Dropvideoinventering, habitatmodellering och kartering av marina naturtyper i Gårdskär, Uppsala län



LÄNSSTYRELSEN
UPPSALA LÄN

LÄNSSTYRELSENS
MEDDELANDESERIE
2017:22
NATURVÅRDSENHETEN
ISSN 1400-4712

Länsstyrelsen i Uppsala län
Bäverns gränd 17
751 86 Uppsala
Tfn: 010-22 33 000 (vxl)
E-post: uppsala@lansstyrelsen.se
Internet: www.lansstyrelsen.se/uppsala
Länsstyrelsens Meddelandeserie 2017
ISSN 1400-4712
Du hittar rapporten som pdf-fil på vår webbplats www.lansstyrelsen.se/uppsala

STOCKHOLM, DECEMBER 2016

Beställare:
Rapporten är framtagen av AquaBiota Water Research på uppdrag av Länsstyrelen i Uppsala län.

Författare:
Karl Florén[1], Gledis Guri[1], Stefan Skoglund[1] & Stina Tano[1]

[1]AquaBiota Water Research

Omslagsfoto:
Utsikt över Billfladet, Frida Fyhr

Kontaktinformation:
AquaBiota Water Research AB
Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm
Tel: +46 8 522 302 40
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:
Länsstyrelsen i Uppsala

Distribution:
Fri

Internetversion:
Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:
Florén K., Guru G., Skoglund S. & Tano S. Dropvideoinventering, habitatmodellering och kartering av marina naturtyper i Gårdskär, Uppsala län. AquaBiota Rapport 2016:08. 65 sid.

Ämnesord:
Marin miljö, habitatmodellering, undervattensvegetation, Natura 2000, HELCOM Underwater Biotopes

AquaBiota Report 2016:08

ISBN: 978-91-85975-57-0

ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2016

Innehåll

Sammanfattning 5
Bakgrund 6
Habitatmodellering 7
Modelleringsprocessen 7
Steg 1 – Modell 7
Steg 2 – Prediktion 9
Biologiska data 12
Val av undersökningsstationer 12
Undersökningsmetod 12
Bottenvegetation yngelprovtagning 13
Videotolkning 14
Miljövariabler 16
Djup och djupderivat 16
Vågexponering 18
Salinitet 20
Laguner 21
Modellering av vegetation 21
Hornsärv 23
Rödsträfse 25
Fintrådiga alger 27
Havsnajas 28
Höga kärlväxter 29
Ålnate 31
Förekomstkartor för arter som inte modellerats 32
Tång 33
Borstnate 34
Näckmossa 35
Slangalger 36
Slingor 37
Hårsärv 38
Kartering av HUB klasser 39
Kartering av Natura 2000 naturtyper 42
Laguner (1150) 43
Juvenil flada (1153) 43

Flada (1153) 43
Gloflada (1154) 44
Glo (1154) 44
Stora vikar och sund (1160) 47
Rev och sandbankar (1170, 1110) 48
Skär i Östersjön (1620) 49
Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140) 49
Prioritering 51
Bedömning av skyddsvärda områden 52
Referenser 53
Bilaga 1 - Kartor 55
Bilaga 2 – levererade GIS-filer 65

SAMMANFATTNING

I samband med bildandet av ett Naturreservat i Gårdskärskusten marina område har AquaBiota fått i uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala att ta fram heltäckande kartor över makrovegetation, biotoper och naturtyper i området. Kartor över makrovegetation och biotoper har tagits fram med hjälp av habitatmodellering där rumsliga statistiska samband mellan arter och miljöförhållanden räknas ut. Med hjälp av heltäckande kartor över miljöförhållanden kan sedan biologiska kartor framställas. Kartor över naturtyper har tagits fram med hjälp av samma heltäckande kartor över miljöförhållanden samt ortofoton men utan någon statistisk modellering. Här har istället olika kriterieanalyser använts baserade på tidigare använd metodik för kartering av naturtyper.

En Fältundersökning utfördes under perioden 1-5 augusti 2016 då 202 stationer filmades med dropvideo. Filmerna tolkades på labb där tio stopp slumpades ut under en filmsekvens på 28 sekunder. I varje stopp tolkades täckningsgraden av makrovegetation och bottensubstrat under 10 punkter fördelade över skärmen på ett transparent överlägg. Förekomst av arter noterades för hela filmsekvensen för att få med de arter som endast förekom mellan stopp alternativt inte fångades upp i punkterna.

En av de viktigaste förklaringsvariablerna för rumslig utbredning av bottenvegetation är djup. För att kunna använda bästa möjliga djupunderlag för analyserna användes djupdata från Sjöfartsverkets digitala djupdatabas för att ta fram en heltäckande djupkarta över området. Med hjälp av djupkartan beräknades sedan bottnens lutning och rugositet där resultatet blev heltäckande kartor över dessa djupderivat. Andra kartor över miljöförhållanden som togs fram och användes i analyserna var salinitet och vågexponering.

Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av nio olika arter/artgrupper/biotoper. Samtliga kartor har externvaliderats med biologiskt data som hållits utanför modelleringen. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av kartorna. Bedömningen har gjorts av personer med god ekologisk kunskap och god lokalkännedom.

Baserat på substrat- och makrofyttäckningsgrad från videotolkningen, så har alla stationer biotopklassificerats enligt HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HUB)(HELCOM, 2013). Baserat på inventeringsdata och kartorna för djup, djupderivat och vågexponering togs sannolikhetskartor fram för substratklasserna hårt, mjukt och sand enligt HUB nivå 3 kriterier. Dessa substratkartor kunde sen, tillsammans med kartorna för arterna, användas till att ta fram en HUB nivå 5 karta för de vanligast förekommande biotoperna.

Med hjälp av kartorna över djup, vågexponering, klassade ytsubstrat (levererat av SGU) samt ortofoto över området (levererat av Länsstyrelsen) har en ny klassning av Natura 2000 naturtyperna ”laguner” (1150), ”stora vikar och sund” (1160), ”rev” (1160), ”sandbankar” (1110) och ”skär i Östersjön” (1620) gjorts. Tidigare klassade ”ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten” (1140) har verifierats i fält samt ytterligare två områden har identifierats. Jämfört med tidigare naturtypsklassningar ökade antalet laguner i området.

Algsamhället på hårda substrat är relativt artfattigt och domineras av fintrådiga brunalger. Tång påträffades endast på tio lokaler i områdets sydöstra delar. Avsaknaden av tång i områdets norra delar kan vara en effekt av Dalälven. Mätningarna av salinitet indikerar att salthalten generellt är lägre här vilket missgynnar tången. Bortsätt från havsstenhinna påträffades inga rödlager i inventeringen. Detta betyder inte att området helt saknar rödalger eftersom inventeringsmetoden lätt kan förbise enstaka fintrådiga exemplar. Däremot kan fastslås att rödlagsbälten som normalt påträffas i Bottenhavet på 3-10 m djup saknas i området. Inga observationer av blåmussla (*Mytilus edulis*) gjordes i filmerna. Inventeringsmetoden är dock inte anpassad för att upptäcka enstaka mindre individer av arten. Det kan i alla fall konstateras att området saknar några tätare bestånd av blåmussla. Avsaknaden av tång- och rödalgsbälten samt blåmussla har troligen med Dalälvens utflöda att göra och är således naturlig. Vi har inte kunnat identifiera några mänskliga aktiviteter i området som skulle kunna påverka dessa habitat negativt. Det går dock inte att utesluta att föroreningar från Dalälven och Skutskärs industriområde har en viss påverkan på makrovegetationen.

Kärlväxtsamhällena knutna till lagunerna utgör enligt vår mening de högsta naturvärdena i området. I de juvenlia fladorna var kärlväxtsamhället relativt artrikt och i de mer avsnörda fladorna bildade havsnajas och rödsträfse täta bestånd. Dessa habitat fyller viktiga ekologiska funktioner för bl.a. fisksamhällen och är känsliga för störning i form av muddring och båttrafik.

BAKGRUND

Mänsklig påverkan på vår havsmiljö är ett växande problem som hotar vitala ekosystemfunktioner och viktiga ekosystemtjänster (Hoeg-Guldberg & Bruno, 2010). Eutrofiering, överfiske, båttrafik och exploatering av strandzonen är exempel på direkt påverkan på den havsmiljön (Halpern et al., 2008). I en föränderlig omgivning där kommande klimatinducerade effekter kommer att bli mer påtagliga, är vikten av fungerande marina ekosystem vitala för att stå emot dessa förändringar (Hughes et al., 2003).

För att hantera problemen kopplade till mänsklig påverkan och inte förlora viktiga ekosystemkomponenter införs olika typer av bevarande och naturvårdande åtgärder exempelvis marina reservat. Under 2000-talet har naturvårdande åtgärder fått tydlig prioritering på både nationell och internationell nivå. Miljömål, lagstiftning och införandet av EU:s ramdirektiv för vatten samt havsmiljödirektivet har höjt ambitionerna gällande bevarande och krav på god ekologisk status. För länsstyrelse och kommuner finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för regional och lokal kustplanering.

En ursprunglig, väl fungerande havsmiljö har inte bara ett högt ekosystemvärde utan även ett högt rekreationsvärde (Söderqvist et al., 2010). Att kommande vi och kommande generationer skall kunna nyttja och njuta av en fungerande ren miljö är för många mycket betydelsefullt. Därför är bevarande och naturvårdande åtgärder viktiga av flera anledningar.

Planering, förvaltning och utveckling av bevarande och naturvårdande åtgärder kräver pålitliga och beskrivande underlag om den marina miljön samt dess värden och funktioner.

Underlagen bör sammanställas på ett sätt som underlättar användningen även för myndigheter där expertkompetens inom biologi och geologi saknas. I arbetet med bevarande och naturvårdande åtgärder är kunskap om naturtypers utbredning viktig. Detta för att kunna kartlägga den geografiska habitutbredningen i ett kustområde samt för att säkerställa att alla naturtyper representeras i ett skyddat område. I Naturvårdsverkets vägledning för skydd av marina miljöer finns vissa kriterier för urval och prioritering av marina skyddsvärda områden, där t.ex. naturlighet, representativitet och biogeografiska värden, sällsynthet, ekologiskt/ biologiskt värde, variationsrikedom, hotade arter/biotoper/biotopkomplex, samt födosöks-, rast-, reproduktions- och uppväxtområden vägs in. Andra värden är t.ex. forskningsvärden, internationellt och ekonomiskt värde samt sociala värden. Utan kartunderlag är det svårt att göra en bedömning om dessa kriterier samt bedöma det skyddade områdets potential att verkligen bevara det som syftas bevaras. Många skyddade områden ingår också i Natura 2000, EU:s nätverk av områden som är skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa områden ska särskilt utpekade habitat ha god status och för dessa områden ska en bevarandeplan tas fram där värden, habitat, status och hot beskrivs. Även i detta arbete kan de marina habitatkartorna vara ett värdefullt underlag.

Syftet med denna undersökning var att ta fram utbredningskartor för marina arter och naturtyper som ett underlag inför bildandet av naturreservatet Gårdskärskusten, Uppsala län.

HABITATMODELLERING

I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen och tillvägagångssättet vid val av modelleringsmetod för modellering av växter och alger.

Modelleringsprocessen

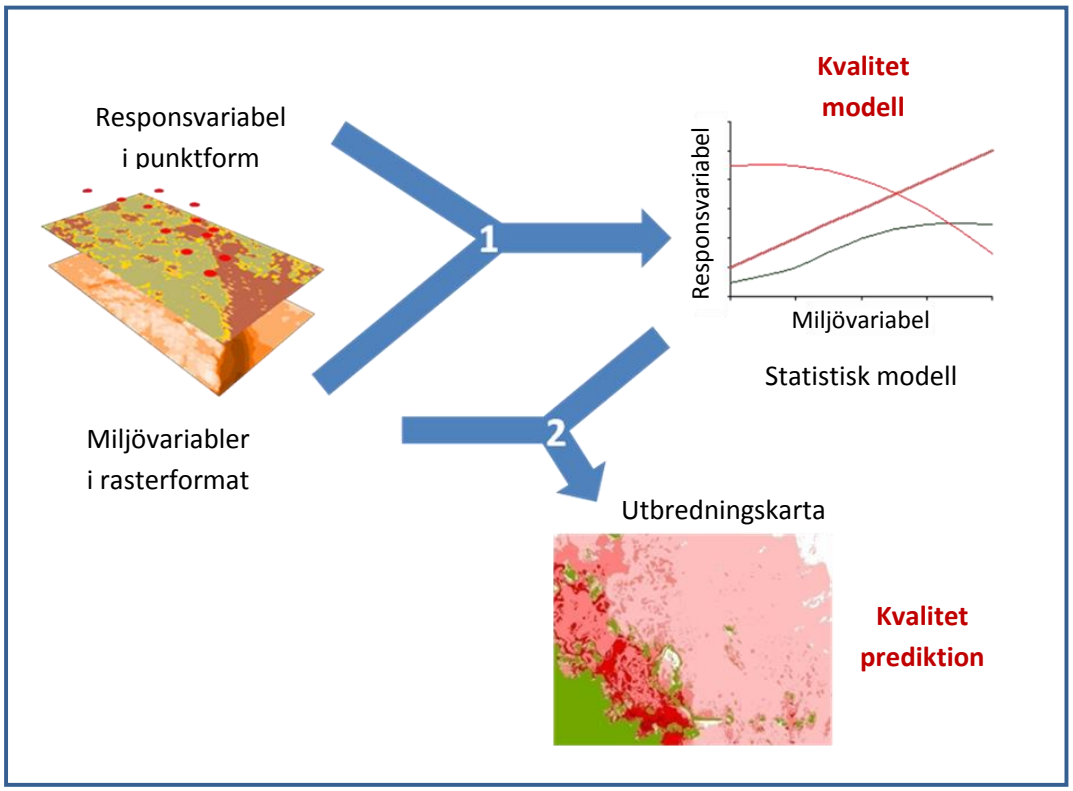
Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade datorberäkningar. I detta sammanhang avses rumslig statistisk modellering, vilket syftar till att modellera den rumsliga utbredningen för en art, en substratklass, ett habitat eller någon annan responsvariabel utifrån empiriska data. Ibland kallas denna teknik även habitatmodellering, vilket egentligen bara är en av flera möjliga tillämpningar. Normalt modelleras inte förändringen av denna utbredning över tid, men även sådana tillämpningar är möjliga.

Steg 1 – Modell

Framtagande av modell

Modelleringsprocessen visas schematiskt i figur 1. I det första steget beräknas det statistiska sambandet mellan responsvariabelns värden (t.ex. täckningsgraden av en art eller förekomsten av ett substrat) och miljövariablernas värden på inventerings-positionerna. Vissa miljövariabler, som t.ex. djup, kan inventeras i samband med att responsvariabeln inventeras. Andra miljövariabler, som t.ex. vågexponering, eller bottnens lutning är svåra att mäta i fält och värden för dessa lyfts istället upp från heltäckande raster över dessa variabler. Ett raster är en karta som består av ett stort antal mindre rutor och inom varje ruta är mätvärdet för varje variabel konstant. Rastrets upplösning måste motsvara den rumsliga upplösningen i de mönster som modellen ska beskriva.

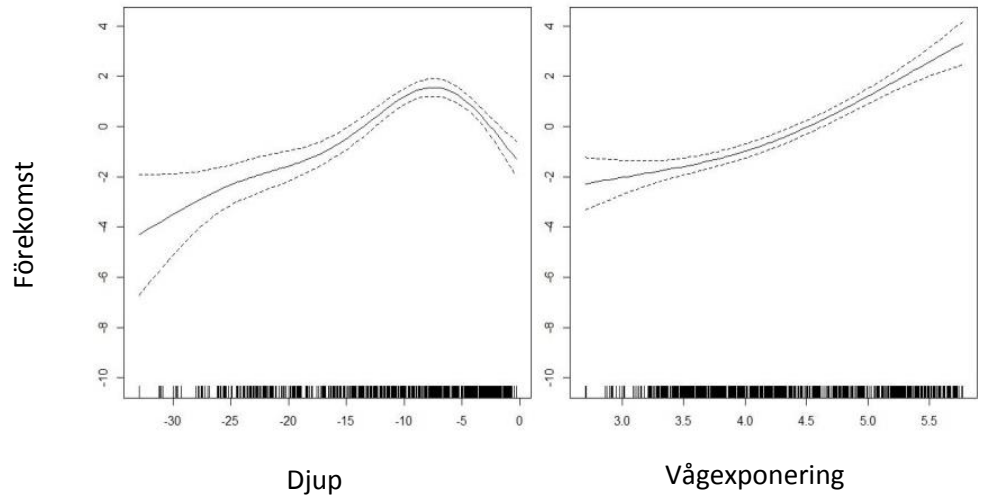
Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes korrelation och dels deras variance inflation factor (VIF). Det senare är ett index som kvantifierar hur allvarligt den inbördes korrelationen påverkar miljövariablerna. I modelleringsprocessen väljs sedan de miljövariabler som har starkast inverkan på modellen ut. De flesta modelleringsmetoder genererar ett eller flera olika sorters mått på hur stor inverkan de olika miljövariablerna har på modellen. Metoden som har använts för modellering av arter och artgrupper i detta projekt kallas GAM (Generalised Additive Modelling) (Hastie & Tibshirani, 1986). I GAM-modelleringen anpassas icke-parametriska responskurvor som kan anta vilken form som helst. Hur tvära svängar som tillåts på responskurvorna bestäms genom vilket antal frihetsgrader som tillåts i modelleringen. GAM-modelleringen har gjorts med verktyget MGCV (Wood & Augustin 2002, Wood 2006) i statistikprogrammet R (R 2016).



Figur 1. Principer för modelleringsprocessen.

Utvärdering av modellens kvalitet

I modelleringsfasen studerades grafer som beskriver responsvariabelns utbredning i relation till var och en av de ingående miljövariablerna. Tillsammans med information om miljövariablernas relativa bidrag till modellen kan variabler med konstiga mönster och/eller litet bidrag till modellen rensas ut. Figur 2 visar hur förekomst av blåmussla beror av miljövariablerna djup och vågexponering enligt modellen. Hur stor del av variationen i data som modellen kan förklara anges som andel deviance explained. För vegetationsmodeller bör deviance explained på >0.4 betraktas som bra.



Figur 2. Modellerad förekomst av blåmussla (Mytilus edulis) i förhållande till miljövariablerna djup och vågexponering. Enligt modellen trivs arten bäst på djup mellan 5 och 10 m i exponerade miljöer.

Steg 2 – Prediktion

Framtagande av prediktion

I det andra steget används modellen tillsammans med raster för samtliga ingående miljövariabler för att göra en prediktion. Vid beräkningen av prediktionen körs modellen för varje rasterruta. För varje rasterruta hämtas det aktuella värdet för varje miljövariabel och det förväntade värdet för responsvariabeln beräknas. Resultatet blir ett nytt raster, en prediktion, som visar den förväntade utbredningen av responsvariabeln i GIS-format (digital karta). Vid modellering av förekomst resulterar prediktionen i en sannolikhetskarta för förekomst med värden mellan 0 och 1. Vid modellering av abundans eller täckningsgrad resulterar prediktionen i en karta som visar den troliga abundansen eller täckningsgraden i varje cell.

Eventuella brister i de raster som beskriver miljövariablerna kommer att överföras till prediktionen och minska dess kvalitet. En miljövariabel som har förhållandevis stor vikt i modellen kommer att överföra mer av sitt fel till prediktionen. Det är således viktigast att de mest betydelsefulla miljövariablerna är av hög kvalitet.

Utvärdering av prediktionens kvalitet

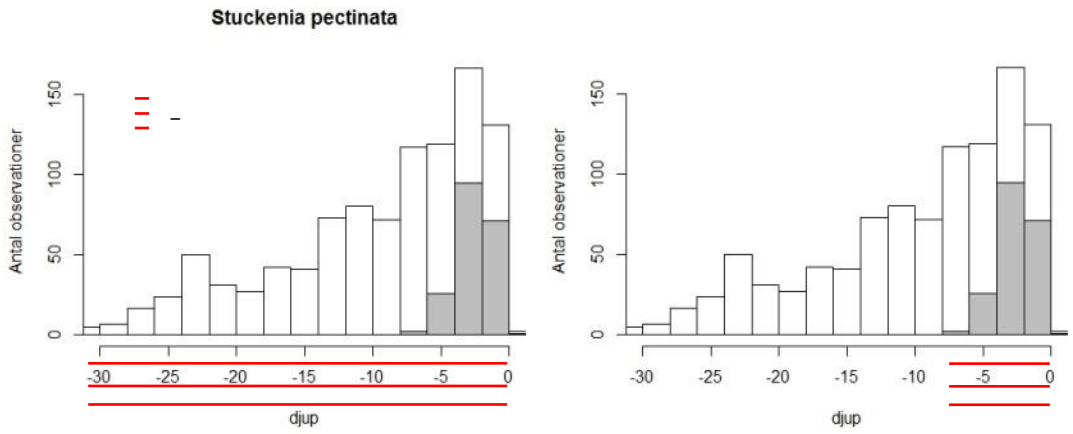
För att bedöma prediktionens kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att prediktionen jämförs med oberoende fältdata som inte använts tidigare i modelleringsprocessen. Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) utvärderas lämpligen med ett mått kallat AUC (Area Under Curve, se faktaruta AUC). Modeller som anger hur mycket av responsvariabeln som förekommer (s.k. kvantitativa modeller) utvärderas vanligen med hjälp av någon form av korrelationskoefficient (vanligen betecknad COR, r^2 eller RMSE). Ett lågt AUC- eller COR-värde indikerar att modellens kvalitet är dålig och en sådan modell bör inte användas för att skapa en prediktion. Vanliga orsaker till en dålig modell är att den bygger på ett litet antal observationer eller att viktiga miljövariabler saknas En modell med lågt AUC- eller COR-värde bör inte användas för att skapa en prediktion. Modellen kan också vara överanpassad. En överanpassad modell innebär att modellen inte bara har anpassats till variationen i de ingående miljöfaktorerna, utan även till variation orsakad av andra faktorer eller slumpen. Att tillåta att modellen är alltför följsam till variation i miljövariablerna, liksom att ha många

miljöfaktorer i modellen ökar risken att den överanpassas. Överanpassning leder till ett för högt AUC-värde i den interna valideringen jämför med när modellen externvalideras.

Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen *och* rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det enda sättet att upptäcka svagheter i rastren för miljövariablerna. Vidare är det lättare att upptäcka felaktigheter orsakade av t.ex. överanpassning eller ojämn dataspridning i extern- än i internvalidering. Den enda nackdelen med externvalidering är att en del av datamängden inte kan användas till modelleringen utan måste sparas till externvalideringen. Detta pris kan anses högt när fältdata är knapp och ofta publiceras prediktioner som inte har validerats externt, även i vetenskapliga tidsskrifter. I den här rapporten har externvalidering genomförts för samtliga prediktioner.

MapAUC

AUC-värdet är beroende av utformningen på valideringsdatasetet, dvs. i vilka områden valideringen av prediktionen görs. Genom att använda många valideringsstationer utanför en arts potentiella utbredningsområde kan höga AUC-värden uppnås. De flesta modeller av hyfsad kvalitet kan klassa icke-förekomster långt utanför artens utbredningsområde korrekt. Om större delen av valideringsstationerna ligger i sådana områden kommer AUC-värdet bli högt. AUC-värdet kan därför vara missvisande. I detta projekt har valideringsstationerna anpassats för respektive arts utbredning i djupled. En prediktion av en art som bara har påträffats mellan 1 och 3 m djup har bara validerats i områden mellan 0.5 och 4.5 m djup (50 % utanför naturliga djuputbredningen). Denna valideringsmetod har tagits fram av AquaBiota. Fördelarna med detta utvärderingsmått är att det ger en mer rättvisande bild av prediktionens kvalitet i områden som är intressanta samt att skillnader i kvalitet blir mer jämförbara både mellan arter och mellan områden. Dessutom har valideringen gjorts baserat på det interpolerade djupet istället för det uppmätta, för att på så sätt också få med djupinformationens osäkerhet i utvärderingen. Måttet benämns därför mapAUC. Skillnaden mellan AUC och mapAUC blir normalt störst för arter som endast förekommer i en liten del av djupintervallet. Figur 3 illustrerar skillnaden mellan AUC och mapAUC för kärlväxten borstnate.



*Figur 3. De grå fälten indikerar förekomst av borstnate (Stuckenia pectinata). Modellen för arten byggdes med data från hela djupintervallet. Övre figur: Prediktionen validerades i hela djupintervallet och ett AUC värde erhölls. Nedre figur: Prediktionen validerades i 1.2*djupintervallet och ett mapAUC-värde erhölls.*

Oavsett om extern validering genomförs eller ej måste prediktionerna rimlighetsbedömas av en person med god kunskap om responsvariabelns utbredning i det aktuella området. Orsaken till detta är att det ibland uppstår oväntade mönster i prediktionerna och att det inte går att lita blint på att modelleringsprocessen är felfri. Samtliga modeller i denna rapport har bedömts av experter.

Faktaruta AUC

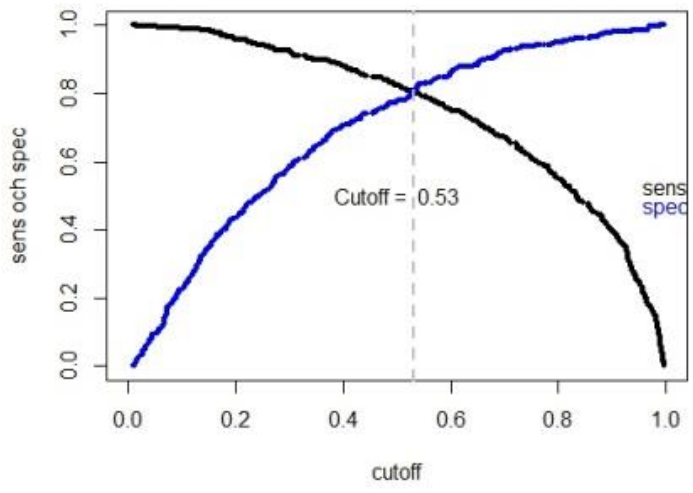
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att resultatet är helt slumpmässigt.

I dagsläget saknas koncensus för hur AUC- värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. En rekommendation har varit att använda vidstående skala (AUC) (Hosmer & Lemeshow 2000). Med det nya standardiserade måttet mapAUC finns dock anlednig att justera skalan, efetrsom mapAUC generellt blir ca 0.1 enheter lägre än motsvarande AUC

AUC	Kvalitet	mapAUC	Kvalitet
0.9-1.0	Utmärkt	0.8-1.0	Utmärkt
0.8-0.9	God	0.7-0.8	God
0.7-0.8	Intermediär	0.6-0.7	Intermediär
0.5-0.7	Dålig	0.5-0.6	Dålig

Sensitivity, specificity och cutoff

Genom att göra en prediktion på hela datasetet (modellerings- + valideringsdata) kan sensitivity och specificity räknas ut. Sensitivity är ett mått på modellens förmåga att klassa förekomster medan specificity är ett mått på modellens förmåga att klassa icke-förekomster. För att kunna räkna ut dessa mått måste de predikterade sannolikheterna delas in i två klasser, förekomst och icke-förekomst. Om brytvärdet (cutoff) för klassindelningen sätts för lågt, till exempel vid en sannolikhet på 0.01 kommer modellen förmodligen att klassa samtliga förekomster som förekomster vilket innebär ett högt sensitivity-värde. Dock kommer även de flesta icke-förekomster att klassas som förekomster vilket innebär ett lågt specificity-värde. Under modelleringsprocessen i detta projekt har ett cutoff räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (figur 4). Cutoff-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten troligen förekommer respektive inte förekommer.



Figur 4. I den här modellen för blåmussla valdes ett cutoff på 0.53 för att maximera sensitivity och specificity. Modellen klassar 79 % av förekomsterna samt 79 % av icke-förekomsterna i inventeringsdatat rätt.

Omarbetade sannolikhetskartor

De sannolikhetskartor som prediktionerna utgör kan vara svåra att tolka. I detta projekt har kartorna därför omarbetats för att bättre passa förvaltningens behov. Cutoff-värdet från modelleringsresultaten (se ovan) har använts för att avgränsa områden med låg förutsättning för förekomst. Vidare har kvarvarande områden delats in i två klasser, god och mycket god förutsättning för förekomst, baserat på ytan klassad som förekomst (ovanför cutoff). Klassgränserna har satts olika för varje art och beror av hur vanlig arten är. I kartornas legender har det angivits hur ofta vi observerat arten i varje klass för att underlätta tolkningen av kartinformationen.

Biologiska data

Val av undersökningsstationer

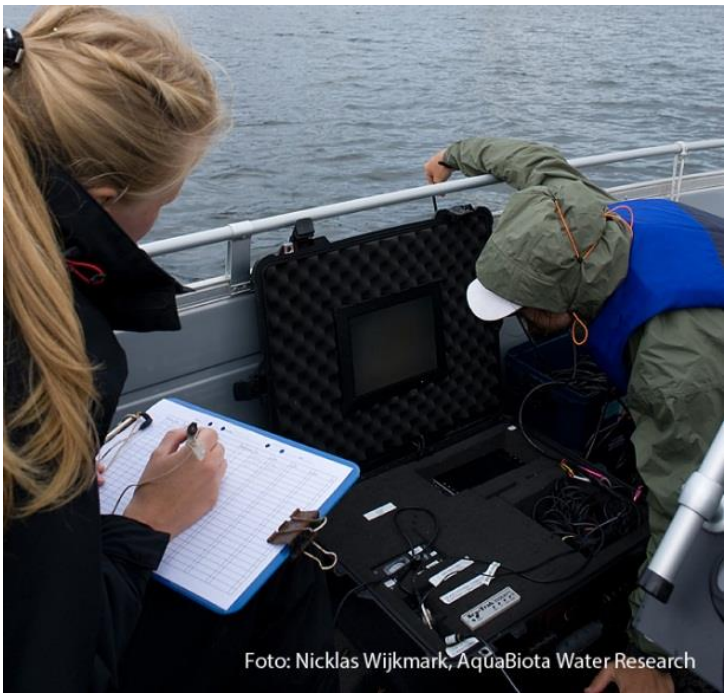
I samråd med Länsstyrelsen utifrån syftet med undersökningen definierades ett undersökningsområde. Inom detta givna undersökningsområde slumpades positioner för ca 500 000 punkter ut. Avståndet mellan varje punkt sattes till 10 m. För varje punkt hämtades djupdata från djupkartor baserade på bästa möjliga djupdata tillhandahållen av Sjöfartsverket, samt vågexponeringsdata från Simplified Wave Model ((SWM) Isæus, 2004). Från dessa punkter slumpades sedan 205 provtagningsstationer stratifierade efter en djup- och vågexponeringsgradient. Vid val av provtagningsstationer har även hänsyn tagits till miljöer som potentiellt skulle kunna innefatta natura 2000 habitat samt arter betraktade att generera höga naturvärden, så som höga kärlväxter och kranslager. Denna korrigering av provtagningsstationer har baserats på kunskap om dessa arters potentiella utbredning. Av de 205 utslumpade stationerna filmades och tolkades 202 stycken.

Undersökningsmetod

Fältundersökningen utfördes under perioden 1-5 augusti 2016 med dropvideo enligt Havs- och vattenmyndighetens metodbeskrivning för visuella undervattensmetoder (Havs- och vattenmyndigheten1, 2015). Från båt filmades en provtagningsyta på 5m^2 med undervattenskamera modell: GoPro HERO HD3. För att säkerställa provtagningsytan

uppmättes filmad bredd i förväg. Kamerans avstånd till bottnen var 30 cm med en vinkel på 45 grader mot bottnen, vilket ger en filmad bredd på 118 cm. Enligt metodbeskrivningen (Havs- och vattenmyndigheten, 2015) bör hastigheten inte överstiga 0,3 knop för att uppnå en god filmkvalité. Detta innebär att en filmad sträcka på 4,3 m ger en yta av 5 m^2 givet ovan nämnda filmad bredd. Detta motsvarar en videotolkningstid på 28 sekunder. Startkoordinat registrerades när kameran nådde bottnen och slutkoordinat när 28 sekunder hade filmats. Som en säkerhetsåtgärd filmades längre sekvenser än 28 sekunder för att i de fall då bildkvalitén eventuellt var av dålig karaktär möjliggöra tolkning senare i filmsekvensen.

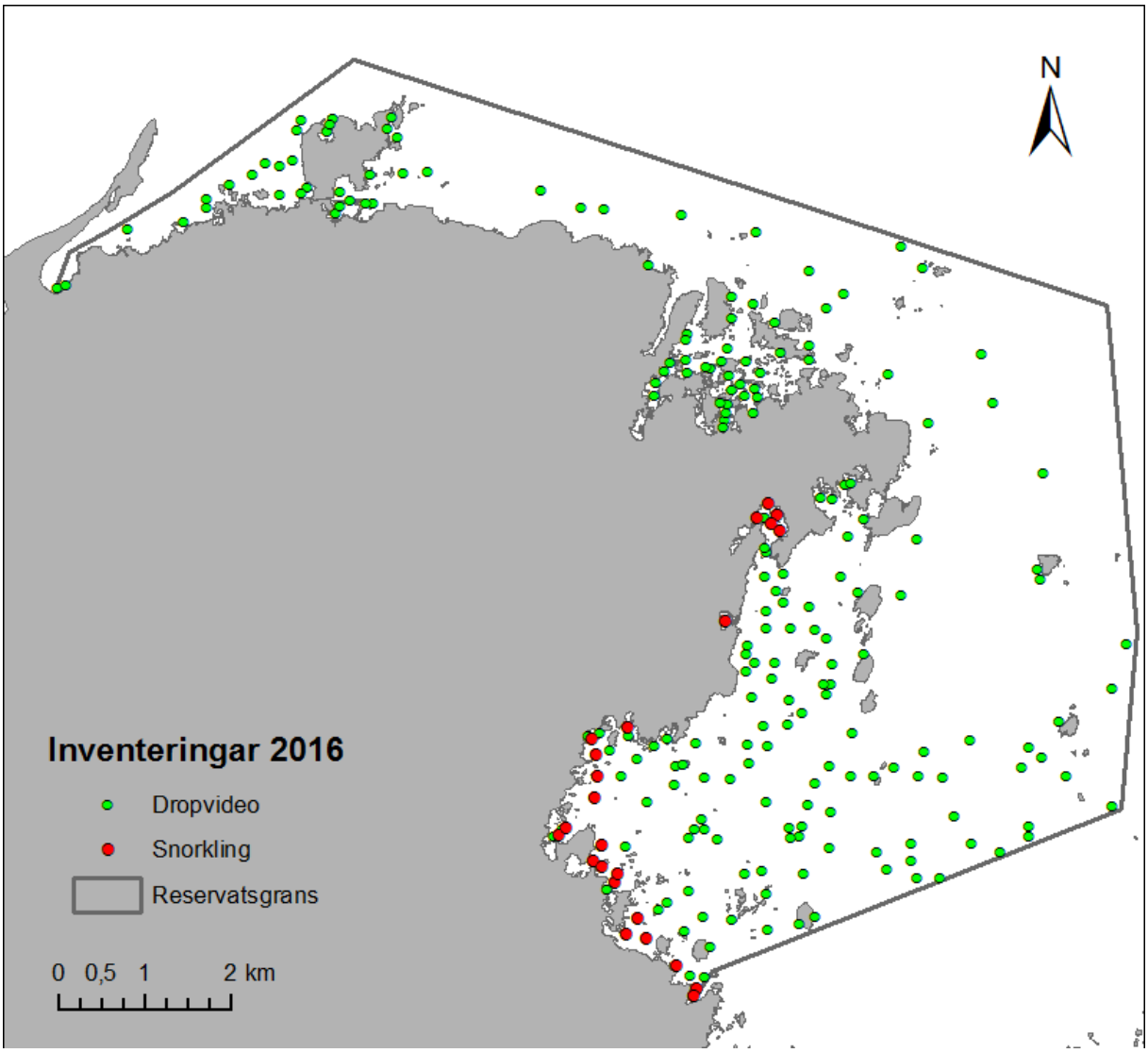
En Lutherräfsa användes då arter observerades, som senare under videotolkning kan vara svåra att artbestämma. Eftersom detta inte ingår i metodbeskrivningen är det viktigt att denna undersökning inte jämförs med liknande undersökningar där lutherräfsa inte har använts, då användandet av lutherräfsa kan ha genererat en högre taxonomisk upplösning jämfört med undersökningar utförda helt enligt metodbeskrivningen.



Figur 5. Inventering med dropvideo

Bottenvegetation yngelprovtagning

Förutom vegetationsdata insamlat under denna undersökning så har data från yngelinverteringar utförda under samma period använts som underlag till analyserna. Yngelinventeringen utfördes av Hydrophyta ekologikonsult. I denna metod skattas täckningsgraden av vegetation samt substrat genom att inventera en cirkelarea med en 5 m radie (Havs- och Vattenmyndigheten2, 2015). Vegetationsinventeringar i samband med yngelprovtagningar skiljer sig från dropvideoundersökningar i taxonomisk upplösning eftersom dessa genomförs med snorkling. Hänsyn till detta har tagits vid modelleringen inom detta projekt då arter som inte går att bestämma med dropvideometoden inte har tagits med från yngelinventeringsunderlaget. Stationer inventerade med denna metod illustreras i figur 6.



Figur 6. Stationer inventerade med dropvideo eller snorkling under 2016

Videotolkning

Filmerna tolkades på labb där tio stopp slumpades ut under en filmsekvens på 28 sekunder. I varje stopp tolkades täckningsgraden av makrofyter och bottensubstrat under 10 punkter fördelade över skärmen på ett transparent överlägg. Förekomst av arter noterades för hela filmsekvensen för att få med de arter som endast förekom mellan stopp alternativt inte fångades upp i punkterna. Den filmsekvens som tolkades startade då kameran nått botten förutom I de fall då tolkning försvårades av bristande bildkvalitet eller annan orsak. Då flyttades tolkningssekvensen framåt till närmsta tidpunkt då tolkning var möjlig. För en mer utförlig beskrivning av metoden se metodbeskrivning (Havs- och vattenmyndigheten1, 2015).

Videotolkning har en taxonomiskt lägre upplösning jämfört med andra visuella undersökningsmetoder, exempelvis dyktransekter. Detta innebär att vissa arter under videotolkning kan vara svåra att identifiera eller svåra att skilja från liknande arter, samt att vissa arter helt missas då de exempelvis växer under annan vegetation. Därför har i vissa fall arter identifierats som artpar med liknande arter, exempelvis den filamentösa brunalgen trådslick (*Pylaiella littoralis*) som tillsammans med molnslick (*Ectocarpus siliculosus*) behandlas som ett artpar. I artlistan (tabell 1) redovisas vilka artsammanslagningar som gjorts

i denna undersökning. Vid hög sedimentation samt kraftig påväxt av kiselalger kan det vara svårt att identifiera framför allt filamentösa alger. Då arter inte har varit möjliga att identifiera till alggrupp har observationen behandlats som filamentös alg.

Tabell 1. Resultat från videotolkningen

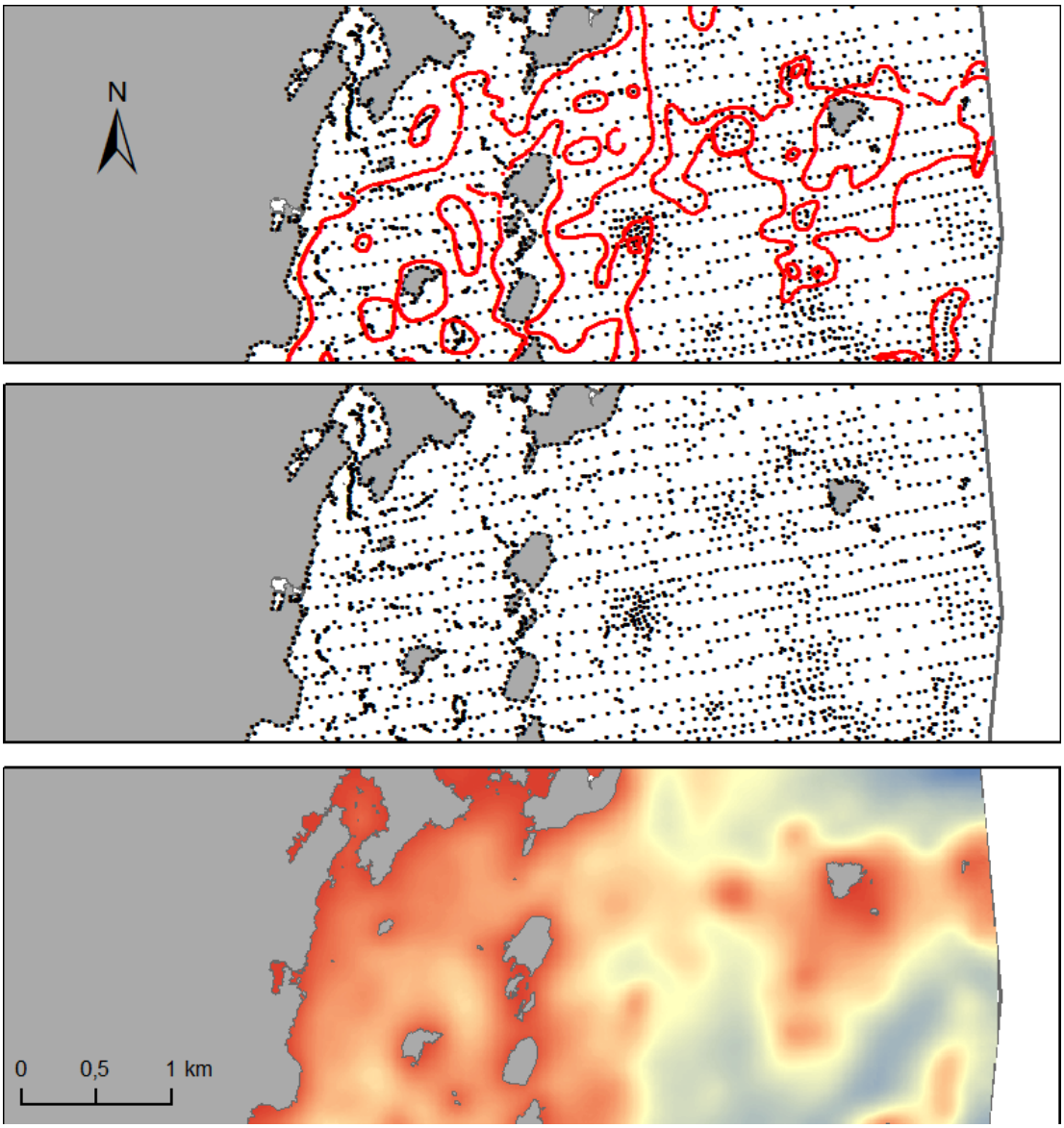
		Förekomst		
	Svenskt namn	Antal stationer	Min djup (m)	Max djup (m)
KÄRLVÄXTER				
Vascular plant	Oidentifierad Kärlväxt	3	1,6	4
Callitriche hermaphroditica	Höstlånke	1	1,0	1,0
Ceratophyllum demersum	Hornsärv	14	0,4	2,2
Lemna trisulca	Korsandmat	1	0,7	0,7
Myriophyllum spp.	Slingor	23	0,4	2,6
Najas marina	Havsnajas	27	0,4	2,3
Potamogeton perfoliatus	Ålnate	40	0,3	3,7
Ranunculus circinatus	Hjulmöja	1	1,0	1,0
Ranunculus spp.	Möjor	3	0,3	1,3
Stuckenia pectinata	Borstnate	26	0,3	2,6
Subularia aquatica	Sylört	2	2,1	2,8
Zannichellia palustris	Hårsärv	12	0,3	2,6
Zannichellia palustris/Stuckenia pectinata	Hårsärv/Borstnate	4	0,9	4,5
KRANSALGER				
Chara sp.	Kransalg sp.	9	0,4	0,4
Chara aspera	Borststräfse	1	0,4	2,6
Chara tomentosa	Rödsträfse	9	0,4	1,1
MOSSOR				
Fontinalis	Näckmossa	10	1,0	4,6
ALGER				
Unidentified algae	Oidentifierad alg	1	1,4	1,4
Filamentous algae	Filamentös alg	66	0,3	13,1
Filamentous algae (epi)	Filamentös alg påväxt	26	0,3	3,3
Filamentous algae (löst)	Filamentös alg lösliggande	41	0,4	9,2
SLANGALGER				
Vaucheria spp.	Slangalger	3	0,5	1,5
GRÖNALGER				
Filamentous Chlorophyceae	Filamentös grönalg	2	0,3	2,8
Filamentous Chlorophyceae (lös/epi)	Filamentös grönalg påväxt	2	0,3	1,2
Ulva spp.	Tarmalger	1	1,6	1,6
BRUNALGER				
Filamentous Phaeophyceae	Filamentös brunalg	16	0,3	4,2
Chorda filum	Sudare	2	0,9	1,0
Fucus vesiculosus/radicans	Blåstång/Smaltång	10	0,9	4,6
Pylaiella littoralis/Ectocarpus spp.	Trådslick/molnslick	43	0,3	10,3
Pylaiella littoralis/Ectocarpus spp. (epi)	Trådslick/molnslick påväxt	9	0,7	4,6
RÖDALGER				
Hildenbrandia rubra	Havsstenhinna	2	1,1	1,6
RYGGRADSLÖSA DJUR				
Gastropoda	Snäckor	3	1,8	8
Balanus spp.	Havstulpan	19	0,9	13,4
Mysidae spp.	Mysis	5	0,8	2,5
FISK				
Pisces spp.	Fisk	9	0,6	2,0

Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariablerna djup och djupderivat, vågexponering och salinitet, har tagits fram för Gårdskärskustens marina område. Levererade GIS-filer redovisas i Bilaga 2

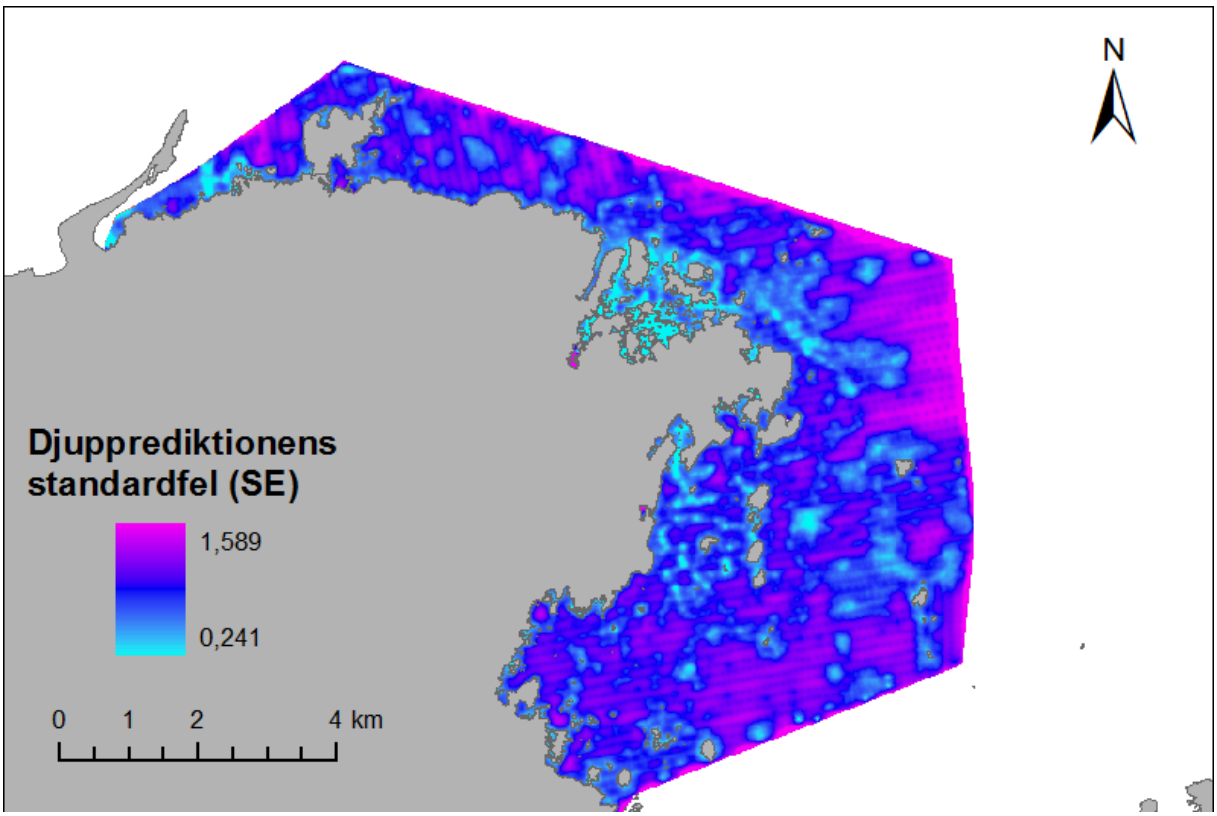
Djup och djupderivat

Alla djupbaserade lager finns i 10 m upplösning och är fria att sprida ur sekretessynpunkt. Interpoleringen av batymetrin i området baserades på data från Sjöfartsverkets djupdatabas (DIS), egna sjömätningsdata i grunda områden samt fastighetskartans strandlinje indelad i punkter var 50:e meter. Djupdata från Sjöfartsverket innehöll djupinformation från digitaliserade djupkurvor (se figur 7). Denna typ av data måste glesas ut för att inte ge konstiga mönster till slutprodukten. I våra analyser användes endast 5 % av denna datatyp. Våra egna sjömätningsdata, data som Sjöfartsverket levererat samt punkter för strandlinje lades ihop till en gemensam fil.



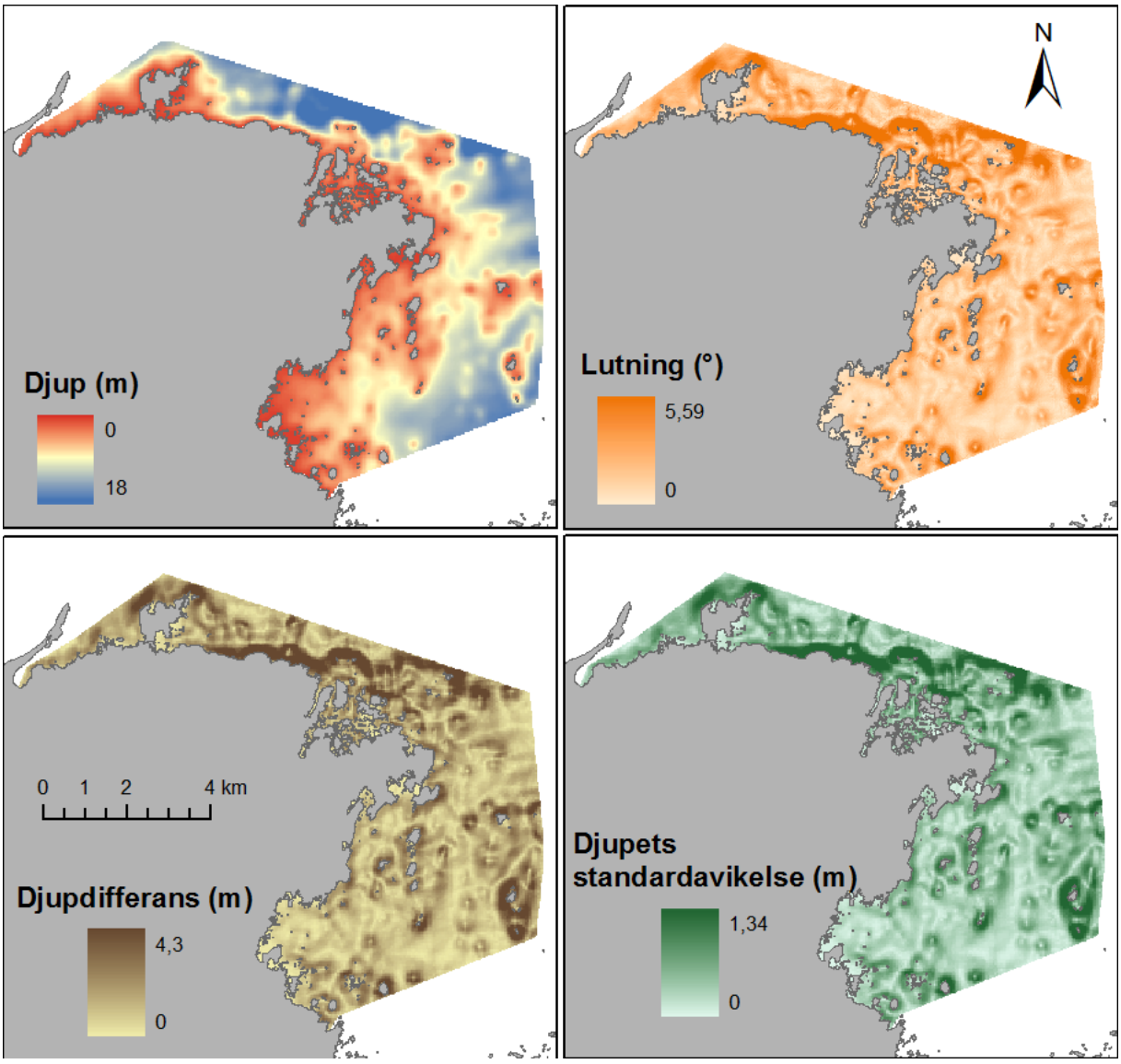
Figur 7. Översta bilden visar digitaliserade djupkurvor i rött tillsammans med övriga djupdata. I den mellersta bilden har djupkurvorna glesats ut genom att ta bort 95 % av punkterna. Den nedersta bilden visar resultatet av interpoleringen.

Interpoleringen gjordes i Geostatistical analyst, med ”Stable” semivariogrammodell, 420 m lag, 8 riktningar och 5 punkter (minst 2). Interpoleringsresultatet utvärderades med hjälp av korsvalidering i ArcGIS. För varje interpolerad djuppunkt levererar kriging-processen ett standardfel (SE) (figur 8). Värdet beror av djupdatas täthet samt variansen i djup mellan närliggande djupmätningar.



Figur 8. Djupgriddens standardfel (SE) i meter.

Baserat på det interpolerade djuprastret i 10 m upplösning beräknades raster för bottens lutning samt två olika mått på rugositet. Ett detaljerat och bra djupraster är en förutsättning för att dessa derivat ska bli användbara, eftersom de är väldigt känsliga för både upplösning och felaktigheter i djupkartan. Lutning beräknas genom att använda skillnaden i djup från en ruta i rastret till nästa, och anges i grader där noll grader betecknar en helt vågrät yta och 90 grader en lodrät yta. Djupdifferens beräknades genom att subtrahera maxdjup med mindjup inom 50x50 meters celler. Djupets standardavvikelse beräknades även den inom 50x50 meters celler. Kartor över djup, bottens lutning samt de två rugositetsmåtten i området visas i figur 9.



Figur 9. Djup, lutning, djupdifferens och djupets standardavvikelse i 10 m upplösning.

Vågexponering

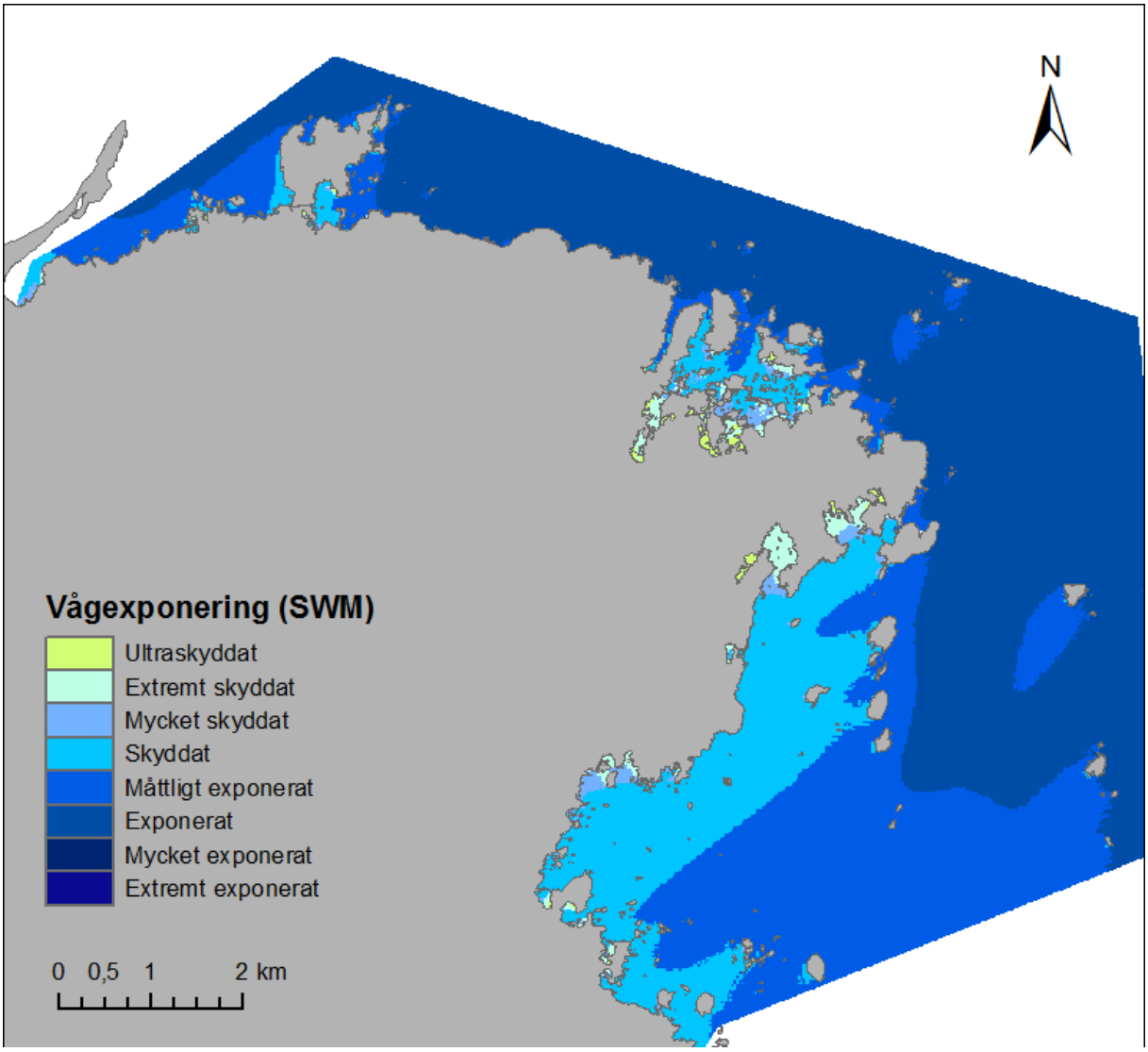
Bakgrund

Med vågexponering avses det rumsliga mönster av graden av vågverkan som strukturerar strandzonens artsammansättning (Lewis 1964). Även om vågornas riktning och energi ständigt varierar är vågexponeringsmönstret i stort sett oföränderligt över tid. Tydligast blir detta i skärgårdsmiljöer där bottensamhället ser helt olika ut i skyddade respektive exponerade miljöer. Vågrörelserna är kraftigast vid ytan och avtar med djup, vilket innebär att de grunda, ofta växtdominerade, miljöerna påverkas mest. Vågrörelserna påverkar arternas utbredning både direkt och indirekt. Direkt påverkan sker t.ex. genom att plantor slits bort eller genom att det skapas god vattenomsättning för filtrerande djur. Indirekt påverkan sker genom att löst sediment transporteras bort eller sorteras i kornstorlekar. På så sätt friläggs hårdbottenmiljöer för alger och djur att fästa sig på i vissa områden. I andra områden ansamlas sand och annat löst sediment, vilket skapar livsrum för t.ex. rotade växter och grävande djur. Arter kan vara specialiserade och bara förekomma vid en viss grad av vågpåverkan, eller ha olika form eller

storlek som ett resultat av graden av vågpåverkan. Ett exempel på det senare är blåstång som blir högväxt och har många blåsor i skyddade miljöer, medan den blir kortväxt och kan helt sakna blåsor i vågexponerade miljöer.

Beräkning av vågexponering

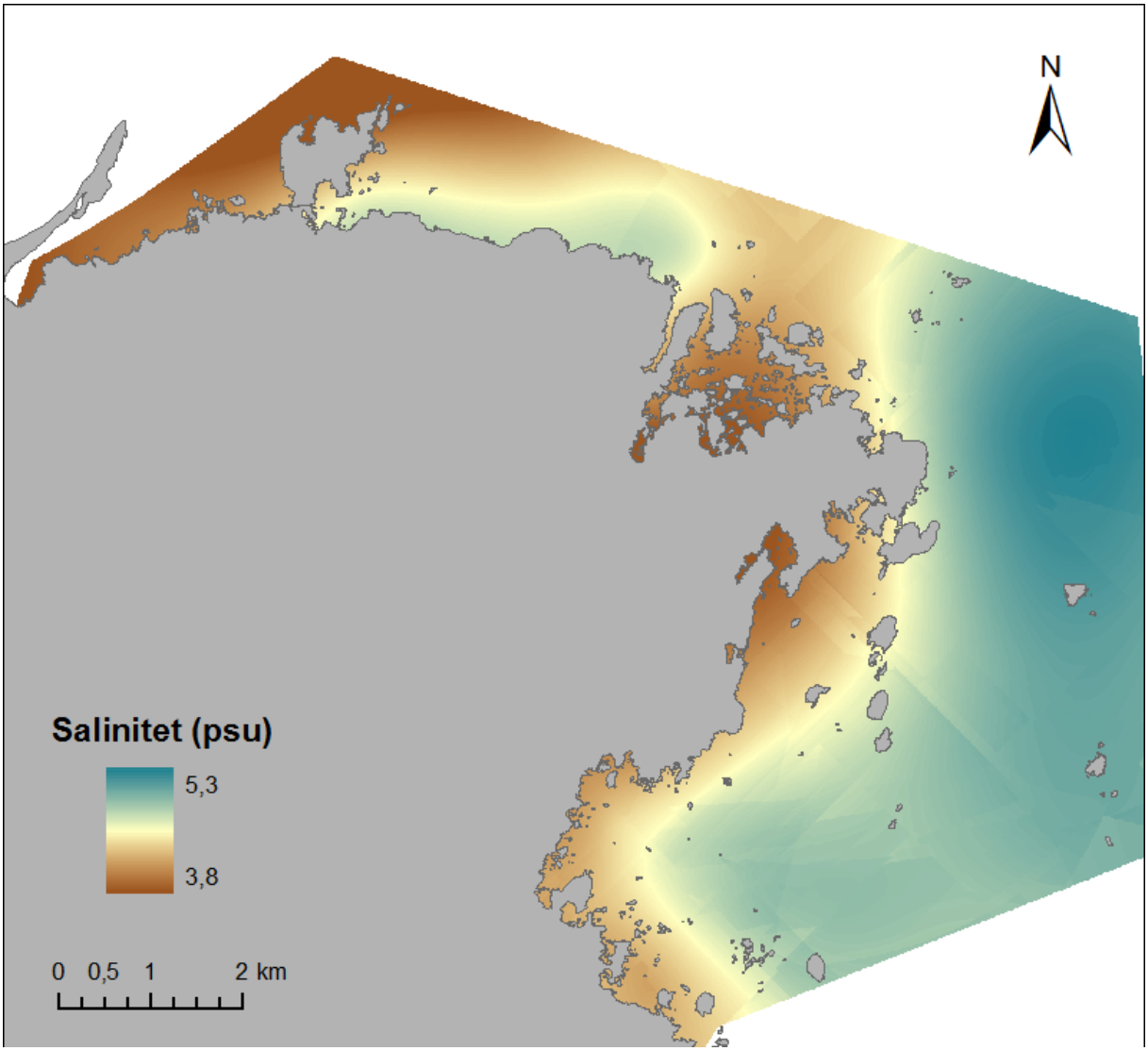
Eftersom vågaktiviteten hela tiden varierar är graden av vågexponering svår att mäta i fält, och uppskattas därför normalt med en beräkningsmetod. Det finns ett flertal kartografiska metoder att välja på, var och en har sina för- och nackdelar. I detta arbete har metoden Simplified Wave Model (SWM, Isæus 2004) använts. Den kallas simplified (förenklad) eftersom den inte tar hänsyn till hur vattendjupet påverkar vågornas egenskaper. Den beräknade vågexponeringen vid ytan kan räknas om till vågexponering vid botten med hjälp av ett heltäckande djupraster, dock fortfarande utan att hänsyn har tagits till batymetrins inverkan på vågornas egenskaper. Till SWM-metodens fördelar hör att den kan användas i hög upplösning och att den ger en ekologiskt relevant bild av vågexponeringsmönster i skärgårdsområden, vilket visats i en rad vetenskapliga studier (t.ex. Eriksson m fl 2004, Bekkby m fl 2008, Sandman m fl 2008). I detta projekt användes endast vågexponering vid ytan.



Figur 10. Vågexponering för området baserat på SWM.

Salinitet

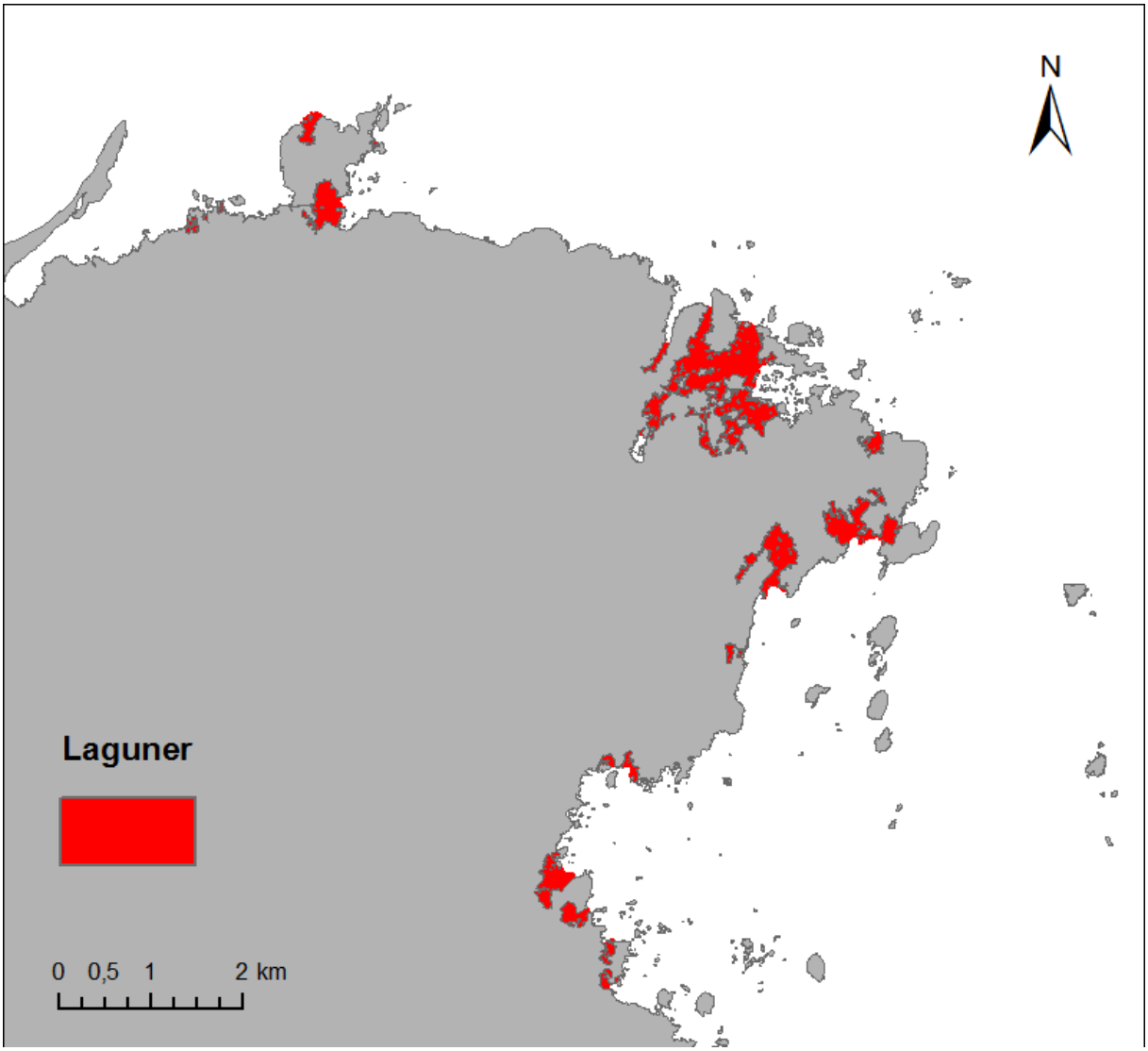
Då de flesta av Östersjöns arter är av antingen marint eller sötvattensursprung är salthalten betydelsefull för många arters utbredningsförmåga. Fisk och bottenlevande djur kan också förväntas påverkas av vattentemperatur. Till den rumsliga modelleringen skapades därför en salinitetskarta utifrån dessa mätningar (45 stationer) som gjordes i fält med hjälp av interpolering. Salinitetsmätningarna utfördes vid 2 olika tillfällen. I augusti mättes salinitet i områdets sydvästra del i samband med yngelinventeringarna av Hydrophyta ekologikonsult. I oktober gjordes mätningar i resten av området av AquaBiota. Under mätningarna i oktober gjordes även ommätningar på några av lokalerna som besöktes under augusti för att se om några förändringar skett över tid. Resultatet var dock samma som vid mätningarna under augusti. Eftersom saliniteten varierar över tid och kartan baseras på mätningar från endast 2 tidpunkter ger kartan endast en ögonblicksbild av förhållandena. Kartan visar dock en tydlig sötvattenspåverkan från Dalälven vilken kan antas bidra till analyserna.



Figur 11. Salinitetskarta baserad på mätdata från 45 stationer.

Laguner

Laguner som är mer eller mindre avsnörda erbjuder en speciell miljö som inte fångas upp av övriga miljövariabler. Detta skikt togs fram enligt metodik beskriven i avsnittet ”Kartering av Natura 2000 naturtyper”.



Figur 12. Laguner framtagna enligt metodik beskriven i avsnittet ”Kartering Natura 2000 naturtyper”.

Modellering av vegetation

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av bottenlevande alger samt kärlväxter i området. Totalt användes 226 stationer för analyserna varav 202 var från dropvideo och 24 från snorkling. För att bygga modellerna användes 170 stationer medan 56 användes till att validera prediktionerna. Arterna beskrivs i bokstavsordning efter svenskt namn. För samtliga arter visas utsnitt från prediktionskartorna. För kärlväxterna visas även förekomstkartor baserade på inventeringsdata för hela området. I Bilaga 1 visas prediktionskartorna för hela området.

Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten i form av prediktionskartor är av god kvalitet (mapAUC>0,7; se avsnitt ”MapAUC”). Prediktionskartan för hårsärv fick ett

mapAUC över 0,7 men passerade inte rimlighetsbedömningen och presenteras således inte i rapporten. Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst för nio olika arter/artgrupper/biotoper (tabell 2). Samtliga prediktioner har externvaliderats. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av prediktionerna. Bedömningen har gjorts av personer med god ekologisk kunskap och god lokalkännedom.

För några av artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader. Förutom >0% (d.v.s. förekomst) har prediktioner tagits fram för täckningsgraderna ≥10% och ≥25%. Vilka täckningsgrader som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har styrts av antalet observationer av de olika täckningsgraderna. För arter där kartor endast tagits fram för förekomst redovisas den genomsnittliga täckningsgraden av arten från inventeringsdata. Siffran är beräknad från samtliga stationer där arten förekom. Levererade GIS-filer redovisas i Bilaga 2

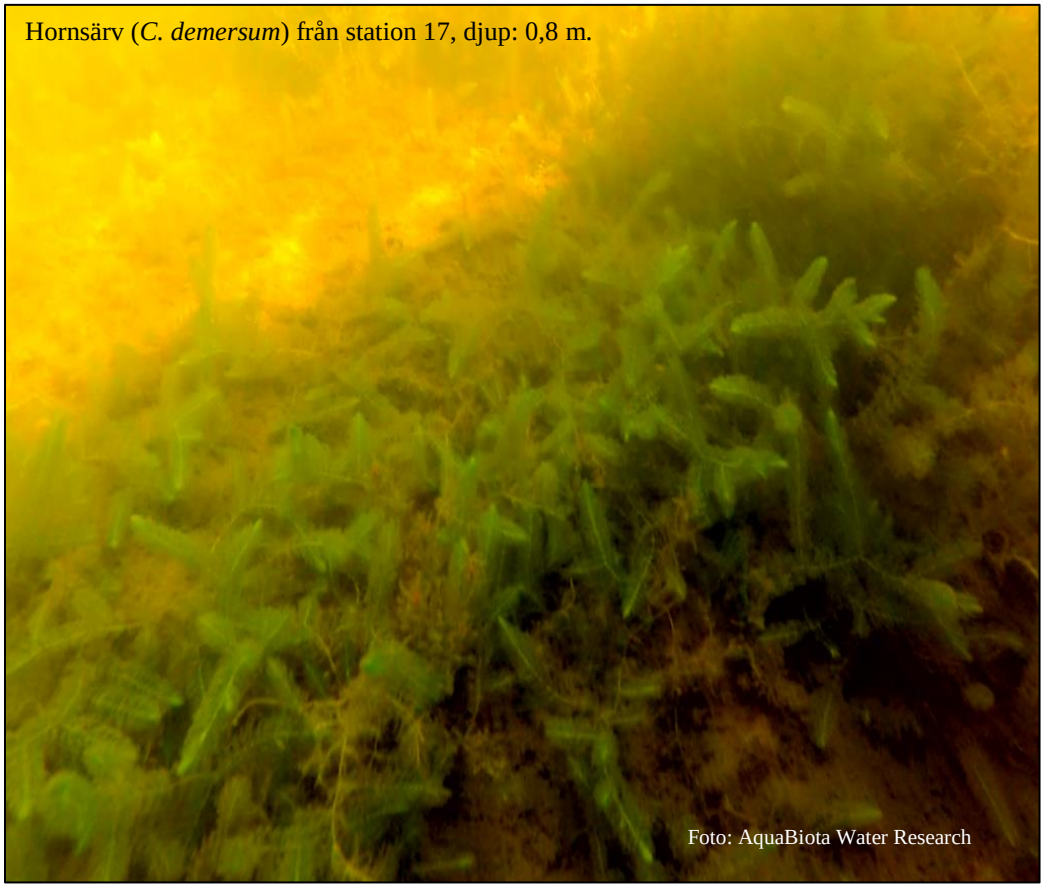
Tabell 2. Översikt över modelleringar och modelleringsresultat för kärlväxter och alger. För rödmarkerade arter presenteras inga kartor då dessa inte var av tillräckligt hög kvalitet.

Art eller artgrupp	Taxonomi	Antal förekomster	Kartans kvalitet[1]	Miljövariabler [2]
Borstnate	Kärlväxt	43	MapAUC: 0.57	Rugositet, Djup
Filamentösa alger 10% täckningsgrad	Alg	74	MapAUC: 0.79	SWM, Djup, Rugositet
Filamentösa alger 25% täckningsgrad	Alg	59	MapAUC: 0.81	SWM, Djup, Rugositet, Salinitet
Havsnajas	Kärlväxt	38	MapAUC: 0.92	Laguner, Salinitet, Rugositet
Hornsärv	Kärlväxt	27	Map AUC: 0.93	Rugositet, Djup, Salinitet
Hårsärv	Kärlväxt	18	MapAUC: 0.73	Djup, SWM
Höga kärlväxter	Kärlväxt	115	MapAUC: 0.88	Djup, SWM, Rugositet
Höga kärlväxter 10% täckningsgrad	Kärlväxt	72	Map AUC: 0.8	Djup, SWM
Höga kärlväxter 25% täckningsgrad	Kärlväxt	52	MapAUC: 0.76	SWM, Djup
Rödsträfse	Kransalg	17	MapAUC: 0.87	Rugositet, Laguner
Sträfsen (ej rödsträfse)	Kransalg	17	MapAUC: 0.66	Djup, Rugositet
Ålnate	Kärlväxt	53	MapAUC: 0.75	Djup, SWM, Salinitet

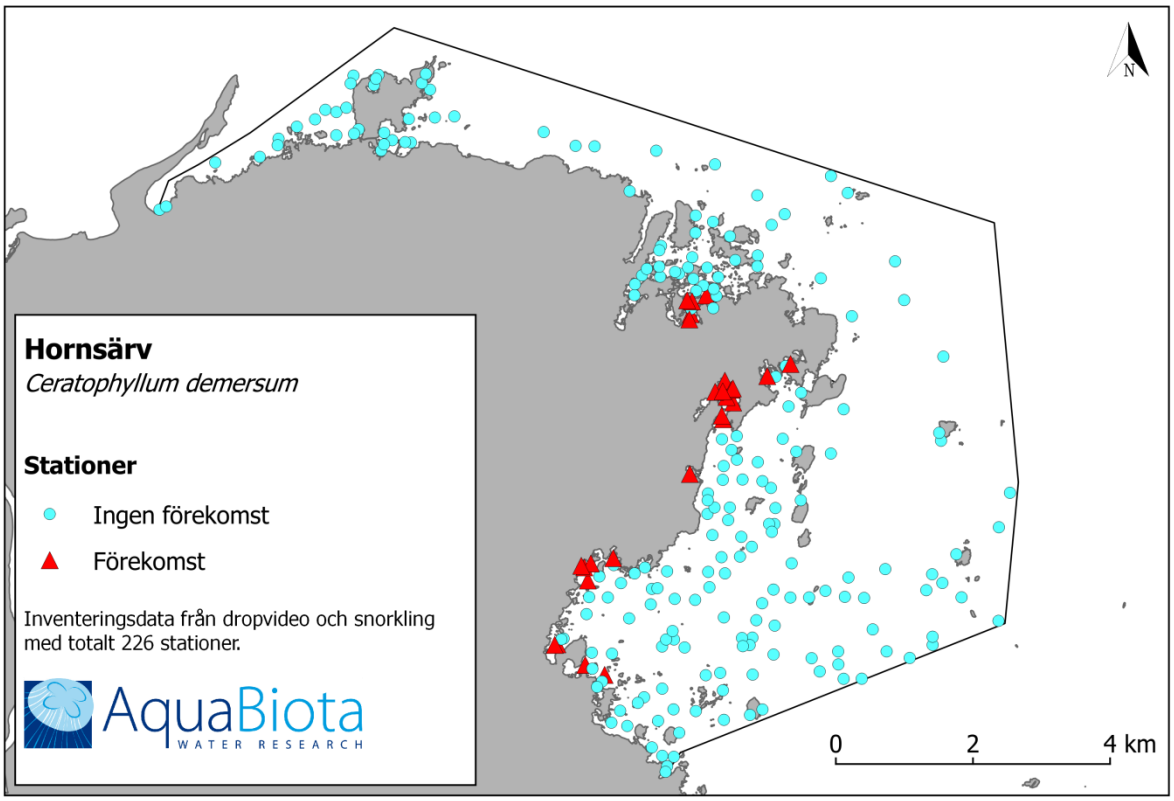
[1] Extern validering inom arterns naturliga djuputbredning *1,5

[2] I ordning efter inverkan i modellen

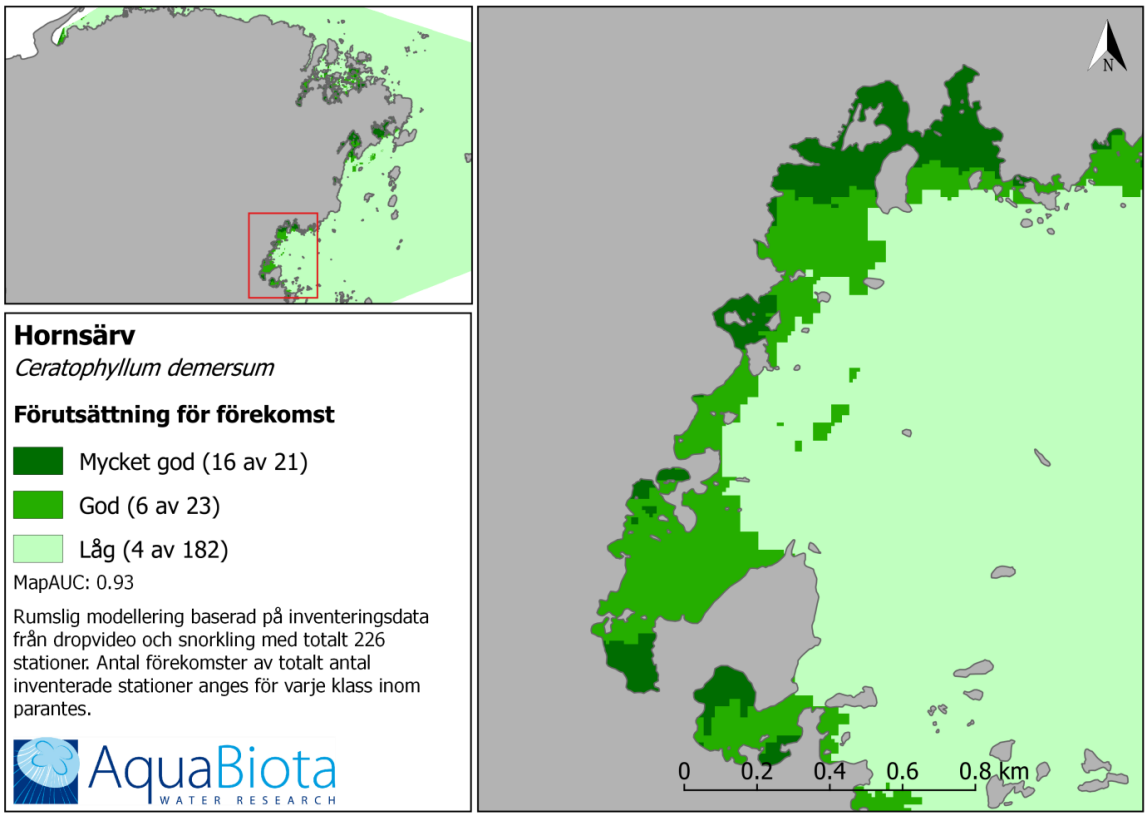
Hornsärv



Hornsärv (*Ceratophyllum demersum)* är en kärlväxt med styva, smala blad som saknar rötter. Arten förekommer på mjuka bottnar, där den även kan växa lösliggande på botten. Prediktionen visar att arten främst växter i grunda skyddade miljöer med låg salinitet enligt salinitetskartan. I inventeringen påträffades arten ned till 2,2 m djup. Modell gjordes endast för förekomst. Den genomsnittliga täckningsgraden i inventeringsdata var ca 5 %.

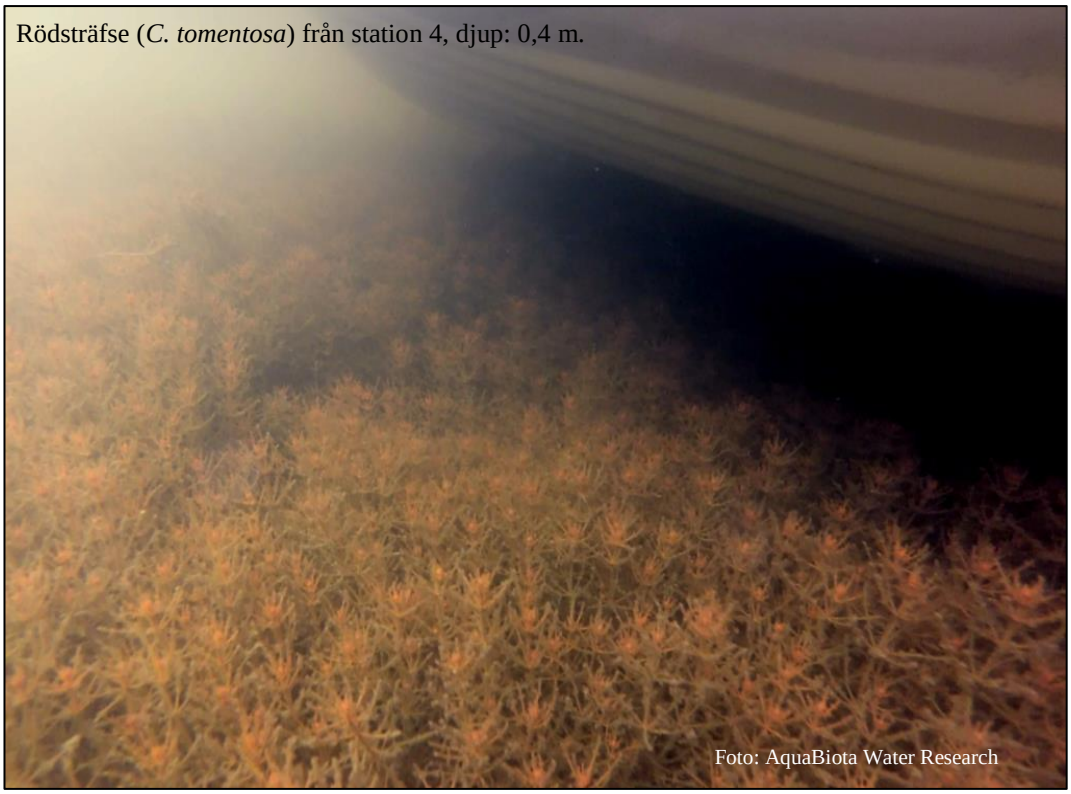


Figur 13. Förekomst av hornsärv i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling



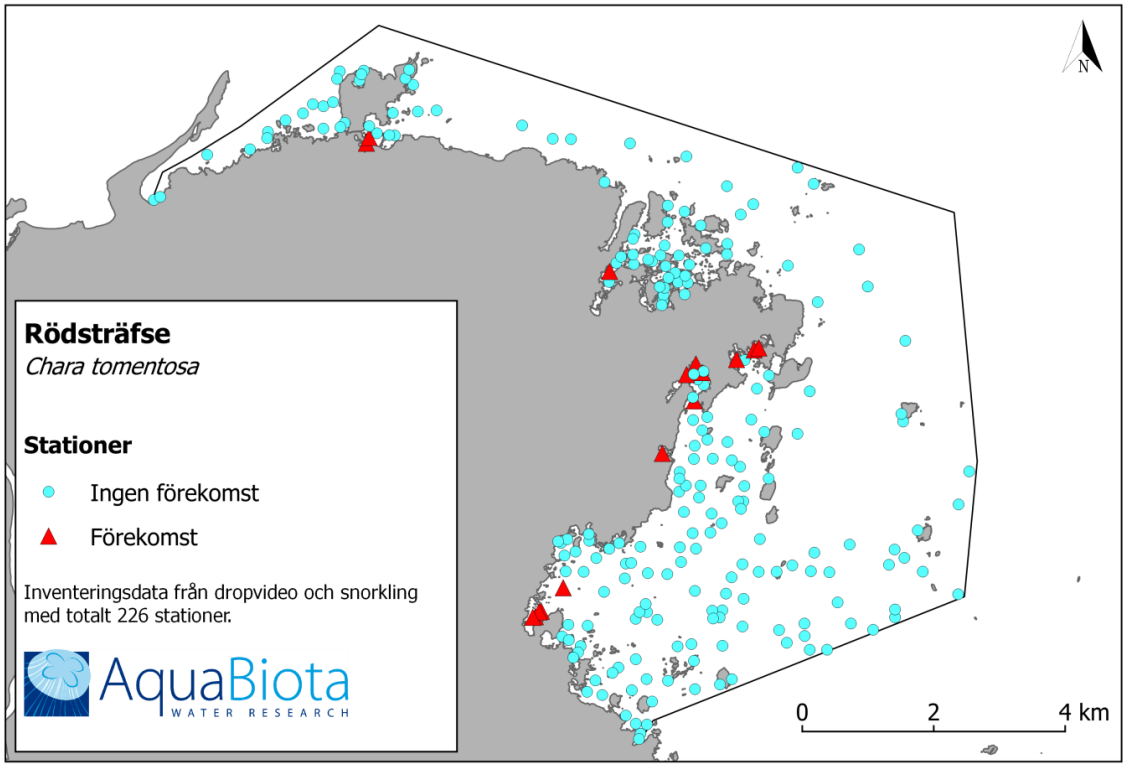
Figur 14. Modellerad förutsättning för förekomst av Hornsärv. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje klass (mycket god, god och låg) samt i hur många av dessa arten förekom. För denna analys används samtliga 226 lokaler.

Rödsträfse

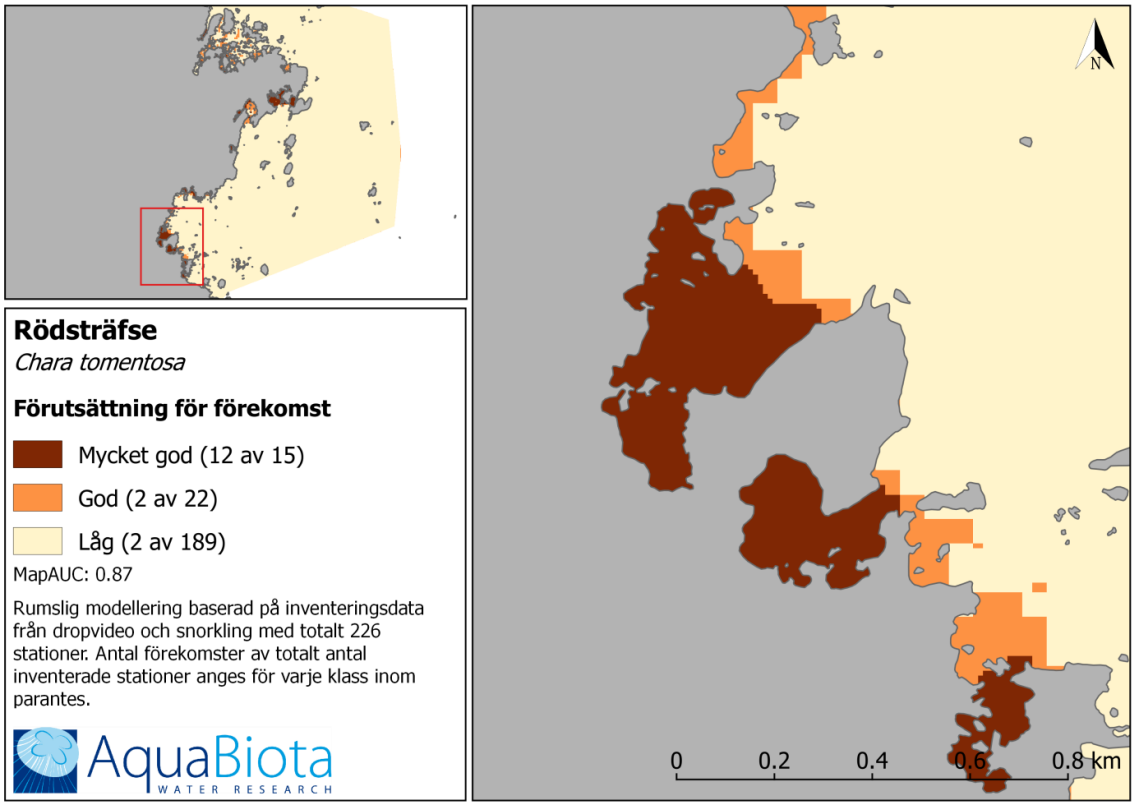


Rödsträfse (*C. tomentosa*) från station 4, djup: 0,4 m.

Rödsträfse (*Chara tomentosa*) är en brunaktig storvuxen kransalg. I kalkhaltigt vatten bildar arten en skorpa av kalk på stammen och grenarna. Rödsträfse bildar ofta täta mattor i avsnörda östersjövikar och är ofta förknippad med höga naturvärden. Prediktionen visar att arten helt uteslutande förekommer i mer eller mindre avsnörda laguner. I inventeringen påträffades arten ned till 1,1 m djup. Modell gjordes endast för förekomst. Den genomsnittliga täckningsgraden i inventeringsdata var ca 20 %.

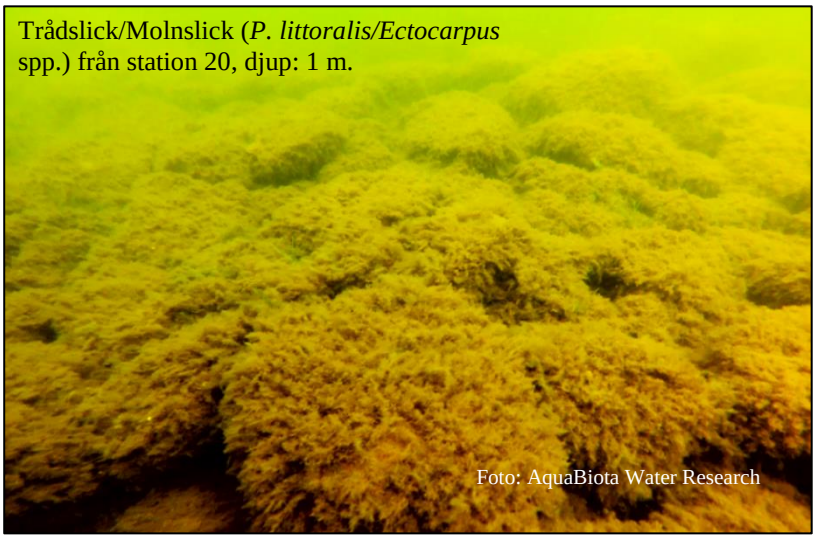


Figur 15. Förekomst av rödsträfse i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

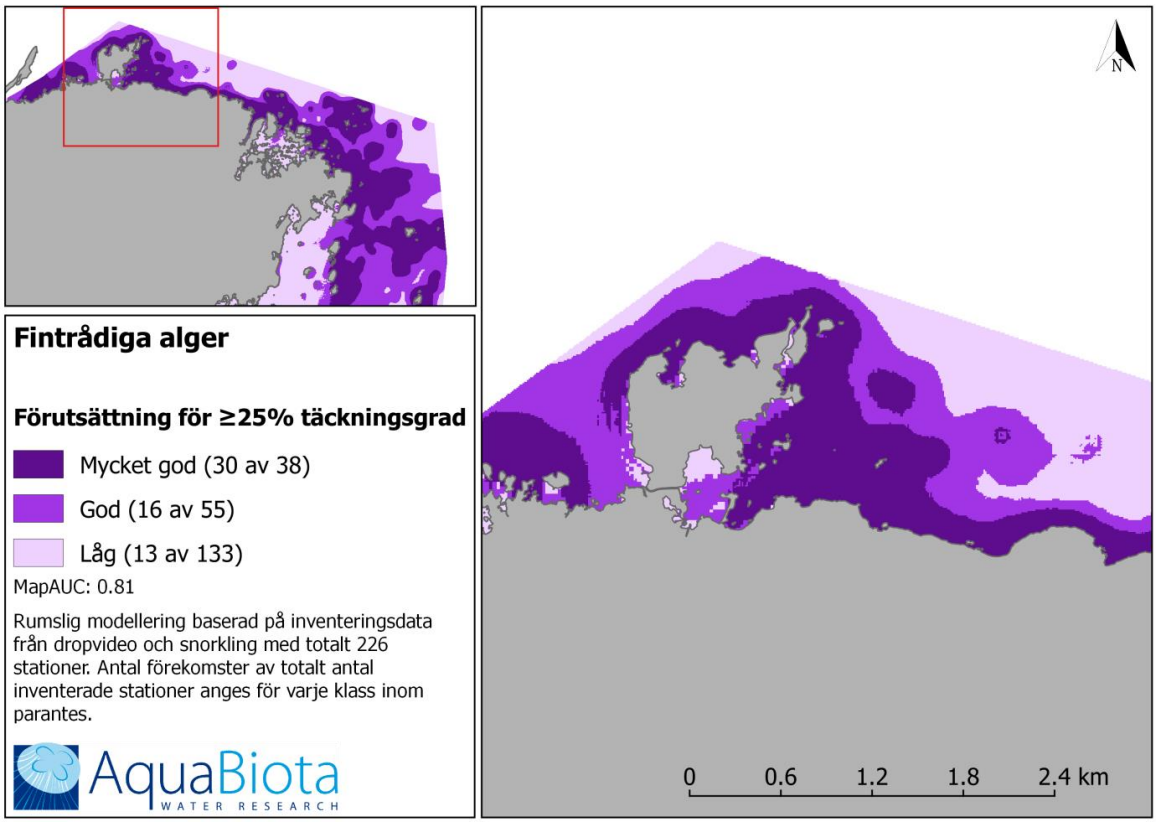


Figur 16. Modellerad förutsättning för förekomst av Rödsträfse. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje klass (mycket god, god och låg) samt i hur många av dessa arten förekom. För denna analys används samtliga 226 lokaler.

Fintrådiga alger

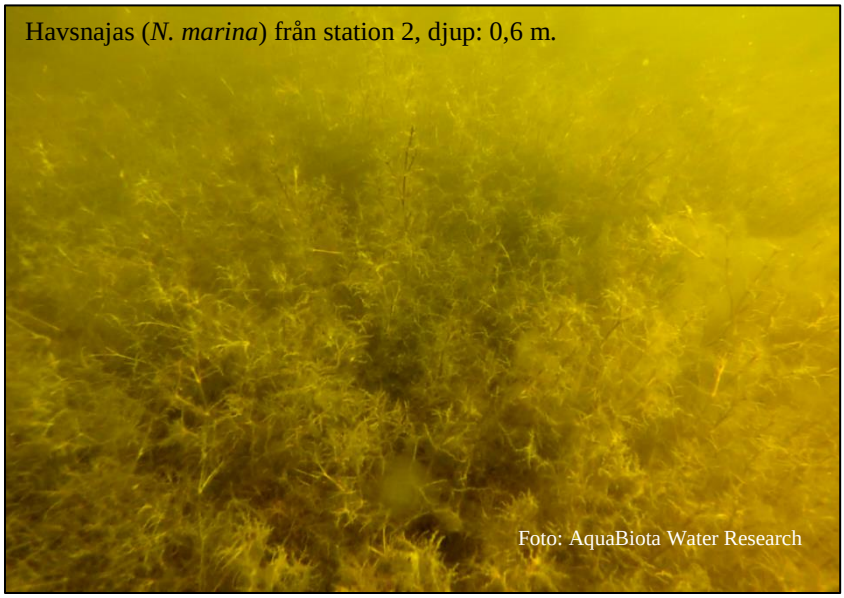


De filamentösa alger som kunde bestämmas till art i videotolkningen var brunslick/trådslick. De flesta observationer av filamentösa alger gick dock inte att bestämma till art. Av denna anledning gjordes endast kartor för filamentösa alger där brunslick/trådslick ingick. På hårda substrat dominerar dessa arter och har på så vis en viktig ekologisk funktion. I inventeringen påträffades arterna ned till ca 13 m djup. Modeller gjordes för täckningsgraderna ≥10% och ≥25%.

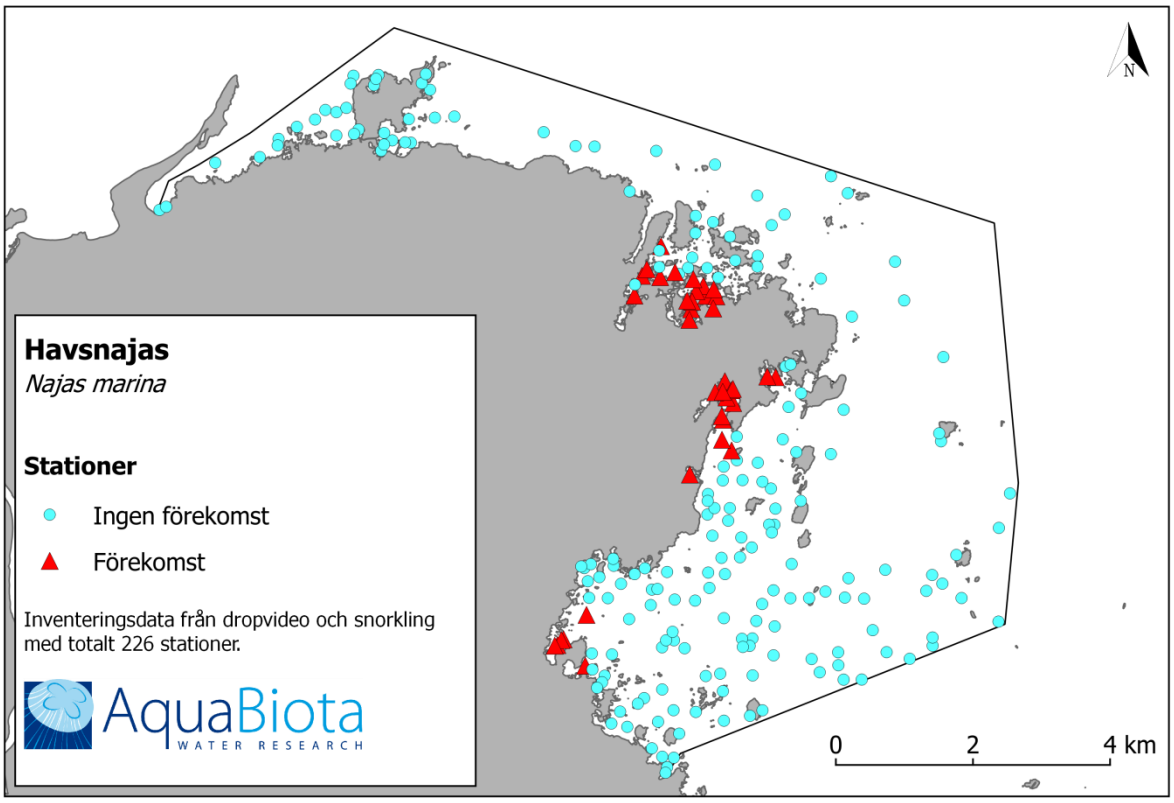


Figur 17. Modellerad förutsättning för förekomst av ≥25% täckningsgrad av fintrådiga alger. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje klass (mycket god, god och låg) samt i hur många av dessa habitatet förekom. För denna analys används samtliga 226 lokaler.

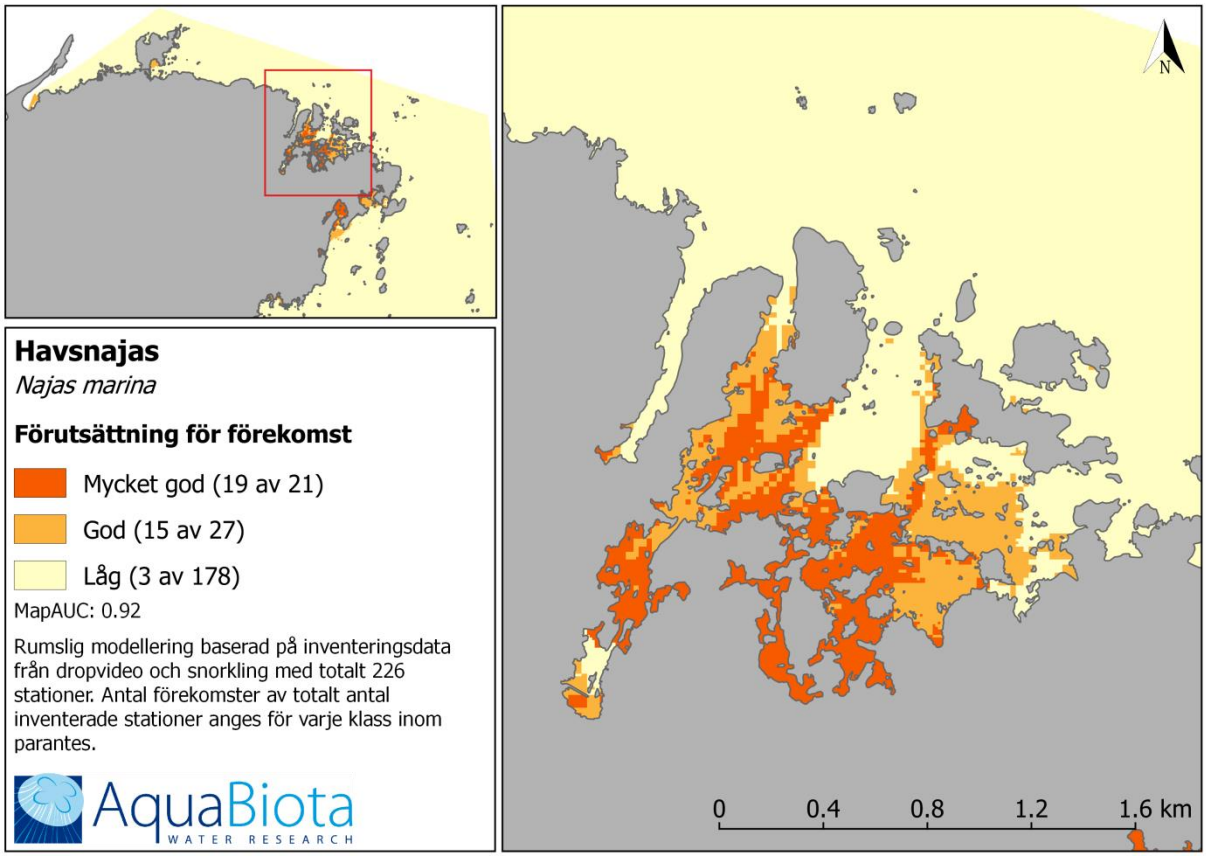
Havsnajas



Havsnajas (*Najas marina*) är en storvuxen ganska styv kärlväxt. Den bildar täta bestånd på dyiga bottnar i skyddade vikar i Östersjön. Prediktionen visar att arten främst förekommer i laguner där botten är platt. I inventeringen påträffades arten ned till 2,3 m djup. Modell gjordes endast för förekomst. Den genomsnittliga täckningsgraden i inventeringsdata var ca 30 %.

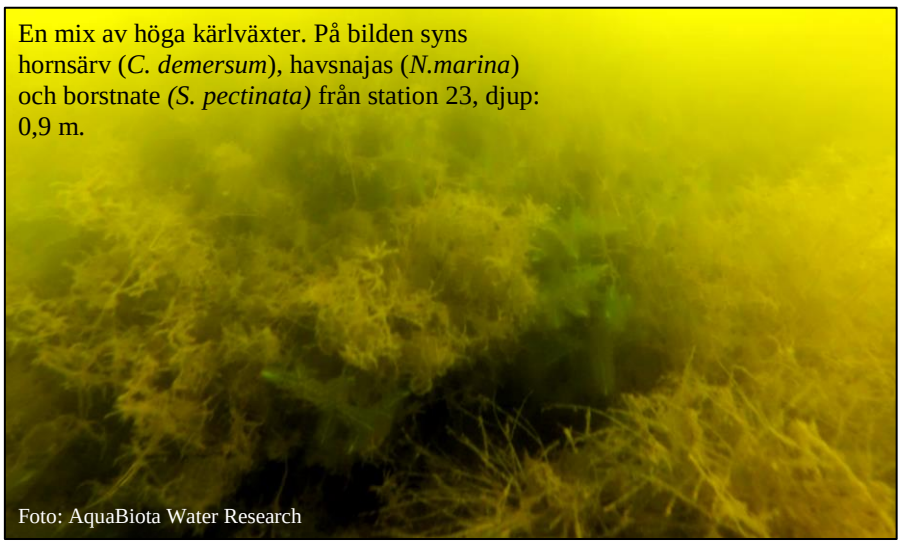


Figur 18. Förekomst av havsnajas i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling



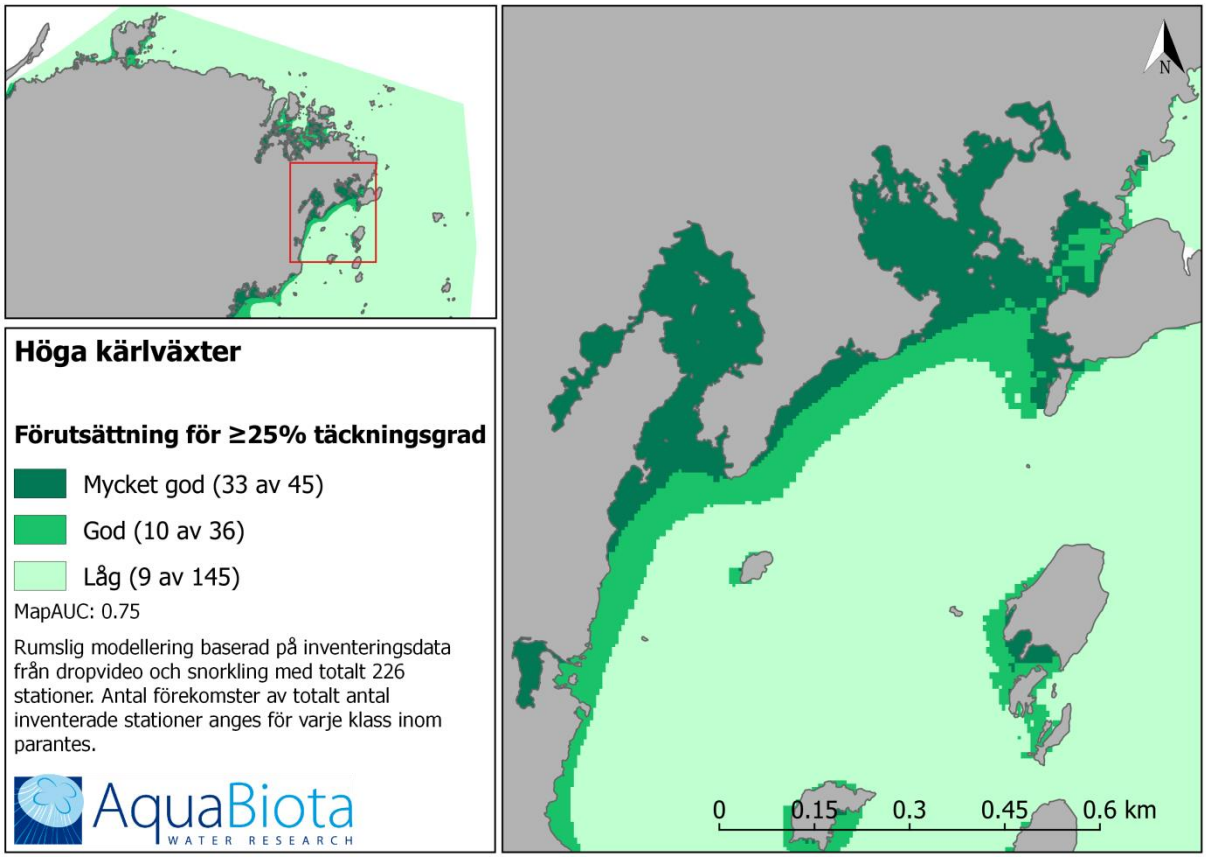
Figur 19. Modellerad förutsättning för förekomst av havsnajas. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje klass (mycket god, god och låg) samt i hur många av dessa arten förekom. För denna analys används samtliga 226 lokaler.

Höga kärlväxter



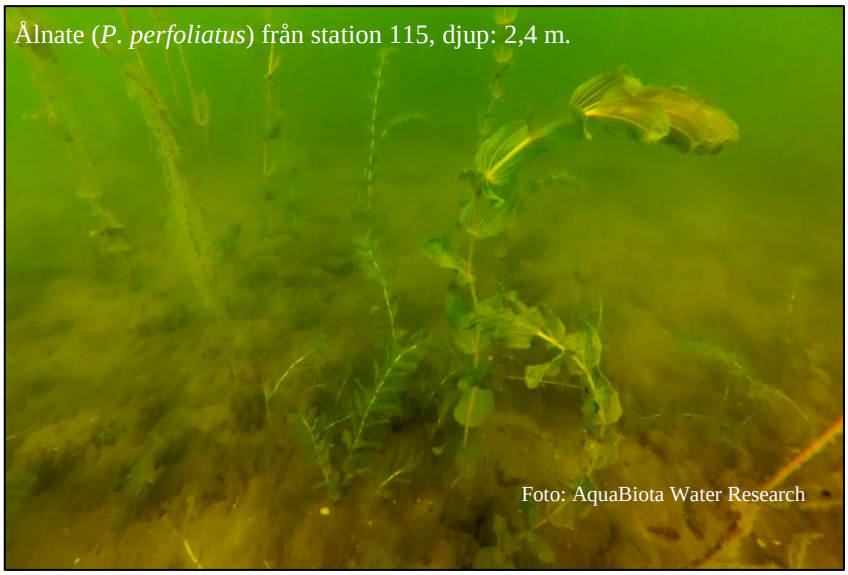
På grunda bottnar med fint sediment utgör de höga kärlväxterna ett viktigt habitat för många organismer. I inventeringen påträffades många arter av kärlväxter som inte har varit möjligt

att modellera då antalet förekomster varit för lågt. Därför har följande arter modellerats som grupp: höstlånke, hornsärv, slingor, havsnajas, borstnate, ålnate, möjor och hårsärv. Även rödsträfse har ingått då arten fyller liknande funktion och trivs i liknande miljöer. Prediktionen visar att gruppen förekommer i grunda relativt skyddade miljöer. Höga täckningsgrader förekommer främst på platta bottnar. I inventeringen påträffades kärlväxter ned till 4,5 m djup. Modeller gjordes för förekomst samt för täckningsgraderna ≥10% och ≥25%.

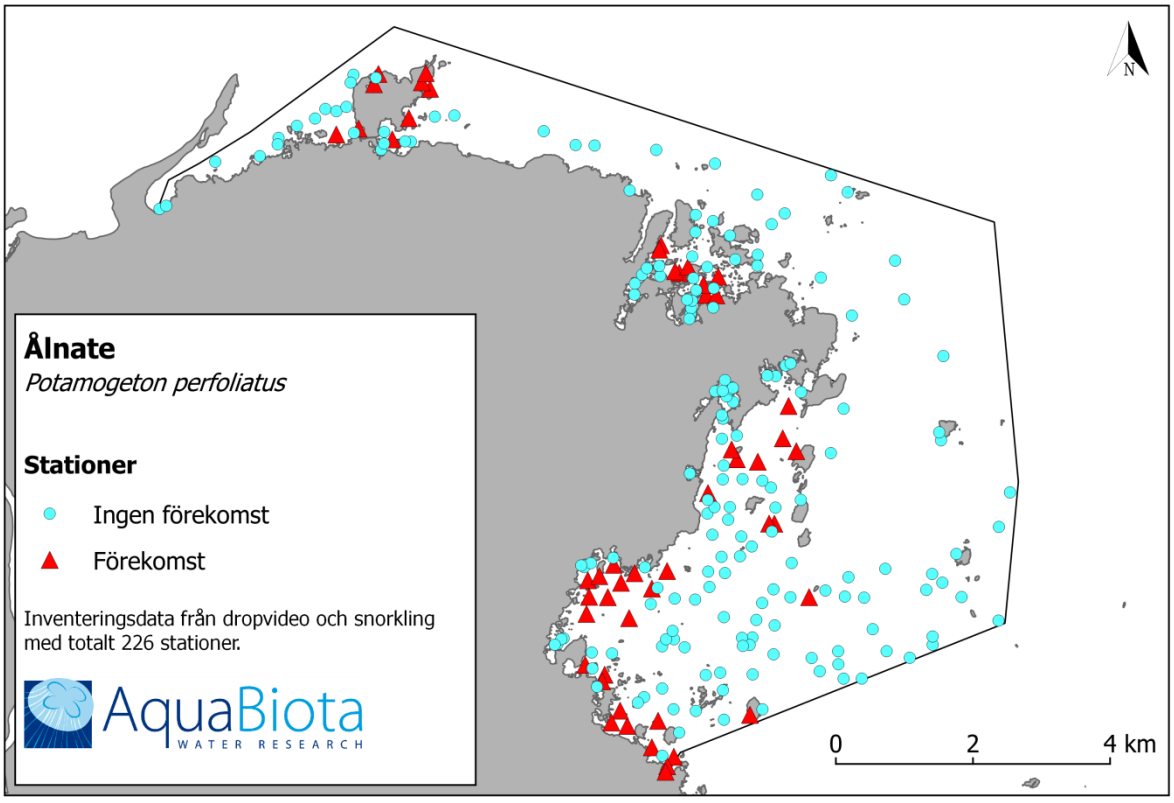


Figur 20. Modellerad förutsättning för förekomst av ≥10% täckningsgrad av höga kärlväxter. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje klass (mycket god, god och låg) samt i hur många av dessa habitatet förekom. För denna analys används samtliga 226 lokaler.

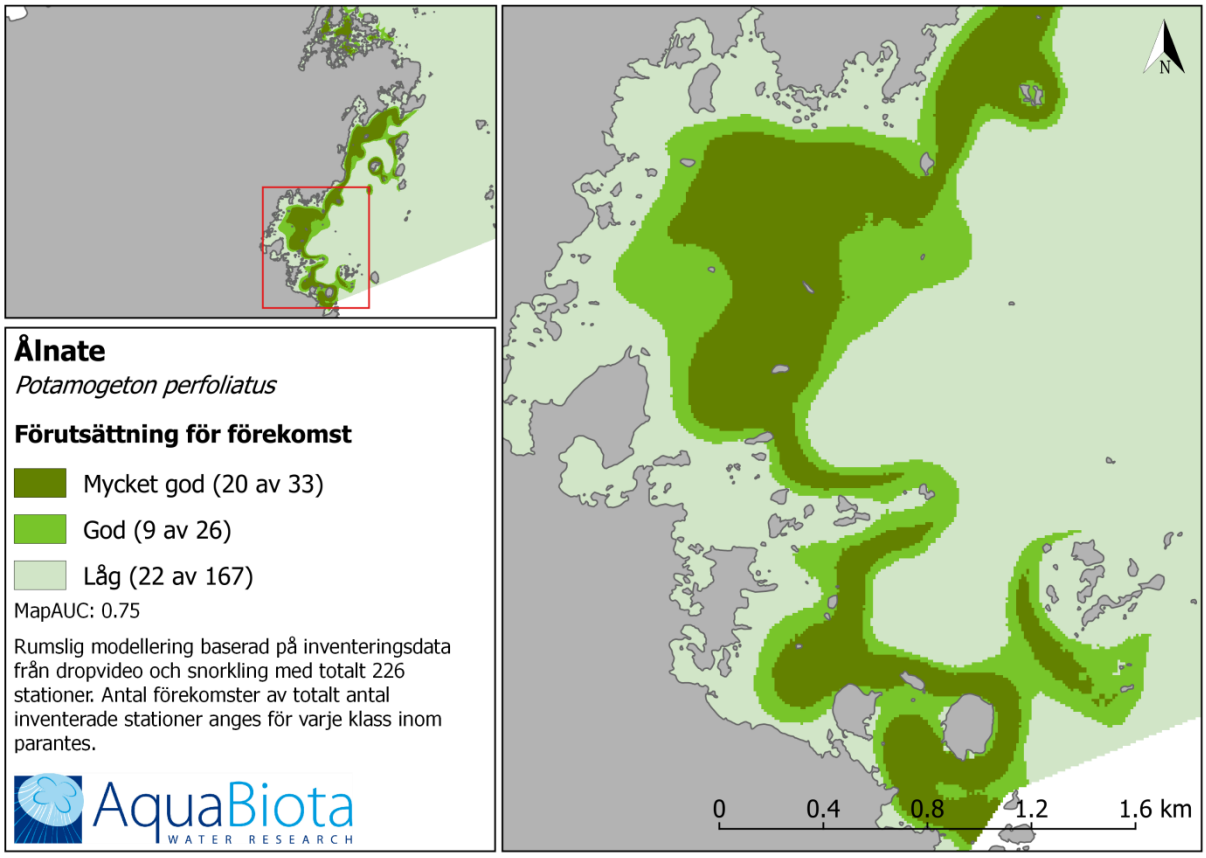
Ålnate



Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) är allmänt utbredd i bräckt och sött vatten. Dess stjälkar kan bli flera meter långa, är grenade och bär korta, breda stjälkomslutande blad. I inventeringar påträffades exemplar ned till 3,7 m djup. Enligt prediktionerna förknippas arten med relativt grunda (1-4 m djup) och skyddade miljöer. Prediktioner gjordes endast för förekomst. Den genomsnittliga täckningsgraden i inventeringsdata var ca 10 %.



Figur 21. Förekomst av ålnate i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

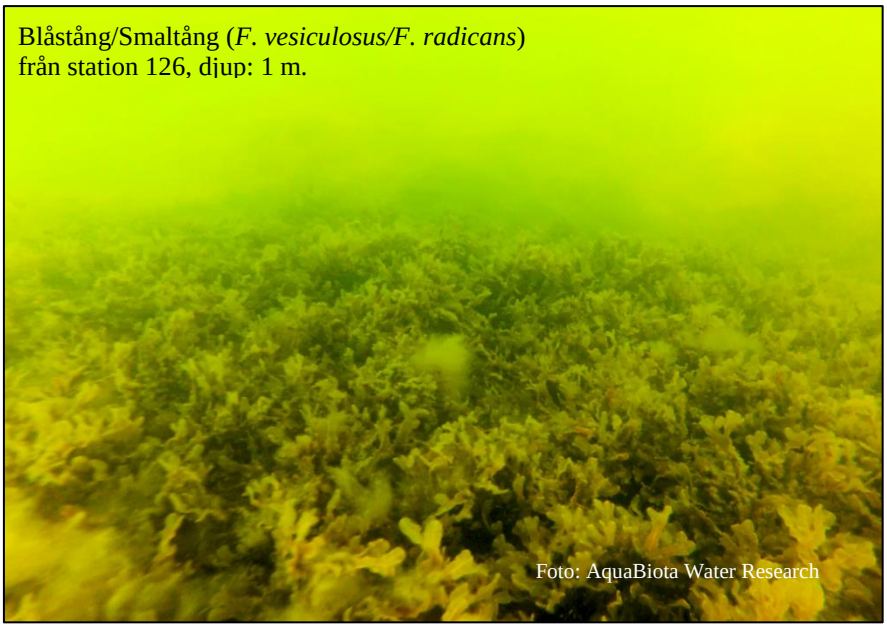


Figur 18. Modellerad förutsättning för förekomst av ålnate. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje klass (mycket god, god och låg) samt i hur många av dessa arten förekom. För denna analys används samtliga 226 lokaler.

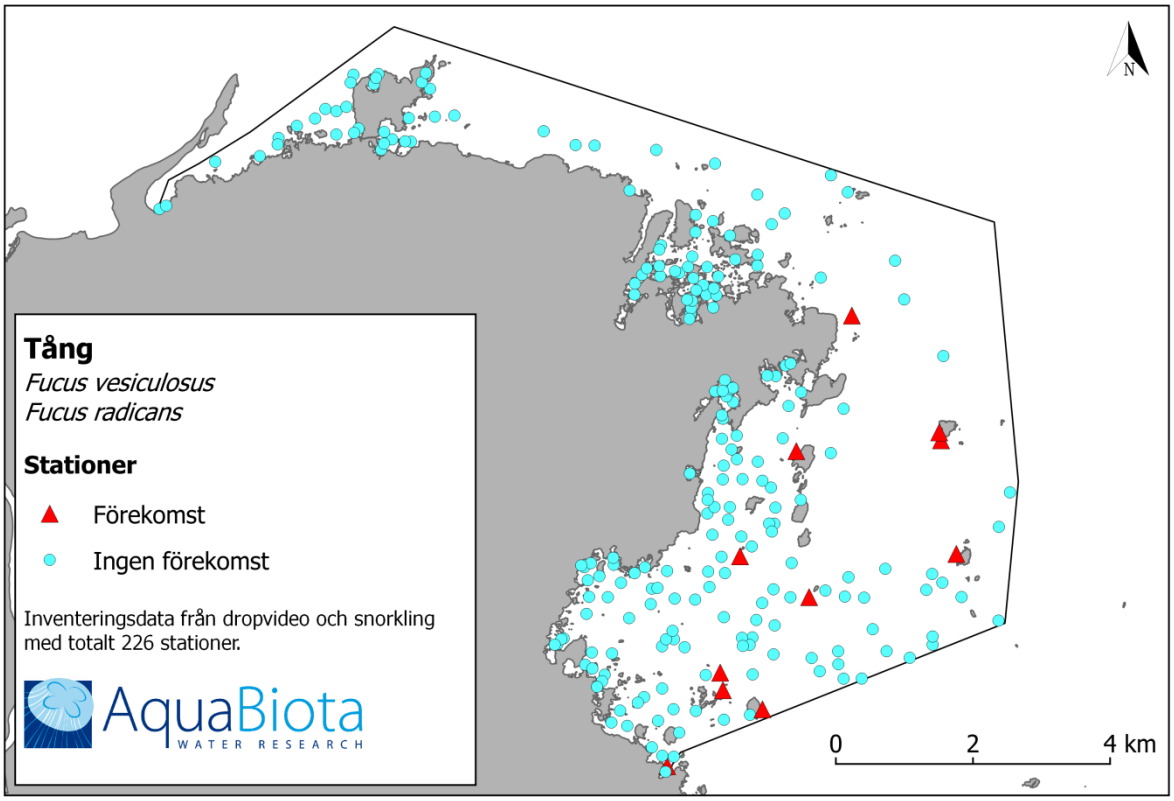
Förekomstkartor för arter som inte modellerats

För att en art eller grupp ska vara möjlig att modellera behövs tillräckligt mycket information om de miljöer där arten trivs och där arten inte trivs. Tydliga samband måste finnas mellan artens utbredning och de heltäckande miljövariabler som finns tillgängliga. För många arter hittades inga tydliga kopplingar till framtagna miljövariabler. Antingen har antalet observationer av arten varit för få eller så saknas någon viktig miljövariabel som är viktig för artens utbredning. Följande arter har inte kunnat modelleras och presenteras som förekomstkartor baserade på inventeringsdata: tång (*Fucus* sp.), borstnate (*Stuckenia pectinata*), näckmossa (*Fontinalis* sp.), hårsärv (*Zannichelia palsustris*), slingor (*Myriophyllum* spp.) och slangalg (*Vaucheria* sp.).

Tång

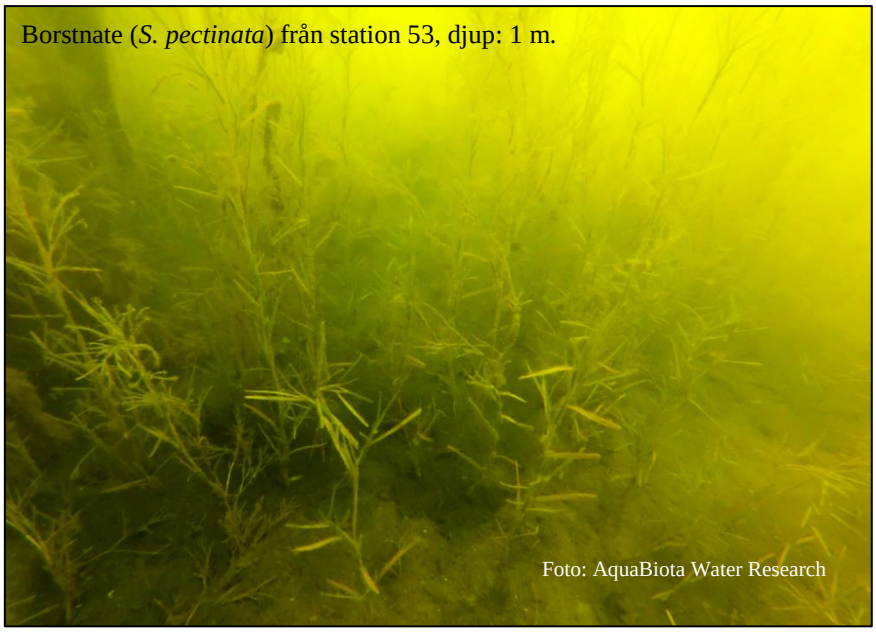


De två tångarterna blåstång (*Fucus vesiculosus*) och smaltång (*F. radicans*) förekommer i området och är svåra att skilja åt under videotolkning. Täckningen av tång har således skattats efter artparet blåstång/smaltång. Blåstång/smaltång förekom på 10 stationer och hade en medeltäckning på 22 % med en djuputbredning på 0,9-4,6 m.

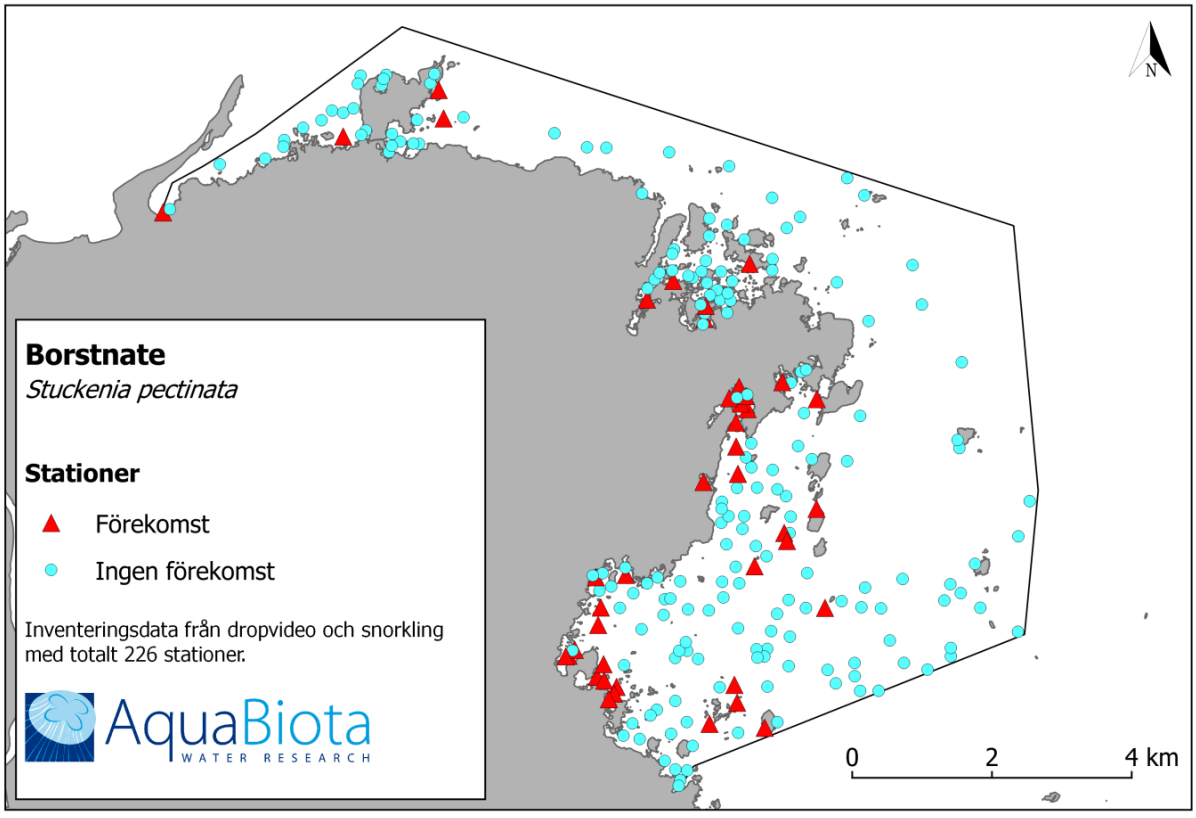


Figur 19. Förekomst av tång i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

Borstnate

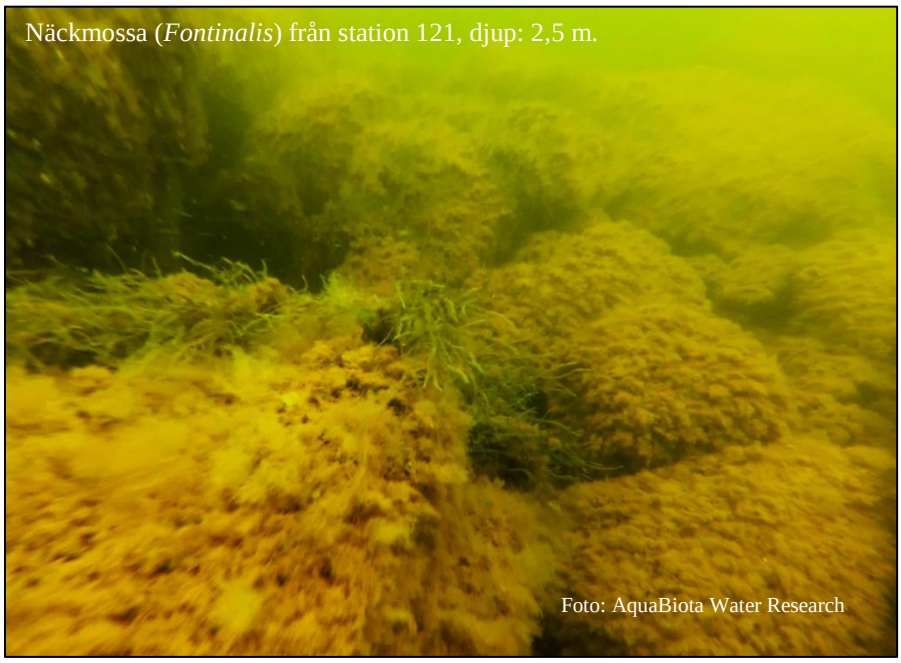


Borstnate (*Stuckenia pectinata*) är en allmänt förekommande brackvattensväxt. Den förekommer i näringsrika skyddade havsvikar. Stjälken är rikt förgrenad med tunna spetsiga blad. I vissa områden förekommer borstnate med bredare plattare blad. I denna undersökning förekom borstnate i 37 stationer med en medeltäckningsgrad på 17 % på 0,3-2,6 m djup.

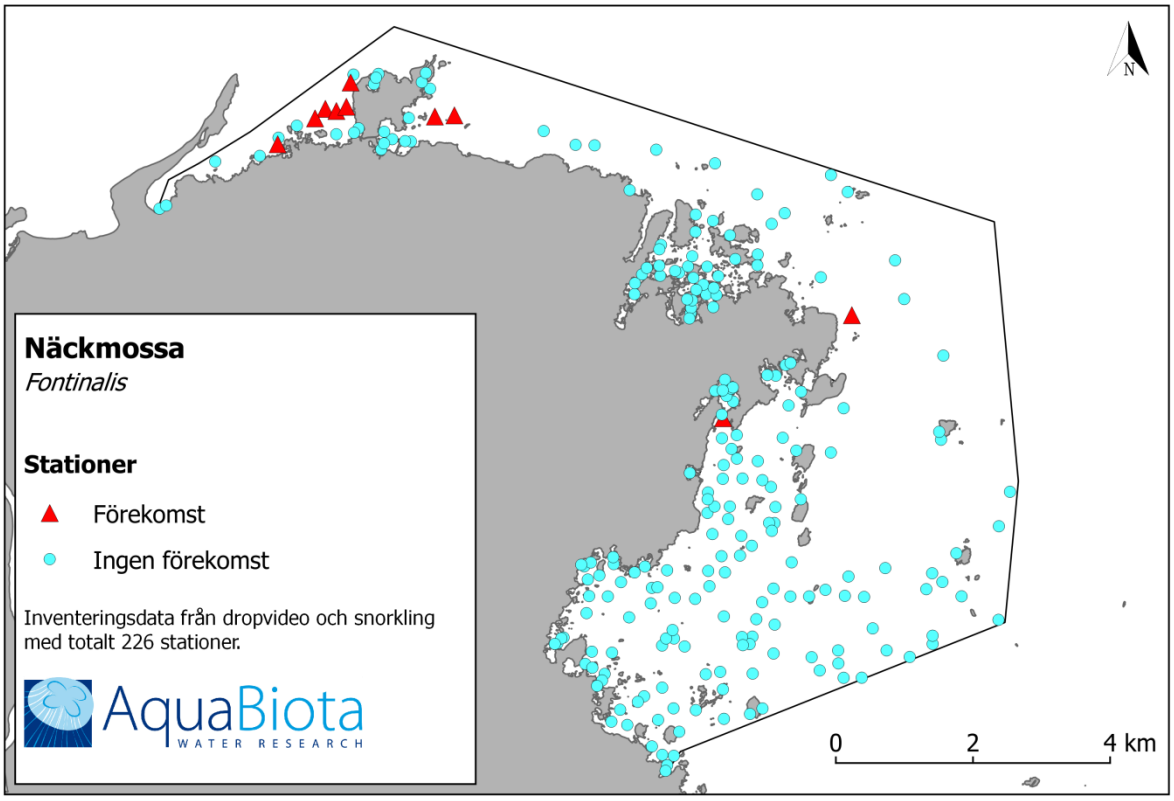


Figur 20. Förekomst av borstnate i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

Näckmossa

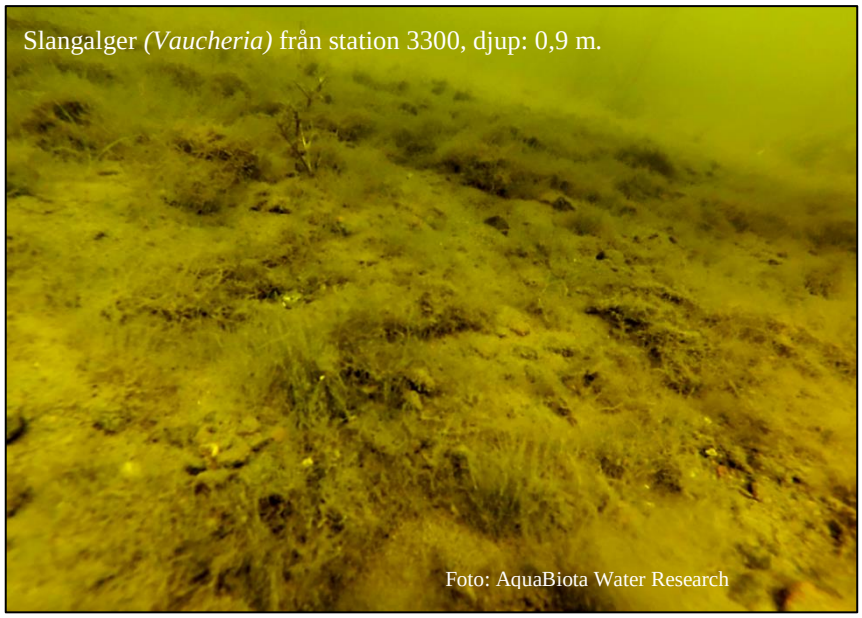


Näckmossa (*Fontinalis*) är en av de största mossorna. Den växer på hårda substrat och kan bli relativt lång. Näckmossa förekom i 6 stationer och hade en medeltäckning på 4 % och förekom på 2,2–4,6 meters djup.

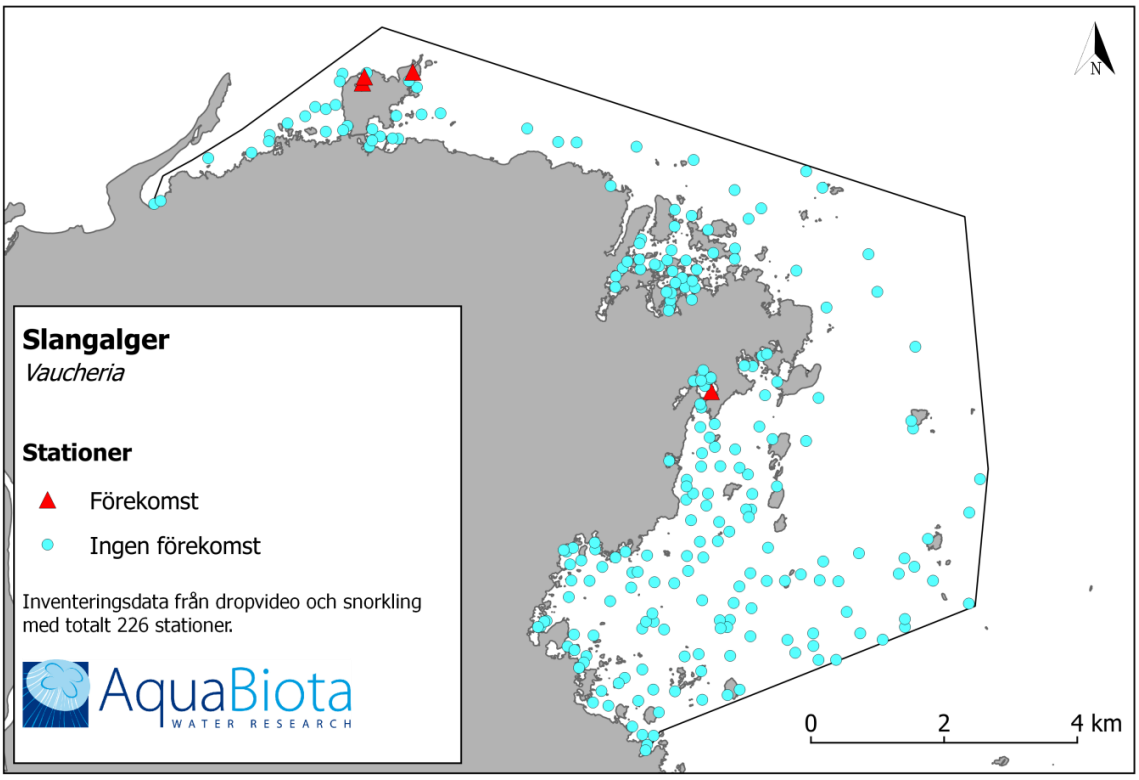


Figur 21. Förekomst av näckmossa i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

Slangalger

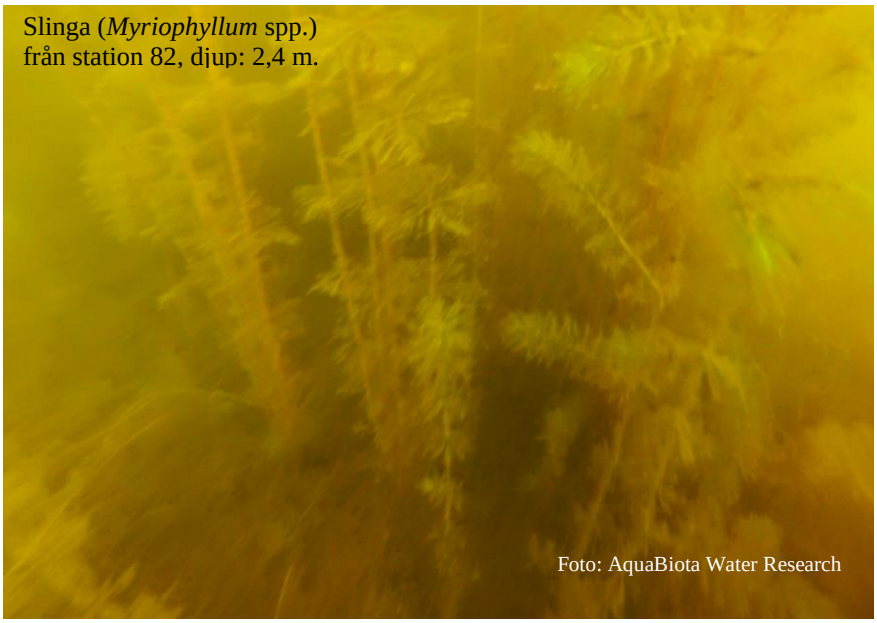


Slangalger (*Vaucheria*) är en filamentös gulgrön alg som på vissa ställen bildar täta mattor över hela botten. Den förekommer i mycket skyddade vikar. Under mattorna kan metangas samlas och bilda ”kullar” i den täta mattan. Vaucheria förekom i 3 stationer och hade en medeltäckning på 37 %, och djuputbredning på 0,5-1,6 m.

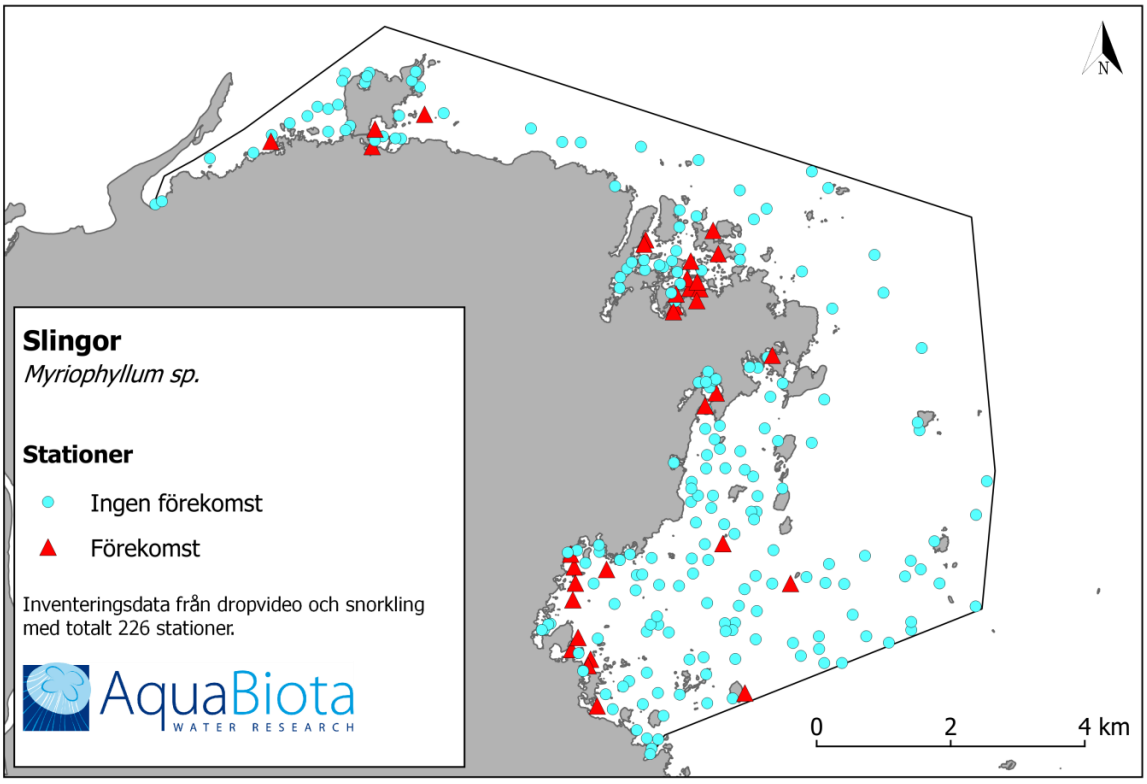


Figur 22. Förekomst av slangalger i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

Slingor

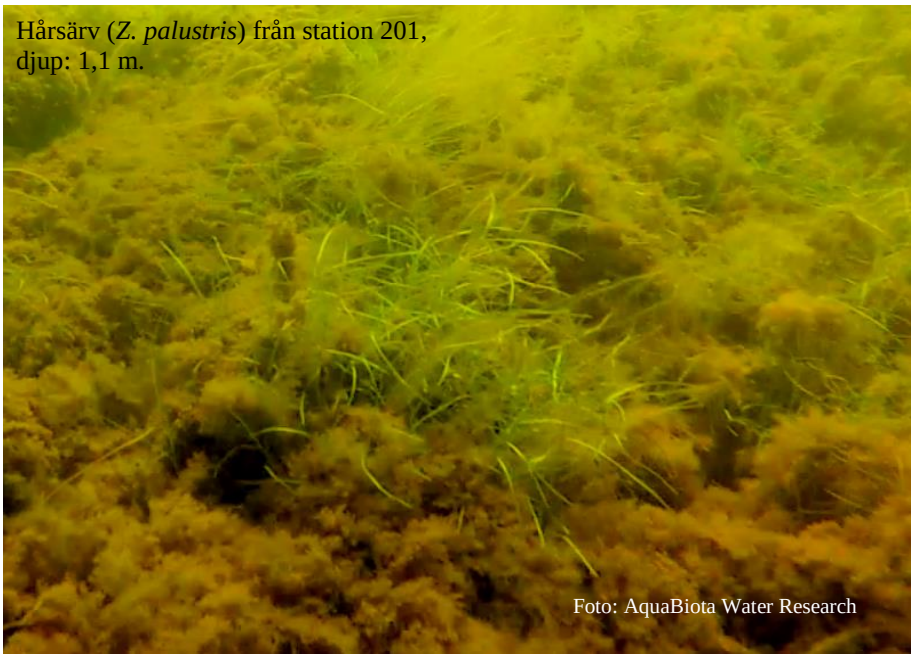


I inventeringsdata förekom två arter av slingor (*Myriophyllum* sp.): axslinga (*M. spicatum*), knoppslinga (*M. sibiricum*). Arterna kan vara svåra att skilja i video och presenteras därför tillsammans. Slingor kan bli över 1 m långa och växer oftast i grunda (1 – 3 m djup) relativt skyddade miljöer. Slinga förekom i 34 stationer och hade en medeltäckning på 4,7 %, och en djuputbredning på 0,5-2,8 m.

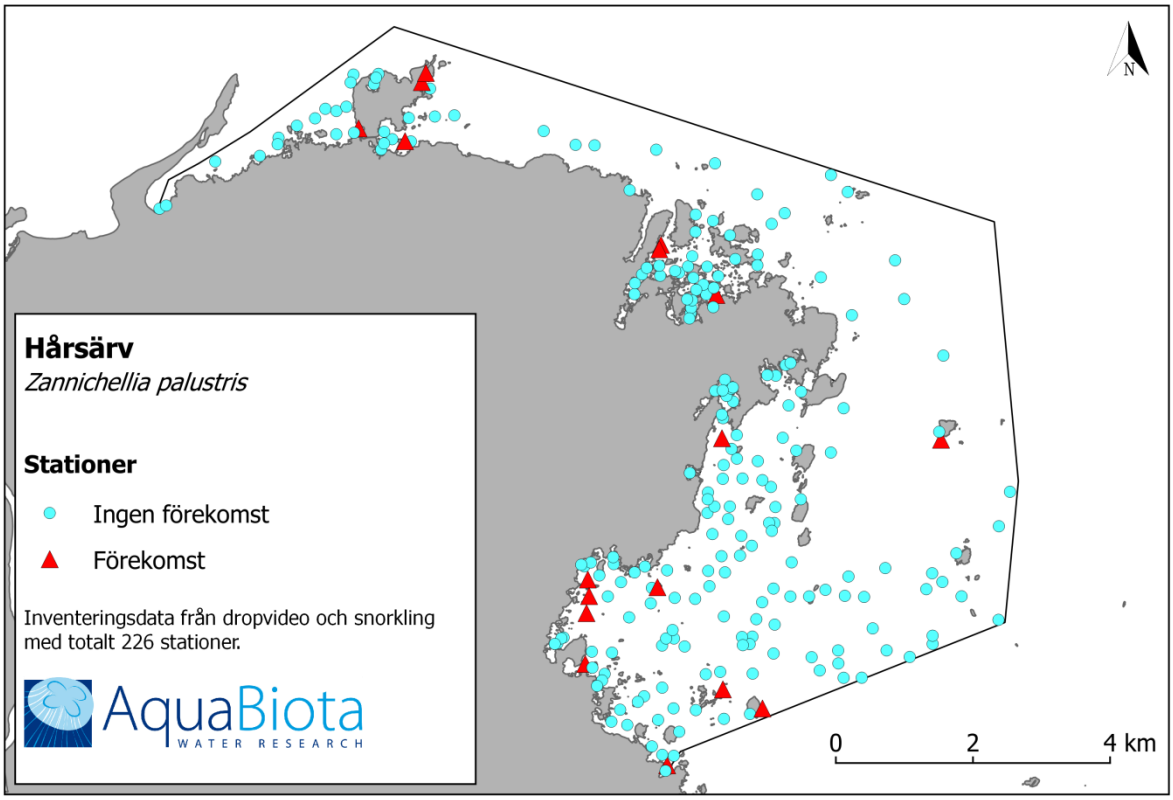


Figur 23. Förekomst av hårsärv i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

Hårsärv



Hårsärv (*Zannichellia palustris*) är en späd växt med tunna, krypande jordstammar som fläckvis kan bilda täta buskliknande habitat. Arten är vanlig på grunda mjukbottnar i salt eller bräckt vatten. Hårsärv förekom i 18 stationer och hade en medeltäckning på 4,7 %, och djuputbredning på 0,5-2,8 m.



Figur 24. Förekomst av hårsärv i de 226 stationerna från dropvideo och snorkling

KARTERING AV HUB KLASSER

Baserat på substrat- och makrofyttäckningsgrad från videotolkningen, så har alla stationer biotopklassificerats enligt HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HUB)(HELCOM, 2013). Dropvideometoden är främst framtagen för att inventera bentiska makrofyter och ger således en bristfällig skattning av andra organismer, exempelvis bentiska makroevertebrater. Eftersom förekomsten av dessa organismer bestämmer HUB-klass för samhällen där täckningsgrad av makrofyter saknas, så har klassificeringen av dessa stationer endast varit möjlig till nivå 4. Klassificering av HUB-biotoper redovisas i tabell 3.

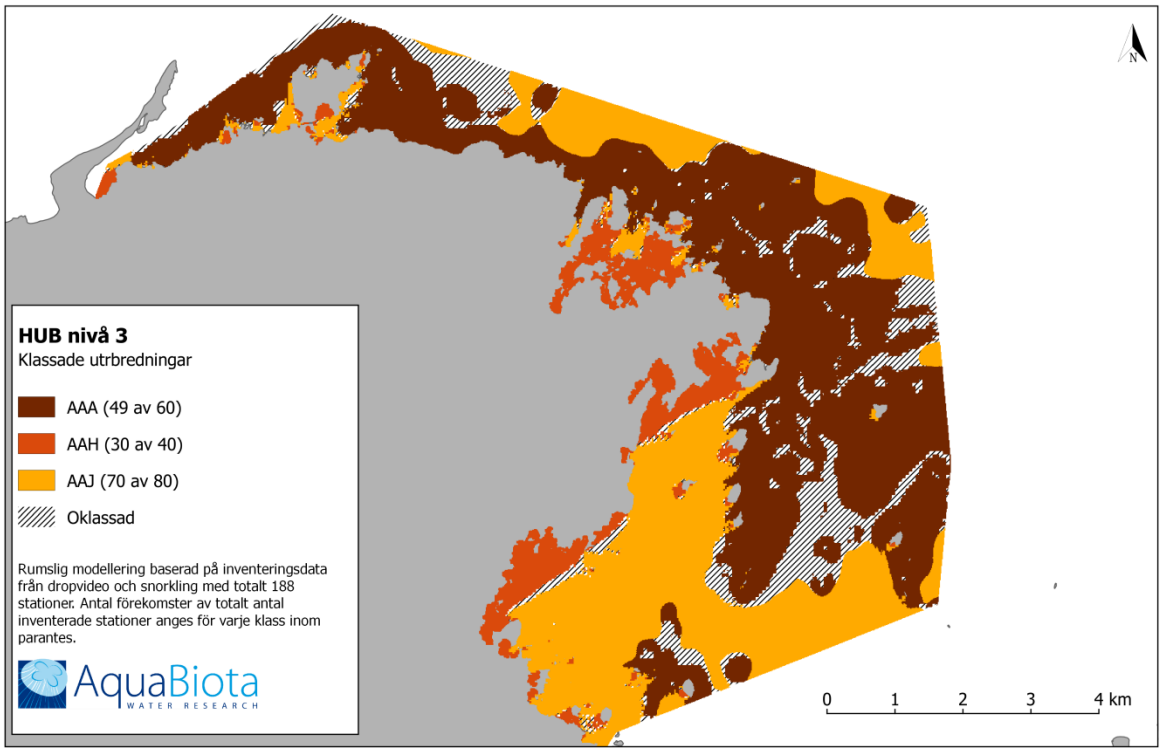
Tabell 3. Klassificeringen av de 202 inventerade stationerna till HUB.

Level 3 (188)	Level 4 (188)	Level 5 (188)	Level 6 (63)
AA.A (38) Baltic Photic rock and boulders	**AA.A1 (37)** Baltic Photic rock and boulders characterized by macroscopic epibenthic biotic structures **AA.A4 (1)** Baltic Photic rock and boulders characterized by no macroscopic biotic structures	**AA.A1C (4)** Baltic Photic rock and boulders characterized by Perennial algae **AA.A1S (33)** Baltic Photic rock and boulders characterized by annual algae **AA.A4U (1)** Baltic Photic rock and boulders characterized by no macrocommunity	**AA.A1C1 (4)** Baltic Photic rock and boulders dominated by *Fucus* spp.
AA.B (2) Baltic photic hard clay	**AA.B1 (1)** Baltic photic hard clay characterized by macroscopic epibenthic biotic structures **AA.B4 (1)** Baltic photic hard clay characterized by no macroscopic epibenthic biotic structures	**AA.B1V (1)**Baltic photic hard clay characterized by mixed epibenthic macrocommunity **AA.B4U (1)** Baltic photic hard claycharacterized by no macrocommunity	
AA.H (23) Baltic photic muddy sediment	**AA.H1 (21)** Baltic photic muddy sediment characterized by macroscopic epibenthic biotic structures **AA.H4 (2)** Baltic photic muddy sediment characterized by no macroscopic epibenthic biotic structures	**AA.H1B (21)** Baltic photic muddy sediment characterized by submerged rooted plants **AA.H4U (2)** Baltic photic muddy sediment characterized by no macrocommunity	**AA.H1B1 (6)** Baltic photic muddy sediment dominated by pondweed (*P. perfoliatus* and/or *S. pectinata*) **AA.H1B3 (2)** Baltic photic muddy sediment dominated by watermilfoil (*M. spicatum* and/or *M. sibiricum*) **AA.H1B4 (4)** Baltic photic muddy sediment dominated by Charales (*Chara* spp.) **AA.H1B5 (9)** Baltic photic muddy sediment dominated by spiny naida (*N. marina*)
AA.I (2) Baltic photic coarse sediment	**AA.I1 (2)** Baltic photic coarse sediment characterized by macroscopic epibenthic biotic structures	**AA.I1S (2)** Baltic photic coarse sediment characterized annual algae	
AA.J (67) Baltic photic sand	**AA.J1 (29)** Baltic photic sand characterized by macroscopic epibenthic biotic structures **AA.J4 (38)** Baltic photic sand characterized by no macroscopic epibenthic biotic structures	**AA.J1B (18)** Baltic photic sand characterized by submerged rooted plants **AA.J1S (11)** Baltic photic sand characterized annual algae **AA.J4U (38)** Baltic photic sand characterized by no macrocommunity	**AA.J1B1 (8)** Baltic photic sand dominated by pondweed (*P. perfoliatus* and/or *S. pectinata*) **AA.J1B3 (1)** Baltic photic sand dominated by watermilfoil (*M. spicatum* and/or *M. sibiricum*) **AA.J1B4 (4)** Baltic photic sand dominated by Charales (*Chara* spp.) **AA.J1B5 (4)** Baltic photic sand dominated by spiny naida (*N. marina*) **AA.J1S3 (1)** Baltic photic sand dominated by *Vaucheria* spp.
AA.M (56) Baltic photic mixed substrate	**AA.M1 (41)** Baltic photic mixed substrate characterized by macroscopic epibenthic biotic structures **AA.M2 (2)** Baltic photic mixed substrate characterized sparse epibenthic biotic structures **AA.M4 (13)** Baltic photic mixed substrate by no macroscopic epibenthic biotic structures	**AA.M1B (14)** Baltic photic mixed substrate characterized by submerged rooted plants **AA.M1S (27)** Baltic photic mixed substrate characterized annual algae **AA.M2T (2)** Baltic photic mixed substrate characterized sparse epibenthic macrocommunity **AA.M4U (13)** Baltic photic mixed substrate characterized by no macrocommunity	**AA.M1B1 (3)** Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (P. perfoliatus and/or S. pectinata) **AA.M1B4 (1)** Baltic photic mixed substrate dominated by Charales (Chara spp.) **AA.M1S1 (16)** Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
NA (14) Klassning ej möjlig p.g.a. dålig sikt			

HUB är ett hierarkiskt system och klassningen av en biotop baseras i första hand på substrat och i andra hand biologi. Eftersom det saknas en högupplöst substratkarta över området var det inte möjligt att göra en direkt klassning baserat på de framtagna utbredningskartorna över vegetationen. Det var heller inte möjligt att direkt modellera HUB nivå 6 eller 5 då antalet förekomster av de olika biotoperna var för få. Vi valde därför att modellera HUB nivå 3 vilket var möjligt för 3 av de 6 förekommande klasserna, hårt substrat (AAA), mjukt substrat (AAH) eller sand (AAJ) (tabell 4). Eftersom alla klasser som förekom i dropvideodata inte var möjliga att modellera innehåller kartan områden som inte klassats som någon av de ovanstående. I dessa oklassade områden är substratet troligen någon av de återstående klasserna (hård lera (AAB), grus (AAI) eller mixade substrat (AAM)), men datamängden är inte tillräcklig för att avgöra vilket substrat som finns var. Resultatet redovisas i figur 23.

Tabell 4. Översikt över modelleringar och modelleringsresultat för HUB nivå 3. För rödmarkerade klasser presenteras inga kartor då dessa inte var av tillräckligt hög kvalitet.

HUB nivå 3	Beskrivning	Antal förekomster i klassat dropvidedata	Kartans kvalitet	Miljövariabler [2]
AAA	≥90% täckning av hårt substrat	38	MapAUC: 0.98	SWM, Djup, Rugositet
AAB	≥90% täckning av hård lera	2	x	x
AAH	≥90% täckning av mjukt substrat	23	MapAUC: 0.91	SWM
AAI	≥90% täckning av grus	2	x	x
AAJ	≥90% täckning av sand	67	MapAUC: 0,83	SWM, Djup
AAM	Mixade substrat	56	x	x

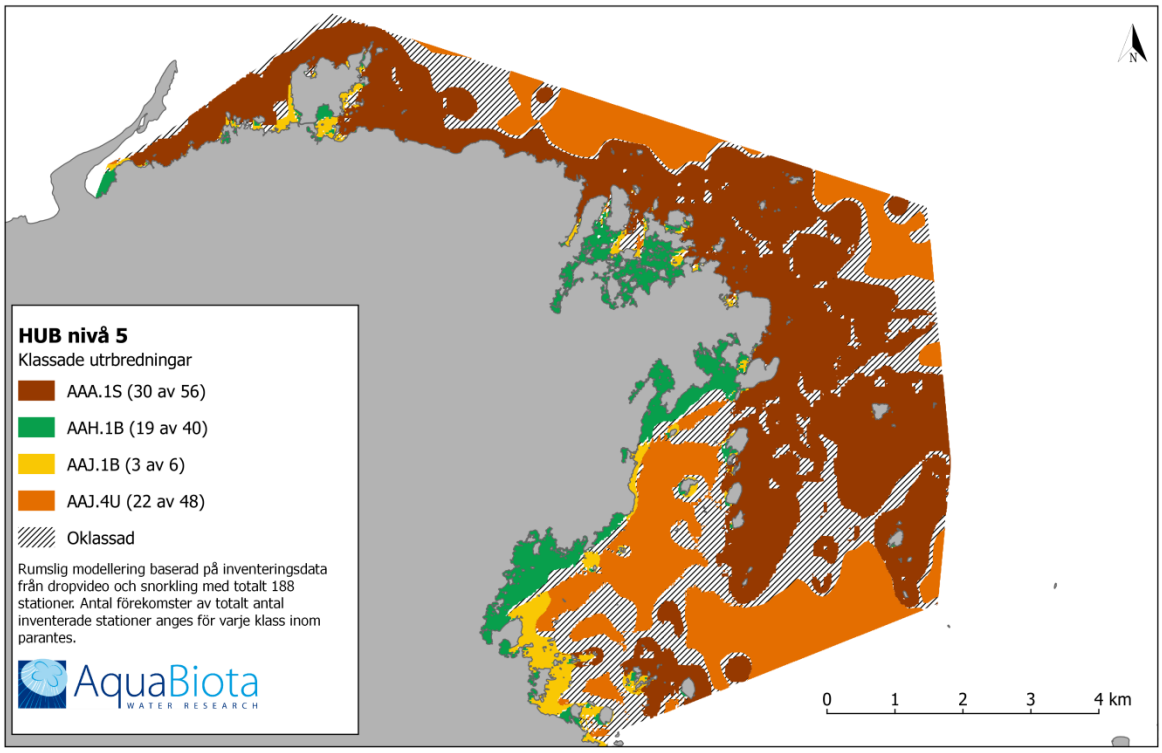


Figur 25. Modellerad god eller mycket god förutsättning för olika HUB nivå 3 biotoper. AAA= ≥90% täckningsgrad av hårt substrat, AAH= ≥90% täckningsgrad av mjukt sediment, AAJ= ≥90% täckningsgrad av sand. Oklassad= låg förutsättning för förekomst för någon av ovanstående klasser. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje predikterad biotop samt hur många av dessa som var rätt predikterade. För denna analys används samtliga HUB-klassade lokaler (180 st.).

Genom att kombinera HUB nivå 3 kartan med de framtagna biologiska kartorna kunde en högre nivå av HUB karteras. Eftersom endast en tredjedel av de inventerade stationerna kunde klassas till HUB nivå 6 (se tabell 3) valde vi att kartera upp till nivå 5. Vi valde att kartera de fyra vanligaste klasserna vilka utgjorde 83 % av biotoperna på de karterade substraten (hårt, mjukt och sand) i inventeringsdata (tabell 5). De områden där ingen av dessa fyra klasser blev karterade som förekomst, eller som saknade klassning på HUB nivå 3 (figur 23) visas som oklassade i figur 24.

Tabell 5. Översikt över karterade HUB nivå 5 biotoper.

HUB nivå 5	Beskrivning	Karta som klass baseras på
AAA.1S	≥90% täckning av hårt substrat och ≥10% täckning av anuella alger	Filamentösa alger ≥10% täckningsgrad, god eller mycket god förutsättning för förekomst
AAH.1B	≥90% täckning av mjukt substrat och ≥10% täckning av kärlväxter	Höga kärlväxter ≥10% täckningsgrad, god eller mycket god förutsättning för förekomst
AAJ.1B	≥90% täckning av sand och ≥10% täckning av kärlväxter	Höga kärlväxter ≥10% täckningsgrad, god eller mycket god förutsättning för förekomst
AAJ.4U	≥90% täckning av sand utan vegetation	Höga kärlväxter ≥10% täckningsgrad, låg förutsättning för förekomst



Figur 26. Klassade HUB nivå 5 biotoper. Klassning bygger på modellerad utbredning av HUB nivå 3 biotoper samt modellerad förutsättning för förekomst av höga kärlväxter och fintrådiga alger. För förklaring av biotoperna se tabell 5. Oklassad= låg förutsättning för förekomst för någon av ovanstående klasser. Figur 25. Modellerad god eller mycket god förutsättning för olika HUB nivå 3 biotoper. AAA= ≥90% täckningsgrad av hårt substrat, AAH= ≥90% täckningsgrad av mjukt sediment, AAJ= ≥90% täckningsgrad av sand. Oklassad= låg förutsättning för förekomst för någon av ovanstående klasser. I legenden anges hur många inventeringslokaler som finns i varje predikterad biotop samt hur många av dessa som var rätt predikterade. För denna analys används samtliga lokaler som kunde klassas till HUB-nivå 5 (150 st.).

Levererade GIS-filer redovisas i Bilaga 2

KARTERING AV NATURA 2000 NATURTYPER

Med hjälp av kartorna över djup, vågexponering, klassade ytsubstrat (levererat av SGU) samt ortofoto över området (levererat av Länsstyrelsen) har en ny klassning av Natura 2000 naturtyperna ”laguner” (1150), ”stora vikar och sund” (1160), ”rev” (1160), ”sandbankar” (1110) och ”skär i Östersjön” (1620) gjorts. Tidigare klassade ”ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten” (1140) har verifierats i fält samt ytterligare två områden har identifierats. Kriterier som använts följer de som fastslagits av Naturvårdsverket (2011). Metodiken för klassning av 1160 och 1110 följer den som använts av (Fyhr, et al., (2013) och metodiken för klassning av 1160 och 1620 följer i stort sätt den som använts av Törnqvist & Wennberg (2007).

Områden som tidigare klassats som 1150 behölls plus att ett antal områden som tidigare klassats som 1160 nu klassades som 1150. Detta medförde en ökning av antalet 1150 i området. Totalt identifierades 114 st. Områden vid Billfladadet och väster om Långsandsörarna klassades tidigare som 1160. I våra analyser var exponeringen i dessa områden för hög för denna naturtyp. Ett stort område (839 ha) i nordvästra Lövstabukten blev istället klassat som 1160 vilket medförde att totalyten för denna naturtyp ökade jämfört med tidigare. Totalt identifierades 7 områden av denna naturtyp. Vidare identifierades 16 st 1170, 22 st 1620 samt 1 st 1110.

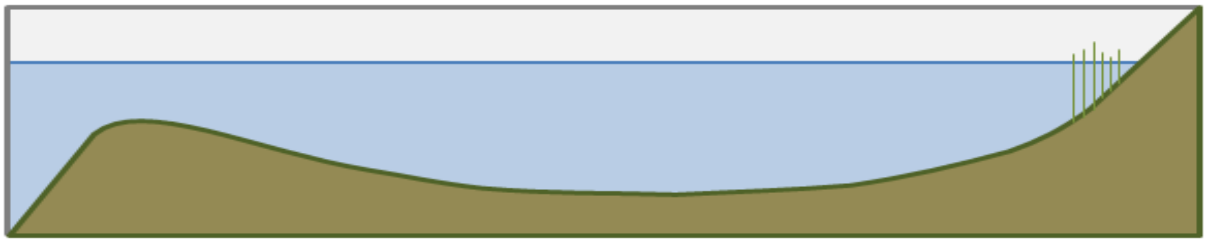
Gemensamt för oklassade områden är hög exponering, platt botten och/eller utan anslutning till skär. Oklassade områden som ligger i anslutning till fastlandet eller större öar hyser troligen liknande undervattensmiljöer som områden klassade som 1620 eller 1170. Oklassade områden utan anslutning till land är i regel djupare än områden i anslutning till land. Substratet är ofta en blandning av mjukt/sand och hårt och i vissa fall enbart mjukt/sand. På hårda substrat växer i regel fintrådiga brunalger och på mjuka/sandiga substrat är bottnarna kala.

Laguner (1150)

Klassningen av Natura 2000 naturtypen 1150 laguner är baserad på ortofoto och vågexponeringskartan. Baserat på vågexponeringen har områden tillhörande vågexponeringsklassen skyddat eller lägre valts ut. Ortofoto tillsammans med fältobservationer har sedan använts för att manuellt rita ut naturtypen. Lagunerna har vidare klassat som 4 olika typer där all indelning av de olika laguntyperna har gjorts med hjälp av ortofoto. Indelningen i olika typer har baserats på Persson & Johansson (2007) där flada (1153) har delats in i ”juvenil flada” eller ”flada” och glo (1154) har delats in i ”glo” eller ”gloflada”.

Juvenil flada (1153)

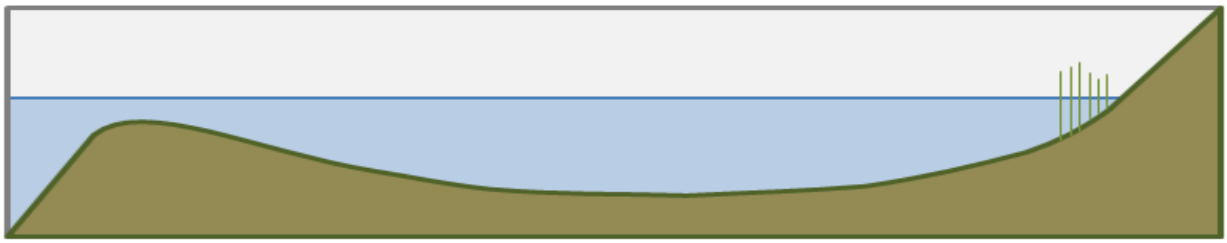
En juvenil flada är första steget i bildandet av en lagun och är förstadiet till en flada. Bassängen har en bra kommunikation med vattnet utanför men vattenutbytet begränsas delvis av en tröskel. I en juvenil flada ligger tröskeln relativt djupt, runt 3-4 m.



Figur 27. Juvenil flada

Flada (1153)

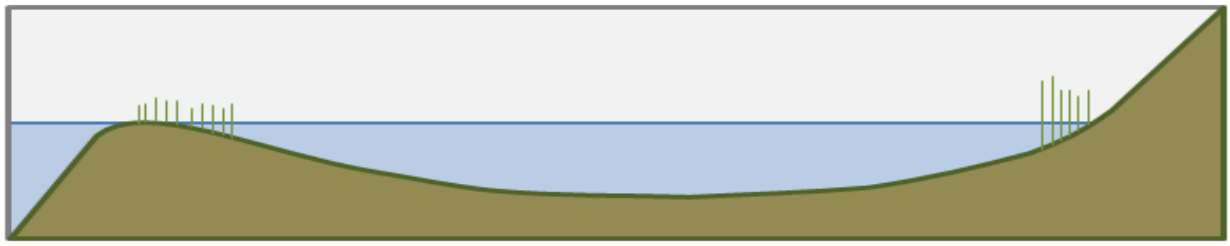
En flada är en grund bassäng som har koppling till vattnet genom en eller få smala öppningar. Tröskeln är grundare än hos en juvenil flada och ligger på 0,5-2 m djup.



Figur 28. Flada

Gloflada (1154)

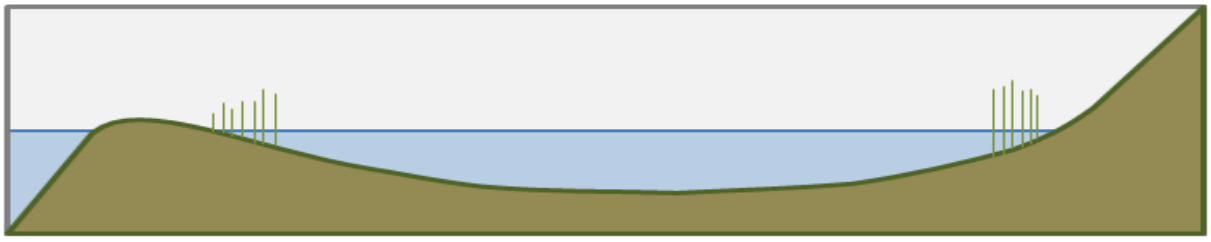
En gloflada är en lagun som befinner sig mellan stadierna flada och glo. Lagunen har en begränsad och smal öppning till vattnet utanför som ofta är igenväxt. Bassängen i en gloflada är ofta mycket grund. Tröskelns djup kan variera mellan 0 och 3m.



Figur 29. Gloflada

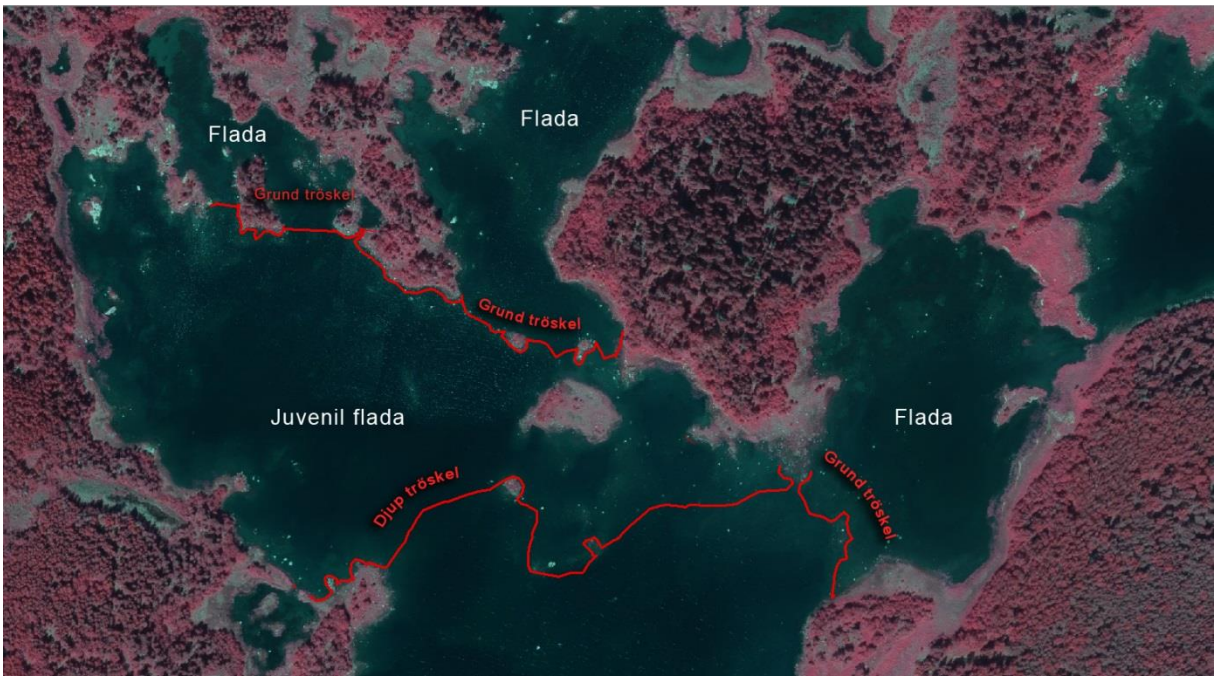
Glo (1154)

Glo är en lagun som saknar direkt koppling till vattnet utanför. I förekommande fall kan dock ett visst vattenutbyte ske, exempelvis vid stormar och höga vattenflöden.

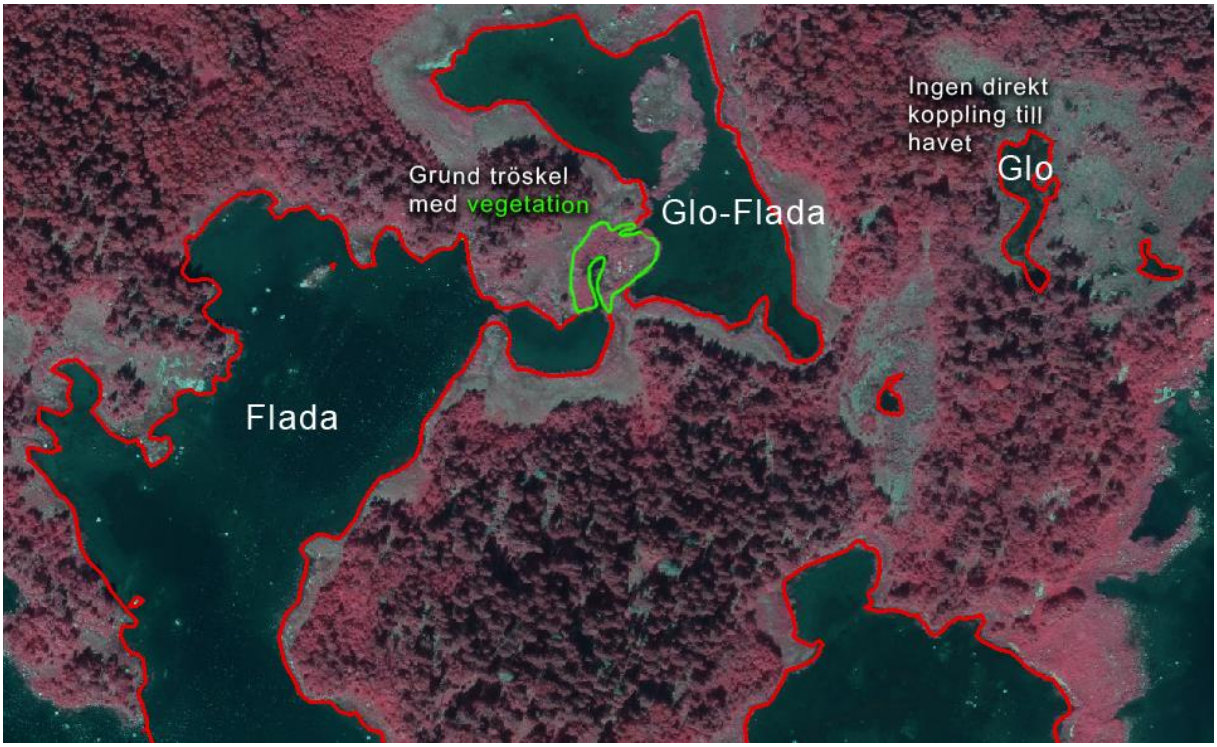


Figur 30. Glo

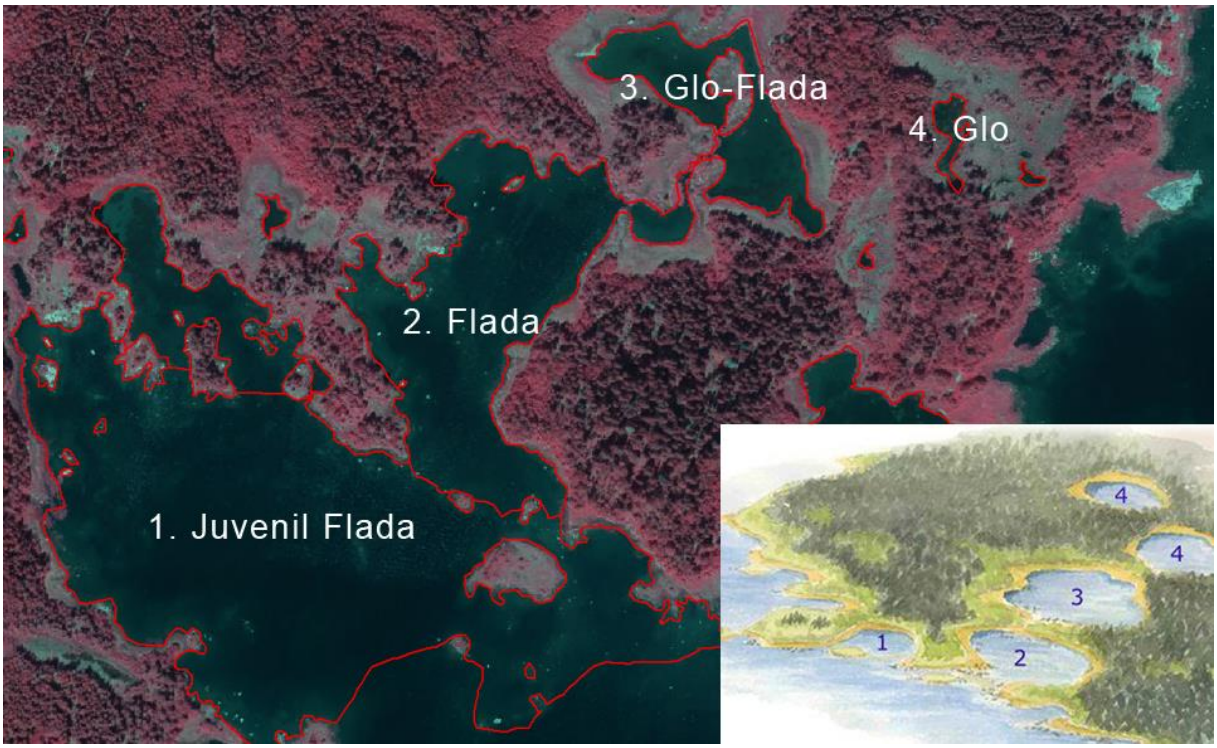
I grunda miljöer var djupinformationen ofta bristfällig och kunde därför inte användas för klassningen av laguner. I Figurerna 29-31 illustreras hur ortofoto har använts för att klassa laguner och deras olika stadier.



Figur 31. Ortofoto som visar laguntyperna juvenil flada respektive flada. Röda linjer markerar öppningar/trösklar.



Figur 32. Ortofoto som visar laguntyperna flada och gloflada. Grön markering visar förbindelsen, igenvuxen av vegetation, mellan en flada och en gloflada. Röda linjer markerar lagungränserna.



Figur 33. Ortofoto som visar alla laguntyper, där den stegvisa förändringen av en lagun kan ses (1-4). Inklippt bild illustrerar den teoretiska förändringen från flada till glo (1-4).

Naturtypen är prioriterad framför övriga karterade naturtyper: 1140 blottade ler- och sandbottnar, 1620 skär och öar, 1160 stora vikar och sund, 1170 rev och 1110 sandbankar.

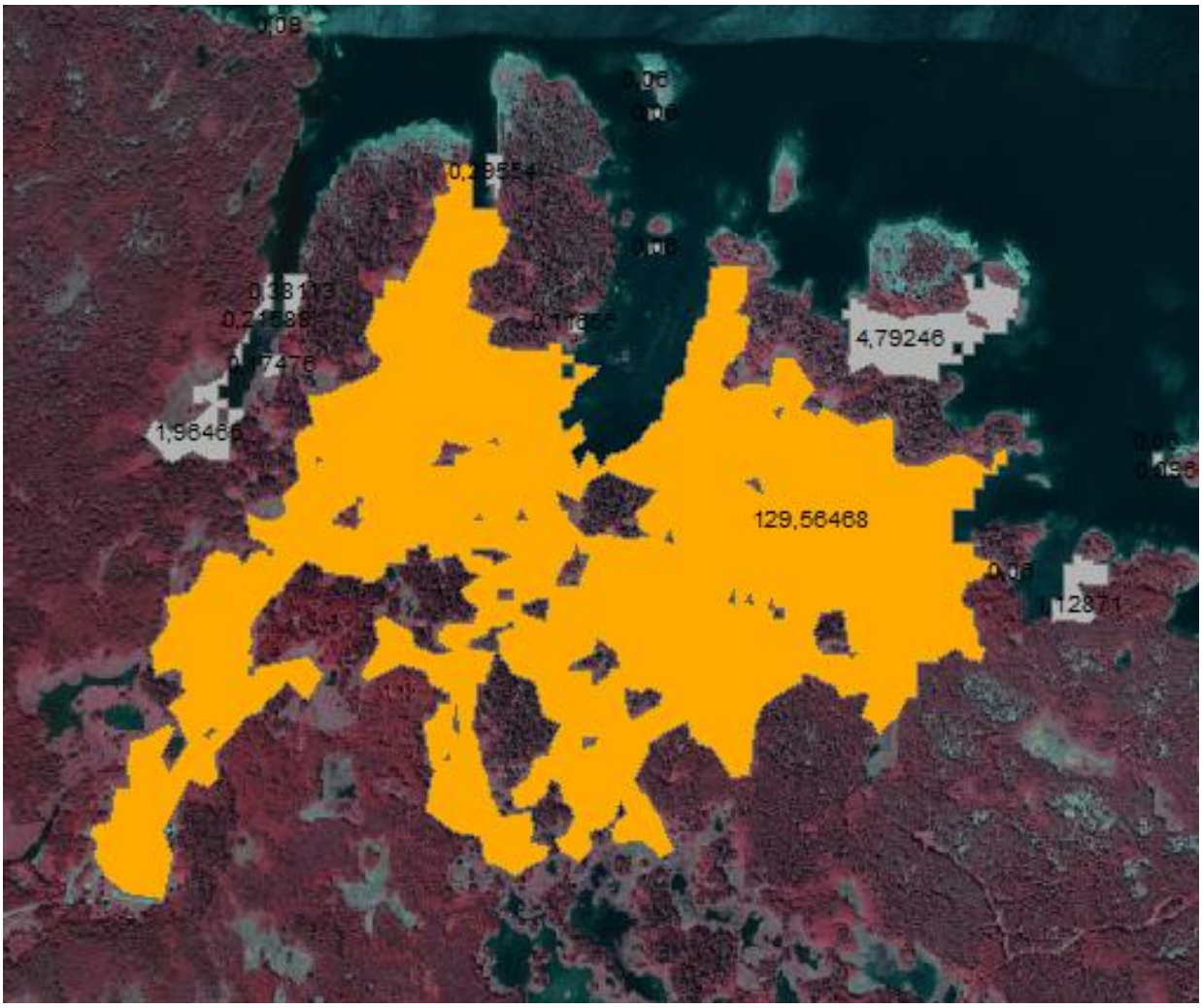


Stora vikar och sund (1160)

Klassningen av naturtypen 1160 är till största del baserat på exponeringsgrad och vikstorlek (Törnqvist & Wennberg, 2007). Ett kriterium i bedömningen av denna naturtyp är att vikarna ska vara grundare än 15 m. Detta kriterium har inte använts eftersom hela 80 % av området är grundare än 15 m.

Utifrån vågexponeringskartan har områden tillhörande klassen ”skyddat” och lägre valts ut. För varje GIS-skikt som skapats har area beräknats med hjälp av ”calculate geometry”. Den raka gränsen för området vid S. Själgrund beror av gränsen mellan exponeringsklasserna ”skyddat” och ”måttligt exponerat”.

Endast områden större än 20 ha har klassat till naturtypen. 1160 har företräde framför både 1170 och 1110.

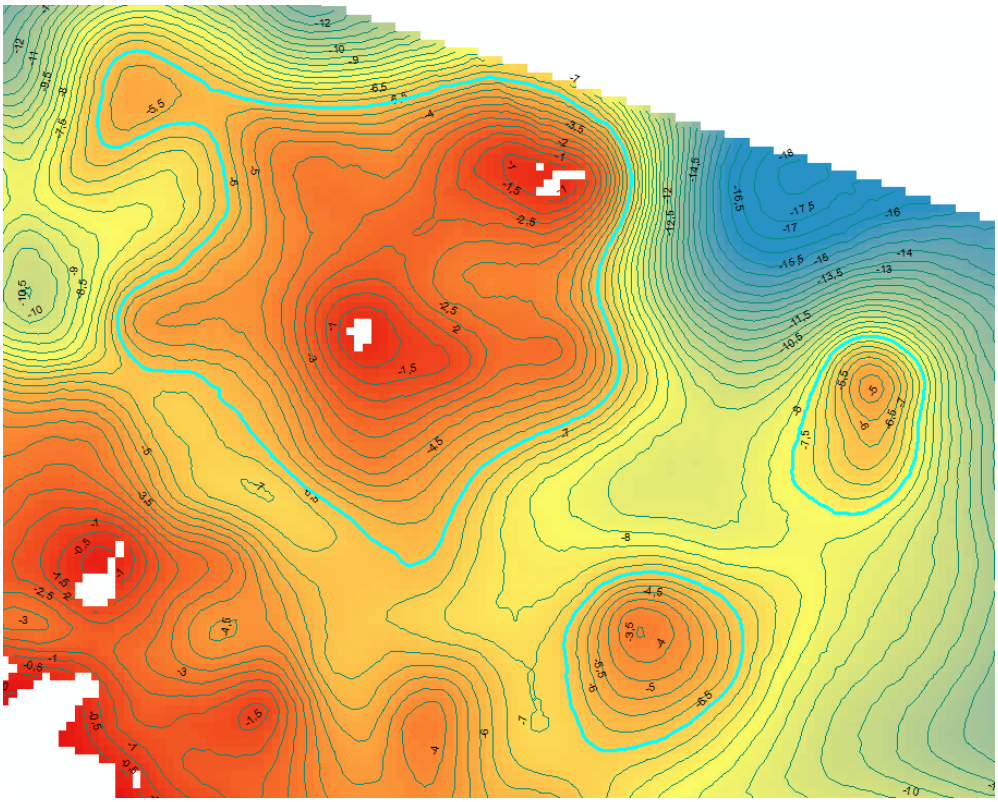


Figur 34. Gul markering visar områden som har låg vågexponering (skyddat eller lägre) och är som är större än 20 ha. Grå markering visar områden med låg vågexponering som är mindre än 20 ha. Siffror visar områdets area (ha).

Rev och sandbankar (1170, 1110)

Kartering av naturtyperna 1170 och 1110 är baserade på djupdata, i from av djupkurvor, samt bottensubstratkarta. Sandbankar är områden som permanent täcks av vatten, är relativt grunda (ner till 30 meters djup) och omgivna av djupare vatten (Naturvårdsverkets tolkning av EU-definitionen).

För att kunna kartera rev och sandbankar omvandlas djupdata till djupkurvor med ett intervall av 0,5 m. Den djupast liggande ”stängda” kurvan som avgränsar en upphöjning på minst 2 m fick representera en upphöjning (Figur 9). Kriterier för storlek på upphöjning är hämtade från projektet ”GIS-utsökning av Natura 2000-Naturtyper” (Fyhr, et al., 2013).



Figur 35. Valda kurvor som representerar upphöjningar.

Maxdjupet för de grundaste delarna vid bedömningen av rev och sandbankar är 30 m djup. I vår klassning har inget maxdjup satts eftersom hela området är grundare än 30 m. ((Naturvårdsverket, 2011).

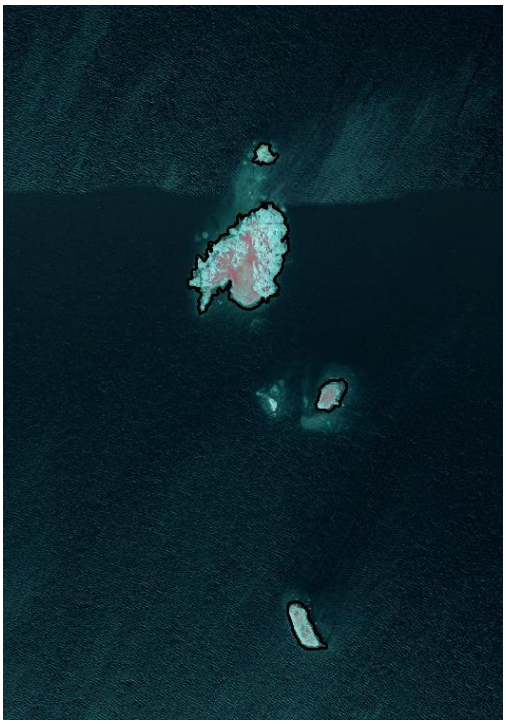
Med hjälp av substratkartan delades sedan dessa bankar upp till rev och sandbankar beroende på dominerande substrat. Kriteriet för sandbankar sattes till >50 % substrattäckning av sand och för rev sattes >50% substrattäckning av hårdbotten i enlighet med Fyhr et al. (2013). Eftersom osäkerheten i ytsubstratkartan är okänd kan vi inte ange någon sannolikhet för att ett klassat rev verkligen har hårt substrat eller en sandbank verkligen består av sand. 1170 och 1110 kan även ingå i 1160.

Skär i Östersjön (1620)

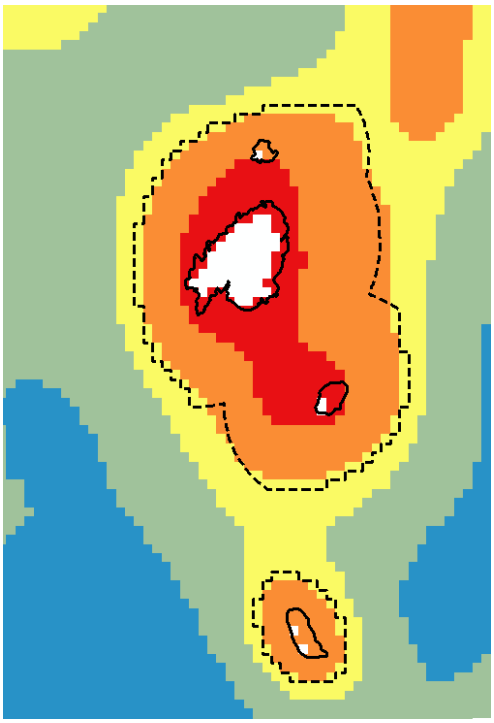
Kartering av Natura 2000 naturtyper 1620 är baserad på exponeringsgrad, djupdata och ortofoto. Skär och små öar består av en grupp eller enstaka öar som är trädlösa och exponerade för vågrörelser (Naturvårdsverket, 2011).

Metoden utgår från områden som har exponeringsgrad ”exponerad” eller högre enligt vågexponeringskartan. Utifrån djupdata identifierades land (≥0 m). Med hjälp av ortofoto IR (InfraRed) beräknades skogarea och därefter valdes öar som har en trädtäckning mindre än 2,5 ha och en yta på minst 0,1 ha. För de öar där djupdata saknas så har djupkartan ritats för hand med hjälp av ortofoto. Kriteriet för trädtäckning är tagit från Skånes et al. (2007) och denna information innefattar endast landdelen av 1610 ”rullstensåsöar” i Östersjön och 1620 ”skär” i Östersjön, då undervattensmiljön ännu inte var inventerad.

Ett buffertområde med ett avstånd på 200 m är skapat runtom öarna. Kriteriet är tagit från Törnqvist & Wennberg (2007). Naturvårdsverkets kriterium ”*Även anslutande undervattensvegetation ingår ner till den fastsittande makrovegetationens nedersta gräns*” har inte kunnat följas eftersom området saknar bottnar där djupet är större än gränsen för makrovegetation. Buffertområdet slagits ihop med öarna och därefter klassats som naturtyp 1620. Naturtypen är prioriterad framför 1170 ”rev” och 1110 ”sandbankar”.



Figur 36. Inringade skär och små öar.



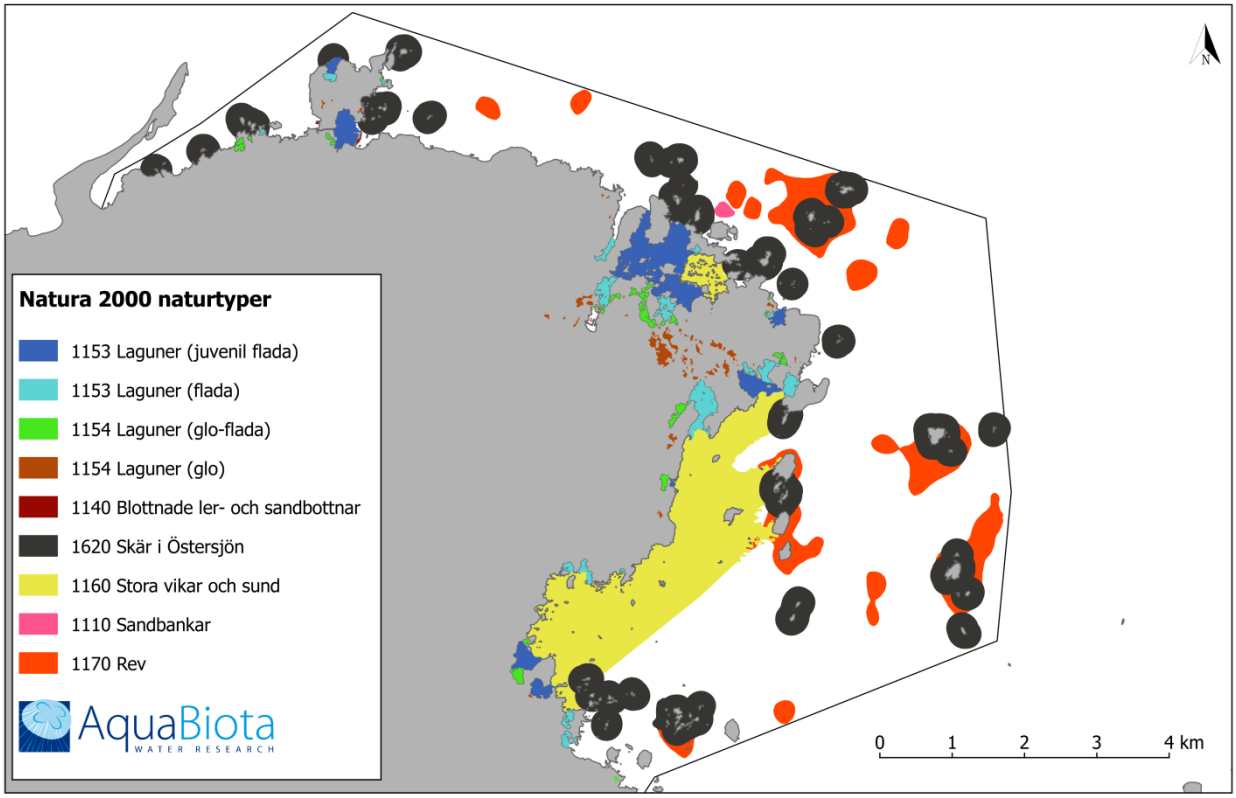
Figur 37. Överlappning av inritade öar samt tillhörande buffertområde och djupdata. Streckad linje representerar 200 m buffertområde in 6 m djupkurva.

Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140)

Naturtypen kunde inte karteras utifrån de underlag som fanns tillgängliga. De två områden som redan var utpekade verifierades under fältprovtagningen. Två nya områden identifierades även i fält.



Samtliga klassade Natura 2000 naturtyper visas i figur 36. Levererade GIS-filer redovisas i Bilaga 2



Figur 38. Samtliga klassade natura 2000 naturtyper. Gemensamt för oklassade områden är hög exponering, platt botten och/eller utan anslutning till skär.

Prioritering

Naturtyp 1150 laguner har alla företräde framför alla karterat naturtyper t.o.m. 1140 blottade ler- och sandbottnar och samtidigt, 1620 skär och öar, 1160 stora vikar och sund, 1170 rev och 1110 sandbankar. 1620 skär och 1160 stora vikar och sund har företräde framför både 1170 rev och 1110 sandbankar. 1170 rev och 1110 sandbankar kan ingå i 1160 stora vikar och sund. (Naturvårdsverket, 2011)

1150 Laguner

1140 Blottade ler-och sandbottnar

1620 Skär i Östersjön

1160 Stora vikar och sund

1170 Sandbankar

1110 Rev

BEDÖMNING AV SKYDDSVÄRDA OMRÅDEN

Utifrån utbredningskartor från arter och naturtyper kan en sammanvägd bedömning göras. I detta falla så har naturtypen 1150 ”laguner” högst prioritet av de natura-2000 områden som identifierades i detta projekt. Inom detta projekt identifierades de två laguntyperna 1153 (juvenil flada eller flada) och 1154 (glo eller gloflada). Naturtypen 1150 är viktig ur flera aspekter och genererar ofta höga förekomster av bland annat fisk- och fågelarter. Beroende av lagunens stadium kan den variera i salthalt och således innefatta en hög biodiversitet från både söt- och saltvattenhärkomst. Det är även i dessa områden som förekomsten av höga kärlväxter är som högst. Höga kärlväxter är förknippade med höga naturvärden då de exempelvis är viktiga rekryterings- och födosökshabitat för kustlekande fisk, så som gädda och abborre. Kärlväxter kan dessutom bidra till sedimentstabilisering genom rotsystemet vilket kan minska turbiditet orsakat av sedimentpartiklar samt sedimentation. Dessa områden är känsliga för aktiviteter som båttrafik och muddring. Vegetation som växer nära ytan riskerar till exempel begränsas i höjd på grund av mekanisk verkan från propellrar. En ökad regelbunden vågaktivitet från fler båtar riskerar öka omblandningen av finkornigt sediment, vilket kan ha en negativ effekt på bottenvegetation. Muddring avlägsnar den naturvärdesbärande vegetationen och försämrar således förutsättningarna för kvarvarande vegetation i området genom ett försämrat siktdjup på grund av uppslamning och brist på vegetation som kan binda sedimenten. Grumlingen kan i sig också vara skadlig för marina organismer genom att minska ljustillgången för växter eller direkt orsaka fysisk påverkan genom att fastna i och skada fiskars gälar (Au m.fl. 2004, Kjelland m.fl. 2015). Områden med denna naturtyp bör anses ha högt bevarandevärde och således hög prioritet. I dagsläget är den mänskliga påverkan på dessa habitat i området låg. Bortsätt från de mindre båthamnarna i Skeppsholm, Nabben och Gårdskärs fiskehamn är naturtypen relativt opåverkad. Eventuell påverkan från enskilda avlopp är inte utredd i detta projekt. En ökad näringstillförsel utgör dock ett potentiellt hot mot dessa naturtyper med en naturligt låg vattenomsättning. Förvaltningen bör se till så att lagunernas trösklar lämnas intakta och att de i dagsläget opåverkade lagunerna förblir så även i framtiden. En kartläggning av enskilda avlopp i området samt en utredning om eventuella effekter från dessa bör också prioriteras.

Blottade ler- och sandbottnar (1140) förkom på fyra olika platser i området. Denna naturtyp är viktig framförallt som födosöksplats för vadare och strandfåglar. Inom ramen för detta projekt var eftersöket av denna naturtyp inte prioriterat, men vid studerandet av ortofoto så identifierades fler områden som potentiellt skulle kunna tillhöra denna naturtyp. En rekommendation är att i framtiden rikta undersökningar för denna naturtyp för att kartlägga naturtypsutbredningen i hela området.

Naturtyperna 1620 ”skär i Östersjön” och 1170 ”rev”, innefattar oftast samma alternativt angränsande områden i denna undersökning. Eftersom substrattypen är hårdbotten så förknippas denna naturtyp med biotopbildande alger, så som Tång och filamentösa alger samt blåmussla. Dessa habitat är förknippade med höga naturvärden då de bildar komplexitet och struktur till annars relativt karga habitat. Detta naturvärde gör habitaten ofta rika på olika organismer så som olika typer av makroevertebrater samt genererar födosöksområden för fisk. I denna undersökning påträffades dock tång sparsamt med en generellt låg täckningsgrad. Fintrådiga rödalger, kräkel och blåmussla som normalt bildar täta bestånd i dessa naturtyper i södra Bottenhavet påträffades inte i undersökningen. Således bedöms inte denna naturtyp som

högprioriterad i bevarandesynpunkt i detta område. Däremot bör dessa naturtyper följas upp med kommande inventeringar då hårda substrat genererar möjliga habitat för exempelvis tång i framtiden. Avsaknaden av rödalgsbälten och den sparsamma förekomsten av tång har troligen med sötvattensutflöden från Dalälven att göra. Vi har inte kunnat identifiera några mänskliga aktiviteter i området som skulle kunna påverka dessa habitat negativt. Det går dock inte att utesluta att föroreningar från Dalälven och Skutskärs industriområde har en viss påverkan på dessa arter. För att reda ut dessa frågor behövs framtida projekt som undersöker halter av miljöfarliga ämnen från ovannämnda källor samt hur ämnena kan påverka aktuella arter.

En relativt stor del av området utgörs av naturtypen 1160 ”stora vikar och sund”. Denna naturtyp brukar generellt förknippas med hög biodiversitet då de ofta är relativt grunda och skyddade från vågexponering. I denna undersökning så innefattar denna karterade naturtyp god till mycket goda förutsättningar för förekomst av höga kärlväxter, vars naturvärde har beskrivits ovan. Därför bör dessa områden kring Gårdsskärskusten anses ha en hög bevarandeprioritet.

Enligt GIS-analysen förekommer en sandbank (1110) inom området. Osäkerheten i substratkartan innebär dock att resultatet är osäkert. Sandbankar är viktiga då de genererar en livsmiljö för mjukbotten- och till vis del hårdbotten-associerad flora och fauna. Eftersom inga undersökningsstationer var förlagda till denna naturtyp så är det inte möjligt att göra en bedömning gällande någon bevarandeåtgärd.

REFERENSER

Au, D.W.T., Pollino, C.A., Wu, R.S.S., Shin, P.K.S., Lau, S.T.F., Tang, J.Y.M., 2004. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. Mar Ecol Prog Ser 266:255-264.

Bekkby, T., E. Rinde, Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M. & Isachsen, P., E. 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (Zostera marina) distribution on the west coast of Norway. ICES Journal of Marine Science Advanced Access 65: 1-9.

Eriksson, B. K., Sandström A, Isæus, M., Schreiber, C.H. & Karås, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. Estaurine, Coastal and Shelf Science 61: 339-349.

Fyhr, F., Enhus, C. & Naeslund, M., 2013. GIS-utsökning av Natura 2000-Naturtyper, Stockholm: AquaBiota.

Halpern, Benjamin S., Kimberly A. Selkoe, Fiorenza Micheli, och Carrie V. Kappel. ”Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats”. *Conservation Biology* 21, nr 5 (2007): 1301–1315.

Hastie, T.J., Tibshirani, R., 1986. Generalized Additive Models. Statistical Science 1, 297–310.

Havs- och Vattenmyndigheten1 (manus). Undersökningstyp kust och hav: Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter. Version 1:3, 2015.

Havs- och Vattenmyndigheten2 (manus). Undersökningstyp kust och hav: Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer. Version 2015-01-26. Bergström U., Sundblad G., Fredriksson R., Karås P., Sandström A., Halling C. 40 sid.

Helsinki Commission 2013: Baltic Marine Environment Protection Commission Baltic Sea Environment Proceedings No. 139, HELCOM HUB Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification.
http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP139.pdf

Hoegh-Guldberg, Ove, och John F. Bruno. ”The Impact of Climate Change on the World’s Marine Ecosystems”. *Science* 328, nr 5985 (18 juni 2010): 1523–28. doi:10.1126/science.1189930.

Hughes, Terry P., Andrew H. Baird, David R. Bellwood, Margaret Card, Sean R. Connolly, Carl Folke, Richard Grosberg, m.fl. ”Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs”. *science* 301, nr 5635 (2003): 929–933.

Isæus, M. 2004. Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. PhD thesis, Dept. of Botany, Stockholm University, Sweden. 40 sid.

Kjelland, M.E., Woodley, C.M., Swannack, T.M., Smith, D.L., 2015. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. Environment Systems and Decisions 35:334-350.

Lewis, J. R. 1964. The ecology of rocky shores (1st ed.). The English Universities Press, London. 323 sid.

Naturvårdsverket, 2011. Svenska tolkningar Natura 2000 naturtyper, u.o.: Naturvårdsverket.

Sandman, A., Isaeus, M., Bergström, U. & Kautsky, H. 2008. Spatial predictions of Baltic phytobenthic communities: Measuring robustness of Generalized Additive Models based on transect data. Journal of Marine Systems 74: 86-96.

Skånes, H., Mäki, A.-H. & Andersson, A., 2007. Flygbildstorlkningsmanual för Basinventeringen Natura 2000, version 7.1., u.o.: u.n.

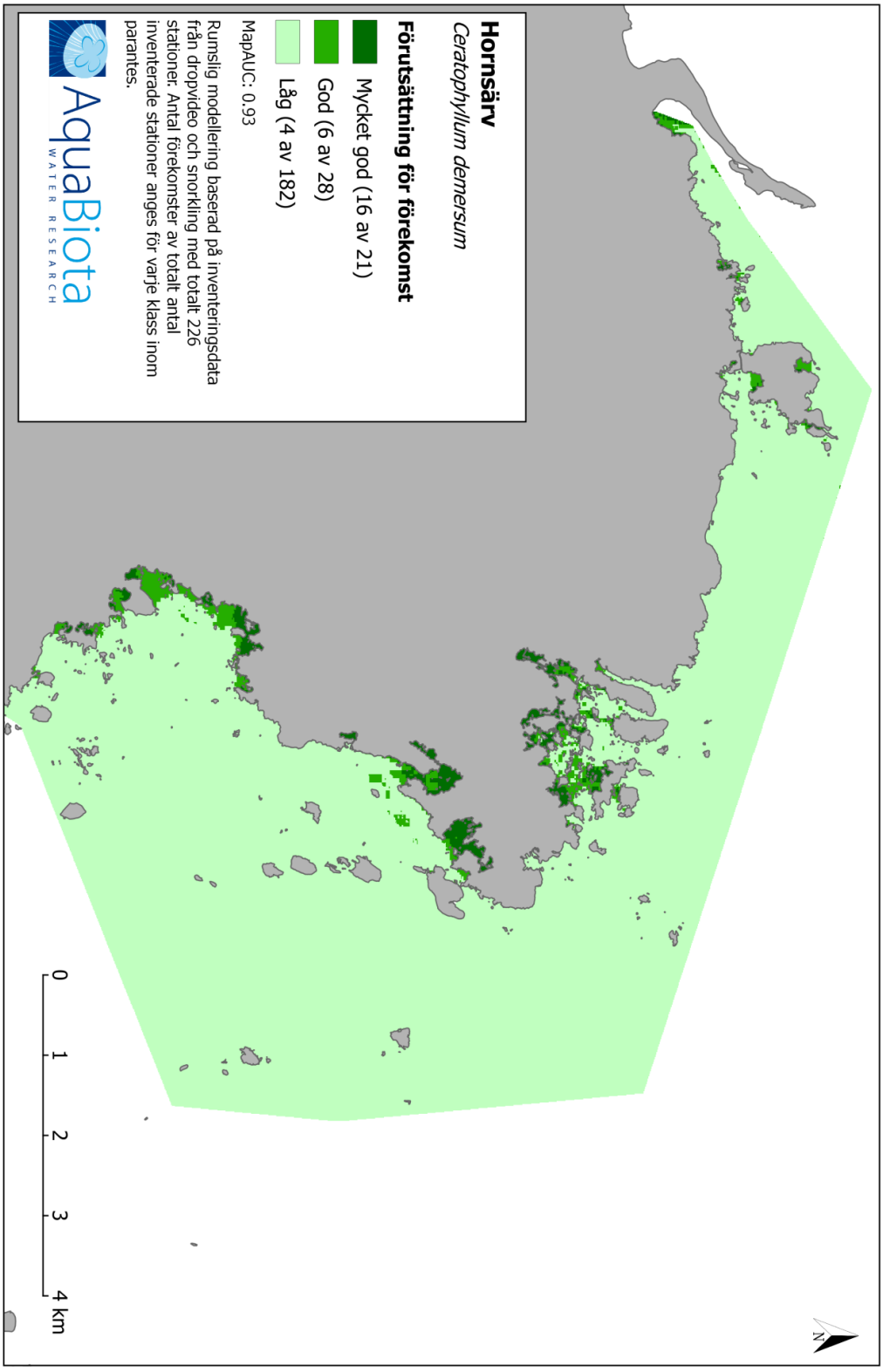
Söderqvist, Tore, Sverige, och Naturvårdsverket. *BalticSurvey - a Study in the Baltic Sea Countries of Public Attitudes and Use of the Sea: Summary of Main Results*. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency, 2010.

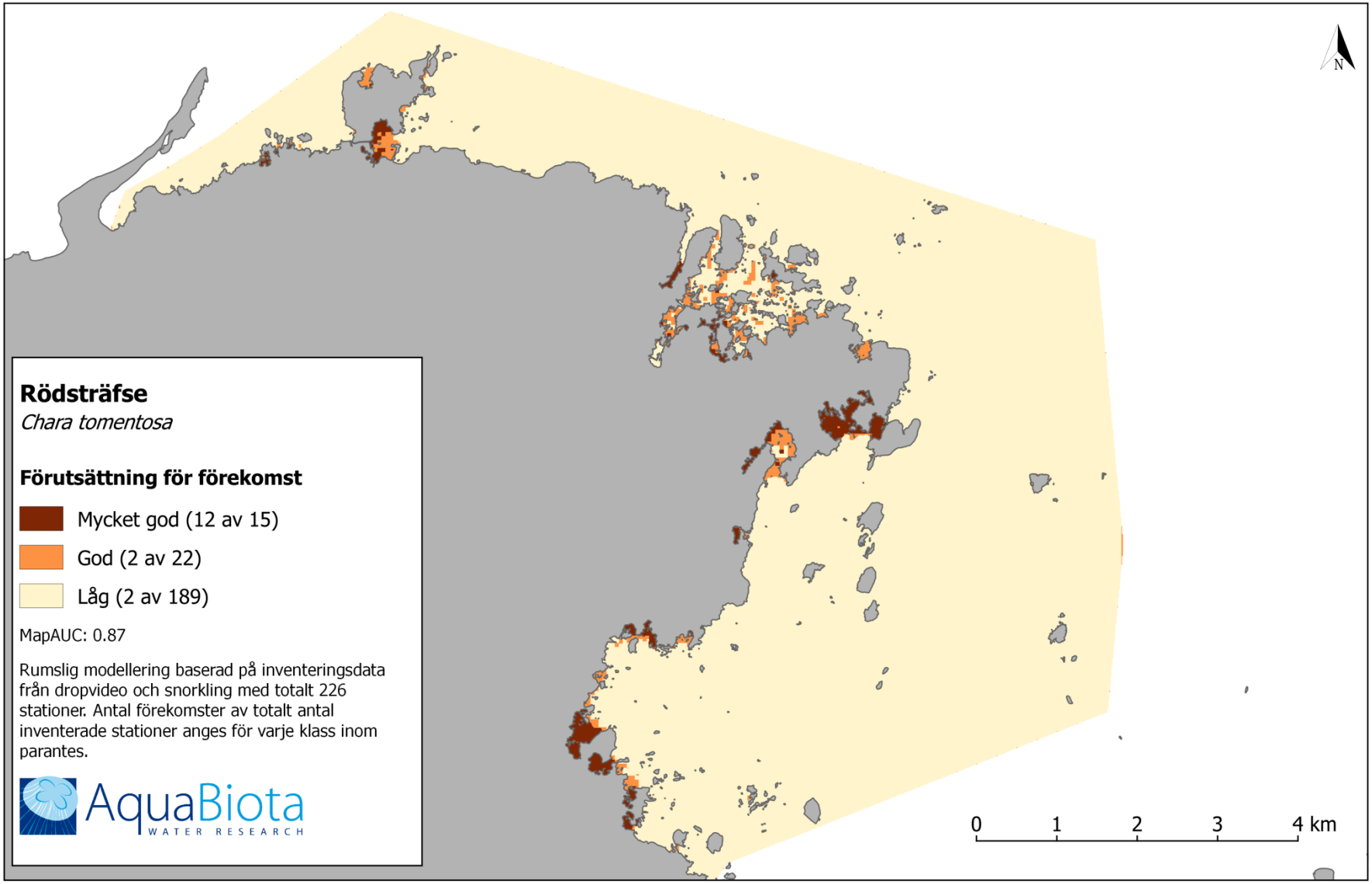
Törnqvist, O. & Wennberg, S., 2007. Karteringar och GIS-modeller av marina Natura 2000-habitat, u.o.: Naturvårdsverket.

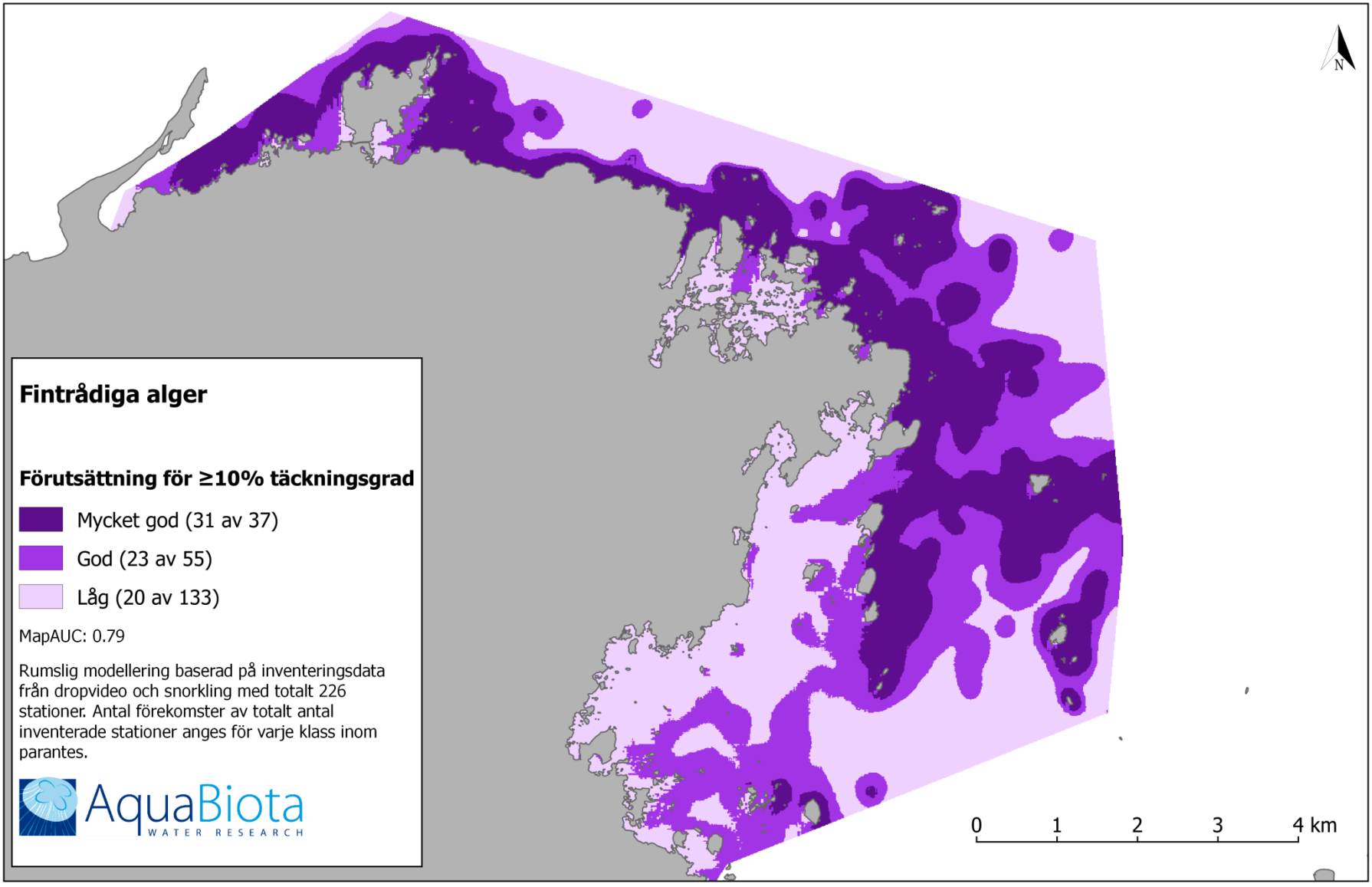
Wood, S.N. 2006. Generalized additive models: An introduction with R. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL.

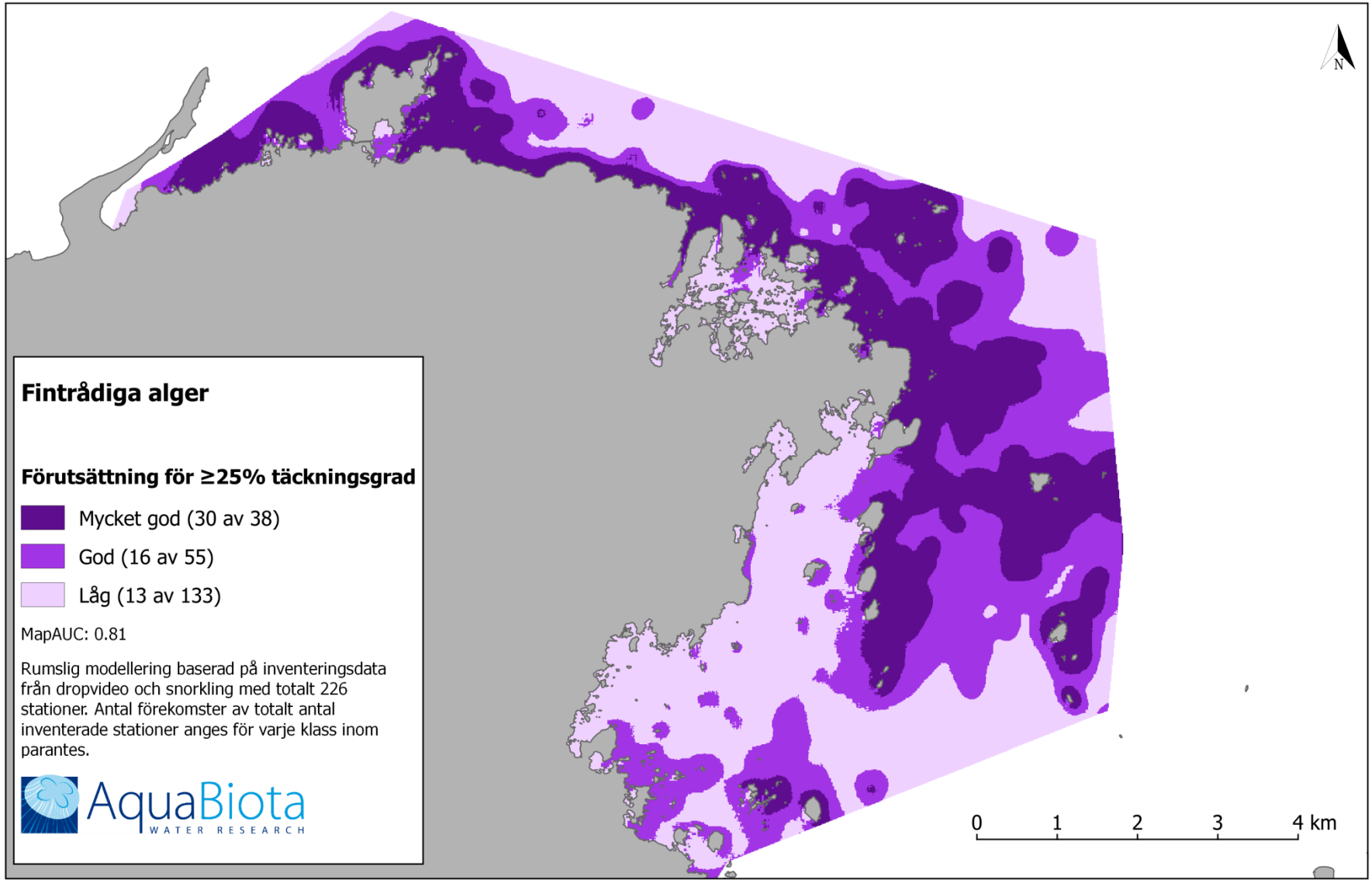
Wood, S.N. & Augustin, N.H. 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. Ecol. Model., 157, 157-177.

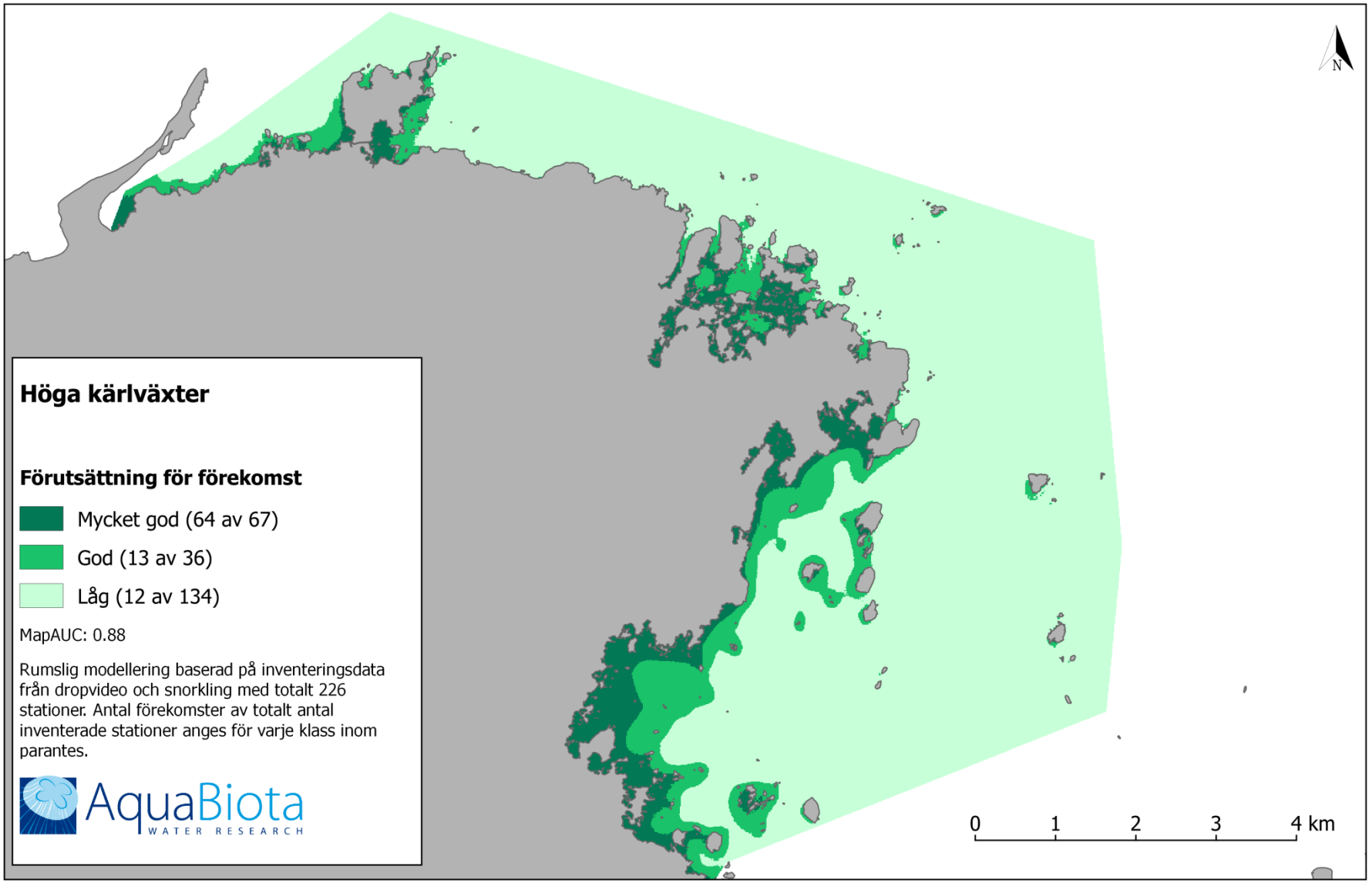
BILAGA 1 - KARTOR

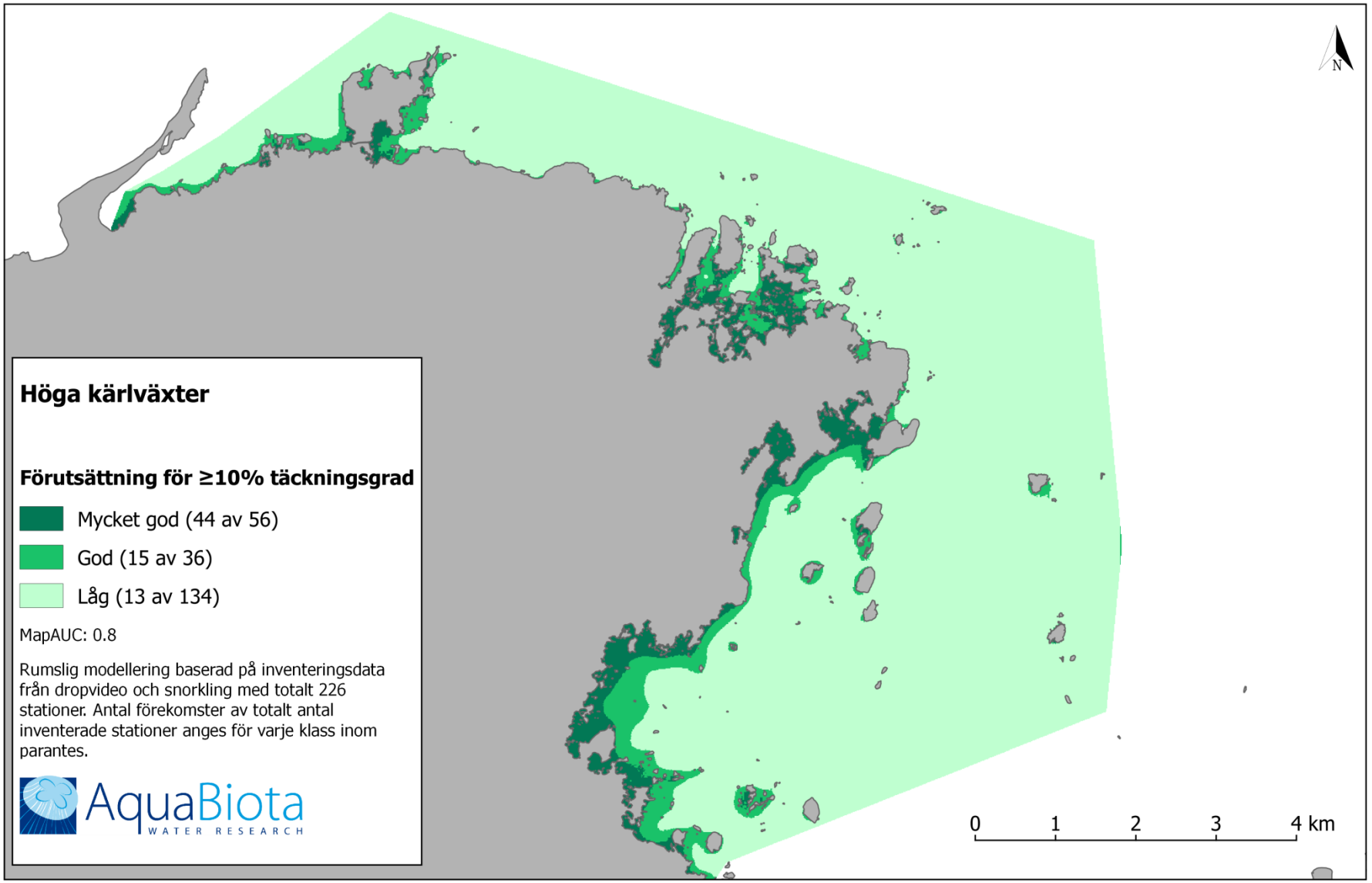


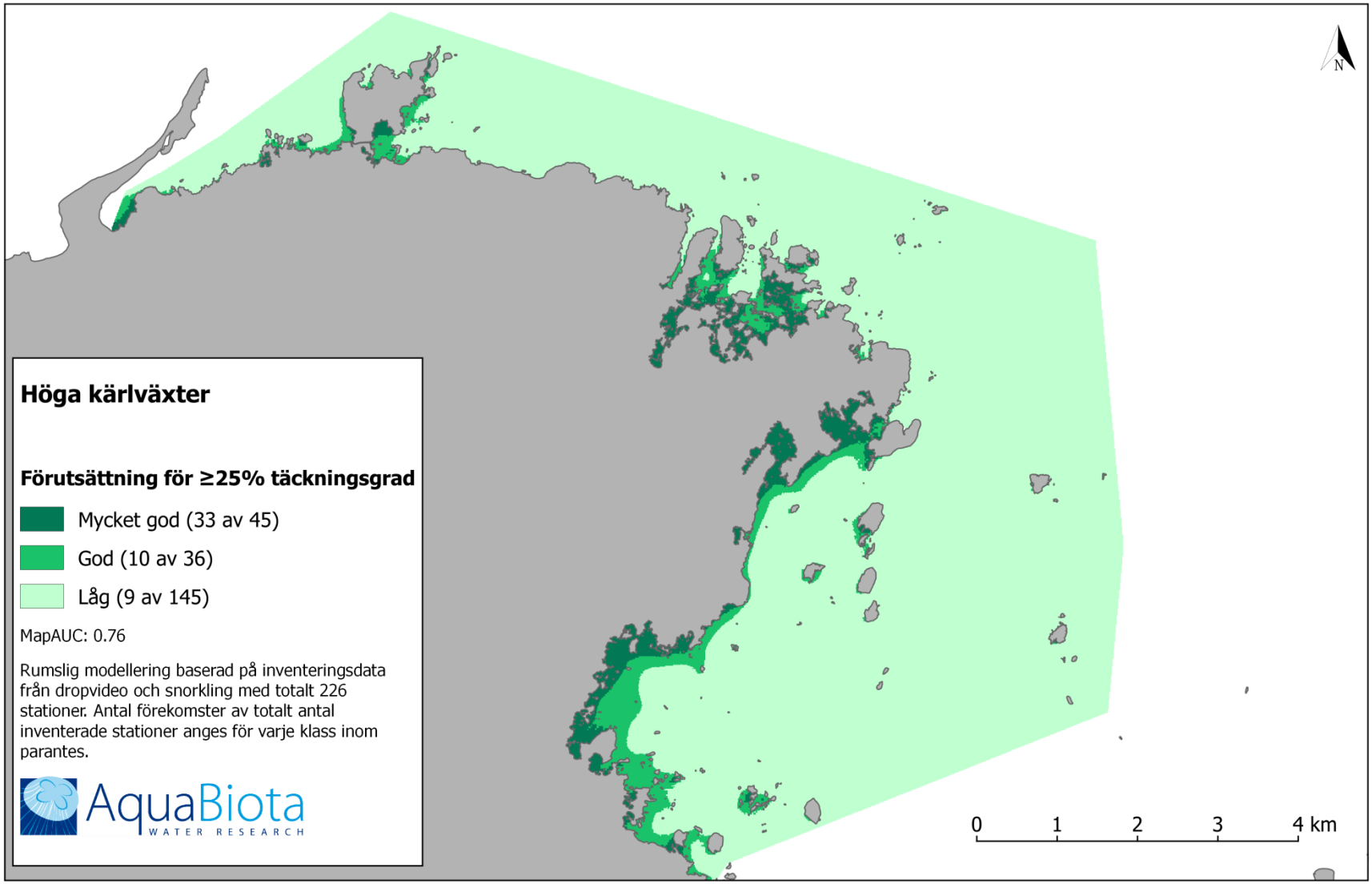

N
Rödsträfse
Chara tomentosa
Förutsättning för förekomst
Mycket god (12 av 15)
God (2 av 22)
Låg (2 av 189)
MapAUC: 0.87
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
0
1
2
3
4 km

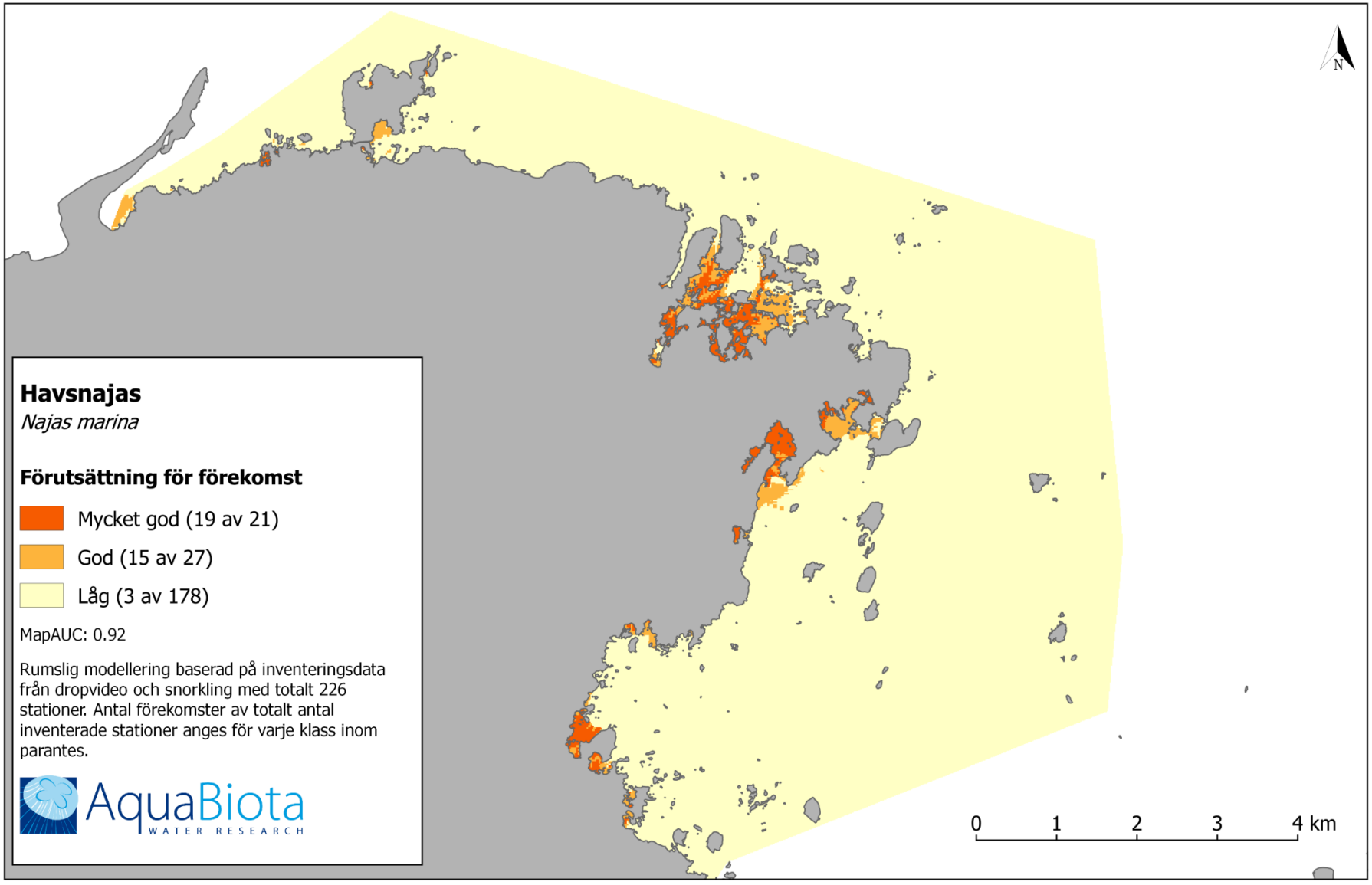

Fintrådiga alger
Förutsättning för ≥10% täckningsgrad
Mycket god (31 av 37)
God (23 av 55)
Låg (20 av 133)
MapAUC: 0.79
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 1 2 3 4 km

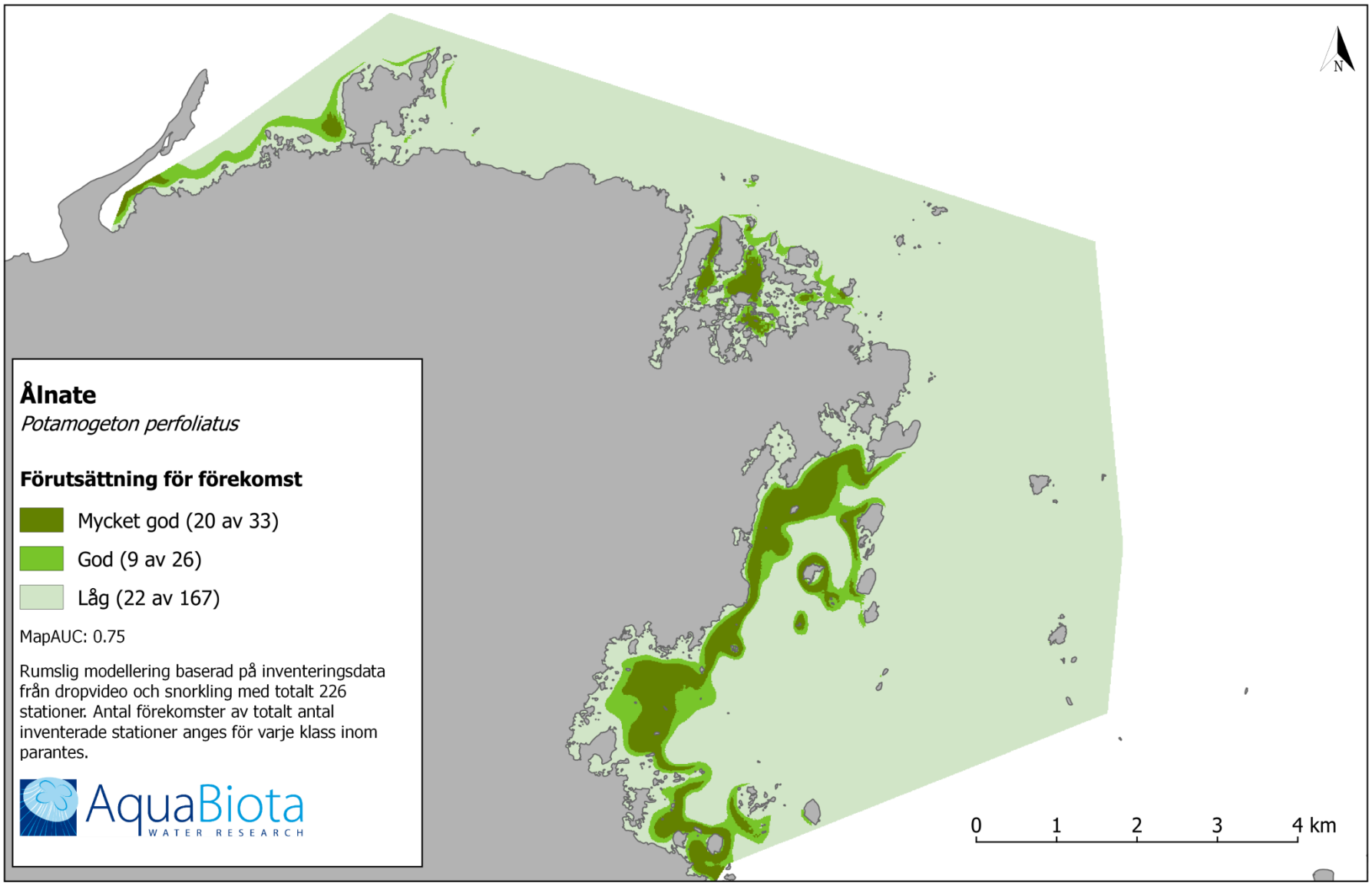

Fintrådiga alger
Förutsättning för ≥25% täckningsgrad
Mycket god (30 av 38)
God (16 av 55)
Låg (13 av 133)
MapAUC: 0.81
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0
1
2
3
4 km

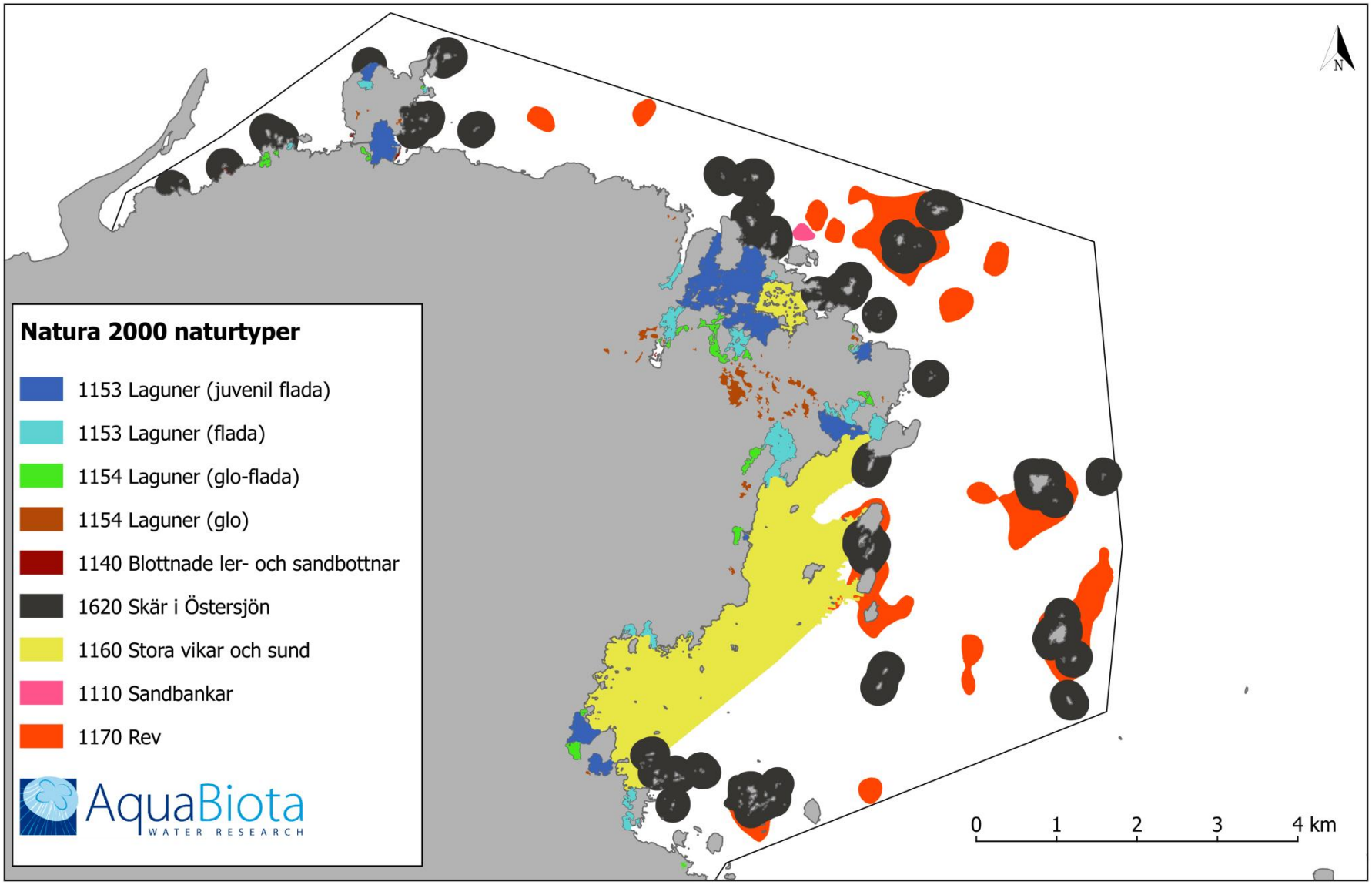

Höga kärlväxter
Förutsättning för förekomst
Mycket god (64 av 67)
God (13 av 36)
Låg (12 av 134)
MapAUC: 0.88
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0
1
2
3
4 km


N
Höga kärlväxter
Förutsättning för ≥10% täckningsgrad
Mycket god (44 av 56)
God (15 av 36)
Låg (13 av 134)
MapAUC: 0.8
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
0
1
2
3
4 km


Höga kärlväxter
Förutsättning för ≥25% täckningsgrad
Mycket god (33 av 45)
God (10 av 36)
Låg (9 av 145)
MapAUC: 0.76
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 1 2 3 4 km


N
Havsnajas
Najas marina
Förutsättning för förekomst
Mycket god (19 av 21)
God (15 av 27)
Låg (3 av 178)
MapAUC: 0.92
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
0
1
2
3
4 km


N
Ålnate
Potamogeton perfoliatus
Förutsättning för förekomst
Mycket god (20 av 33)
God (9 av 26)
Låg (22 av 167)
MapAUC: 0.75
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideo och snorkling med totalt 226 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parantes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
0
1
2
3
4 km


Natura 2000 naturtyper
1153 Laguner (juvenil flada)
1153 Laguner (flada)
1154 Laguner (glo-flada)
1154 Laguner (glo)
1140 Blottnade ler- och sandbottnar
1620 Skär i Östersjön
1160 Stora vikar och sund
1110 Sandbankar
1170 Rev
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 1 2 3 4 km

BILAGA 2 – LEVERERADE GIS-FILER

Mapp	Fil	Förklaring	Typ
Dropvideo	Dropvideostationer	Dropvideostationer	Shp
Miljövariabler	djup	djup	TIFF
Miljövariabler	djup_std	djupets standardavvikelse	TIFF
Miljövariabler	djupdiff	djupdifferens	TIFF
Miljövariabler	Hav_och laguner_GG	Lagune eller inte	TIFF
Miljövariabler	lutning	Lutning	TIFF
Miljövariabler	salinitet	salinitet	TIFF
Miljövariabler	swm	vågexponering	TIFF
Natura 2000 naturtyper shp	merged_Natura_2000_naturtyper	merged_Natura_2000_naturtyper	Shp
Prediktioner_kartor	cer_dem	hornsärv	Shp
Prediktioner_kartor	fin_10	fintrådiga alger 10% TG	Shp
Prediktioner_kartor	fin_25	fintrådiga alger 25% TG	Shp
Prediktioner_kartor	hk	Höga kärlväxter	Shp
Prediktioner_kartor	hk_10	Höga kärlväxter 10% TG	Shp
Prediktioner_kartor	hk_25	Höga kärlväxter 25% TG	Shp
Prediktioner_kartor	marina	havsnajas	Shp
Prediktioner_kartor	pot_per	ålnate	Shp
Prediktioner_kartor	tom	rödsträfse	Shp
Prediktioner_kartor	AAA	HUB - hårdbotten	Shp
Prediktioner_kartor	AAH	HUB - mjukbotten	Shp
Prediktioner_kartor	AAJ	HUB - sandbotten	Shp
Prediktioner_kartor	HUB_Nivå_3_Merged	HUB - substrat	Shp
Prediktioner_kartor	AAA1S	HUB -hårt med fintrådigt	Shp
Prediktioner_kartor	AAH1B	HUB - mjukt med kärlväxter	Shp
Prediktioner_kartor	AAJ1B	HUB - sand med kärlväxter	Shp
Prediktioner_kartor	AAJ4U	HUB - kal sandbotten	Shp
Prediktioner_kartor	HUB_Nivå_5_Merged	HUB nivå 5 sammanslagen	Shp

Under år 2016 gjorde Länsstyrelsen en kartläggning av marina naturvärden som ett underlag för bildande av Gårdskärskustens naturreservat i Älvkarleby och Tierps kommuner, finansierat genom Havs- och vattenmiljöanslaget. Områdets havsareal är 4 400 hektar varav omkring hälften är grundare är 6 m och maxdjupet är ca 15 m.

I denna rapport beskrivs de marina bottensamhällena med fokus på bottenvegetation. Undersökningen genomfördes genom insamling av data med dropvideo och efterföljande modellering av utbredning av naturtyper och dominerande arter, artgrupper eller funktionella artgrupper baserat på insamlad data och förklarande variabler (djup, vågexponering, m fl).

Resultaten visar att kärlväxtsamhällena knutna till grunda mjukbottnar utgör de högsta naturvärdena i området, med relativt artrika juvenila flador och täta bestånd av havsnajas och rödsträfse i mer avsnörda flador. Dessa miljöer fyller viktiga ekologiska funktioner för bland annat fisk och fågel och är känsliga för störning i form av muddring och båttrafik. Algsamhället på hårda substrat är relativt artfattigt och domineras av fintrådiga brunalger. Under 2016 genomfördes även provfisken och en sammanställning av botaniska värden i Gårdskärskusten, se rapport 2017:12, 2017:14 och 2017:18.

MEDDELANDESERIEN 2017

LÄNSSTYRELSEN
UPPSALA LÄN

POSTADRESS 751 86 Uppsala GATUADRESS Bäverns gränd 17
TEL 010-22 33 000 (vxl) FAX 010-22 33 010
E-POST uppsala@lansstyrelsen.se WEBBPLATS www.lansstyrelsen.se/uppsala