



I Mats Wærns kölvatten

Uppföljning av vattenkemi, siktdjup och vegetation på mjukbottnar i Östhammars skärgård

Åren 1965, 1991 och 2021

På uppdrag av **Stockholms Universitets Östersjöcentrum,**
med finansiering av **BalticWaters2030**

TITEL	I Mats Wærns kölvatten - uppföljning av vattenkemi, siktdjup och vegetation på mjukbottnar i Östhammars skärgård, åren 1965, 1991 och 2021
RAPPORTNUMMER	2022 (projekt 1674 +A)
BESTÄLLARE	Stockholms universitets Östersjöcentrum
UPPDRAGSANSVARIG	Peter Ridderstolpe, WRS
FÖRFATTARE	Peter Ridderstolpe, WRS; Magnus Karlsson, KEAB; Joakim Hansen, Stockholms universitet
GRANSKNING	Linda Kumblad, Stockholms universitet
UTGÅVA/STATUS	Slutversion 2022-11-30
DATUM	2022-11-30
BILDER	Omslag: Max Sahlström. Sid. 15–31: Peter Ridderstolpe om inget annat anges

Sammanfattning

Denna rapport redovisar en unik jämförelse av växtnäring, siktdjup och bottenvegetation från tre olika tillfällen över en nästan 60 år lång period i ett skärgårdsområde utanför Östhammar och Hallstavik i södra Bottniska viken. Den första undersökningen genomfördes av marinbotanisten Mats Wærn 1965 och är en av de äldsta studierna som genomförts av miljösituationen i Östersjöns skärgårdsområden. Nästan tjugofem år senare, 1991, upprepade Peter Ridderstolpe Wærns undersökning. Genom stiftelsen *BalticWaters2030* och projektet *Levande vikar* skapades möjligheten att återupprepa Wærns och Ridderstolpes studier år 2021.

Vid jämförelse mellan de tre undersökningstillfällena framträder att vattenkvaliteten i ytterskärgården tydligt har förändrats mot mer näringsrika förhållanden. Fosforhalten (Tot-P) i ytterskärgården har nästan fördubblats från 9–10 µg/l år 1965 till 16–20 µg/l år 2021. Samtidigt har siktdjupet halverats från 6–7 m till 3–4 m. Denna förändring överensstämmer väl med den generella bild som redovisats i flera andra studier om att Östersjön, inklusive södra Bottniska viken, blivit allt mer övergödd.

I det norra inre skärgårdsområdet runt Östhammars tätort syns däremot inga förbättringar i vattenkvalitet trots att utsläppen från tätorten minskat radikalt sedan Wærns tid. Fjärdarna i den inre skärgården uppvisar idag ungefär samma grumlighet och näringsnivåer som på 1960- och 1990-talet. I mellanskärgården ses heller inga förändringar i siktdjup och näringsnivåer. Påverkan från en alltmer övergödd utsjö kan vara en del av förklaringen. Men Östersjöns ekosystem har genomgått flera andra stora förändringar och både bebyggelse och infrastruktur har tillkommit i skärgården, vilket också kan ha bidragit till att vattenkvaliteten inte förbättrats.

Bottenvegetation har genomgått tydliga förändringar i sammansättning över tid. Arterna hornsärv och havsnajas har ökat markant i de studerade grunda vikarna. Mängden ålstate tenderade också till att vara högre år 2021, medan kransalger minskat, särskilt i ett av de undersökta områdena, Långalmsfjärden.

Den observerade ökningen av hornsärv stämmer väl överens med tidigare slutsatser om arten som snabbväxande och gynnad av mänsklig påverkan i form av övergödning och grumligt vatten. Även havsnajas anses vara gynnad av förhöjda näringshalter och tålig mot övergödning. Båda arterna påverkas dessutom positivt av varmare vattentemperaturer, vilket kan vara en delförklaring till ökningen av arterna över tid. Den kraftiga minskningen av kransalger i Långalmsfjärden stärker tidigare studier som visat liknande negativ utveckling för flera kransalger vid Östersjöns kuster. En förklaring kan vara att kransalgerna påverkas märkbart negativt av övergödning och andra aktiviteter som leder till ökad grumling, sedimentering och försämrat ljusklimat, exempelvis muddringar och intensiv båttrafik.

I de undersökta vikar som angränsar till fjärden utanför Hallstavik har mjukbottnarnas vegetation förändrats till en mer artrik sammansättning 2021 jämfört med situationen på 1960-talet, med flera nyetablerade arter. Fjärden tar bland annat emot industriellt processvatten från Hallsta pappersbruk och de förbättringar i bottenvegetation som noterats i detta område kan antagligen förklaras av de utsläppsreducerande åtgärder som vidtagits vid pappersbruket som bland annat lett till minskad sedimentering och ett förbättrat ljusklimat för den fastsittande vegetationen.

Den översiktliga karteringen som gjordes i skärgårdsområdet indikerar att den bottenlevande algen svartskinna fanns på många mjukbottnar mellan 2–4 meters djup på 1960-talet. Vid undersökningen 1991 upptäcktes levande svartskinna endast på två lokaler, varav den ena var i Långalmsfjärden. På övriga mjukbottnar som genomsöktes fanns endast död svartskinna i olika förmultningsstadier. Vid undersökningen 2021 återfanns levande svartskinna i Långalmsfjärden och i vikar angränsande fjärden utanför Hallstavik, men saknades i övrigt. Inte heller död svartskinna, som kan vara beständig över lång tid, påträffades där den tidigare täckt bottenarna. Minskningen av svartskinna kan också vara ett resultat av grumligare vatten och ökad sedimentering, där tidigare lager av svartskinna nu täckts av findetritusgyttja.

Innehåll

Innehåll

Sammanfattning	3
Innehåll	5
1 Inledning	6
2 Mål och syfte	7
3 Bakgrund	8
3.1 <i>Om Wærns och Ridderstolpes tidigare studier</i>	8
3.2 <i>Bottenvegetationens betydelse</i>	10
4 Metoder	11
4.1 <i>Siktdjup och vattenkemi</i>	11
4.2 <i>Bottenvegetation</i>	13
4.2.1 <i>Metod för vegetationskartering</i>	15
4.2.2 <i>Statistisk bearbetning</i>	17
5 Resultat och diskussion	18
5.1 <i>Siktdjup och vattenkemi</i>	18
5.2 <i>Bottenvegetation</i>	21
5.3 <i>Trågmusslan — främmande art upptäckt</i>	31
6 Referenser	32

**Bilaga 1. Vattenkemi och siktdjup 2021, 1991 och 1965,
med grafisk jämförelse sommar och höst 2021**

Bilaga 2. Fältprotokoll 1991 och 2021

**Bilaga 3. Beskrivning av statistiska analyser av vegetation
samt kompletterande resultatredovisning**

1 Inledning

År 1965 genomförde Mats Wærn en undersökning av siktdjup och näringsförhållanden i skärgården utanför Östhammar och Hallstavik, innefattande såväl de inre som yttre skärgårdsvattnen. Sammanlagt provtogs 17 olika stationer, från Edeboviken i söder till Granfjärden i norr och Ålands hav utanför Bodskär i öster. Parallellt med dessa undersökningar genomförde Wærn också kartering av vegetationen på mjukbottnar i delar av detta skärgårdsområde.

Bakgrunden till Wærns undersökningar var att bedöma om utsläpp från Hallsta pappersbruk hade förorsakat igenväxning av en vik med en båthamn intill Edeboviken, eller som Wærn själv uttryckte det; *”målsättningen för undersökningen är att utreda huruvida påtalad förekomst av hindrande algvegetation i Strömsviken är orsakad av någon sökandes åtgärd”*.

Wærns studier gav en unik bild av miljösituationen i hela skärgårdsområdet. Ungefär tjugofem år senare, 1991, upprepade Peter Ridderstolpe (Firma Ekologisk Teknik) Mats Wærns undersökning, i syfte att jämföra om och hur miljön i skärgårdsområdet hade förändrats. Varken Wærns eller Ridderstolpes studier blev ordentligt bearbetade, inte heller presenterade i vetenskaplig litteratur.

Studierna 1965 och 1991 ger bilder av kustvatten i förändring, under en tid då påverkansfaktorer på havet ändrades på ett genomgripande sätt. Detta uppmärksammades av forskare på Östersjöcentrum och tack vare projektet **”Levande vikar”** skapades möjligheter att återupprepa och bearbeta Wærns och Ridderstolpes studier.

Projektet **”Levande vikar”** pågår 2020–2027, genomförs och finansieras av stiftelsen *BalticWaters2030* i nära samarbete med, och med finansiellt stöd från, *Stockholms universitet*, *Länsstyrelsen i Stockholm* samt *Havs- och vattenmyndigheten*.

2 Mål och syfte

Målsättningen med detta projekt, ”*I Mats Wærns kölvatten*”, har varit att genomföra ytterligare en provtagning 2021 i skärgårdsområdet utanför Östhammar och Hallstavik med samma metodik som Wærn och Ridderstolpe använde 1965 respektive 1991. Syftet har varit att studera långsiktiga förändringar i kustområdet avseende siktdjup, näringstillstånd och vegetation på grunda mjukbottnar.

Projektet ingår som en del i en större studie om långtidsförändringar i Östersjöns grunda kustområden som syftar till att:

- I) studera hur utbredningen och sammansättningen av vegetation på grunda bottenar förändrats över tid i Östersjön,
- II) studera förändringar i vegetationens egenskaper länkade till ekosystemfunktioner,
- III) undersöka orsaker till förändringarna, samt
- IV) identifiera åtgärder för att återställa vegetationsbottenar i obalans.

Den nya kunskapen som genereras inom projektets ska utgöra underlag för konkreta åtgärder i huvudprojektet ”*Levande vikar*” som syftar till att restaurera ekosystem i grunda Östersjövikar, beskriva vilka åtgärder som lämpar sig, hur effektiva de är och vad restaurering kostar.

Resultaten som redovisas i föreliggande rapport är en initial analys för vidare bearbetning till en vetenskaplig artikel.

3 Bakgrund

3.1 Om Wærns och Ridderstolpes tidigare studier

Mats Wærn var pionjär inom svensk marinbotanik och är känd framförallt för sina omfattande och noggranna kartläggningar av vegetationen längs våra svenska kuster under 1930- till 60-talet. Han var verksam som professor vid Uppsala universitet och hade sommarstuga vid Öregrund. Därför kom han att arbeta särskilt mycket i skärgårdsområdet utanför Öregrund och Östhammar. Ett klassiskt arbete är hans avhandling om algfloran i Öregrunds skärgård (Wærn 1952). Ett mindre känt arbete genomförde Mats Wærn i slutet av 1960-talet på uppdrag av Hallsta pappersbruk. Detta arbete, som han gav namnet **”Utredning av Strömsvikens vegetation”** hade, enligt hans egna ord, som målsättning *”att utreda huruvida förekomst av hinderlig vegetation i Strömsviken är orsakade av någon av sökandes åtgärd”* (Wærn 1968).

Strömsviken är en liten vik på östra sidan av Edeboviken till vilket Hallsta pappersbruk släpper ut sitt processvatten och använde som recipient för tippning av fiberrester. För att besvara sin fråga påbörjade Wærn en omfattande kartläggning av miljösituationen inte bara i själva viken utan även i områden långt utanför Edeboviken. Tanken med detta var att erhålla referensdata.

Sålunda kartlade Wærn 1965 siktdjup och näringsämnen i hela skärgårdsområdet från Edeboviken i Söder till Östhammarsfjärdarna i norr, samt lokaler i det yttre skärgårdsområdet. Samtidigt med detta undersökte Wærn bottenvegetationen på grunda mjukbottnar i vikarna runt framförallt Edeboviken.

I rapporten redovisar Wærn sina observationer i kartor och tabeller och med utförliga kommentarer där exempelvis det naturliga näringstillståndet för havet diskuteras och beskrivningar och resonemang förs kring olika växtarters preferenser av livsmiljö. Själva frågan om den *”hinderliga vegetationen i Strömsviken och orsaker”* ges också ett svar.

Peter Ridderstolpe arbetade under åren 1989–1991 som kommunekolog i Östhammars kommun. I arbetet med framtagande av en **”Vattenöversikt för Östhammars kommun”** (Ridderstolpe 1990) identifierades Östhammarsfjärden och Granfjärden som kustområden som särskilt engagerande och bekymrande för närboende. Många vittnade om att fjärdarna blivit allt grumligare och förslag togs fram om att muddra upp sunden mellan Östhammarsfjärden och Raggaröfjärden (Tuskötäppa) och mellan Granfjärden och Kallrigafjärden för att öka vattengenomströmning och ”ventilera” bort det dåliga vattnet.

Efter sin tid som kommunekolog sökte och erhöll Ridderstolpe ett mindre anslag från Upplandstiftelsen, Naturskyddsföreningen och Östhammars kommun för att undersöka miljösituationen i fjärdarna. Fokus för studien var att undersöka sediment och bottenfauna för att på så sätt beskriva graden av syrebrist och risk för intern fosforbelastning. Transekter för denna kartläggning lades ut från den inre delen av Granfjärden ända ut mot Hunsaren och Galtfjärden. Vid sidan om dessa undersökningar kartlades också siktdjup och vattenkemi i de berörda skärgårdsområdet. Prover på yt- och bottenvatten togs och analyserades avseende totalfosfor, totalkväve, salinitet, konduktivitet, temperatur, pH och syrgashalt/mättnad. På några plaster analyserades även lösta former av fosfor och kväve, samt klorofyll. Rapporten **”Miljösituationen i Östhammarsfjärden och Granfjärden”** (Ridderstolpe 1991a) avslöjade ett kraftigt påverkat kustområde där framförallt Östhammarsfjärden under sommaren drabbades av omfattande ”bottendöd”. I rapporten diskuterades också orsakerna till den dåliga miljösituationen och möjliga åtgärder för att förbättra den.

Samma år som rapporten om Östhammarsfjärden gjordes klar, erhöll Ridderstolpe ett uppdrag från kommunens miljökontor att även undersöka miljösituationen i Sunnanöfjärden.

Bakgrunden var en konflikt mellan fastboende och båtägare där fastboende (Kavarö byalag) hävdade att framförande och uppankring av båtar med fribojar hindrade framkomlighet och påverkade vattnet negativt genom grumling. Båtägarna å sin sida hävdade att det var byalagets utsläpp av enskilda avlopp som orsakade det grumliga vattnet.

När frågan om miljösituationen i Sunnanöfjärden dök upp hade Ridderstolpe just träffat Mats Wærn. I samtal kring miljösituationen i kommunens kustområden och vilken roll båtar och utsläpp kan ha i sammanhanget, tog Wærn fram sin rapport om Strömsvikens vegetation ur en bokhylla i sommarstugan där han hade sitt arbetsrum. Wærn föreslog att vegetationen i Sunnanöfjärden skulle undersökas och jämföras med angränsande vikar och med de vikar han själv undersökt tjugofem år tidigare. Därav kom det sig att en viktig del av arbetet med Sunnanöfjärden kom att fokusera på jämförande studier av vegetation i liknande vikar som Sunnanöfjärden.

Wærn och Ridderstolpe konstaterade också att det vore intressant att utvidga arbetet genom att återupprepa den studie Wærn genomförde på 1960-talet om Strömsvikens vegetation. Genom ett bidrag från Upplandsstiftelsen kunde Ridderstolpe påbörja detta arbete. Redan under sommaren 1991 genomfördes vattenprovtagning och undersökningar av siktdjup på samma sätt som Wærn gjort 1965. En del av Wærns lokaler kunde också återbesökas, bland annat de i Långalmsfjärden. Tyvärr kunde inte arbetet fullföljas på grund av otillräcklig finansiering, vilket innebar att de lokaler som Wærn undersökt i Edeboviken inte återbesöktes 1991. I rapporten **”Växtnäring och växtlighet i Uppsala Läns södra skärgård – lägesbeskrivning inför fortsatt arbete”** (Ridderstolpe 1991b) redovisas siktdjup och växtnäring i skärgårdsområdet åren 1965 och 1991, och diskussioner förs kring förändringar som kan urskiljas mellan de olika provtagningarna. Undersökningen gav bland annat en tydlig indikation på att ytterskärgården genomgått försämringar i siktdjup samtidigt som fosforhalter ökat.

I rapporten **”Vattenmiljö och fritidsbåtar i Sunnanöfjärden”** (Ridderstolpe, 1992) redovisas både en översiktlig vegetationskartering av gyttjebottnarna i närområdet och mer detaljerade karteringar av arter, artantal och zonering efter utlagda transekter. En slutsats från dessa undersökningar var att muddring och båttrafik samt uppankring med friboj är ett allvarligt hot mot växtligheten i grunda vikar.

3.2 Bottenvegetationens betydelse

Vegetationen på de grunda bottenarna i skärgården utgör en viktig livsmiljö för många djur och små alger. Genom sin nyckelfunktion i kustekosystemet bedöms stora arealer och hög täckning av bottenvegetation bidra till höga naturvärden och flera olika ekosystemtjänster.

Bottenvegetationen påverkar exempelvis näringscykler, konkurrerar med snabbväxande alger, stabiliserar botten, minskar grumling och utgör viktiga habitat för en mångfald av smådjur, fiskyngel och sjöfågel (t.ex. Hansen et al. 2008a, Austin et al. 2017, Donadi et al. 2017, Hansen et al. 2019, Austin et al. 2021).

Samtidigt påverkar mänskliga aktiviteter bottenvegetationen genom exempelvis övergödning, strandexploatering, båttrafik och överfiske (t.ex. Hansen and Snickars 2014, Donadi et al. 2017, Hansen et al. 2019). Denna påverkan kan ändra vegetationens struktur och funktion, vilket i sin tur kan förstärka de mänskliga aktiviteternas påverkan på ekosystemet. Både övergödning och båttrafik med tillhörande infrastruktur leder till utglesning och ändrad sammansättning av vegetation (Hansen & Snickars 2014, Hansen et al. 2019). Glesare vegetation är sämre på att stå emot konkurrens och skuggning från snabbväxande alger (t.ex. Scheffer 2004, Donadi et al. 2018). De utgör dessutom sämre uppväxthabitat för flera kustfiskarter — fiskar som är viktiga för bottenvegetationen eftersom de kan hålla nere mängden påväxtalger genom en kaskad i näringskedjan (Östman et al. 2016, Donadi et al. 2017). Tillförsel av gödande ämnen från avrinningsområdet eller utanförhögande hav, intern tillförsel av näring och partiklar genom erosion av botten till följd av muddring, ankring och båttrafik kan alla påverka systemet till mikroalgernas förmån.

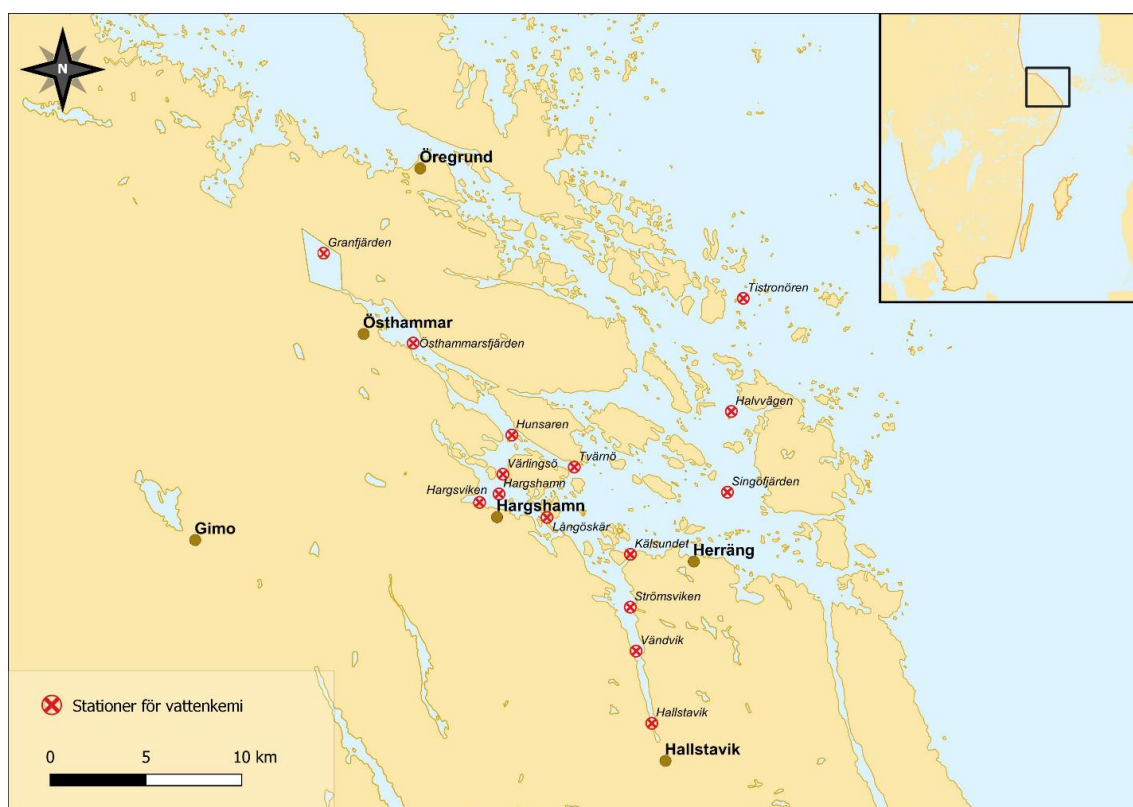
Grunda havsvikar som är på väg att avsnöras helt från havet, s.k. flador och gloflador, domineras ofta av undervattensvegetation bestående av kransalger eller havsnajas (t.ex. Munsterhjelm 1997). Mats Wærn kallade dessa växtsamhällen för ”*Charaängar*” (Wærn, muntligen) och Ridderstolpe skrev om dessa vikar som ”*Östersjöns korallrev med kristallklart vatten och pillrande fiskar*” (Ridderstolpe 1991b). Om trösklar till sådana vågskyddade vikar öppnas upp genom exempelvis muddring kan balansen rubbas i dessa ekosystem och det klara vattnets makrofytsamhälle kan övergå till det grumliga vattnets mikrofytsamhälle (Ridderstolpe 1991b). Genom flera återkopplande mekanismer kan det då vara svårt att få systemet att återgå till ett vegetationsrikt system med klarare vatten (t.ex. Scheffer 2004, Austin et al. 2017, Donadi et al. 2017).

Trots vegetationens betydelse för både ekosystemets funktion och värde för natur- och friluftsliv, är kunskapen om hur vegetationen i grunda havsvikar utvecklats över tid mycket knapphändig. Till vår kännedom finns inga studier som undersökt vegetationens utveckling i grunda havsvikar vid Sveriges Östersjökust över längre tidsperioder (se dock Hansen et al. 2008b). Därför bidrar föreliggande studie med en unik uppföljning av bottenvegetation i grunda vikar under en nästan 60 år lång period i ett skärgårdsområde i södra Bottniska viken. Den grundläggande frågan har varit huruvida vegetationens förekomst och i skärgårdsområdet förändrats över tid. Särskilt fokus har ägnats åt algen svartskinna som lever naturligt på bottenarna nedanför slinge- och nateväxter (s.k. ”*gyttjeseriens vegetation*”) och som både Wærn och Ridderstolpe har sett som en indikatorart som speglar eutrofieringsläget och vattnets grumlighet.

4 Metoder

4.1 Siktdjup och vattenkemi

I sin utredning om bottenvegetationen i grunda vikar utanför Hallstavik genomförde Mats Wærn även en undersökning av näringsförhållanden och siktdjup i de inre, mellersta och yttre delarna av skärgårdsområdet. Vattenprover insamlades från ett tjugotal provtagningspunkter vid två tillfällen, sensommar respektive höst. En motsvarande provtagning genomfördes även 1991 av Ridderstolpe och återupprepades i föreliggande studie. Provtagning 2021 genomfördes vid 15 stationer (Fig. 1) vid två tillfällen dels i början av augusti (4–12) dels i slutet av oktober och början av november (31/10–1/11). Provtagningen genomfördes dels från R/V Sunbeam i samband med växtkarteringen i augusti, dels från R/V Grisslan.



Figur 1. Provtagningsstationer för vattenkemi och siktdjup.

Vatten insamlades med Ruttnerhämtare från 1,5 meters djup och överfördes till plastflaskor vilka frystes in efter förtöjning. De transporterades i november till Erkenlaboratoriet (Uppsala universitet) utanför Norrtälje där vattnet analyserades med avseende på koncentrationer av totalkväve (Tot-N) och totalfosfor (Tot-P). I fält mättes även salinitet och temperatur med en CTD-sond (SEBA KLL-Q2) och siktdjup med en Secchiskiva av traditionellt utförande. Vattenkikare användes inte vid siktdjupsbestämningen.

För att lättare kunna identifiera och visualisera eventuella geografiska skillnader, skillnader mellan provtagningsstillfällena 1965, 1991 och 2021 och kompensera för avvikelser i provtagningsfrekvens mellan undersökningstillfällena har provtagningsstationerna kategoriserats enligt Tabell 1.

Provtagning av totalfosforhalter och siktdjup gjordes ej på alla stationer år 1991 och hösten 1965 (Bilaga 1). Dessutom analyserades inte totalkvävehalter 1965. För att få ett så jämförbart datamaterial som möjligt gjordes medelvärdesberäkningar för de sammanfattande figurerna (sid. 19–20) endast på data från stationer som provtagits samtliga år.

De stationer som saknades vid provtagning 1991 var Hallstavik och Strömsviken, samt siktdjup (sommar och höst) och totalfosforhalter (sommar) vid Hargshamn och totalfosforhalter (sommar) i Granfjärden. Vidare saknades vid 1965 års provtagning siktdjup på hösten för Hargshamn, Hargsviken, Värblingsö, Tvärnö, Hunsaren, Singöfjärden, Halvvägen och Tistronören. Totalfosforhalter saknades på hösten för samma stationer utom vid Hargshamn, Singöfjärden och Halvvägen.

Tabell 1. Kategorisering av provtagningsstationer.

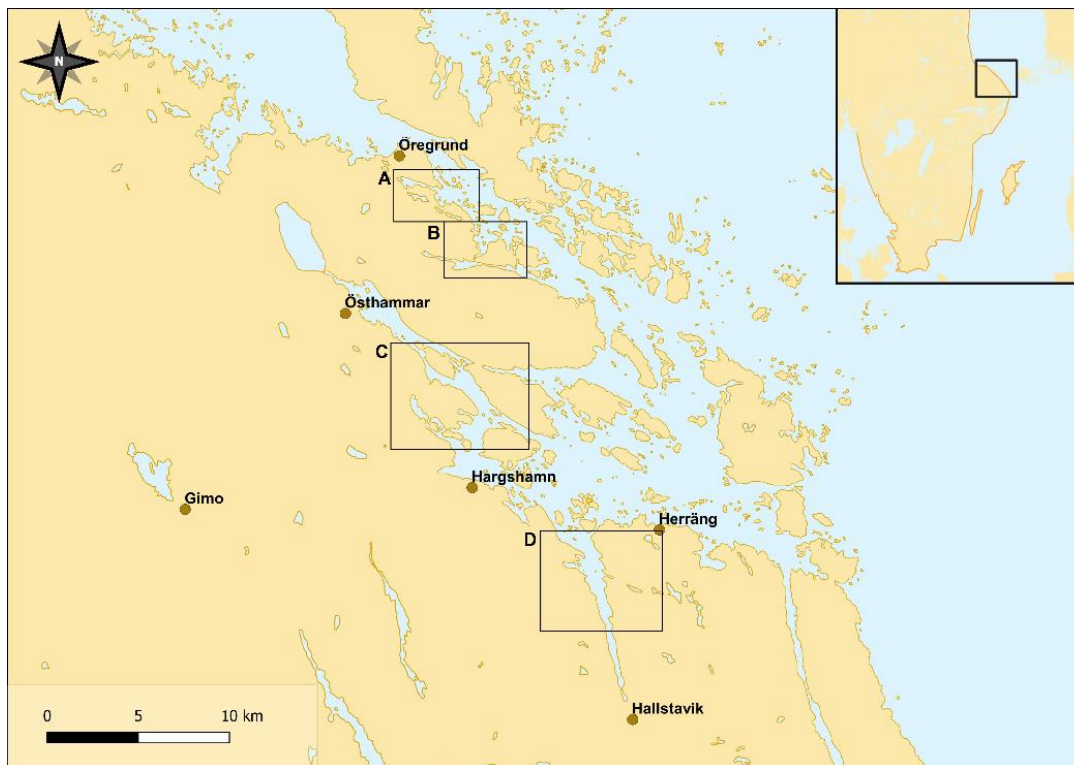
Station	Kategori
Hallstavik	Innerskärgård
Vändvik	Innerskärgård
Strömsviken	Innerskärgård
Östhammarsfjärden	Innerskärgård
Granfjärden	Innerskärgård
Kälsundet	Mellanskärgård
Långöskär	Mellanskärgård
Hargshamn	Mellanskärgård
Hargsviken	Mellanskärgård
Värblingsö	Mellanskärgård
Tvärnö	Mellanskärgård
Hunsaren	Mellanskärgård
Singöfjärden	Ytterskärgård
Halvvägen	Ytterskärgård
Tistronören	Ytterskärgård

4.2 Bottenvegetation

Mats Wærn undersökte bottenvegetation på ett antal lokaler i och strax utanför fjärden utanför Hallstavik (Edeboviken; Fig. 2D, 3D), samt i Långalmsfjärden sydost om Öregrund (Fig. 2B, 3B). Undersökningarna genomfördes på sommaren och tidig höst. *Året för Wærns undersökningar av bottenvegetation anges som 1963 då huvuddelen av fältarbetet utfördes i september detta år.* Besök skedde dock även i juli 1965 samt i en mycket liten omfattning även i augusti 1966.

Peter Ridderstolpe undersökte 1991 bottenvegetation i ett stort område från strax söder om Öregrund till strax norr om Hargshamn, inklusive Långalmsviken där Wærn tidigare hade gjort undersökningar (Fig. 2A–C, 3A–C). Ridderstolpe besökte dock inte Edeboviken. Besöken skedde mellan under augusti och oktober månad.

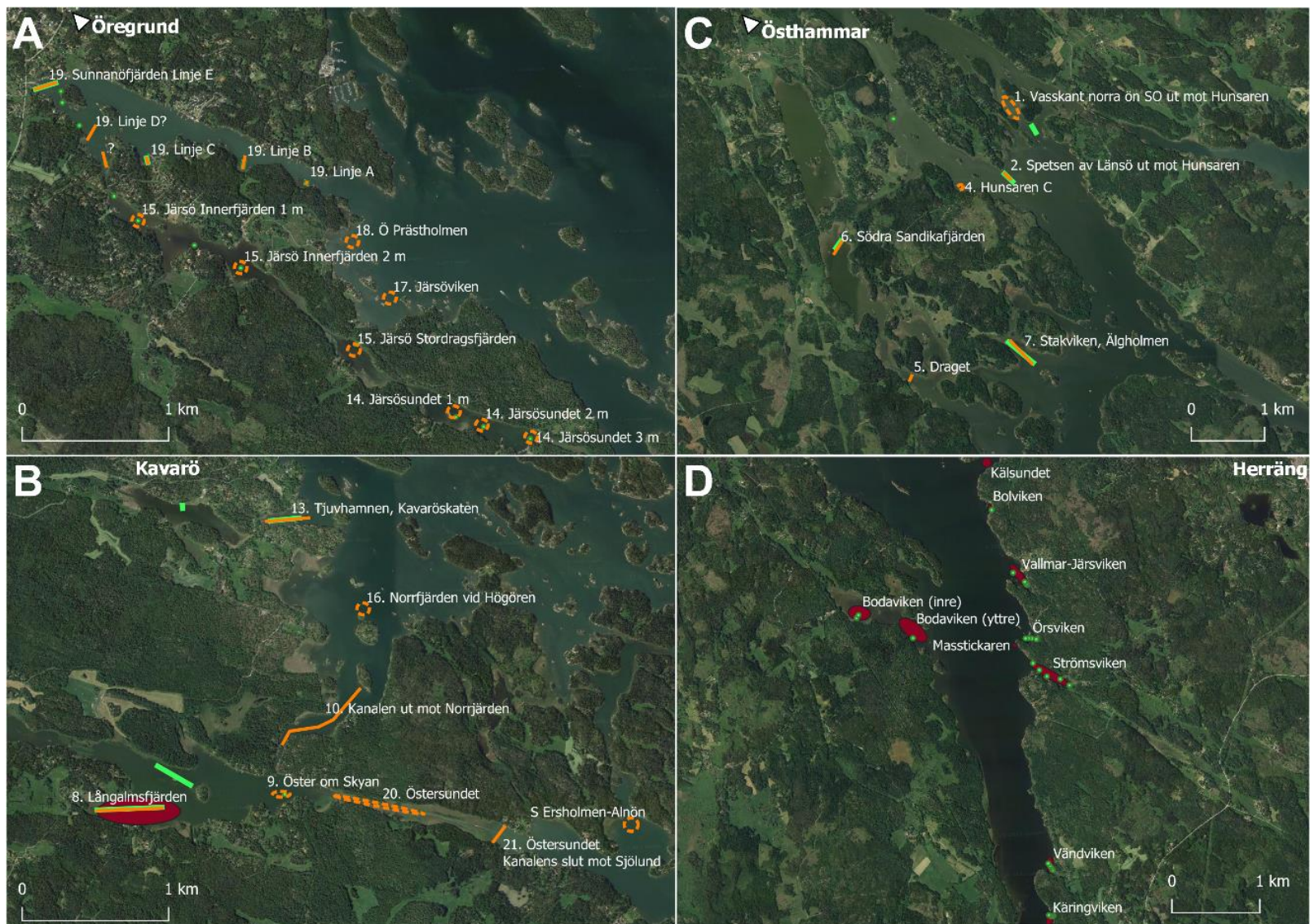
I augusti 2021 återbesöktes ett antal av de tidigare besökta lokalerna (Fig. 2A–D, 3A–D). En del av lokalerna som besöktes 1991 visade sig svåra att återfinna 2021, varför fler lokaler undersöktes 2021 i ett försök att hitta samma positioner som 1991. Utöver karteringarna i augusti undersöktes några lokaler även i september 2021.



Figur 2. Översiktskarta över undersökningsområdet med rektanglar som visar de fyra områden (A–D) där ingående vegetationsundersökningar utförts 1963, 1991 och 2021. Satellitbilder av områdena A–D visas i Fig. 3.

På de undersökta lokalerna lades transekter från grunt till djupt vatten. Även några punktvis placerade stationer gjordes på ett djup (ej djupgradient). Satellitbilder med dessa transekter och stationer finns redovisade i Fig. 3, och i Bilaga 2 finns renskrivna fältprotokoll från undersökningarna 1991 och 2021. Endast lokaler med säker överlappning har använts för statistisk bearbetning (se sid. 17, 21–28).

Förutom de undersökta transekterna genomfördes en mer översiktlig kartering av vissa områden för att söka efter arten svartskinna. Resultat från dessa undersökningar redovisas sist i resultaten om bottenvegetation (sid. 29–30) samt i Bilaga 2.



Figur 3. Bilder av de fyra områden (A–D) där vegetationsundersökningar utfördes 1963, 1991 och 2021.

Röda ellipser markerar de områden som undersöktes 1963, orange linjer och cirkclar visar de transekter och stationer som undersöktes 1991 (osäkerhet om position indikeras med streckad linje), gröna linjer och punkter visar de transekter och stationer som undersöktes 2021.

Satellit- och flygbilder från Google Satellite, kartdata 2022 (A: 60°19'N 18°28'O; B: 60°17'N 18°30'O; C: 60°13'N 18°27'O; D: 60° 7'N 18°35'O), nedladdade 2022-02-25 till QGIS 3.10.1 (<http://www.qgis.org>).

4.2.1 Metod för vegetationskartering

För insamling av bottenvegetation användes en så kallad Lutherräfsa (även ryssräfsa), d.v.s. samma typ av räfsa som användes av Mats Wærn på de undersökta lokalerna på 1960-talet och Peter Ridderstolpe 1991 (Fig. 4). Räfsan konstruerats av Hans Luther, verksam i Finland från 1930-talet, professor i Botanik vid Helsingfors universitet 1961–78, men även verksam vid Uppsala universitet på 1950-talet. Metoden går ut på att man kastar ut räfsan från båten och låter den landa på botten och sen drar den tillbaka. På varje lokal gjordes i föreliggande undersökningar fyra kast varvid räfsan kastas i olika riktningar. Hur stort område av botten som undersöks beror på mängden vegetation på botten, men oftast fastnar vegetation från drygt 0,5 m² per kast och då erhålls sammantaget bottenmaterial från en yta om cirka 2–3 m².



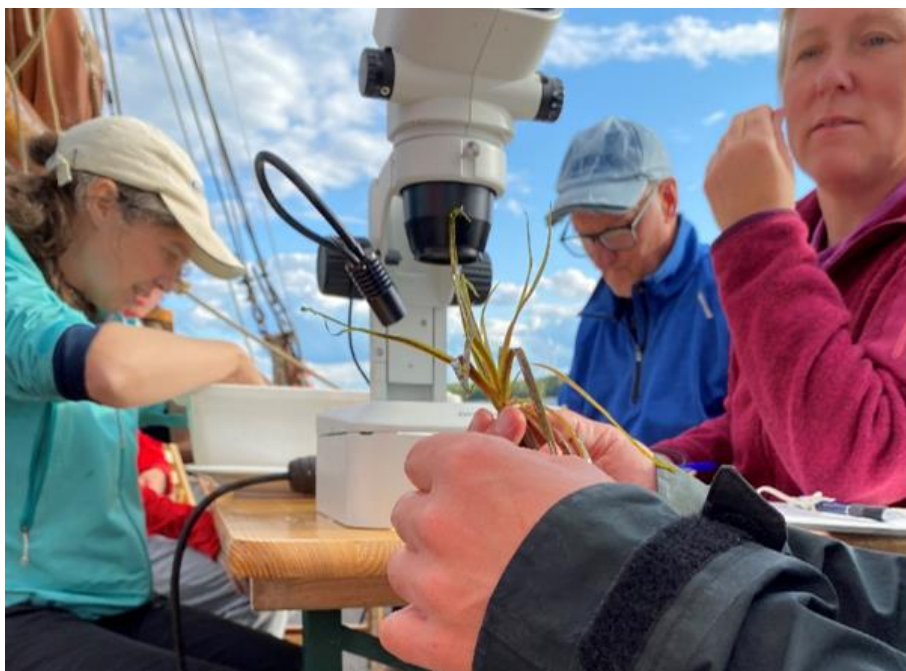
Figur 4. Växtlighet och bottensubstrat insamlades med en s.k. Lutherräfsa (ryssräfsa). Bilden till vänster visar Mats Wærn med räfsan full med rödsträfsa (*Chara tomentosa*) från fladan vid Krutudden i Östhammar 1991. Bilden till höger visar levande svartskinna från Långalmsfjärden samma år.

På räfsan fastnar inte bara växter och alger, utan även stora bottenlevande djur (t.ex. musslor) och delar av botten. Vid karteringen finns därför möjlighet att beskriva sedimentets utseende, lukt och andra kvaliteter såsom exempelvis svarta sliror (utfällningar av järnsulfid som bildas vid kraftig syrebrist). Även omfattning av gasbildning kan iakttas när räfsan dras efter botten.

Vegetation som räfsats upp (från fyra kast) artbestämdes och angavs i en fyrgradig skala avseende mängd, vilket motsvarar ungefärlig bottentäckning för respektive art, där:

1. är < 5% täckningsgrad,
2. är 5-20% täckningsgrad,
3. är 20-60% täckningsgrad och
4. är > 60% täckningsgrad

Vid karteringen 1991 insamlades också växtmaterial som torkades för dokumentation och bedömning av vitalitet m.m. Detta gjordes inte 2021. Arter som inte kunde identifieras i fält samlades dock in för artbestämning i senare skede (mikroskopering, se Fig. 5).



Figur 5. Artbestämning av växter på fartyget Sunbeam i augusti 2021. På bilden syns Sofia Wikström (t.v.), Linda Kumblad och Peter Ridderstolpe (t.h.).

Foto: Annika Tidlund, Stockholms Universitet.

Transekterna lades från grunt vatten (utanför vasskant) till djupt vatten (maximalt 5 m, oftast ingen vegetation). Transekter som använts för statistisk bearbetning beskrivs på sid. 17 (statistisk bearbetning). I protokoll angavs följande:

- Position enligt WGS 84 (Garmin GPSMAP 76C) eller Sweref 99 (Appen "Spara plats")
- Salinitet, temperatur (Hanna Instruments, HI 98312) och turbiditet (HI 93703)
- Djup korrigerat efter aktuellt vattenstånd (enligt SMHI:s stationer i Forsmark och Stockholm)
- Typ av gyttja, konsistens och oxidationsgrad, förekomst av död svartskinna
- Växtarter angivna enligt fyrgradig abundansskala
- Övrigt; t.ex. musslor och andra evertebrater

Parallellt med kartering med Lutherräfsa genomfördes 4–5 augusti 2021, snorkling på de undersökta lokalerna i Edeboviken (Strömsviken), Långalmsfjärden, Järsösunden och Sunnanöfjärden (Fig. 6). Snorklingar genomfördes enligt metoden beskriven av Bergström et al. (2021), där en cirkulär yta med radien 5 m undersöks visuellt och bottentäckning av de arter av

vegetation som påträffas skattas i en kontinuerlig procentuell skala (1–100 %). Tanken var att jämföra de båda metodernas tillförlitlighet. Resultat från denna jämförelse är inte redovisad i denna rapport utan kommer att ske i det fortsatta arbetet med analys av resultaten inför publicering i vetenskaplig tidskrift.



Figur 6. Sofia Wikström och Joakim Hansen undersöker bottenvegetation.
Foto: Madeleine Kullenbo, BalticWaters2030.

4.2.2 Statistisk bearbetning

Endast överlappande transekter och stationer de olika undersökta åren (Fig. 3) analyserades statistiskt. Då stationer inte överlappade exakt, eller där uppgifter om positioner från 1991 och 1963 var ofullständiga, beräknades ett medelvärde från flera närliggande stationer för att på bästa sätt matcha observationer från de olika åren. Exempelvis togs ett medelvärde för de två grundaste observationerna 1991 i Sunnanöfjärdens linje B (0,8 och 1,5 m) för att matcha med 2021 års observation på 1,1 m. Observationer på ca 2 m djup fanns från båda åren på denna linje B, vilka jämfördes med varandra, medan observationen på 4 m djup 1991 saknade matchning 2021 och därför inte togs med i analysen. För lokal 2 i Hunsaren fanns endast en beskrivning av hela transekten år 1991, medan observationerna var uppdelade på djup 2021. Jämförelsen mellan år gjordes därför över hela djupintervallet med medelvärden uträknade från djupobservationerna 2021. I Wærn (1968) beskrevs tre djupintervall för Långalmsfjärdens sydvästra del (lokal 8), medan beskrivningarna 1991 och 2021 var uppdelade på fler djup. Jämförelsen mellan alla tre åren gjordes i de tre djupintervall som angavs vid det första besöket, med medelvärden beräknade från den mer detaljerade djupuppdelningen 1991 och 2021.

Jämförelsen mellan åren 1991 och 2021 (Fig. 3A–C) utfördes på abundansskattningar (ordinal rangordnad skala 0–4, se föregående sida) av arter av bottenvegetation. På samma sätt jämfördes abundansskattningar av arter av vegetation i Långalmsfjärden 1963, 1991 och 2021 (Fig. 3B). Jämförelser av vegetations sammansättning mellan 1963 och 2021 i Edeboviken (Fig. 3D) gjordes endast på förekomst av arter (ej abundans) eftersom det inte fanns komplett kvantifiering av abundans av samtliga omnämnda arter i Wærn (1968).

För mer ingående beskrivning av de statistiska metoderna se Bilaga 3.

5 Resultat och diskussion

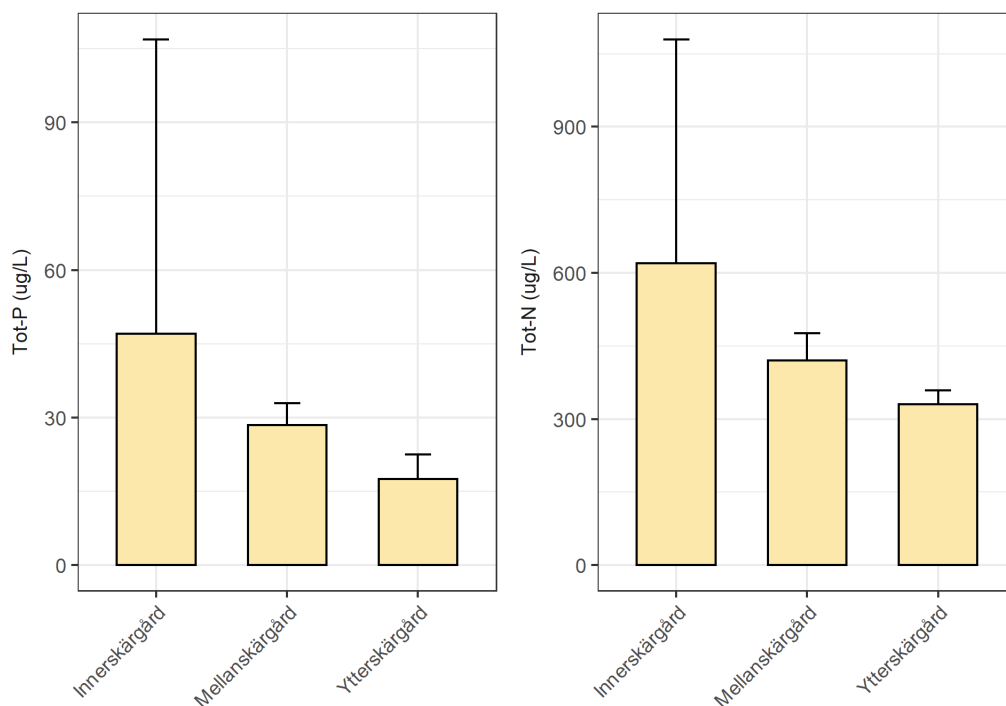
5.1 Siktdjup och vattenkemi

Vid kategorisering av provtagningsstationerna enligt Tabell 1 framträder en förväntad geografisk gradient med högre koncentrationer av näringsämnen, lägre salthalt och lägre siktdjup i de inre delarna av skärgården (Fig. 7, Fig. 8).

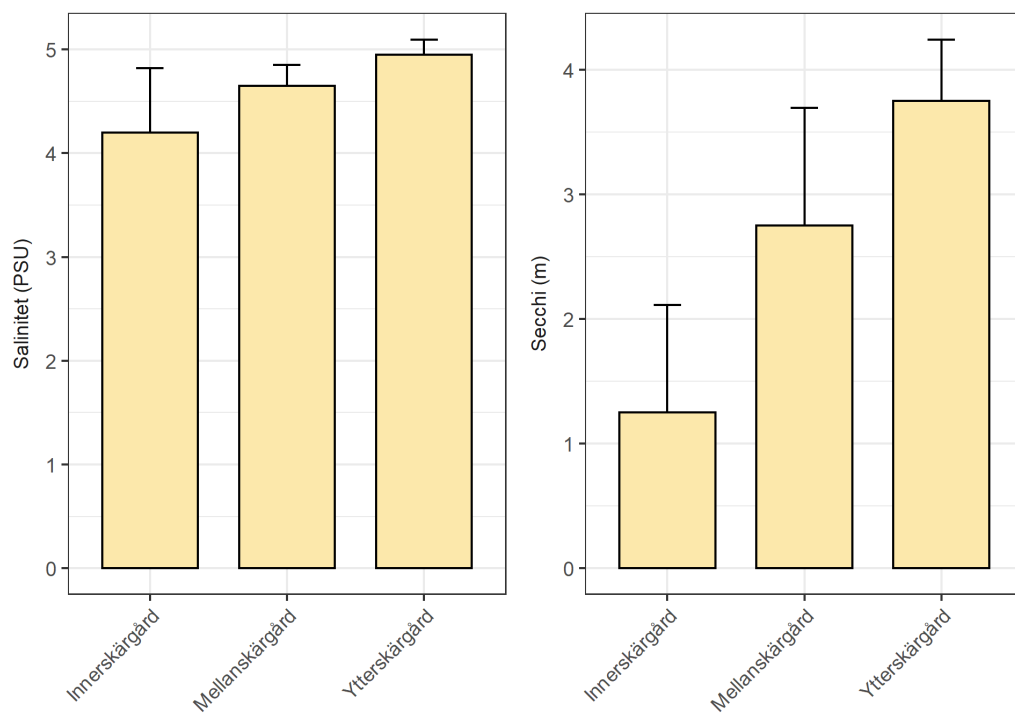
I Figur 9–11 görs jämförelser med historiska data från Wærns (1965) och Ridderstolpes (1991) undersökningar. Endast stationer med överlappande provtagning de olika åren har tagits med i jämförelsen. Jämförelserna pekar mot att:

- 1) Fosforkoncentrationerna i ytterskärgården har ökat successivt från 1965 till 2021, medan koncentrationerna i inner- och mellanskärgården skärgården legat kvar på ungefär samma nivåer över den drygt femtioåriga undersökningsperioden (Fig. 9).
- 2) Siktdjupet i inner- och mellanskärgården har legat mer eller mindre konstant under perioden medan det i runda tal halverats i ytterskärgården (Fig. 10).
- 3) Kvävekoncentrationerna i ytterskärgården har ökat mellan 1991 och 2021 (höst, Fig. 11).

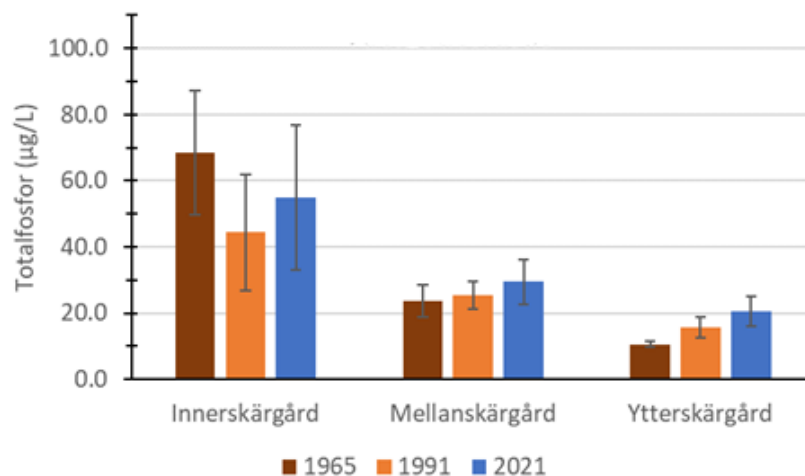
Primärdata redovisas i Bilaga 1.



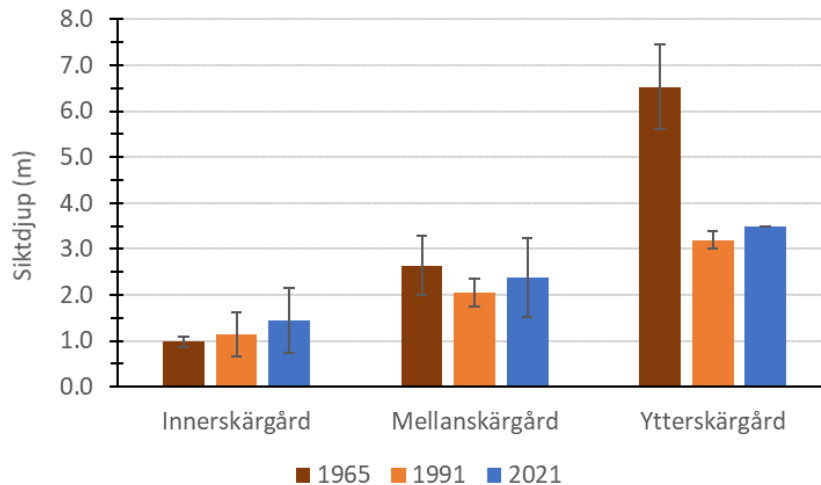
Figur 7. Medianvärden sommar och höst 2021 av fosfor- (Tot-P) och kvävekoncentrationer (Tot-N) i ytvatten i transekt från inner- till ytterskärgård. Felstaplar visar 95%-konfidensintervall.



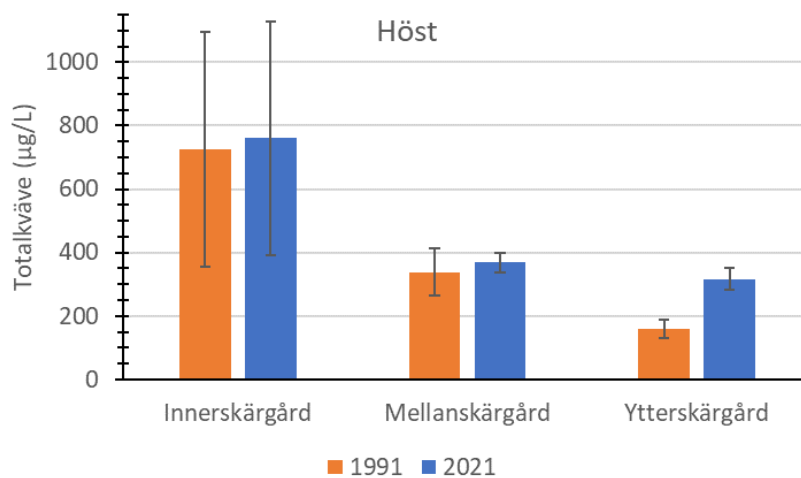
Figur 8. Medianvärden sommar och höst 2021 av salinitet och siktdjup (Secchi) i ytvatten i transekt från inner- till ytterskärgård vid provtagning 2021. Felstaplar visar 95%-konfidensintervall.



Figur 9. Totalfosforkoncentrationer (medelvärde av sommar och höst) 1965–2021. Felstaplar visar 95 %-konfidensintervall. Endast stationer med provtagning samtliga tre år har tagits med i sammanställningen; 11 stationer sommar (2 i innerskärgård, 6 i mellanskärgård, 3 i ytterskärgård) och 8 stationer höst (3 i innerskärgård, 3 i mellanskärgård, 2 i ytterskärgård).



Figur 10. Siktdjup (medelvärde sommar och höst) 1965–2021. Felstaplar visar 95 %-konfidsensintervall. Endast stationer med provtagning samtliga tre år har tagits med i sammanställningen; 12 stationer sommar (3 i innerskärgård, 6 i mellanskärgård, 3 i ytterskärgård) och 4 stationer höst (2 i innerskärgård, 2 i mellanskärgård, 0 i ytterskärgård).



Figur 11. Totalkvävekoncentrationer vid höstprovtagning 1991 respektive 2021. Endast stationer med provtagning båda åren har tagits med i sammanställningen (totalt 12 stationer, 3 i innerskärgård, 6 i mellanskärgård och 3 i ytterskärgård).

5.2 Bottenvegetation

Den statistiska analysen visade en signifikant skillnad i artsammansättning av bottenvegetation i de undersökta områdena mellan åren 1991 och 2021¹ (Fig. 12; Tabell 2; Bilaga 3). Det var även en skillnad i artsammansättning mellan olika djup, som var bestående över tid¹. År och djup förklarade dock endast en liten del av variationen i artsammansättning, 11 respektive 10 %¹. De arter som bidrog mest till skillnaden i artsammansättning mellan 1991 och 2021 var hornsärv och havsnajas (Tabell 3; Fig. 12; Fig. 13). Ingen hornsärv observerades på de jämförda lokalerna 1991, medan den var vanligt förekommande i hög abundans 2021. Havsnajas förekom med betydlig högre abundans 2021 än 1991. Även mängden ålnate tenderade till att vara högre 2021 än 1991 (Tabell 3; Fig. 12; Fig. 13). Inga andra arter visade en signifikant skillnad i förekomst och abundans mellan de båda jämförda åren. Mängden vegetationsfri botten var högre 1991 än 2021 (Tabell 3).

Antalet arter var högre år 2021 än 1991 och minskade med ökat djup² (Fig. 12.). Andelen död eller fossiliserad svartskinna på de undersökta lokalerna tenderade att vara högre 1991 jämfört med 2021³ (Fig. 12; Tabell 2).

Jämförelsen av vegetationens sammansättning i Långalmsfjärden mellan 1963, 1991 och 2021 visade på liknande resultat som jämförelsen ovan⁴ (Fig. 12; Tabell 2; Bilaga 3). Det var en tydlig skillnad i artsamhälle mellan de undersökta åren, där 40 % av variationen i artsammansättning kunde härledas till de olika åren⁴. Djup förklarade 23 % av variationen⁴. Artsamhället i Långalmsfjärden var mer heterogent 1963 än 1991 och 2021, med mer olikartad artsammansättning på de olika djupen än vid de senare karteringarna (Fig. 12; Tabell 2; Bilaga 3). Flera arter av kransalger dominerade på de grunda bottenarna 1963 (0–2 m), varav endast en art återfanns 1991 (rödsträse; Fig. 13) och ingen kransalgsart hittades på de undersökta transekterna 2021. Vidare hittades kransslinga allra grundast 1963 (0–1 m), men inte senare, medan hornsärv observerades på alla djup 2021. Det var ingen signifikant skillnad i artantal mellan år eller djupkategorier⁵ och för få observationer av död eller fossiliserad svartskinna för att statistiskt analysera potentiella skillnader mellan år.

En tydlig skillnad mellan de undersökta åren är att hornsärv, som tidigare inte funnits på de undersökta lokalerna, uppträdde som en mycket vanlig art under 2021. Den observerade ökningen av hornsärv stämmer väl överens med tidigare slutsatser om hornsärv som en snabbväxande art som gynnas av mänsklig påverkan i form av övergödning och uppgrumlat vatten till följd av övergödning, muddringar och båttrafik (t.ex. Wallentinus 1979; Eriksson et al. 2004, Hansen & Snickars 2014). Arten kan växa djupt även i grumliga vatten. Växten saknar rötter och förankrar sig i botten med nedersta delen av skotten. Den kan flyta upp till ytan när ljusstillgången blir alltför låg. Hornsärv gynnas även av ökade vattentemperaturer (t.ex. Wilkinson 1963) och verkar dessutom vara tålig mot de väldigt höga temperaturer som kan uppstå under värmeböljor (Hyldgaard et al. 2014). Lufttemperaturen har ökat i området sedan 1960-talet, framförallt med mildare vintrar, men även med sommardagar med höga temperaturer (SMHI 2022a). Vintrarna före vegetationskarteringarna på 1960-talet (1962–65) var förhållandevis kalla och med större isutbredning jämfört med vintrarna 1990/91 och 2020/21

¹ PERMANOVA; år $p=0,001$, $R^2=0,111$; djup $p=0,001$, $R^2=0,101$; (djup $\times$ år $p=0,266$)

² Mixad linjär modell; djup $p=0,003$, år $p=0,001$, djup $\times$ år $p=0,60$

³ Ensidedigt proportionstest mellan de två åren; $p=0,09$

⁴ PERMANOVA; år $p=0,003$, $R^2=0,398$; djup $p=0,001$, $R^2=0,233$, (djup $\times$ år $p=0,766$)

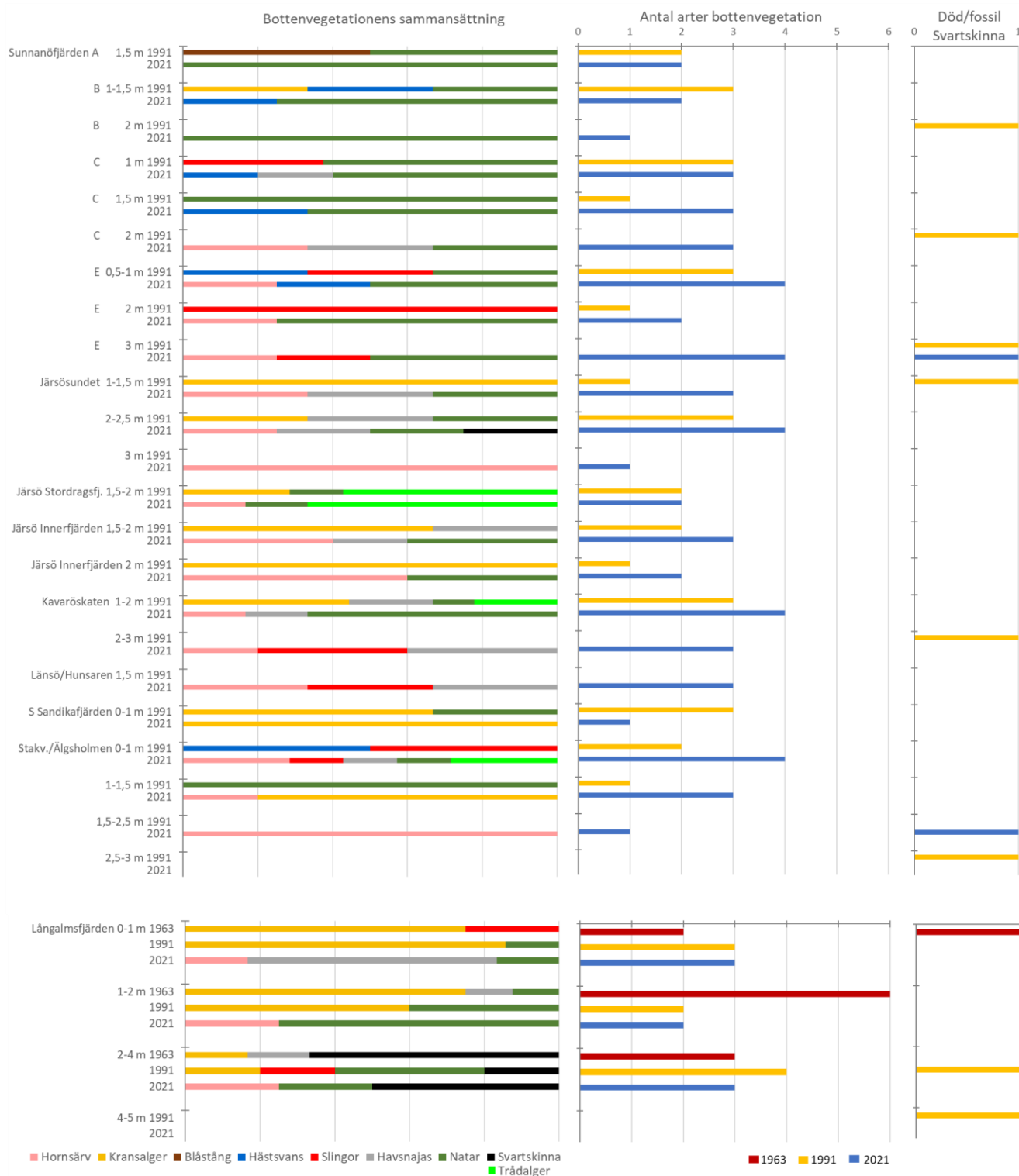
⁵ ANOVA; djup $p=0,65$, år $p=0,71$

som var mildare och med lägre isutbredning (SMHI 2022a, b). På samma vis var somrarna 1963–65 kalla i jämförelse med sommaren 1991 och särskilt jämfört med sommaren 2021.

Även på finska sydkusten har en markant ökning av hornsärv observerats vid jämförelser mellan 1930/40-tal och 2000-talet (Pitkänen et al. 2013). Den markanta ökningen av hornsärv kan, tillsammans med högre abundans av ålnate, vara en delförklaring till den generellt högre abundansen av bottenvegetation som observerades i föreliggande studie 2021 jämfört med 1991. Trenden till ökning i förekomst av ålnate stämmer också med tidigare observationer om arten som tålig mot övergödning och ökad grumling (t.ex. Hansen & Snickars 2014). Ålnate (Fig. 13) kan tack vare sina långa stjälkar nå upp till ljuset i grumliga vatten, även på stora vattendjup (> 3 m).

Till skillnad från vid tidigare karteringar, hittades havsnajas i nästan alla grunda vikar i den norra skärgårdsdelen 2021, även sådana med mycket grumligt vatten. Havsnajas anses gynnas av förhöjda näringshalter och vara tålig mot övergödning (Wallentinus 1979; Hansen och Snickars 2014). Den gynnas även av varmare vattentemperaturer, särskilt på vår och försommar när den gror (Van Vierssen 1982, Handley och Davy 2005, Hansen et al. 2008b), vilket också kan bidra till att förklara ökningen av arten över tid samt den höga förekomsten 2021 (SMHI 2022a). Havsnajas är dock en ånnuell art och varierar mycket i förekomst mellan år (Hansen et al. 2008b) och därför bör slutsatser om generell utveckling över tid göras med försiktighet baserat bara på två till tre enskilda års dataunderlag.

Rödsträfs förekomst till skillnad från hornsärv och havsnajas rikligt 1991, medan den påträffades mer sparsamt 2021. Variationen i förekomst var dock stor och den statistiska analysen visade därför ingen signifikant skillnad i rödsträfs förekomst över tid. Det har tidigare visats att rödsträfs är känslig för skuggning och sedimentering som uppstår vid övergödning, muddring och intensiv båttrafik (Appelgren & Mattila 2005; Henricsson et al. 2006). Arten har tillsammans med flera andra kransalger minskat i utbredning i vissa skärgårdsområden i Östersjön, t.ex. längs finska sydkusten (Schubert och Blindow 2003; Munsterhjelm et al. 2008; Pitkänen et al. 2013). Det högre antalet arter av kransalger i Långalmfjärden 1963 jämfört med vid de senare karteringarna, samt avsaknaden av kransalger på de undersökta transekterna 2021, stärker bilden av ett påverkat bottenmiljö.



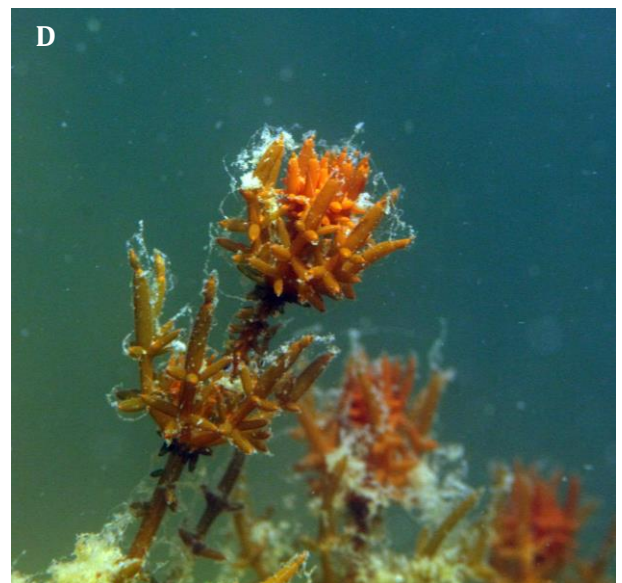
Figur 12. Bottenvegetationens sammansättning (proportion av olika artgrupper, till vänster), antal arter (mitten) samt förekomst av död eller fossiliserad svartskinna (till höger) på transekter och stationer olika lokaler åren 1991 och 2021 (övre figurerna) samt åren 1963, 1991 och 2021 (nedre figurerna). Se Fig. 3A–C för positioner för transekter och stationer. Färger på staplar i mitten och till höger; röd 1963, gul 1991, blå 2021.

Tabell 2 Bottenvegetationens sammansättning (ordinal skala 0–4 för artgrupper) samt förekomst av död eller fossiliserad svartskinna på transekter och stationer i olika lokaler åren 1991 och 2021 (övre delar) samt åren 1963, 1991 och 2021 (nedersta delen). Se Fig. 3A–C för positioner.

Lokal/Transekt/Djupintervall	År	Hornsärv	Kransalger	Blåstång	Hästsvans	Slingor	Havsnajas	Natar	Trädalger	Svartskinna	Död/fossil svartskinna
Sunnanöfjärden A 1,5 m	1991	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0
	2021	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
B 1-1,5 m	1991	0	2	0	2	0	0	2	0	0	0
	2021	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0
B 2 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
C 1 m	1991	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0
	2021	0	0	0	1	0	1	3	0	0	0
C 1,5 m	1991	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
	2021	0	0	0	2	0	0	4	0	0	0
C 2 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
E 0,5-1 m	1991	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0
	2021	2	0	0	2	0	0	4	0	0	0
E 2 m	1991	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	2021	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0
E 3 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	2	0	0	0	2	0	4	0	0	1
Järsösundet 1-1,5 m	1991	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
2-2,5 m	1991	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
	2021	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0
3 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2021	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Järsö Stordragsfjärden 1,5-2 m	1991	0	2	0	0	0	0	1	4	0	0
	2021	1	0	0	0	0	0	1	4	0	0
Järsö Innerfjärden 1,5-2 m	1991	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0
	2021	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Järsö Innerfjärden 2 m	1991	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	2021	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Tjuvhamnen/Kavaröskaten 1-2 m	1991	0	4	0	0	0	2	1	2	0	0
	2021	1	0	0	0	0	1	4	0	0	0
2-3 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	1	0	0	0	2	2	0	0	0	0
Länsö/Hunsaren 1,5 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2021	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Södra Sandikafjärden 0-1 m	1991	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0
	2021	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Stakviken/Älgsholmen 0-1 m	1991	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
	2021	2	0	0	0	1	1	1	2	0	0
1-1,5 m	1991	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
	2021	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
1,5-2,5 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2021	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2,5-3 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Långalmsfjärden 0-1 m	1963	0	3	0	0	1	0	0	0	0	1
	1991	0	4	0	0	0	0	1	2	0	0
	2021	1	0	0	0	0	4	1	0	0	0
1-2 m	1963	0	4	0	0	0	2	2	0	0	0
	1991	0	3	0	0	0	0	2	2	0	0
	2021	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0
2-4 m	1963	0	1	0	0	0	1	0	0	4	0
	1991	0	1	0	0	1	0	2	0	1	1
	2021	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0
4-5 m	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	2021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabell 3. Resultat av en s.k. SIMPER-analys på skillnader i abundans av arter av bottenvegetation mellan åren 1991 och 2021 på de undersökta transekterna och stationerna. Arterna/artgrupperna är rangordnade efter deras bidrag till skillnader i artsammansättning mellan åren, där arter som bidrog mest förekommer överst. Arter/artgrupper som skiljer signifikant mellan åren är markerade med färg ($p < 0,1$) och/eller fet stil ($p < 0,05$). Understrukna artnamn visar förkortningar som används i Figurer i Bilaga 3.

	Medel	Stdav	Kvot	1991	2021	Kumulativt	Signifikans (p-värde)
Hornsärv (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	0,14	0,14	0,97	0,00	1,00	0,16	0,0001
Bortnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	0,14	0,14	0,95	0,74	0,89	0,31	0,15
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	0,12	0,18	0,67	0,33	0,74	0,45	0,081
Rödsträfs (<i>Chara tomentosa</i>)	0,12	0,17	0,69	1,00	0,19	0,58	0,27
Havsnajas (<i>Najas marina</i>)	0,08	0,11	0,68	0,19	0,52	0,67	0,017
Vegetationsfri botten	0,07	0,11	0,66	0,33	0,07	0,75	0,029
Trådalger/Filamentösa alger	0,05	0,12	0,44	0,37	0,22	0,81	0,73
Axslinga (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	0,05	0,09	0,54	0,30	0,22	0,87	0,93
Hästs Evans (<i>Hippuris</i> cf <i>× lanceolata</i>)	0,04	0,09	0,51	0,22	0,22	0,92	0,90
Svartskinna (<i>Vaucheria</i> cf <i>dichotoma</i>)	0,02	0,07	0,30	0,04	0,11	0,94	0,15
Grönsträfs (<i>Chara baltica</i>)	0,02	0,06	0,27	0,07	0,07	0,96	0,42
Borststräfs (<i>Chara aspera</i>)	0,01	0,05	0,27	0,22	0,00	0,98	0,98
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	0,01	0,05	0,19	0,07	0,00	0,99	0,93
Knoppslinga (<i>Myriophyllum sibiricum</i>)	0,01	0,05	0,18	0,04	0,00	1,00	0,96



Figur 13. Bilder på några arter av bottenvegetation som påträffades vid undersökningarna; A) hornsärv, B) ålnate och C) havsnajas – arter som är tåliga mot och/eller gynnas av övergödning och grumligt vatten; samt D) rødsträffe – en art som har minskat till följd av bl.a. övergödning och andra aktiviteter som orsakar grumligt vatten och ökad sedimentering. Foton: A) Madeleine Kullenbo, BalticWaters2030 och B–D) Joakim Hansen, Stockholms universitet.

Det var även en tydlig och signifikant skillnad i artsammansättning mellan åren 1963 och 2021 i Edebovikens undersökta lokaler⁶ (Fig. 14; Bilaga 3); 48 % av variationen i artsammansättning kunde härledas till skillnader mellan de två undersökta åren⁶. Det var en trend till fler påträffade arter 2021 än 1963⁷. Arter som endast påträffades 2021 på de jämförbara lokalerna var knoppslinga, grönsträse, havsnajas, hjulmöja, höstlånke, hästsvans och korsandmat (Tabell 4, Bilaga 3). De arter som statistiskt bidrog mest till skillnaden i artsammansättning mellan de två undersökta åren var dock axslinga, ålnate och hornsärv – som samtliga var mer vanligt förekommande 2021 än 1963. Även borststräse bidrog i stor utsträckning till skillnaden i artsammansättning mellan år. Arten påträffades endast 1963. Det gjorde även havsrufse – men endast på en lokal och skillnaden i förekomst var därmed inte statistiskt signifikant.

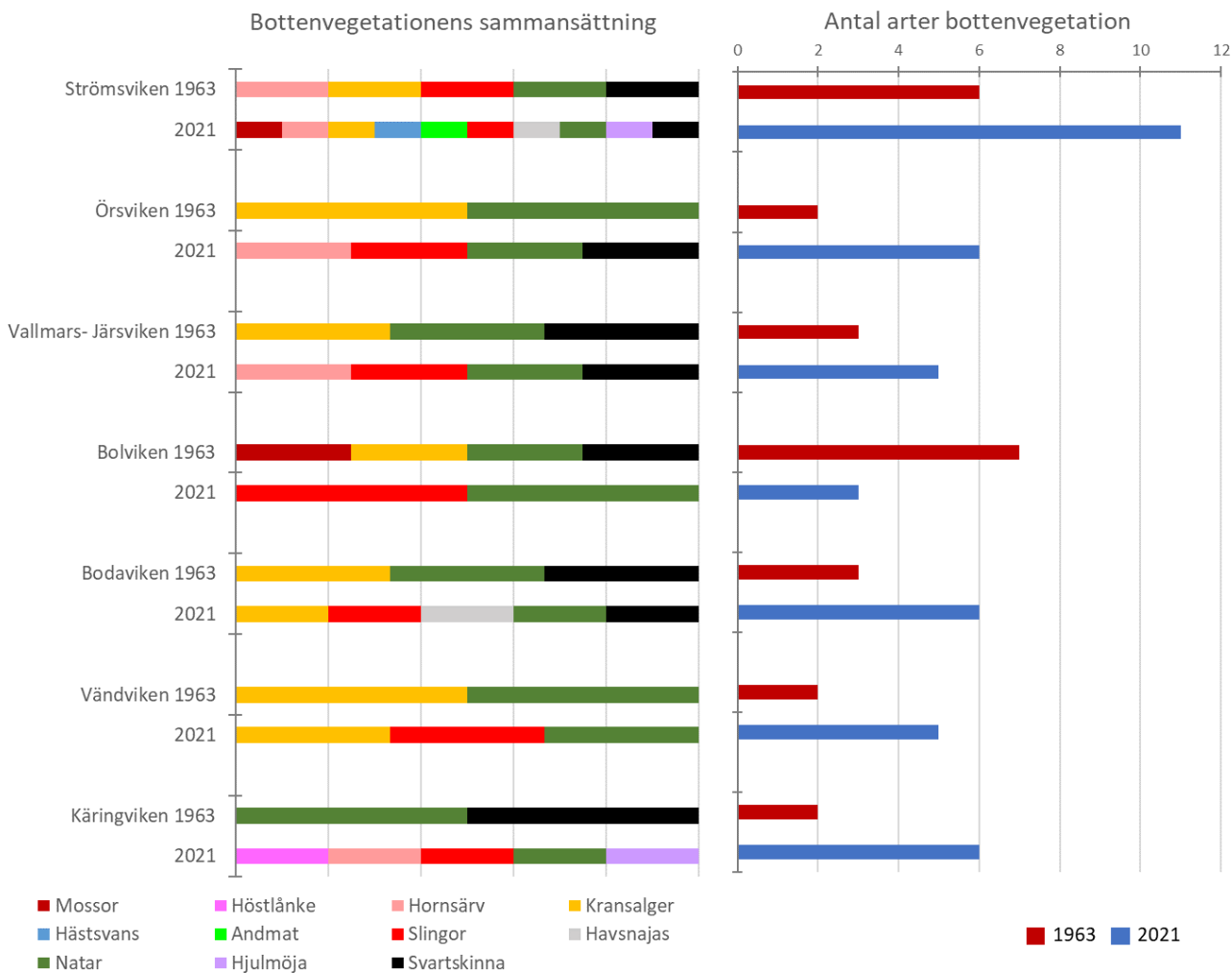
De förbättringar som observeras i bottenvegetationen på lokalerna vid Edeboviken kan troligtvis till stor del förklaras av de utsläppsreducerande åtgärder som vidtagits vid Hallsta pappersbruk. Utsläppen av organisk substans har över tid kraftigt reducerats vid fabriken (Fig. 15), vilket bör ha lett till ett förbättrat ljus klimat och minskad påslamning på den fastsittande vegetationen. Detta förlopp har observerats i ett flertal skogsindustriella recipienter där miljöskyddsåtgärder vidtagits eller produktionen upphört (Sandström et al. 2016). Variationer i sötvattensutflöde mellan åren kan också vara en bidragande förklaring i vissa av lokalerna (t.ex. Strömsviken) där större sötvattenspåverkan ger tillfälligt högre förekomst av sötvattensarter i brackvattensvikarna.

Tabell 4. Resultat av en s.k. SIMPER-analys på skillnader i förekomst av arter av bottenvegetation mellan åren 1963 och 2021 på de undersökta lokalerna i Edeboviken. Arterna/artgrupperna är rangordnade efter deras bidrag till skillnader i artsammansättning mellan åren, där arter som bidrog mest förekommer överst. Arter/artgrupper som skiljer signifikant mellan åren är markerade med färg ($p < 0,1$) och/eller fet stil ($p < 0,05$). Understrukna artnamn visar förkortningar som används i figurer i Bilaga 3.

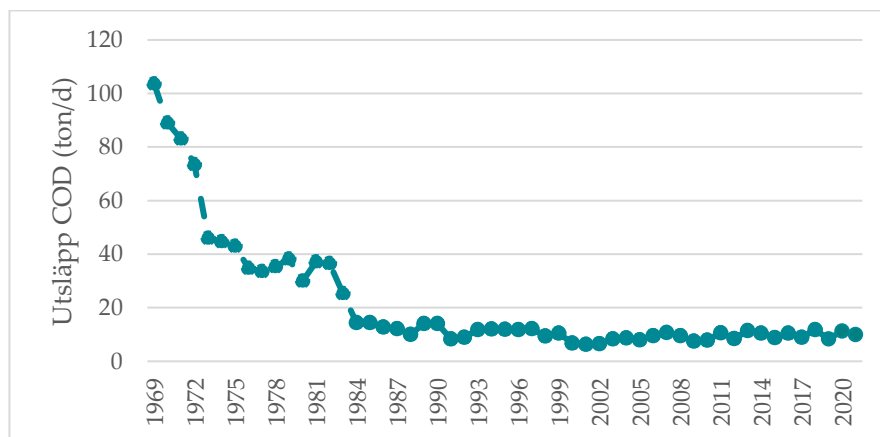
	Medel	Stdav	Kvot	1963	2021	Kumulativt	Signifikans (p-värde)
Axslinga (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	0,10	0,05	1,95	0,14	1,00	0,16	0,002
Borststräse (<i>Chara aspera</i>)	0,10	0,05	1,89	0,86	0,00	0,32	0,005
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	0,09	0,06	1,49	0,14	0,86	0,46	0,004
Hornsärv (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	0,06	0,06	1,03	0,14	0,57	0,55	0,071
Svartskinna (<i>Vaucheria cf. dichotoma</i>)	0,06	0,06	0,88	0,71	0,57	0,64	0,96
Knoppslinga (<i>Myriophyllum sibiricum</i>)	0,03	0,05	0,61	0,00	0,29	0,69	0,020
Grönsträse (<i>Chara baltica</i>)	0,03	0,05	0,58	0,00	0,29	0,74	0,038
Havsnajas (<i>Najas marina</i>)	0,03	0,04	0,60	0,00	0,29	0,78	0,043
Hjulmöja (<i>Ranunculus circinatus</i>)	0,03	0,04	0,60	0,00	0,29	0,82	0,040
Rödsträse (<i>Chara tomentosa</i>)	0,02	0,04	0,55	0,14	0,14	0,86	1,00
Kransslinga (<i>Myriophyllum verticillatum</i>)	0,02	0,04	0,55	0,14	0,14	0,90	1,00
Mossor (<i>Bryophyta</i>)	0,02	0,03	0,56	0,14	0,14	0,93	1,00
Höstlånke (<i>Callitriche hermaphrodita</i>)	0,02	0,04	0,40	0,00	0,14	0,95	0,041
Havsrufse (<i>Tolypella nidifica</i>)	0,01	0,03	0,40	0,14	0,00	0,97	1,00
Hästsvans (<i>Hippuris cf. lanceolata</i>)	0,01	0,02	0,40	0,00	0,14	0,98	0,057
Korsandmat (<i>Lemna trisulca</i>)	0,01	0,02	0,40	0,00	0,14	1,00	0,057
Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	0,00	0,00	NaN	1,00	1,00	1,00	1,00

⁶ PERMANOVA, år $p=0,0156$, $R^2=0,482$

⁷ Parat t-test, $p=0.07$



Figur 14. Bottenvegetationens sammansättning (proportion av olika artgrupper) och antal arter i olika lokaler i Edeboviken åren 1963 och 2021. Se Fig. 3D för positioner.

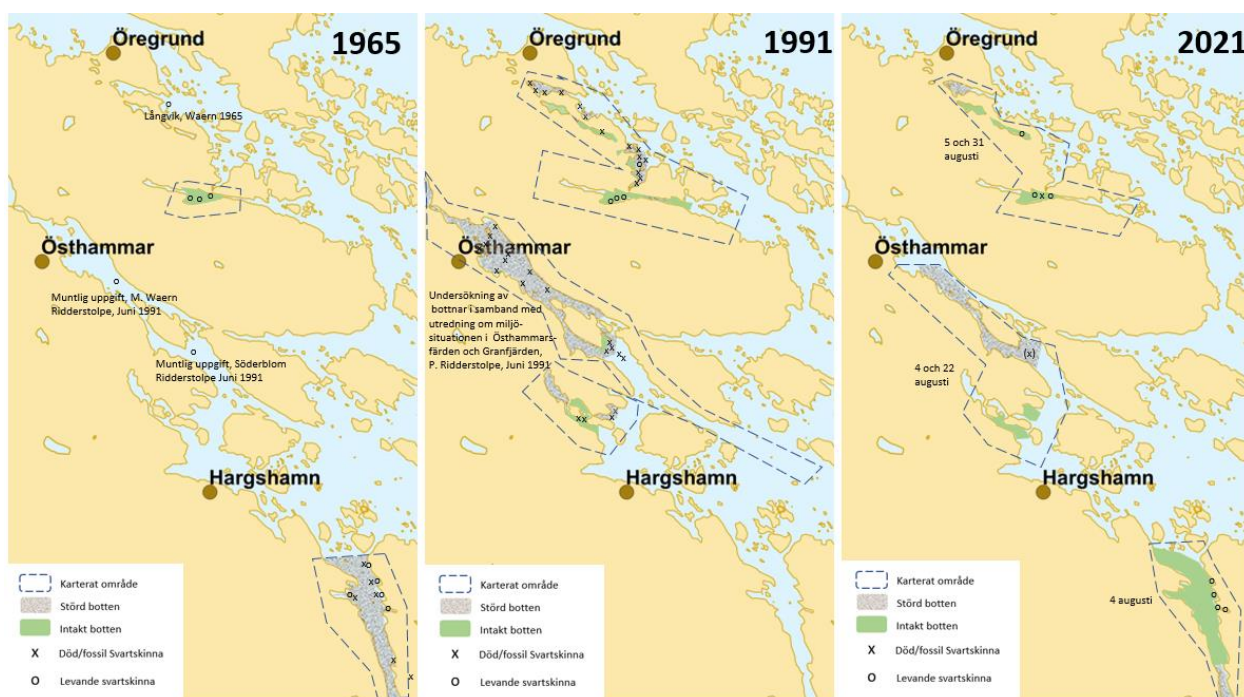


Figur 15. Utsläpp av organisk substans (COD) från Hallsta pappersbruk under perioden 1969–2021. Från Hållén et al. 2020.

Den översiktliga karteringen av svartskinna indikerar att denna alg kan ha försvunnit i stora delar av det undersökta området (Fig. 16). På 1960-talet redovisade Wærn levande svartskinna i Edeboviken och i Långalmsfjärden samt vid Långvik (7 m djup) vid Öregrund (Wærn 1968). Ridderstolpe noterade att levande svartskinna även observerades av Wærn i Östhammarsfjärden (Ridderstolpe 1991a). Ridderstolpe nämner i samma rapport att lokalbefolkningen observerade uppfluten svartskinna (s.k. ”sälskallar” eller ”döda sjömän”) utanför Länsö på 1950-talet. Enligt Wærn (muntligen) är det bara levande svartskinna som bildar sådana flytande mattor. Den för båttrafiken ”hindrande vegetationen i Strömsviken” som Wærn studerad 1965 visade sig vara levande svartskinna som lossnat från botten och drivit in viken.

I samband med utredningen om miljösituationen i Östhammarsfjärden och Granfjärden (1991a), uppföljning av Wærns studier från 60-talet (1991b) samt utredningen kring vattenmiljö och båttrafik i Sunnanöfjärden (1992) genomförde Ridderstolpe en översiktlig sökning av svartskinna i stora delar skärgårdsområdet utanför Östhammarsfjärden och vikarna kring Sunnanöfjärden. Tyvärr fanns detta år inte möjlighet att återbesöka lokalerna i Edeboviken.

Levande svartskinna hittades 1991 endast på två lokaler, dels i Långalmsfjärden och dels på ett enda ställe i Norrfjärden strax utanför Långalmsfjärden. I Långalmsfjärden var vattnet 1991 mycket klart. Vid tillfället (augusti) sågs siktdjups-skivan ända ned till fem meters djup, som är fjärdens djupaste parti (öster om ön Skyan). Från tre meters djup och över hela djupområdet var botten täckt av gröna tjocka mattor av svartskinna. På alla andra mjukbottnar i skärgårdsområdet hittades bara död/fossiliserad svartskinna. När resultaten visades för Mats Wærn såg han detta som en tydlig indikation att en kraftfull försämring av siktdjupet i skärgårdshavet (Wærn, muntligen).



Figur 16. Förekomst av levande och död svartskinna i Östhammars skärgård åren 1963–66, 1991 och 2021. Uppgifter baserade på Wærn 1968, Ridderstolpe 1991a, 1991b, samt översiktlig kartering genomförd 2021 (samma positioner var dock ej alltid möjliga att återbesöka). Med störd botten avses mjukbottnar med påtagligt utarmad flora. Med intakt botten avses mjukbottnar med hela ”gyttjeseriens” växter, inkluderat havsnajas eller kransalger, med artsamhällen som kan vara förändrade men inte utarmade.

Genom att se hur pass fragmenterade trådarna av svartskinna var kunde Ridderstolpe ungefärligt bestämma åldern på den döda svartskinnan (Fig. 17). Den äldsta gyttjan (mest fragmenterade) med svartskinnan fanns i Östhammarsfjärden. Det var denna gyttja som efter kraftig blåst var känd för att förstöra fiskenät med pappersliknande brun beläggning (omöjlig att få bort).

Namnet pappersgyttja är för övrigt den naturgeografiska termen för fossil svartskinna och anses vid sedimentundersökningar markera övergången mellan marin och limnisk miljö. Den yngsta (minst fragmenterade svartskinnan) hittades 1991 utanför Sandikafjärden, Värmlingsö och Hunsaren samt i Norrfjärden. Ridderstolpe beskriver dessa gyttjor som *”tjocka sjok som överallt täcker bottenarna på mellan 2–3 meters djup”* (jämför mittersta bilden i Fig. 16).

Under 2021 var fynden av fossil gyttja inte alls så vanliga (Fig. 16, höger bild). På de bottenar som 1991 var täckta av stora sjok av fossil svartskinna återfanns nu bara findetritusgyttja. Endast på några få ställen, t.ex. vid Älgsholmen, söder om Hunsaren hittades nedbrutna bruna algrådar av svartskinna. En förklaring till att fossil svartskinna inte observerades i alls samma utsträckning 2021 jämfört med 1991, kan förklaras av att de gamla sedimenten av död svartskinna övertäckts med findetritusgyttja.

Glädjande nog återfanns dock ännu levande svartskinna i Långalmsfjärden och i Edeboviken vid Wærns gamla lokaler.



Figur 17. Nyligen död svartskinna från Strömsviken med väl bevarade trådar.

5.3 Trågmusslan — främmande art upptäckt

Ett oväntat och intressant fynd som gjordes under karteringen 2021 var en storvuxen mussla som redan i det första kastet fastnade i räfsan. Denna mussla drogs upp vid bryggan i Wærns gamla lokal i Strömsviken. Det visade sig senare att alla mjukbottnar i Edeboviken var koloniserade av denna mussla. Efter kontakt med Naturhistoriska museet i Göteborg (Ted von Proschwitz via Stefan Lundberg på Vaaka Naturkonsult) konstaterades att det var den amerikanska trågmusslan som vi hittat (Fig. 18). Trågmusslan (*Rangia cuneata*) beskrivs av Artdatabanken (artfakta.se, Sveriges Lantbruksuniversitet) som härstammande från Nordamerika (Mexikanska Golfen) och som under 1960 talet spreds norrut över atlantkusten. I Europa gjordes första fyndet 2005 (Antwerpens hamn i Belgien) och i Östersjön 2010. Den har sedan spridit sig längs den polska och Baltiska kusten.

I Sverige upptäcktes arten i Bråviken 2016 och några år senare i Skåne. Artdatabanken skriver att en snabb spridning längs Östersjökusten är att vänta. Arten är klassad som potentiellt invasiv, dock med låg risk i svenska vatten.

Under den fortsatta karteringen kunde konstateras att trågmusslan fanns i hög abundans på alla grunda mjukbottnar i den södra skärgårdsdelen (Edeboviken, Hargsviken, Södra Sandikafjärden och vikarna utanför Värblingsö). Musslan förekom rikligt i mängd även i Hunsaren och i Länssundet. I Östhammarsfjärden gjordes dock inga fynd, ej heller i vikarna norr om Söderön. Eftersom räfsans tänder är glesa fastnar de endast de större musslorna. Medelstorleken på de infångade musslorna var 4–5 cm och förekom i högst antal om cirka 20–50 st. per m².



Figur 18. Den amerikanska trågmusslan upptäcktes först i Edeboviken och kunde sedan konstateras vara spridd över alla mjukbottnar i den södra skärgårdsdelen. På bilden syns även hornsärv och fragment av havsnajas.

6 Referenser

- Austin ÅN, Hansen JP, Donadi S & Eklöf JS. 2017. Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: A field survey across seasons and spatial scales. *PLoS ONE* 12(8): e0181419.
- Austin ÅN, Hansen JP, Donadi S, Bergström U, Eriksson BK, Sundblad G & Eklöf JS. 2021. Synergistic effects of rooted aquatic vegetation and drift wrack on ecosystem multifunctionality. *Ecosystems* 24: pages 1670–1686.
- Appelgren K & Mattila J. 2005. Variation in vegetation communities in shallow bays of the northern Baltic Sea. *Aquatic Botany* 83: 1–13.
- Bergström U, Sundblad G, Fredriksson R, Karås P, Sandström A & Halling C. 2021. Övervakningsmanual: Fisk i kustvatten – Yngelprovfiske med tryckvåg. Havs- och Vattenmyndigheten. Version 1.0 2021-10-04.
- Donadi S, Austin ÅN, Bergström U, Eriksson BK, Hansen JP, Jacobson P, Sundblad G, van Regteren M & Eklöf JS. 2017. A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. *Proc. R. Soc. B* 284: 20170045.
- Donadi S, Austin ÅN, Svartgren E, Eriksson BK, Hansen JP, Eklöf JS. 2018. Density-dependent positive feedbacks buffer aquatic plants from interactive effects of eutrophication and predator loss. *Ecology* 99(11): 2515–2524.
- Eriksson BK, Sandström A, Isæus M, Schreiber H & Karås P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 339–349.
- Handley RJ & Davy AJ. 2005. Temperature effects on seed maturity and dormancy cycles in an aquatic annual, *Najas marina*, at the edge of its range. *Journal of Ecology* 93:1185–1193.
- Hansen JP, Wikström SA & Kautsky L. 2008a. Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 535–547.
- Hansen J, Johansson G & Persson J. 2008b. Grunda havsvikar längs Sveriges kust. Mellanårsvariationer i undervattensvegetation och fiskyngelförekomst. Länsstyrelsen i Uppsala län. Länsstyrelsens meddelandeserie 2008:16.
- Hansen JP, Sundblad G, Bergström U, Austin ÅN, Donadi S, Eriksson BK & Eklöf JS. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48: 539–551.
- Hansen JP & Snickars M. 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738, 171–189.
- Henricson C, Sandberg-Kilpi E & Munsterhjelm R. 2006. Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on *Chara tomentosa* L. *Cryptogamie Algologie* 27: 419–434.
- Hyldgaard B, Sorrell B & Brix H. 2014. Closely related freshwater macrophyte species, *Ceratophyllum demersum* and *C. submersum*, differ in temperature response. *Freshwater Biology* 59:777–788.
- Hållén J, Waldetoft H & Karlsson M. 2020. Miljökonsekvenser av tillfälligt ökade utsläpp till vatten från Hallsta pappersbruk. IVL-rapport U6284.
- Munsterhjelm R. 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fennica* 157: 1–68.
- Munsterhjelm R, Henricson C & Sandberg-Kilpi E. 2008. The decline of a charophyte: occurrence dynamics of *Chara tomentosa* L. at the southern coast of Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 84: 56–80.

- Pitkänen H, Peuraniemi M, Westerborn M, Kilpi M & von Numers M. 2013. Long-term changes in distribution and frequency of aquatic vascular plants and charophytes in an estuary in the Baltic Sea. *Annales Botanici Fennici* 50 (Suppl. A): 1–54.
- Ridderstolpe P. 1990. Vattenöversikt för Östhammars kommun. Sjöar, åar och innerskärgård. Östhammars kommun.
- Ridderstolpe P. 1991a. Miljösituationen i Östhammarsfjärden och Granfjärden. Peter Ridderstolpe, Firma Ekologi, juni 1991.
- Ridderstolpe P. 1991b. Växtnäring och växtlighet i Uppsala Läns södra skärgård. Lägesbeskrivning inför fortsatt arbete. Peter Ridderstolpe, Firma Ekologi, november 1991.
- Ridderstolpe P. 1992. Vattenmiljö och fritidsbåtar i Sunnanöfjärden. Utredning angående uppankring av fritidsbåtar i Sunnanöfjärden. Peter Ridderstolpe, Firma Ekologi, maj 1992.
- Sandström O, Grahm O, Larsson Å, Malmaeus M, Viktor T & Karlsson M (red.). 2016. Återhämtning och kvarvarande effekter i skogsindustrins recipienter – Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL-rapport B2272.
- Scheffer M. 2004. Ecology of shallow lakes. Springer Verlag.
- Schubert H & Blindow I (red.). 2003. Charophytes of the Baltic Sea. Koeltz Scientific Books.
- SMHI 2022a. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut. Meteorologiska observationer, lufttemperatur, stationerna Örskär och Söderarm. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airtemperatureMean24h,stations=all>
- SMHI 2022b. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut. Klimat, klimatindikator - maximal isutbredning. <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/klimatindikatorer/klimatindikator-maximal-isutbredning-1.20049>
- Van Vierssen W. 1982. Some notes on the germination of seeds of *Najas marina* L. *Aquatic Botany*, 12: 201–203.
- Waern M. 1952. Rocky-shore algae in the Öregrund archipelago. *Acta Phytogeographica Suecia* 30.
- Waern M. 1968. Utredning av Strömsvikens vegetation. Utredning kring vattenmål i Österbybygdens vattendomstol 19 maj 1969 (AD 78/1960)
- Wallentinus I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa–Askö Area, Northern Baltic Proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contributions from the Askö Laboratory 25, Stockholm University.
- Wilkinson RE. 1963. Effects of light intensity and temperature on the growth of Waterstargrass, Coontail, and Duckweed. *Weeds* 11: 287-290.
- Östman Ö, Eklöf JS, Eriksson BK, Olsson J, Moksnes P-O & Bergström U. 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 2016, 53, 1138–1147