotoxiner och miljögifter

Vissa typer av plankton kan innehålla toxiner, som kan skada den marina faunan. Detta skedde på 80-talet, då en stor algblomning av arten *Prymnesium polyepis* orsakade ökad dödlighet hos marin fauna (Havsmiljöinstitutet, 2017). Norska studier pekar på att orsaken till blomningen bland annat berodde på förhöjd yttemperatur och en hög N/P-kvot (Gjøsæter et al., 2000). Eftersom övergödningen av de svenska vattnen har minskat över tid har också risken för att detta inträffar igen minskat, dock kan den ökande havstemperaturen ge gynnsamma förhållanden för en blomning (Tabell 3). Andra planktonblomningar, t.ex. vissa toxinproducerande dinoflagellatarter, är mer vanligt förekommande. Även om dessa kan orsaka Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP) hos människor (Svensson, 2003), verkar musslorna inte påverkas.

Blåmusslor används ofta som indikatorarter för miljögifter, då de är sessila och därför speglar belastningen i ett mindre område (Nyberg et al., 2014). Det finns dock ytterst lite dokumenterat om hur blåmusslan påverkas av ex. PCB, HCB, DDT m.m. PAH:er har dock bevisats ha en negativ effekt på musslor (*Mytilus galloprovincialis*) vilket kan göra musslorna mer mottagliga för andra gifter (Cajaraville et al., 1995).

## Klimatförändringar

Klimatet håller på att förändras, och detta påverkar våra hav. Havstemperaturen ökar och pH i havet förväntas minska med 0.14-0.35 enheter under 2000-talet enligt IPCC (Solomon et al.,

2007). Detta kommer att påverka stora delar av den marina faunan, däribland blåmusslan. Den ökade temperaturen under sommaren i Norden kan leda till minskad utbredning, och minskad tillväxt, då temperaturökningen kan leda till abiotisk stress (Jansen et al., 2007). Ökad temperatur kan dock också innebära att musslorna reproducerar sig fler gånger per år, vilket kan leda till en ökad nyrekrytering. Havsförurning kan göra blåmusslan mer mottaglig för sjukdomar (Gazeau et al., 2010; Andersen et al., 2017). Det livsstadie som verkar påverkas mest av förurningen är larverna, och förurning kan orsaka försämrade larvutveckling i form av tunnare skal, minskad tillväxt och mindre lyckad bottenfällning (Gazeau et al., 2010; Ventura et al., 2016). Thomsen et al. (2013) har dock funnit att även om musslorna påverkas av förurning så är födotillgången en viktigare faktor, och så länge det finns stor födotillgång verkar blåmusslan kunna upprätthålla en motståndskraft mot havsförurning (Thomsen et al., 2013), i alla fall i områden där stora fluktuationer i pCO<sub>2</sub> är vanligt förekommande.

Klimatförändringarna orsakar inte bara varmare hav och förurning, utan kan även orsaka extremväder i form av kallare vintrar och mer stormar. Kyla är i sig inte ett hot. Blåmusslor kan klara temperaturer ner till 0 grader (MARBIPP, 2018). Isläggning kan dock orsaka hög dödlighet genom mekanisk skada eller förflyttning av musslor vid islossning och kan ha stor effekt mellan latitud 48°-65° (Dionne, 1998; Donker et al., 2015). Stormar orsakar i sin tur inte bara mortalitet genom att musslorna slits bort, utan sedimentet som resuspenderas kan även kväva musslorna (Dare & Edwards, 1976; Seed & Suchanek, 1992), något som kan öka med minskande blåmusselbestånd då musselbankar stabiliserar sedimentet och minskar resuspension (OSPAR commission, 2008b).

### Fysisk störning

Grunda vikar är ett habitat som ofta är gynnsamt för musselbankar, men de är även attraktiva för människor, som gärna etablerar småbåtshamnar i dessa typer av områden. Dessa områden kräver dock ofta muddring, vilket orsakar en negativ effekt för musslorna pga direkt störning och ökade sedimentationen (Dare & Edwards, 1976; Seed & Suchanek, 1992). Musslor skadas även av yrkesfisket. Denna faktor är dock inte överhängande i Sverige, då endast ca 100 ton/år vilda musslor har skördats i Sverige de senaste tio åren. De senaste fem åren har denna siffra dessutom halverats (Livsmedelsverket, 2018).



## Invasiva arter

Stillahavsostromen anses vara invasiv (Dolmer et al., 2014), och en oro har funnits sedan etableringen i Sverige att Stillahavsostrom ska konkurrera ut våra inhemska mussel- och ostronbankar. Studier av Stillahavsostromens påverkan på inhemska bivalver och nischöverlapp (Diederich, 2005; Troost, 2009) visar att Stillahavsostrom och musslor verkar kunna samexistera, och mussellarver kan också bottenfälla på skal av Stillahavsostrom (Diederich, 2005) och få skydd mot predation av ostronen (Diederich, 2005; Troost, 2009). Studier har dock också visat att endast 0.1-1.3% av blåmussellarver överlever larviphagy av bivalver d.v.s. när adulta bivalver filtrerar in sina egna larver (Troost, 2009). Stillahavsostrom överlever dock larviphagy i betydligt högre grad (Troost, 2009).

Andra invasiva arter som är ett potentiellt hot mot blåmusslor är bland annat Ostronpest, *Crepidula fornicata*, och Amerikansk kammanet *Mnemiopsis leidyi*. Studier har visat att Ostronpest kan minska tillväxten och överlevnaden hos blåmussla (Thieltges, 2005) genom födokonkurrens (Havs och Vatten myndigheten, 2005). Den amerikanska kammaneten är en predator som livnär sig på zooplankton (Havsmiljöinstitutet, 2016), men även fisklarver och veligelarver, vilket kan orsaka minskad överlevnad och minskad bottenfällning.

## Predation och Patogener

Predation tros vara den begränsande faktorn för blåmusslans djuputbredning. Vanliga predatorer är strandkrabba, (*Carcinus maenas*), vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) och i vissa fall purpurnäcka (*Nucella lapillus*) (Holt, 1998). Musslor är även ett vanligt byte för sjöfåglar som ejder, *Somateria mollissima* och strandskata, *Haematopus ostralegus* (Nyström et al., 1991; Seed & Suchanek, 1992; Holt, 1998). Det finns dock inga indikationer på att dessa predatorer skulle ha blivit ett större problem de senaste åren. Tvärtom finns det indikationer på att ejdern har minskat, framförallt i Östersjön, men även på norra västkusten (Andersson & Tjernberg, 2012; Ekroos et al., 2012).

Blåmusslor kan även få sjukdomar och parasiter. Parasiten *Marteilia pararefringens* kom till Europa på 60-talet, och upptäcktes för första gången i Sverige 2009. Parasiten kan orsaka sjukdomen marteilios. Sjukdomen ligger latent under vinterhalvåret, och kan under sommaren orsaka dödlighet hos musslorna vid temperaturer över 17 grader (Statens Veterinärmedicinska Anstalt, 2018). Ökade temperaturer p.g.a. klimatförändringar kan göra så att dessa typer av utbrott blir allt vanligare (Statens Veterinärmedicinska Anstalt, 2018).

## Beståndsförstärkning av musselbankar

Alla lokaler hade en organisk halt under 2% ( $\mu=1.1$ ,  $\sigma = 0.49$ ), och en vattenhalt under 30% ( $\mu=20.8$ ,  $\sigma = 4.8$ ). Sedimentets vattenhalt (Brown-Forsythe,  $F_{2,5.32} = 3.959$ ,  $P = 0.089$ ) och halt av organiskt material (Brown-Forsythe,  $F_{2,7.21} = 2.569$ ,  $P = 0.144$ ) skiljde sig inte åt mellan lokaler. Starttäthet och sluttäthet av musslor skiljde sig inte åt mellan substrattyper inom lokalerna (Tabell 4), och samma mönster syntes för starttäckningsgrad och sluttäckningsgrad (Tabell 4). Substrattyp påverkade med andra ord inte överlevnaden av musslor. I den parvisa jämförelsen för substrat och storlek fanns inga signifikanta värden för starttäthet och sluttäthet (Holm-Bonferroni,  $P>0.05$ ). För starttäckningsgrad syntes inget mönster för substratpåverkan, dock syntes att minsta musslan hade mindre täckningsgrad än råmussla på alla lokaler (Holm-Bonferroni,  $P<0.05$ ). För sluttäckningsgrad hade mellanstormussla mindre täckningsgrad än råmussla på alla lokaler (Holm-Bonferroni,  $P<0.05$ ).

Tabell 4: p-värden, frihetsgrader (df) samt F-värde för starttäthet och starttäckningsgrad (december 2018), samt sluttäthet och sluttäckningsgrad (April 2019). Starttäthet, sluttäthet och sluttäckningsgrad analyserades med Brown-Forsythe. Starttäckningsgrad analyserades med en ANOVA.

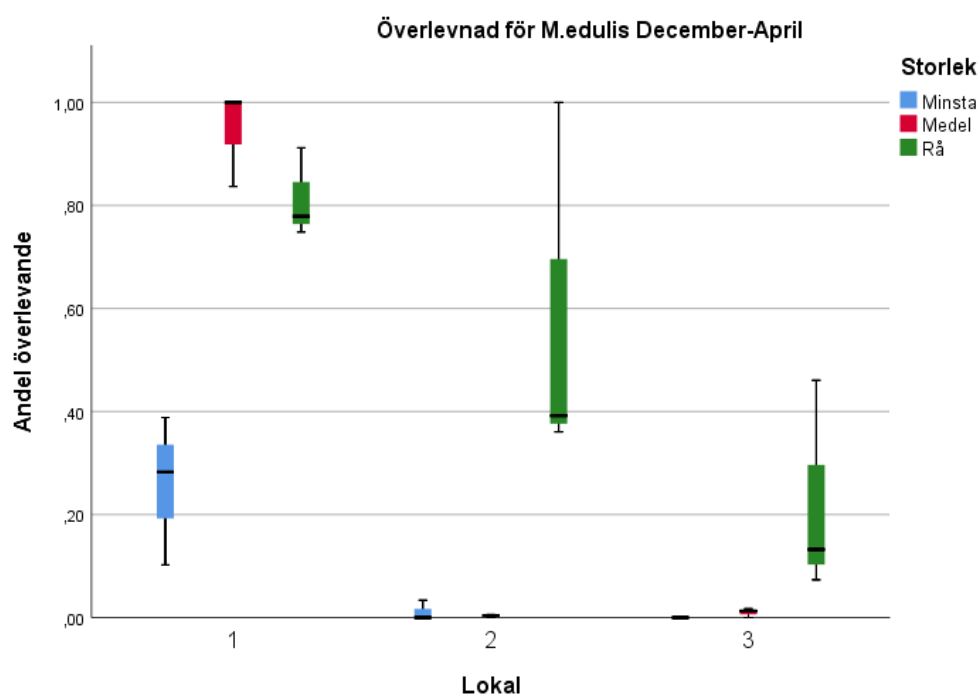
	Lokal	Faktor	df1, df2	F	P
Starttäthet	1	Storlek	2, 19.62	3.97	0.037
		Substrat	2, 20.59	3.36	0.055
		Storlek x substrat	8, 9.87	4.74	0.013
	2	Storlek	2, 18.66	14.35	<0.001
		Substrat	2, 29.15	0.64	0.536
		Storlek x substrat	8, 3.03	3.64	0.156
	3	Storlek	2, 25.37	39.45	<0.001
		Substrat	2, 34.74	1.23	0.304
		Storlek x substrat	8, 21.68	15.29	<0.001
Sluttäthet	1	Storlek	2, 25.98	6.77	0.004
		Substrat	2, 30.37	1.80	0.182
		Storlek x substrat	8, 11.18	3.45	0.030
	2	Storlek	2, 14.50	35.38	<0.001
		Substrat	2, 17.18	2.21	0.140
		Storlek x substrat	-	-	-
	3	Storlek	-	-	-
		Substrat	2, 13.62	3.22	0.072
		Storlek x substrat	-	-	-
Starttäckningsgrad	1	Storlek	2, 44	21.62	<0.001
		Substrat	2, 44	0.95	0.396
		Storlek x substrat	8, 44	7.56	<0.001
	2	Storlek	2, 39	15.50	<0.001

	3	Substrat	2, 39	0.20	0.821	
		Storlek x substrat	2, 39	8.62	<0.001	
		Storlek	2, 44	17.38	<0.001	
	Sluttäckningsgrad	1	Substrat	2, 44	0.71	0.499
			Storlek x substrat	8, 44	7.65	<0.001
			Storlek	2, 28.46	7.84	0.002
		2	Substrat	2, 30.15	0.20	0.082
			Storlek x substrat	8, 12.30	4.49	0.010
			Storlek	2, 14.16	53.36	<0.001
Substrat			2, 16.77	2.59	0.105	
Storlek x substrat			-	-	-	
Storlek			-	-	-	
3	Substrat	2, 21.89	1.71	0.204		
	Storlek x substrat	-	-	-		
	Storlek	-	-	-		

Överlevnaden var både lokal- och storleksberoende (Tabell 5, Figur 9). Lokal 1 hade generellt sett högre överlevnad än lokal 2 och 3 (Tamhane,  $P < 0.05$ , figur 9) men skiljde sig inte åt mellan lokal 2 och 3 (Tamhane,  $P > 0.05$ ). Råmusslan hade högre överlevnad än den minsta musslan (Tamhane,  $P = 0.005$ ) men skiljde sig inte från de mellanstora musslorna. Överlevnaden för mellanstora musslor och minsta musslorna skiljde sig inte heller. Inga signifikanta skillnader fanns vid den parvisa jämförelsen (Holm-Bonferroni,  $P > 0.05$ ).

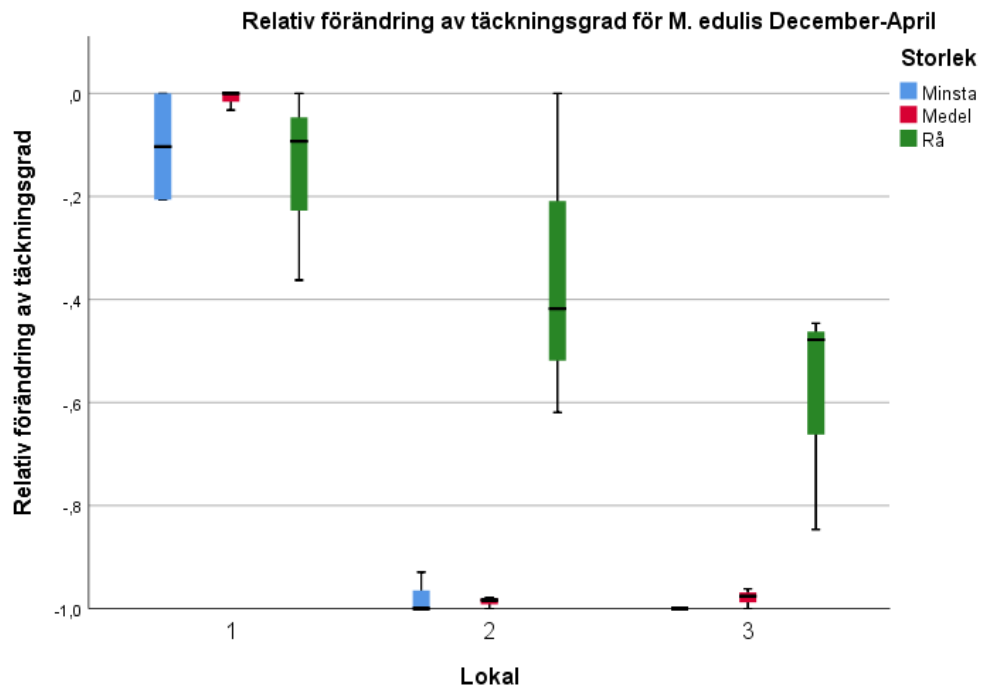
**Tabell 5:** resultatet av de statistiska testerna för överlevnad och relativ förändring i täckningsgrad. df är frihetsgrader. Överlevnad analyserades med Brown-Forsythe och Relativ förändring i täckningsgrad analyserades med en ANOVA.

	Faktor	df1, df2	F	P
Överlevnad	Lokal	2, 19.16	10.15	0.001
	Storlek	2, 15.88	4.00	0.039
	Lokal x Storlek	8, 10.36	0.86	0.579
Relativ förändring täckningsgrad	Lokal	2, 25	16.26	< 0.001
	Storlek	2, 25	3.88	0.035
	Lokal x Storlek	8, 25	0.98	0.481



Figur 9: Överlevnad [%] hos minsta (blå), medel (röd) och råmussla (grön) från december 2018 till april 2019

I likhet med överlevnad visade sig relativ förändring i täckningsgrad vara lokalberoende och storleksberoende (Tabell 5, Figur 10). Täckningsgraden på lokal 2 och 3 hade minskat mer än på lokal 1 (Tukey,  $P < 0.001$ ) (Figur 10). Täckningsgraden hade minskat mer för minsta musslan än för råmussla (Figur 10). Inga signifikanta skillnader fanns vid den parvisa jämförelsen (Holm-Bonferroni,  $P > 0.05$ ).



Figur 10: Förändring av täckningsgrad [%] hos minsta (blå), medel (röd) och råmussla (grön) från december 2018 till april 2019.

## Diskussion

Från det historiska datat sammanställt i detta projekt kunde förändringar i beståndsstorlek eller baseline för musselpopulationerna i Sverige inte fastställas. Det är inte osannolikt att musselpopulationerna i Sverige har minskat, men vad detta beror på och om det är en konsekvens av en naturlig förändring återstår att reda ut. De största hoten mot musslorna i Sverige är till skillnad från i Europa inte patogener eller exploatering, utan klimatförändringar. Beståndsförstärkning genom utläggning av musslor fungerar bäst om man använder sig av större musslor och val av lokal är avgörande för överlevnaden av musslorna.

### Populationstrender och hotbild

I detta projekt har stora brister i datat från historiska inventeringar identifierats. Vilka lokaler som har inventerats har varierat både geografiskt men också tidsmässigt, och uppföljningen av de inventerade lokalerna är begränsad. Utan en kontinuerlig tidslinje är det svårt att utvärdera variationer och trender för musselpopulationens utveckling. Majoriteten av de genomförda inventeringarna utgörs av karteringar, och endast förekomst av musslor har registrerats vid inventeringarna. Det saknas med andra ord kvantifieringar av täckningsgrad eller täthet av musslor. Det finns också en stor avsaknad av absence data. Denna typ av data är viktig då den gör det möjligt att se om musselbankarna förflyttat sig över tid. Avsaknaden av kvantifieringar av musseltäthet eller täckningsgrad, av absencedata och bristfällig uppföljning av tidigare inventerade lokaler gör att det inte går att fastställa om en minskning av musselbestånden har skett. En minskning av musselbestånden är inte osannolik, men utan tidsserier är det svårt att fastställa om orsaken till en eventuell minskning är naturlig eller ej. Det kan dock finnas viss möjlighet till förbättring av det insamlade historiska datat. Utifrån L-O Loos arbete (Loo et al., 2001) har ytterligare historiska rapporter identifierats (Appendix 1), men det har dessvärre inte gått att få tag i dessa rapporter i nuläget. Rapporterna kan dock vara värda att titta på för framtida studier.

Det största generella hotet mot blåmusslor idag verkar vara klimatförändringar. Havsförurning orsakar bland annat minskad motståndskraft mot sjukdomar, och det påverkar även larvutvecklingen. Eftersom havsförurning är ett globalt problem påverkar det även alla våra hav, och blir därför ett större hot än exempelvis påväxt, eftersom påväxt kan variera på lokal nivå. Den försämrade larvutvecklingen kan även orsaka sämre rekrytering på

befintliga musselbankar, och kan på så sätt orsaka en minskad täckningsgrad, då mortaliteten kommer vara högre än rekryteringen. En minskad täckningsgrad kan öka resuspension av sediment, vilket leder till en självförstärkande negativ cykel. Havsförsurningen orsakar alltså en synergieffekt eftersom den försämrade rekryteringen och motståndskraften kan göra att andra hot blir mer omfattande. Även den förväntade ökningen av temperatur påverkar, då det leder till ökad stress utöver ovannämnda effekter. Dessa hot kan påverka musselbankar i Sverige och globalt. Exploatering från yrkesfisket är dock inte ett stort hot för svenska musselbankar, även om det har en betydande effekt i Europa (OSPAR commission, 2010).

Under arbetets gång har även möjligheten av få ut data från Livsmedelsverket rörande exploatering av vilda musselbestånd undersökts, men de har på grund av hög arbetsbelastning inte haft tid att förse oss med den informationen ännu. Sådan data skulle kunna innehålla betydande tidsserier från flera områden, där man ev. kan studera ökning/minskning av bestånden på lokal nivå.

## Framtida övervakning av musselbestånd

Både OSPAR och Art och Habitat direktivet har endast funnits sedan 90-talet (Council of the European Union, 1992; OSPAR commission, 2015), och OSPARs definition av musselbankar kom så sent som 2004, trots att konventionen funnits sedan 1992 (OSPAR commission, 2005b). Detta gör att definitionen av musselbank innan 90-talet var ännu mer otydlig. Bland de genomgångna rapporterna (Appendix 1) använder vissa rapporter från de senaste 10 åren sig av OSPARs eller Art- och habitatdirektivets definitioner (Loo & Pleijel, 2008; Wernbo & Calderon, 2015), men det är långt ifrån alla som gör detta och ju äldre rapport, desto mer diffus är definitionen av vad som observerats. Olika författare har också haft olika definitioner av vad som klassas som musselbank. Även om de flesta är överens om att gränsdragningen borde baseras på täckningsgrad är det delade meningar om vid vilken procent täckning som en miljö ska klassas som musselbank.

Om definitionerna av musselbank inom OSPAR, EU och Vadehavet och de olika definitioner som olika författare har använt sig av jämförs så skiljer sig gränsdragningen för täckningsgrad med 95%. Detta gör att en del problem kan uppstå, t.ex. då hela Sverige innefattas av Art och habitat direktivet, men endast Skagerrak och Kattegatt innefattas i OSPAR-området (OSPAR commission, 2008c). Detta tas hänsyn till i Länsstyrelsen i Västra Götalands definition (Tabell

2), men hur detta hanteras av andra myndigheter är oklart. Det finns även ett problem med att de flesta definitioner endast har tagit med täckningsgrad som variabel. Tjockleken på musselbankar kan fluktuera (Härkönen, 1981), och detta tas inte med i beräkningen i dessa definitioner. Oavsett tjocklek på musselbank kommer täckningsgraden bli densamma, och detta kan göra att man missar en eventuell minskning av musslor i en musselbank (Författare 3, personlig kommunikation, 17 januari 2019).

Baserat på de definitioner av musselbankar som granskats i detta arbete har 4 kriterier identifierats som är viktiga för att kunna definiera en musselbank. Det första kriteriet är täckningsgrad. Om man vid insamling av data noterar täckningsgrader av musslor på ett strukturerat sätt enligt en fastställd metodik så kan man senare vid databearbetning applicera en definition på sin data. Detta gör att man kommer kunna använda samma inventering till flera syften, då data kan sorteras och klassificeras för olika ändamål. Ett annat kriterium som är viktigt är storleken på en bank. Om storleken på bank noteras kan förändring i utbredning studeras vid uppföljning. Avståndet mellan bankar är även det en viktig faktor, liksom att definiera hur patcher med musslor ska hanteras. Om avståndet inte noteras riskerar man att göra en subjektiv bedömning av musselbankarna, och något som enligt en definition hade setts som en stor bank kanske enligt en annan är flera separata mindre bankar. Till sist är det viktigt att notera om man tittar på döda eller levande musslor. I många fall är det i nuläget oklart när man har antecknat täckningsgrad om man menar täckningsgrad av levande musslor eller av skal. Både levande och döda musslor kan ha en viktig roll som habitat (bl.a. då båda utgör en hård yta på mjuka bottenar), och genom att notera detta kan man även lättare upptäcka när en bank håller på att försvinna. Även frånvaro av musslor är värdefull information.

Resultatet av metodanalysen i denna rapport tyder på att en gemensam definition och gemensamma protokoll för inventering av musselbankar behöver utvecklas. Metoden för musselinventering har hittills inte varit konsekvent över tid, utan har varit olika beroende på budget, tidsepok, vem som har inventerat och mål med inventeringen. Baserat på metoderna som har undersökts i denna studie rekommenderas att man vid inventering av grunda bottenar använder vattenkikare, medan man vid inventering av djupare bottenar kan använda sig av filmning eller undervattenskamera, kombinerat med dyk, detta för att höja datakvalitén. Vilken av dessa metoder som används kommer att bero på vilket område som inventeras (djup) och budget, men det beror även på i vilket syfte man gör inventeringen (är det en översiktlig



kartering eller en lokalt ingående studie?). Syfte och lokala förutsättningar borde avgöra vilket protokoll som används.

Att skifta mot mer digitala metoder är bra då detta resulterar i data som kan lagras och följas upp. I nuläget saknas dock en gemensam plats för datalagring av video och bilder, och det saknas även struktur över arkivering av historiska rapporter. I nuläget har i vissa fall varken författare eller uppdragsgivare tillgång till rapporter som endast är 30 år gamla. Data från video och bild hamnar även lätt i någon källare vid pension eller slängs. Det finns därför ett stort behov av att strukturera upp datavårdskap för att säkerställa att inventeringarna bevaras och finns tillgängliga och att kunskapen inte går förlorad.

## Beståndsförstärkning av musselbankar

I beståndsförstärkningsförsöket observerades stora skillnader i överlevnad mellan lokaler. Att lokal 2 skiljde sig från lokal 1 var något som märktes redan vid uppföljningen i februari. På flertalet provrutor med mellanstora och de minsta musslorna var nästan alla musslor borta. Provrutorna med råmussla hade dock inte minskat lika mycket i täckningsgrad. Samma mönster märktes på lokal 3 vid uppföljningen i april. Vid försökets start i november 2018 noterades stora flockar av ejder på lokal 2, och vid uppföljningen i april noterades även ejder vid lokal 3, något som inte hade noterats under utplacering av lokalerna eller vid uppföljningen i februari. Ejderpredation är en trolig förklaring till minskningen, då studier har visat att ejdrar föredrar musslor som är mindre än 40 mm (Bustnes & Erikstad, 1990; Nyström et al., 1991; Hamilton & Nudds, 1999). Detta mått överensstämmer även med medellängden för våra mellanstora musslor (Figur 2). Förklaringen till denna födoselektion tros vara att ejdern vill minimera skal- och saltintag (Bustnes & Erikstad, 1990; Nyström et al., 1991). Genom att välja mindre musslor får de även ut mer kött i förhållande till skal (Bustnes & Erikstad, 1990). Vid beståndsförstärkning rekommenderas därför användning av musslor >40 mm.

Vid uppföljningen av fältförsöket i februari 2019 noterades att flertalet kollektorer hade fått så pass mycket påväxt att det var svårt att bedöma täthet och täckningsgrad. Detta märktes tydligast på kollektorerna med ben, men kollektorer utan ben hade även de fått märkbart med påväxt. Kollektorerna rensades därför från påväxt innan uppföljningen i april. Orsaken till den stora mängden påväxt är oklar, men det finns flera faktorer som kan påverka detta. Kollektorerna i sig medför en ökad tillgång till hårda ytor, något som skulle kunna förklara

varför kollektorerna utan ben hade mer påväxt än bottenbehandlingarna. Förklaringen till varför vissa behandlingar har mer påväxt än andra skulle också kunna bero på sedimentation. Kollektorerna på ben kommer, genom att de är upphöjda, både exponeras för mer ljus samt att sedimentationen inte kommer vara lika påtaglig och därmed inte begränsa påväxten. Det är också viktigt att poängtera att man från denna studie endast kan dra slutsatser om effekt över vintermånaderna. Predation från sjöstjärnor och strandkrabbor kan komma att påverka överlevnaden under sommarmånaderna, och detta gör att fortsatta studier krävs, framförallt för att se om effekten av en upphöjd kollektor kan påverka evertebratpredation.

Även om lokalerna inte visade någon signifikant skillnad i vattenhalt eller organisk halt märktes en tydlig skillnad mellan lokal 2 och resterande lokaler. Lokal 2 hade högre organisk halt än resterande lokaler, och sedimentet var lerigt och man sjönk lätt ner. Sedimenttypen verkar inte ha någon påverkan på resultatet, men för att underlätta fältarbete rekommenderas att hänsyn tas till hur lätt lokalen är att arbeta på. Gällande den organiska halten i sedimentet ligger alla 3 lokaler under 2% vilket indikerar att sedimenten är gyttjefria (Leonardsson & Evans, 2005). Vattenhalten och den organiska halten överensstämmer med andra grunda vikar på västkusten (Pihl & Ulmestrand, 1989; Norling et al., 2015). Detta gör att försöket kan vara representativt för andra grunda vikar längs med västkusten, och kommer kunna användas som bakgrund för beståndsförstärkning på resten av västkusten.

## Slutsats

Att avgöra om musslorna faktiskt har minskat längs med svenska västkusten är svårt p.g.a. bristande data. De inventeringar som genomförts har använt sig av olika metoder och återbesök av lokaler har varit sporadiska, vilket gör att tidsserier saknas. Definitionen av musselbankar varierar också vilket gör det svårt att följa utvecklingen av musselbankar i historiska arkiv. Det finns därför ett behov av utveckling av standardiserade inventeringsmetoder och protokoll för olika typer av undersökningar, där man från myndighetshåll rekommenderar vilken definition och vilken metod som ska användas vid olika typer av inventeringar av svenska musselbankar. I vissa fall kan flera definitioner behöva tillämpas, ex. på västkusten då OSPAR-områden och N2000-områden ofta överlappar

Klimatförändringar utgör ett stort hot mot *M. edulis*. En synergieffekt av ökad temperatur och försurning minskar fitness hos musslorna vilket gör dem mer mottagliga för sjukdomar och gifter. Tunnare skal p.g.a. försurning kan även göra så att de blir mer attraktiva som byten. Då försurningen påverkar larvstadiet kan dessutom bottenfällningen påverkas. Minskad övergödning skulle också kunna utgöra ett potentiellt hot då tillgången till föda minskar. Det krävs dock fortsatta studier för att klargöra detta.

För att lyckas med beståndsförstärkning av blåmusslor är val av lokal och storlek på mussla viktiga faktorer. Lokalval kan påverka både risken för predation, t.ex. av ejder, samt kan påverka arbetet vid anläggning av musslor.

# Tack

Tack till mina handledare Åsa Strand på IVL svenska miljöinstitutet och Mats Lindegarth på Göteborgs Universitet, som har bidragit med värdefulla insikter. Tack till Anna-Lisa Wrangé som har kunnat hjälpa till med det mesta på forskningsstationen och på Göteborgskontoret. Tack till 8-fjordar och Miljöteknik i Väst som har gjort tiden i fält till roliga stunder, även vid is och minusgrader. Stort tack till Anders G. Olsson på Länsstyrelsen Västra Götaland för tillhandahållande av data och hjälp med att hitta gamla rapporter. Sist av allt vill jag tacka alla författare som har tagit sig tiden att svara på mina frågor om ibland 40 år gamla inventeringar.

## Referenser

- 8-fjordar. (2019). Små musslor, stor miljönnytta. Retrieved from <http://www.8fjordar.se/miljo/musslor>
- Albrecht, A., & Reise, K. (1994). Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 48(2), 243.
- Andersen, S., Grefsrud, E. S., Mortensen, S., Naustvoll, L. J., Strand, Ø., Strohmeier, T., & Sælemyr, L. (2017). Meldinger om blåskjell som er forsvunnet—oppsummering for 2016.
- Andersson, Å., & Tjernberg, M. (2012). *Somateria mollissima* Ejder. *Artfakta, ArtDatabanken*, 4.
- Bustnes, J. O., & Erikstad, K. E. (1990). Size selection of common mussels, *Mytilus edulis*, by common eiders, *Somateria mollissima*: energy maximization or shell weight minimization? *Canadian Journal of Zoology*, 68(11), 2280-2283.
- Cajaraville, M., Abascal, I., Etxeberria, M., & Marigómez, I. (1995). Lysosomes as cellular markers of environmental pollution: Time- and dose-dependent responses of the digestive lysosomal system of mussels after petroleum hydrocarbon exposure. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 10(1), 1-8.
- Capelle, J. J., Wijsman, J. W. M., Schellekens, T., van Stralen, M. R., Herman, P. M. J., & Smaal, A. C. (2014). Spatial organisation and biomass development after relaying of mussel seed. *Journal of Sea Research*, 85, 395-403. doi:10.1016/j.seares.2013.07.011
- Common Wadden Sea Secretariat, & Trilateral Monitoring and Assessment Group. (2002). *Second TMAP Blue Mussel Workshop*. Paper presented at the TMAP Blue Mussel Workshop
- Ameland.
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (1992).
- Dare, P., & Edwards, D. (1976). Experiments on the survival, growth and yield of relaid seed mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Menai Straits, North Wales. *ICES Journal of Marine Science*, 37(1), 16-28.
- de Paoli, H., van de Koppel, J., van Der Zee, E., Kangeri, A., van Belzen, J., Holthuijsen, S., . . . van Der Heide, T. (2015). Processes limiting mussel bed restoration in the Wadden-Sea. *Journal of Sea Research*, 103(C), 42-49. doi:10.1016/j.seares.2015.05.008
- de Vlas, J., Brinkman, B., Buschbaum, C., Dankers, N., Herlyn, M., Kristensen, P., . . . Wehrmann, A. (2005). Intertidal blue mussel beds. In (pp. 190-200).
- Diederich, S. (2005). *Differential recruitment of introduced Pacific oysters and native mussels at the North Sea coast: Coexistence possible?* (Vol. 53).
- Dionne, J.-C. (1998). Sedimentary structures made by shore ice in muddy tidal-flat deposits, St. Lawrence estuary, Québec. *Sedimentary Geology*, 116(3), 261-274. doi:10.1016/S0037-0738(97)00109-7
- Dolmer, P., Holm, M. W., Strand, Å., Lindegarth, S., Bodvin, T., Norling, P., & Mortensen, S. (2014). The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters: A risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions. *Fisken Og Havet*(2).
- Donker, J., van der Vegt, M., & Hoekstra, P. (2015). Erosion of an intertidal mussel bed by ice- and wave-action. *Continental Shelf Research*, 106, 60-69.
- Ekroos, J., Fox, A. D., Christensen, T. K., Petersen, I. K., Kilpi, M., Jónsson, J. E., . . . De Boer, P. (2012). Declines amongst breeding Eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway/Haahkan viimeaikainen kannankehitys Itamerella ja Vattimerella. *Ornis Fennica*, 89(2), 81-91.
- European commission. (2007). Interpretation manual of European Union habitats. (EUR27), 144.
- FAO. (2019). Species Fact Sheet; *Mytilus edulis*. Retrieved from <http://www.fao.org/fishery/species/2688/en>
- Gazeau, F., Gattuso, J.-P., Dawber, C., Pronker, A., Peene, F., Peene, J., . . . Middelburg, J. (2010). Effect of ocean acidification on the early life stages of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Biogeosciences*, 7(7), 2051-2060.

- Gjøsæter, J., Lekve, K., Stenseth, N. C., Leinaas, H., Christie, H., Dahl, E., . . . Paasche, E. (2000). A long-term perspective on the Chrysochromulina bloom on the Norwegian Skagerrak coast 1988: a catastrophe or an innocent incident? *Marine Ecology Progress Series*, 207, 201-218. doi:10.3354/meps207201
- Granmo, Å., Havenhand, J., Magnusson, K., & Svane, I. (1988). Effects of the planktonic flagellate Chrysochromulina polylepis Manton et Park on fertilization and early development of the ascidian Ciona intestinalis (L.) and the blue mussel Mytilus edulis L. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 124(1), 65-71.
- Hamilton, D. J., & Nudds, T. D. (1999). Size-Selective Predation of Blue Mussels (Mytilus edulis) by Common Eiders (Somateria mollissima) under Controlled Field Conditions. *The Auk*, 116(2), 403-416. doi:10.2307/4089374
- Havs och Vatten myndigheten. (2005). Ostronpest (*Crepidula fornicata*). Retrieved from [https://www.havochvatten.se/download/18.21aefcd7150f8b6c38f986a2/1448532865701/fakta\\_blad-crepidula-fornicata-ostronpest.pdf](https://www.havochvatten.se/download/18.21aefcd7150f8b6c38f986a2/1448532865701/fakta_blad-crepidula-fornicata-ostronpest.pdf)
- Havsmiljöinstitutet. (2016). *Havet 2015/2016*.
- Havsmiljöinstitutet. (2017). *Havet 1988*.
- Herlyn, M., & Millat, G. (2000). Decline of the intertidal blue mussel (*Mytilus edulis*) stock at the coast of Lower Saxony (Wadden sea) and influence of mussel fishery on the development of young mussel beds. *Hydrobiologia*, 426, 203-210. doi:10.1023/A:1003922629403
- Holt, T. (1998). *Biogenic reefs: an overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*: UK Marine SACs Project.
- Härkönen, T. (1981). *Vattensystemet i området: Råssö till Havstensund med Sannäsfjorden*. (ISSN 0280 – 2538).
- Jansen, J., Pronker, A., Kube, S., Sokolowski, A., Sola, J., Marquiegui, M., . . . Hummel, H. (2007). Geographic and seasonal patterns and limits on the adaptive response to temperature of European Mytilus spp. and Macoma balthica populations. *Oecologia*, 154(1), 23-34. doi:10.1007/s00442-007-0808-x
- Jenneborg, L.-H. (2005). *Marinbiologisk undersökning - Marina bottnar inom Orust kommun år 2004*.
- Jenneborg, L.-H. (2007). *Marinbiologisk undersökning : utbredning av blåmusselbankar inom Göteborgs skärgård*.
- Leonardsson, K., & Evans, S. (2005). *Sediment - basundersökning*.
- Livsmedelsverket. (2018). *Total svensk produktion (kg) av blåmussla*.
- Loo, L.-O., Persson, L.-E., & Samuelsson, K. (2001). Inventering av marin natur - Metoder för svenska havsområden. *Naturvårdsverket Rapport, 2001, Iss. 5162, pp. 1-180*(5162), 1-180.
- Loo, L.-O., & Pleijel, F. (2008). *Marinbiologisk undersökning av Sannäsfjorden. Naturinventeringar. Naturinventeringar, Västra Götalands Län, 2008*.
- MARBIPP. (2018). *Känslighet*. Retrieved from <https://www.marbipp.tmbi.gu.se/2biotop/4musslor/7kanslig/1.html>
- Marencic, H. (2009). *The Wadden Sea - Introduction. Thematic Report* Retrieved from Wilhelmshaven, Germany:
- Norling, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S., & Strand, Å. (2015). Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. *Marine Ecology Progress Series*, 518, 123-138.
- Nyberg, E., Bignert, A., & Danielsson, S. (2014). *Metaller och organiska miljögifter i blåmussla*.
- Nyström, K. K., Pehrsson, O., & Broman, D. (1991). Food of juvenile Common Eiders (Somateria mollissima) in areas of high and low salinity. *The Auk*, 108(02), 250-256.
- OSPAR commission. (2005a). *Annex 6*. Paper presented at the Meeting of the working group on marine protected areas species and habitats (MASH), Bristol.
- OSPAR commission. (2005b). *Summary record*. Paper presented at the Meeting of the working group on marine protected areas species and habitats (MASH) Bristol.
- OSPAR commission. (2008a). *Case Reports for the OSPAR List of threatened and/or declining species and habitats. Biodiversity series, 261*.

- Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats, (2008b).
- OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and habitats, (2008c).
- OSPAR commission. (2010). Intertidal *Mytilus edulis* beds on mixed and sandy sediments *Case Reports for the OSPAR List of threatened and/or declining species and habitats*. Retrieved from [https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/Species/p0010\\_supplements/CH10\\_03\\_Intertidal\\_mytilus\\_edulis.pdf](https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/Species/p0010_supplements/CH10_03_Intertidal_mytilus_edulis.pdf).
- OSPAR commission. (2015). *Background document on Intertidal Mytilus edulis beds on mixed and sandy sediments* (978-1-909159-79-2). Retrieved from
- Pihl, L., & Ulmestrand, M. (1989). Biologisk inventering av kustvatten områden i Uddevalla kommun. *Uddevalla: Rapport till Uddevalla kommun (In Swedish, Biological inventory of coastal zone areas)*.
- Pleijel, F., & Strand, M. (2016). *Mytilus edulis*, Blåmussla. *Artfakta, ArtDatabanken*.
- Seed, R., & Suchanek, T. H. (1992). Population and community ecology of *Mytilus*. *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*, 25, 87-170.
- SMHI. (2013, 030818). Tidvatten. Retrieved from <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/tidvatten-1.321>
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., . . . Miller, H. (2007). IPCC fourth assessment report (AR4). *Climate change*.
- Statens Veterinärmedicinska Anstalt. (2018). Marteiliös hos ostron och blåmussla. Retrieved from <https://www.sva.se/djurhalsa/fisk/sjukdomar-hos-musslor-och-ostron/marteilios-hos-ostron-och-blamussla>
- Stoeck, T., & Albers, B. P. (2000). Microbial biomass and activity in the vicinity of a mussel bed built up by the blue mussel *Mytilus edulis*. *Helgoland marine research*, 54(1), 39.
- Svensson, S. (2003). *Effects, dynamics and management of okadaic acid in blue mussels, Mytilus edulis*: Göteborg University, Department of Zoology-Zoophysiology.
- Thieltges, D. (2005). Impact of an invader: epizootic American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces survival and growth in European mussels. *Marine Ecology Progress Series*, 286, 13-19.
- Thomsen, J., Casties, I., Pansch, C., Körtzinger, A., & Melzner, F. (2013). Food availability outweighs ocean acidification effects in juvenile *Mytilus edulis*: laboratory and field experiments. *Global Change Biology*, 19(4), 1017-1027. doi:10.1111/gcb.12109
- Troost, K. (2009). *Pacific Oysters in Dutch Estuaries, Causes of Success and Consequences for Native Bivalves*. University of Groningen,
- Ventura, A., Schulz, S., & Dupont, S. (2016). Maintained larval growth in mussel larvae exposed to acidified under-saturated seawater. *Scientific Reports*, 2016, Vol. 6, 6.
- Wernbo, A., & Calderon, D. (2015). Återetablering av musselbankar i Kungälv. 15. Retrieved from <http://www.8fjordar.se/images/Pdf/MUSRAP15.pdf>.
- Winter, J. E. (1973). The filtration rate of *Mytilus edulis* and its dependence on algal concentration, measured by a continuous automatic recording apparatus. *Marine Biology*, 22(4), 317-328. Retrieved from <https://doi.org/10.1007/BF00391388>. doi:10.1007/BF00391388

# Appendix 1

## Litteraturlista över historiska rapporter 1971-2015

År	Författare	Titel
1971	Elmer, S. och Frizell, B.	Beståndsanalys av <i>Mytilus edulis</i> på mjukbottnar i Byfjorden
1975	Hansson, H.	Kosterrännan och de grundare havsområdena inom Strömstads kommun
1978	Afzelius, L.	Tjärnöarkipelagen del III marin fauna
1979	Fransén, S.	Gåsö-arkipelagen Vegetationsbeskrivning
1979	Degerman, E. och Lagenfelt, I.	Fiskeribiologisk inventering av grunda havsvikar i Stenungsunds kommun
1982	Thörnelöf, E. och Lagenfelt, I.	Fiskeribiologisk inventering av grunda havsområden i Kungälv kommun
1983	Härkönen, T.	Bottenfaunan i området Råssö-Sannäsfjorden
1983	Langenfelt, I. och Höglind, K.	Fiske och grundområden - en inventering av kustnära vatten i Strömstad kommun
1983	Loo, L.O.	Inventering av fauna på grunda och djupa bottnar i skärgården mellan Havstensund och Fjällbacka. Naturinventeringar i Göteborg och Bohus län 1988:5
1983	Länsstyrelsen	Kustfisket i Göteborgs och Bohus län (rapport 2)
1983	Pihl, L., Elmer, S., Rosenberg, R.	Kusten - Biologisk undersökning och kartering (Lysekils kommun)
1984	Lagenfelt, I.	Grunda mjukbottnar i Bohuslän
1988	Pleijel, F.	Inventering av havsbottnarna mellan fjällbacka och bovallstrand
1989	Lagenfelt, I.	Öckerö kommun Fiskeri och Marinbiologisk inventering
1989	Ulmestrand, M. och Pihl, L.	Biologisk inventering av kustvattenområden i Uddevalla kommun
1994	Jenneborg, L.H.	Marina Grunda bottnar
1999	Lagenfelt, I.	Sunningsundsbron 1997-1999
1999	Haamer, J.	Inventering av de vilda blåmusselbestånden vid västkusten
2002	Kilnäs, M., Länsstyrelsen	Strandskydd i Öckerö kommun
2002	Nilsson, P.	Undersökningar av marina naturtyper i Starekilen och Saltverksbukten, Strömstad kommun, sommaren 2002
2005	Jenneborg, L.H.	Marinbiologisk undersökning - Marina bottnar inom Orust kommun år 2004



<b>2007</b>	Jenneborg, L.H., Göteborgs stad	Utbredning av blåmusselbankar inom Göteborgs skärgård
<b>2008</b>	Loo, L.O. och Pleijel, F.	Marinbiologisk undersökning av Sannäs fjorden
<b>2009</b>	Rydbeck, S. Norén, F.	Musselbank – Nordre älv Undersökning av bestånd, utbredning samt miljögifter
<b>2012</b>	Adolfsson, P.	Lokalisering av nio nya mussellokaler för toxinkontroll. Uppdrag av Länsstyrelsen Västra Götalands län
<b>2013</b>	Marine monitoring	Marinbiologisk inventering av Bållevik-Kastet, Uddevalla kommun
<b>2013</b>	Marine monitoring	Marinbiologisk inventering av Sunds hall, Uddevalla kommun
<b>2015</b>	Wernbo, A. och Calderon, D.	Återetablering av musselbankar i Kungälv

### Litteraturlista över historiska rapporter som inte kunnat lokaliseras (1983-1995)

År	Författare	Titel
<b>1983</b>	Loo, L.O., Rosenberg, R.	Settling of <i>Mytilus edulis</i> at some localities on the Swedish west coast 1981 and 82. Meddelande Havsfiskelaboratoriet, Lysekil.
<b>1984</b>	Lagenfelt, I.	Fiske och grundområden - en inventering av kustnära vatten i Sotenäs kommun . Fiskenämden i Göteborgs och Bohus län
<b>1984</b>	Rödström, E.M., Loo, L.O.	Inventering av Kosteröarnas södra skärgård. Naturinventeringar Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus Län
<b>1986</b>	Jenneborg, L.H.	Inventering av marina bentossamhällen inom Göteborgs skärgård
<b>1987</b>	Lagenfelt, I.	Torshamns skärgård
<b>1989</b>	Jenneborg, L.H.	Marina bentossamhällen inom Göteborgs och Öckerö Kommuner- undersökningsprogram inom den regionala kustvattenkontrollen. Rapport till Göta Älvs Vattenvårdsförbund
<b>1990</b>	Ulmestrand, M.	Kartering och besiktning av grundområdet Svälte Kile, Uddevalla Kommun
<b>1991</b>	Ingenjörer, B.A.	Marina bentossamhällen inom Göteborgs och Öckerö Kommuner, kommentarer till digitalkarta över marina bottnar
<b>1993</b>	Ingenjörer, B.A., Jenneborg, L.H.	Marina bottnar inom Tjörns Kommun, kommentarer till digitalkarta
<b>1994</b>	Loo, L.O, Isaksson, I., Lutervall, P.L., Hansson, L.J.	Inventering av grundare havsområden vid Hallands Väderö. Rapport till Länsstyrelsen i Kristianstad
<b>1995</b>	Jenneborg, L.H.	Kartläggning av marina bottnar i Askeröfjorden. Stenungsunds kommun