



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Ostron (*Ostrea edulis*) i Kosterhavets nationalpark: kvantitativa skattningar och modellering av förekomst och totalt antal





GÖTEBORGS UNIVERSITET

Rapportnr: 2014:43

ISSN: 1403-168X

Författare: Mats Lindegarth, Thomas Dunér Holthuis, Linnea Thorngren, Per Bergström och Susanne Lindegarth

Foto: Thomas Dunér Holthuis

Rapportansvarig: Anita Tullrot, Kosterhavets nationalpark, Naturvårdsenheten

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturvårdsenheten

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastraquotaland och på www.kosterhavet.se under Publikationer/Rapporter.

Förord

Kosterhavets nationalpark bildades 2009 och är Sveriges hittills enda marina nationalpark. Syftet med Kosterhavets nationalpark är att bevara ett särpräglat och artrikt havs- och skärgårdsområde samt angränsande landområden i väsentligen oförändrat skick. I syftet ingår att långsiktigt skydda och bevara områdets naturligt förekommande marina ekosystem, biotoper och arter samtidigt som ett hållbart nyttjande kan ske av områdets biologiska resurser.

För att kunna uppfylla dessa syften behövs kunskap om bland annat utbredning och populationsstorlek hos ett flertal arter. Samtidigt finns behov av att utveckla objektiva och kostnadseffektiva undersökningsmetoder i marin miljö.

I den här studien av ostronförekomst i nationalparken har forskare och doktorander vid Göteborgs universitet vidareutvecklat en ny videometod. Förutom utbredning och täthet av ostron inom parken har studien även resulterat i en ny metod som kan användas för kartläggning av andra arter.

Studien har utförts på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län/Kosterhavets nationalpark. Forskarna och författarna Mats Lindegarth, Thomas Dunér Holthuis, Linnea Thorngren, Per Bergström och Susanne Lindegarth ansvarar i sin helhet för rapportens innehåll och tackas för ett väl genomfört arbete och intressanta resultat.

Anita Tullrot
Kosterhavets nationalpark
Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	5
1.1. Bakgrund	5
1.2. Syfte	6
2. Utförande och metodbeskrivning	7
2.1. Urval av provtagningslokaler	7
2.2. Datainsamling i fält	8
Videoundersökning.....	8
Visuell inspektion av ostronförekomst på plats.....	8
2.3. Analys av insamlat videomaterial	9
Pilotstudie	9
Kvantifiering av abundans och förekomst av ostron.....	9
Täckning av vegetation och bottentyp	9
Förekomst av habitatbildande makroalgsarter.....	10
2.4. Statistiska analyser	10
Abundans och förekomst av ostron från video	10
Förekomst av ostron från fältobservationer.....	10
Modellering av ostronförekomst	10
3. Resultat	12
3.1. Videoundersökning	12
Pilotstudie av repeterbarhet.....	12
Övergripande observationer av insamlad data.....	13
Kvantitativa beskrivningar av bottentyper och vegetation ..	14
Täckning och förekomst av makrovegetation.....	15
Förekomst och abundans av <i>Ostrea edulis</i>	15
3.2. Visuell inspektion av ostronförekomst på plats	19
3.4. Modellering av abundans och förekomst.....	20
4. Slutsatser	25
4.1. Insamling av data	25
4.2. Skattning av populationsstorlek av ostron.....	26
4.3. Skattning av areell utbredning av ostron	26
4.4. Kartläggning av ostron	26
4. Referenser	28

1. Bakgrund

1.1. Bakgrund

Det Europeiska eller ”platta” ostronet, *Ostrea edulis*, är hotad i många områden och följaktligen är arten och det habitat som bildas vid ostronbankar med på OSPARs (Oslo-Paris Konventionen) lista över hotade eller minskande arter och habitat (OSPAR, 2008). Detta har också lett till att Havs- och Vattenmyndighetens /Naturvårdsverkets manual för uppföljning i skyddade områden rekommenderar utbredning och täthet av ostron som målbildare på västkusten (Dahlgren et al. 2012). Den rekommenderade metoden för detta är video.

I skötselplanen för Kosterhavets nationalpark anges att ”*Utbredning och täthet av ostron ska långsiktigt inte minska. Preciserar efter undersökning av täthet*” (Naturvårdsverket 2009). För att kunna precisera och för att i framtiden kunna följa upp kommande preciserade bevarandemål, finns det behov av ökad kunskap kring utbredningsmönster och populationsstorlek av *Ostrea edulis*. Dessutom finns det behov av att undersöka eventuell förekomst av det invasiva, japanska ostronet (*Crassostrea gigas*) som enligt skötselplanen dök upp i Kosterhavets nationalpark under 2007, samt blåmusslor (*Mytilus edulis*) för vilka det existerar liknande bevarandemål.

Från tidigare inventeringar i området finns tillgängligt så kallade polygondata från 160 ”förekomster av ostronbankar”, de är gjorda med vattenkikare och snorkling (Loo och Karlsson, pers. komm.). Omfattningen på dessa inventeringar och säkerheten på dessa skattningar är svåra att värdera. Inventeringarna har inte heller syftat till att mäta antalet ostron, varken i de inventerade ytorna eller i området som helhet. Icke desto mindre kan materialet utgöra grund för vissa kvalitativa och kvantitativa jämförelser.

Det finns inte heller någon kartläggning av utbredningen av det japanska ostronet inom nationalparken. Det japanska ostronet är i svenska vatten enbart kartlagd i habitat grundare än 2 m och således saknas kunskap om dess utbredning på djupare bottnar (Wrange et al. 2009, Åsa Strand pers. komm.). Under sommaren 2013 framgick även att rekrytering av *C. gigas* förekom på flera platser längs kusten i norra Bohuslän på djup ner mot 5 meter (Thorngren et al., opublicerad data).

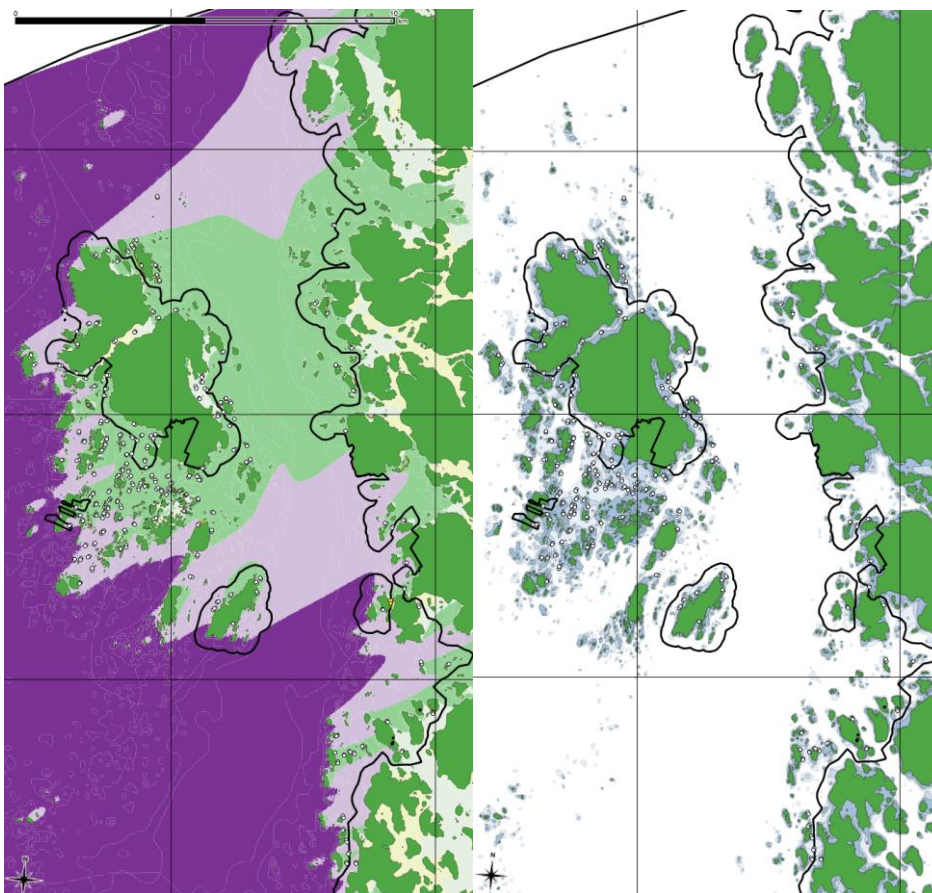
Forskare vid Institutionen för Biologi och miljövetenskap-Tjärnö på Göteborgs Universitet har påbörjat arbetet med att utveckla en video-baserad metod för att kvantitativt bestämma förekomst och antal av ostron och habitat (Thorngren, Dunér Holthuis och Lindgarth, in prep.). Metoden bygger på slumpmässig, djup-stratifierad provtagning med 20-40 m långa horisontella transekter, där antalet levande och döda ostron kan skattas och sättas i relation till förekomsten av diverse habitat och miljöförhållanden. Dessa data är lämpliga för att i framtiden kunna modellera täthet och förekomst av ostron men också för att skatta total population och utbredning i ett givet område, enbart baserat på stickprovet.

1.2. Syfte

De specifika syftena med undersökningarna har varit:

- A. Insamling av data på antal och förekomst av ostron m.m. i Kosterhavets nationalpark.
- B. Skattning av populationsstorlek av ostron i parken som helhet, samt efter önskemål i definierade delområden.
- C. Skattning av areell förekomst av ostron i parken som helhet, samt efter önskemål i definierade delområden.
- D. Kartläggning av förekomst av ostron baserat på (a) insamlade data och (b) modellerad förekomst (under förutsättning att empiriska modeller med prediktiv förmåga kan identifieras).

2. Utförande och metodbeskrivning



Figur 1. Utplacering av provpunkter i Kosterhavets nationalpark i relation till exponering (vänster) och djup (höger). Heldragna linjer visar nationalparkens juridiska avgränsning.

2.1. Urval av provtagningslokaler

Provtagningen utfördes för att ge ett representativt urval av provtagningslokaler inom Kosterhavets nationalpark (Figur 1). Detta åstadkoms genom ett stratifierat, slumpmässiga urval i ArcMap (version 10.0) genom funktionen Create Random Points. Kartunderlaget utgjordes av sjökort (skärgårdskort 934-935) samt en exponeringsmodell från SAKU (Naturvårdsverket 2006) där områden klassade som "Skyddat", "Mycket skyddat" eller "Ultraskyddat" ingick i urvalet (Klass "Exponerat" uteslöts). Djupstratifiering gjordes i klasserna efter kartlagren i skärgårdskorten och lika många provlokaler slumpades ut i tre djupintervall (0-3, 3-6 respektive 6-10 m; se total yta av respektive intervall i tabell 1) med kriteriet att punkterna låg minst 100 m ifrån varandra. Då de erhållna provlokalernas exakta djup var okänt (utöver att det befann sig inom det aktuella djupintervallet) medfördes slumpantalstabeller för de tre djupintervallen med precision på 0.1 m som användes för att bestämma på vilket djup varje provfilmning skulle göras.

Provlokaler filmades om det förväntade djupet återfanns inom 100 m ifrån den utslumpade punktens position samt att det bedömdes att en 40 m lång filmtransekt skulle kunna genomföras utan allt för stor avvikelse ifrån det eftersträvade djupet. Vissa provlokaler ströks således på grund av att de befann sig på en gryna där det aktuella

djupet inte gick att finna eller att en 40 m transekt inte gick att filma. Totalt filmades 187 provlokaler. Ytterligare 3 lokaler filmades där filmerna på grund av tekniska problem inte kunde analyseras. 29 lokaler fick strykas då de enligt tidigare beskrivning inte kunde filmas.

Tabell 1. Total yta av de aktuella djupintervallen i Kosterhavets nationalpark. Provlokaler valdes slumpmässigt inom de respektive djupintervallen.

Djupintervall	km ²
0-3 m	13.549
3-6 m	6.377
6-10 m	13.235

Flera av de utvalda lokalerna i Kosterarkipelagen ligger inte inom nationalparken, vissa ligger inom Kosteröarnas naturreservat eller inom Natura 2000 område, andra utanför formellt skydd. Trots detta var det viktigt att dessa områden också omfattades av provtagningen och prover tagna här kan i allt väsentligt anses representativa också för dem inom parkens formella avgränsning.

2.2. Datainsamling i fält

Videoundersökning

Provlokalernas position matades in i en GPS kartplotter (Garmin GPSmap 720s) och vid ankomst till aktuell lokal studerades djupförhållanden och bottentopografi.

Transekter filmades med hjälp av en kamerasläde som släpades på botten efter en öppen båt. Kamerasläden var utrustad med en högupplöst GoPro Hero kamera monterad vinkelrätt mot botten. Kamerans höjd över botten var ca 50 cm och ytan som filmades under varje ögonblick var 81x 45 cm. För att tillfredsställande bildkvalitet skulle uppnås krävdes att kamerariggen drogs långsamt över botten och lämplig hastighet bestämdes till 0.4 knop ($\approx 0.21 \text{ m s}^{-1}$). Start och slutposition loggades i en GPS kartplotter samt medeldjup och eventuellt djupvariation noterades. Standardlängd på transekten var 40 m men i vissa fall förekom avvikelser.

Visuell inspektion av ostronförekomst på plats

För att utnyttja tiden i fält maximalt för att skaffa information om ostronens förekomst i området gjordes även en visuell inspektion av eventuella förekomster längs strandlinjen samt så långt ut som botten kunde urskiljas vid de aktuella provlokalerna (alltså även på de djup som inte provtogs på den aktuella lokalen). Detta utfördes efter videofilmning av transekten med hjälp av vattenkikare och ibland på lokaler som inte var bland de slumpmässigt utvalda. Storleken på området som undersöktes varierade kraftigt då djup, bottentopografi samt siktdjup varierade mellan lokaler och dagar. Notera dock att dessa observationer inte kan anses representativt utvalda och svårigen kan användas för kvantitativa skattningar.

Vid de provlokaler som låg mer än 100 m ifrån närmsta strandlinje utfördes denna inspektion ej. Då ostron förekom i närheten av en provlokal noterades det ungefärliga området på ett sjökort. Ostronens utbredning och täthet inom området klassificerades också på två separata skalor ifrån 1 till 3 (Tabell 2). Dessa värden kombineras för att beskriva varje enskild ostronförekomst. Små ostronförekomster med enstaka ostron klassificerades som 1:1 (Utbredning: Täthet) medan större områden med rikliga

förekomster klassificerades som 3:3 osv. De observerade och klassificerade ostronförekomsterna överfördes till ett separat kartlager där varje utritad polygon åskådliggörs utefter sin klassificering.

Tabell 2. Förklaring till klassificeringskriterier vid visuell inspektion av ostronförekomst.

	Klass 1	Klass 2	Klass 3
Utbredning	Litet område / Fläckvis fördelning	Mellanstort område / Mer jämn fördelning	Strörre område med jämn fördelning
Täthet	Enstaka till sparsam förekomst	Regelbunden förekomst	Riklig förekomst

2.3. Analys av insamlat videomaterial

Pilotstudie

Tidigare metodstudier i området där antalet observerade levande och döda ostron i videofilmer har jämförts mot direkta observationer med hjälp av snorkling, har visat att metoden fungerar för att bestämma antal och för att separera levande från döda ostron på ett tillfredsställande sätt förutsatt att de inte är övertäckta (Thorngren, Dunér Holthuis och Lindegarth, opublicerat). Icke desto mindre tillämpades metoden med viss försiktighet. Detta innebär att ostronen räknades i klasser med olika säkerhetsgrad (se nedan) och att en pilotstudie av metodens repeterbarhet gjordes.

För att uppskatta eventuell variation i bedömningen av hur ostron klassificeras som levande, troligtvis levande eller döda utfördes ett pilotförsök. Tjugo stillbildsrutor från 3 filmer med mycket skal på botten valdes. Dessa bildrutor slumpades ut i tre separata filmsekvenser i iMovie så att ordningen på bildrutorna varierade i de tre sekvenserna. Sekvenserna analyserades med minst två dygn mellan varje filmsekvens. Antalet levande, möjligen levande och döda ostron räknades samt antalet japanska ostron och blåmusslor noterades. Metodens repeterbarhet kvantifierades genom att medelvärden samt variationskoefficienten bestämdes ($CV = \text{standardavvikelse} / \text{medelvärde}$).

Kvantifiering av abundans och förekomst av ostron

Analys av videotransekten utfördes i iMovie (Version 8.0.6, Apple Inc.). Varje transekt delades i två lika långa sekvenser som analyserades separat. Samtliga ostron (*Ostrea edulis*) bestämdes till en av tre kategorier; levande, möjligen levande samt uppenbart döda ostron (inklusive skalrester). Analyser av abundans gjordes i fortsättningen enligt följande kategorier: minimum antal (antal levande), maximalt antal (levande + möjligen levande) samt totalt antal (levande + möjligen levande + döda). Antalet levande japanska jätteostron (*Crassostrea gigas*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*) noterades också.

Täckning av vegetation och botten typ

För att eventuellt kunna koppla samman ostronförekomst med typen av habitat gjordes även en bedömning av botten typ samt täckningsgrad av makroalger. Stickprov ur varje sekvens erhöles genom att de s.k ”thumbnails” (stillbilder ur filmen) som automatiskt genereras av filmredigeringsprogrammet ställdes in till att visa en stillbild var 10 sekund samt att sekvensens hastighet reglerades så att totala filmlängden uppgick till 100 sekunder. På så vis erhöles 10 stillbilder med cirka 2 m mellanrum från varje film. Botten typen på dessa bilder klassificerades enligt skalan: mjukbotten, sand,

grus/småsten, skalgrus eller häll/större sten. Summan av de bottentyper som fanns med i filmen summerades således alltid till 10.

Täckningsgrad av makroalger bestämdes på liknande vis och delades in enligt skalan: ingen vegetation, fintrådiga alger, ålgräs, övriga makroalger samt algdeponi. Även här summerades antalet rutor till 10. I de fall där ”övriga makroalger” överväxte av fintrådiga alger summerades täckningsgraden alltså inte till över 100 %.

Förekomst av habitatbildande makroalgsarter

För att vid behov ytterligare kunna karakterisera miljöerna med avseende på dominerande habitatbildande arter, noterades förekomsten av ett antal lätt identifierbara arter av makroalger för varje sekvens. Dessa arter innefattade *Laminaria spp.*, *Saccharina latissima*, *Fucus vesiculosus*, *Fucus serratus*, *Ascophyllum nodosum*, *Chorda filum*, *Sargassum muticum*, *Zostera marina* samt *Halidrys siliquosa*.

2.4. Statistiska analyser

Abundans och förekomst av ostron från video

Skillnader mellan djup och variation mellan lokaler och sekvenser analyserades med ”mixed model” ANOVA med avseende på abundans av levande respektive maximal abundans (d.v.s. levande + möjligen levande) ostron. Eftersom frekvensfördelningen av data var mycket skev, med många sekvenser utan ostron och några med höga värden, transformerades data som $\log(X+1)$ innan analys (Underwood, 1997). Detta ledde till förbättrade fördelningsegenskaper hos data. Förutom hypotestest av effekter av djup och variation mellan lokaler, beräknades och jämfördes även storleken på variationskomponenter mellan lokaler och sekvenser med hjälp av så kallad ”restricted maximum likelihood” (REML) metodik. Beräkningar utfördes i statistikprogrammet ”R” (R Development Core Team 2011) med relevanta bibliotek: ANOVA ’aov’ library(stats), REML ’lme’ library(lme4) (Bates et al. 2011).

För att beräkna osäkerheten kring skattade medelvärden av abundans och förekomst (frekvens av lokaler), användes en så kallad ”bootstrapp” procedur (Manly 1991, DiCiccio och Efron 1996). Denna metod innebär att inga antaganden behöver göras om variabelns fördelningsegenskaper, utan att fördelningen approximeras av den empiriska fördelningen. För att beräkna 80% konfidensintervall användes rutiner för ”adjusted bootstrap percentile (BCa) interval”. Valet av 80%-nivån (istället för den konventionella 95%-nivån) var i viss mån godtyckligt men eftersom syftet inte i första hand var att hitta skillnader mellan lokaler och djup, utan att bestämma den sannolika medeltätheten och i slutänden den totala populationen bedömdes 80%-nivån mer relevant. Beräkningar utfördes i ”R” (R Development Core Team 2011) med funktionen ’boot.ci’ och biblioteket library(boot) (Canty och Ripley 2013).

Förekomst av ostron från fältobservationer

De utritade polygonernas area summerades för de olika klassificeringarna av ostronens utbredning och täthet. Några statistiska jämförelser av dessa data genomfördes inte då insamlingen av dessa data inte ansågs vara representativ nog för att jämförelser skulle vara relevanta.

Modellering av ostronförekomst

För att modellera förekomst och abundans av ostron och för att undersöka betydelsen av enskilda miljövariabler som uppmätts i fält och som erhållits från GIS-skikt användes en metod kallad ”random forest” (Breiman 2001). Denna metod är ”icke-parametrisk”

vilket innebär att inga antaganden om funktionella samband eller fördelning behöver göras, samtidigt som den kan användas för alla olika typer av icke-linjära samband. I en genomgång av olika dataset från olika områden i Östersjön visade sig denna stå sig mycket väl i jämförelse med andra populära metoder (Bucas et al. 2013).

De variabler som användes för modellering var dels sådana som skattades vid provtagningen djup, % vegetationstäckning, % skalgrus, % mjukbotten, % sand, % hårdbotten, % förekomst av *Zostera* och dels variabler som erhöles via kartor latitud, longitud och exponering. Modellering gjordes med två uppsättningar av variabler: (1) alla variabler och (2) kartvariabler (inklusive uppmätt djup). Beräkningar utfördes i ”R” (R Development Core Team 2011) med funktionen ’randomForest’ och biblioteket ’randomForest’ (Liaw & Wiener 2012).

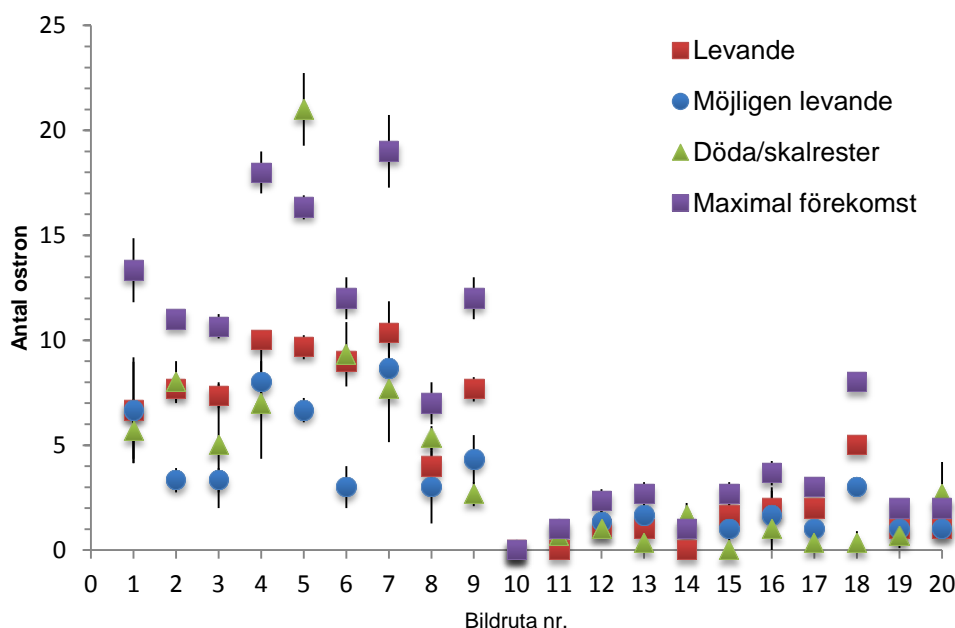
3. Resultat

3.1. Videundersökning

Pilotstudie av repeterbarhet

Det totala antal ostron som hittades vid de tre genomgångarna i pilotstudien varierade för de olika klasserna mellan 81 och 91 (levande), 58 och 66 (möjligen levande) och 78 och 85 (döda). Den maximala förekomsten (levande + möjligen levande) uppgick i de tre genomgångarna till 147, 147 och 149. Variationskoefficienten (CV) för levande ostron var i medeltal 0.096 vilket innebär att en medelvariation på 9.6% av antalet räknade ostron. I två av de 20 bildrutorna överskred CV dock 0.3.

Variationskoefficienten för möjligen levande ostron var större än för levande med ett medeltal på 0.23 och i fem bildrutor överskred CV 0.3. Variationskoefficienten för maximal förekomst (levande och möjligen levande) var dock lägre än i något annat fall med ett medelvärde på 0.075. Om denna klass används för beräkning av ostrontäthet i ett område uppgår medelfelet endast till 7,5 % av antalet ostron som räknas. Endast i tre av 20 bildrutor översteg CV 0.2 i denna kategori. CV för döda ostron var högst med ett medelvärde på 0.55. Detta värde påverkades kraftigt av enstaka fall där antalet döda ostron bedömdes vara 0 i två av de tre sekvenserna och 1 i den tredje. Då erhöles ett högt CV.



Figur 2. Antalet levande, möjligen levande och döda ostron samt maximal förekomst av ostron i 20 bildrutor räknade vid tre separata tillfällen (medelvärde±SD).

Totalt gjordes 80 observationer (Figur 2, fyra klasser av ostron och 20 bildrutor i varje). I 29 av dessa fall var CV 0 dvs. att samma antal räknades i samtliga av de tre sekvenserna. Alltså i 36 % av fallen gjordes samma bedömning i alla tre genomgångar.

Tabell 3. Medeltal, lägsta och högsta värde på Variationskoefficienten (CV) beräknat för levande, möjligen levande, döda samt för maximal förekomst av ostron i 20 bildrutor som avlästs vid tre separata tillfällen. Tabellen visar även den procentuella andel observationer där samma värde erhöles vid alla tre avläsningar (då CV = 0).

	Levande	Möjligen levande	Döda	Maximal förekomst
CV Medelvärde	0.10	0.23	0.56	0.07
Min CV	0.00	0.00	0.00	0.00
Max CV	0.50	1.00	1.73	0.25
Andel (%) där CV=0	55	35	15	40

Övergripande observationer av insamlad data

Totalt filmades 187 lokaler med vardera två sekvenser på cirka 20 m. Vid 26 ($\approx 14\%$) av lokalerna hittades ostron som definitivt bedömdes som levande (Tabell 4). Totalt hittades fyra lokaler ($\approx 2\%$) där medelantalet levande ostron översteg tio per 20 m transekt. Vid 52 lokaler ($\approx 28\%$) hittades ostron som bedömdes som möjligen levande eller levande. Medeltalet för den lokal med störst förekomst av ostron var 284 levande ostron per 20 meter transekt (462 maximal förekomst). Detta innebär cirka 18 levande ostron per m^2 (28 maximal förekomst). Utöver detta hittades döda ostron på 87 av provlokaler. Vid 35 av dessa lokaler fanns fler än tio döda ostron. Totalt sett observerades 849 ostron som bedömdes vara levande och 1741 ostron som var levande eller möjligen levande.

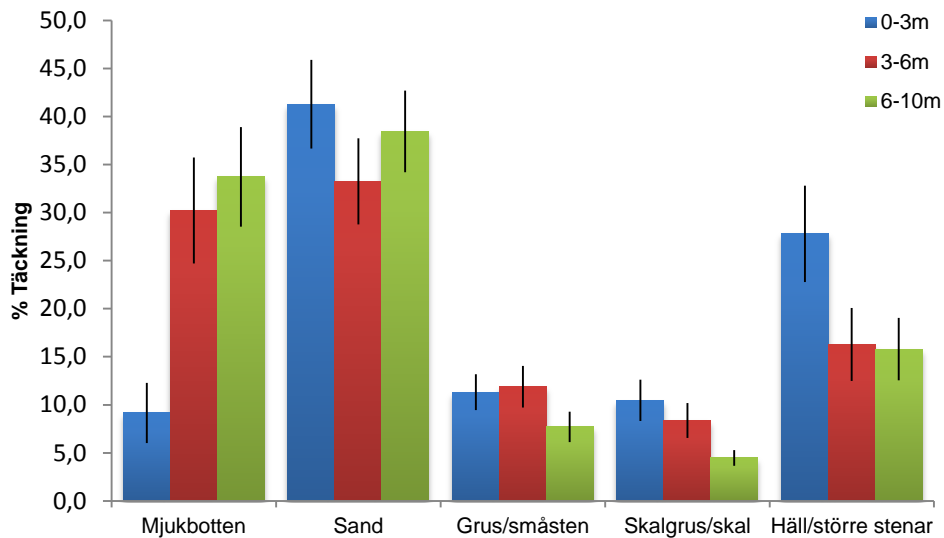
Crassostrea gigas observerades endast vid fyra provlokaler (Tabell 4). Vid tre av dessa hittades mindre än fyra individer medan vid den lokal med störst förekomst observerades 53 individer totalt under 40 meters filmning. *Mytilus edulis* observerades endast vid 13 provlokaler varav bara vid sju lokaler i antal större än 12 per lokal. Det högsta observerade antalet uppgick till 343 individer på 40 meter film.

Tabell 4. Antal lokaler i djupintervallen 0-3, 3-6, 6-10 m och totalt med levande, möjligen levande och maximal förekomst (=levande + möjligen levande samt döda) av *Ostrea edulis* samt *Mytilus edulis* och *Crassostrea gigas*.

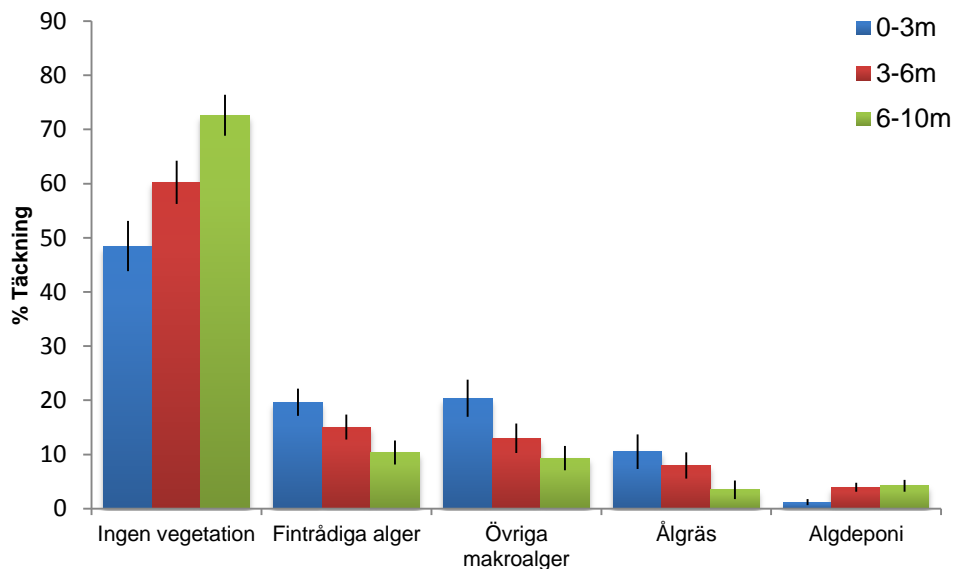
	0-3 m	3-6 m	6-10 m	Totalt
Levande <i>Ostrea edulis</i>	15	11	0	26
Möjligen levande <i>Ostrea edulis</i>	25	19	7	50
Maximal förekomst av <i>Ostrea edulis</i>	26	20	7	52
Döda <i>Ostrea edulis</i>	35	36	17	87
<i>Mytilus edulis</i>	7	5	1	13
<i>Crassostrea gigas</i>	2	2	0	4
Totalt antal lokaler	52	63	71	187

Kvantitativa beskrivningar av botten typer och vegetation

Den semi-kvantitativa provtagningen av botten typer och vegetation används i senare skede för att koppla förekomst och abundans av ostron till miljön, men de ger också en tydlig beskrivning av miljöernas karaktär och relativa fördelning (Figur 3 och 4). Totalt utgjordes 26 % av botten typen av mjukbotten, 38 % av sandbotten, 10 % av grus eller småsten, 7 % av skalgrus samt 19 % av håll eller större sten. Förekomsten av olika botten typer skilde sig mellan djup. De grundaste lokalerna dominerades av sand (40%) och hårdbottnar ($\approx 30\%$), samt av grus och skalgrus ($\approx 10\%$ vardera). De djupare områdena dominerades av mjukbotten och sand (30-40%) Hårdbotten, grus och skalgrus var successivt ovanligare på större djup (Figur 3). Sammanfattningsvis kan vi se att mobila substrat dominerar med cirka 70-85% i de olika djupintervallen.



Figur 3. Medelvärden (\pm SE) för botten typers täckning i djupintervallen 0-3 m, 3-6 m och 6-10 m i de 187 lokalerna.

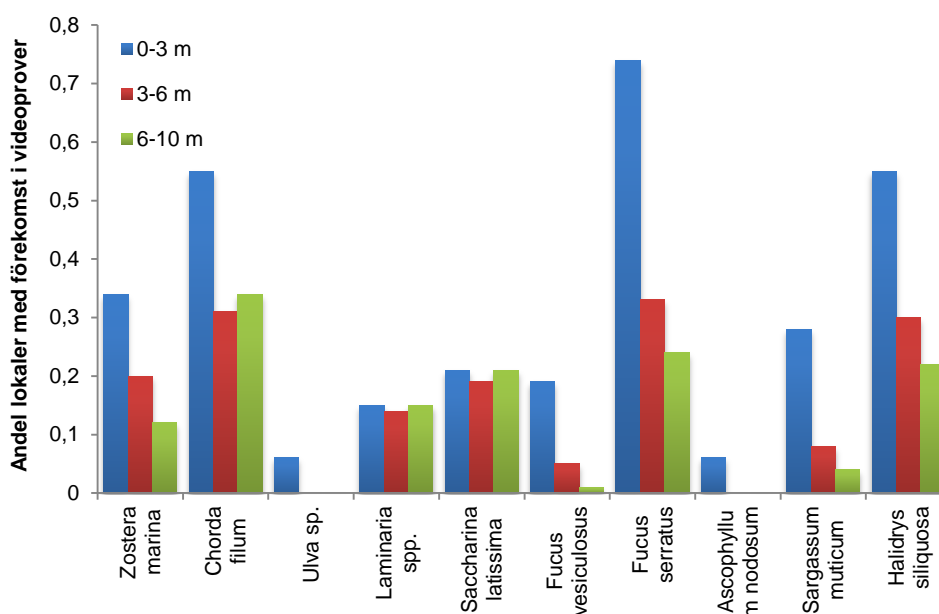


Figur 4. Täckningsgrad (\pm SE) av alger i djupintervallen 0-3 m, 3-6 m och 6-10 m i de 187 lokalerna.

Täckning och förekomst av makrovegetation

Även täckningen och förekomsten av vegetation visade betydande variation mellan lokaler men också tydliga skillnader mellan olika djupintervall (Figur 4). Det vanligaste tillståndet i dessa miljöer var att botten saknade makroskopisk vegetation vilket också är konsekvent med den observerade dominansen av mobila substrat (Figur 3). Således utgjordes ungefär 50% av vegetationslösa botten på 0-3 m, men på 6-10 m hade denna andel ökat till över 70%. Andelen fintrådiga alger, övriga makroalger och ålgräs minskade alla med ökat djup och täckte i medeltal ungefär 5 – 20% i de olika intervallen. Förekomsten av lösliggande alger var i medeltal mindre än 5%.

Förekomsten av de utvalda lätt identifierbara arterna av makroalger i videofilmade transekter visas i figur 5. De mest frekvent förekommande arterna var *Fucus serratus* följt av *Chorda filum* och *Halidrys siliquosa*. Dessa arter var alla vanligast i djupintervallet 0 - 3m där de observerades på 55 – 75% av lokalerna. Även förekomsten av *Zostera marina*, *Fucus vesiculosus* och *Sargassum muticum* var relativt vanliga i grundaste intervallet (20 – 30%) men minskade med djupet. Kelp, *Laminaria sp.* och *Saccharina latissima*, observerades på 15 – 20% av lokalerna men visade ingen tendens till skillnader mellan djup.



Figur 5. Proportionell förekomst av olika arter av alger inom djupintervallen 0-3m, 3-6m och 6-10m djup på de 187 lokalerna.

Förekomst och abundans av *Ostrea edulis*

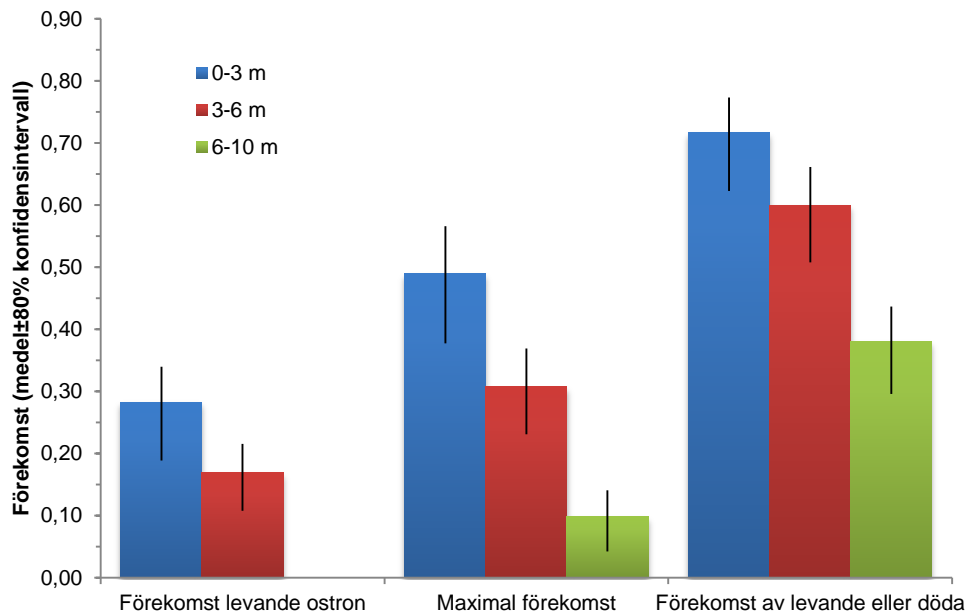
Genom att ett stort antal lokaler valts ut slumpmässigt och provtagits, kan man på goda grunder anta att vi fått ett i möjligaste mån representativt stickprov. Därmed kan stickprovet användas för att skatta förekomst och abundans i hela målområdet för varje enskilt stratum (Tabell 5, Figur 6 och 7).

Inledningsvis kan sägas att ostron förekommer eller har förekommit på cirka 70, 60 och 40% av lokalerna provtagna på 0-3, 3-6 respektive 6-10 m. Osäkerheten på dessa frekvenser är i de flesta fall $\pm 5-10\%$. Detta antyder att majoriteten av de provtagna lokalerna i intervallet 0-6 m är eller har varit lämpliga eller åtminstone möjliga habitat för *Ostrea edulis*. Eftersom denna skattning innefattar levande ostron såväl som skalrester, och eftersom beständigheten hos skalerna inte är känd, är det svårt att veta för vilken tidsperiod denna slutsats gäller.

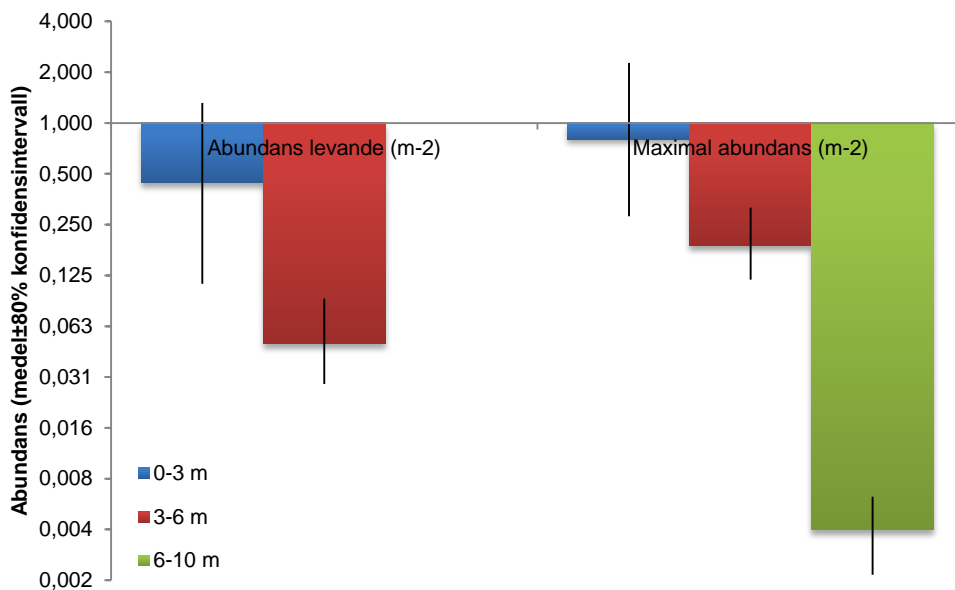
Den försiktiga ("Levande") och den optimistiska ("Maximalt") skattningen av förekomsten av levande ostron följer samma tendens till djupfördelning (Figur 6). I det mest optimistiska scenariot ("Maximalt") kan vi förvänta oss att levande ostron finns i ungefär 50% av lokalerna på 0-3 m. I djupare områden är motsvarade siffror ungefär 30 och 10% av lokalerna. I samtliga fall kan vi säga att den sanna frekvensen med 80% sannolikhet ligger inom $\pm 10\%$. Om vi däremot går efter den försiktiga skattningen och räknar endast sådana ostron som vi är helt övertygade om att dom lever, finns det levande ostron på cirka 30% av lokalerna på 0-3 m, 15-20% av lokalerna på 3-6 m och inga ostron på lokaler djupare än 6 m. Sammantaget visar analyserna av förekomst att ostronen är mycket spridda i området, att skillnader mellan djup är likartade för alla kategorier men att döda ostron verkar förekomma i större utsträckning på djupare botten och att osäkerheten givet den utvalda ambitionsnivån ofta ligger på ungefär $\pm 10\%$ förekomst.

Tabell 5. Förekomst (frekvens) och abundans (m^{-2}) av levande, maximalt levande (=levande + möjligen levande) samt förekomst av ostronskal i djupintervallen 0-3, 3-6 och 6-10 m. M=medelfrekvens / -abundans, N=nedre 80% konfidensintervall, Ö= övre 80% konfidensintervall.

Djup	0-3			3-6			6-10		
	M	N	Ö	M	N	Ö	M	N	Ö
Förekomst									
Levande	0.28	0.19	0.34	0.17	0.11	0.34	-	-	-
Maximalt Levande	0.49	0.38	0.57	0.31	0.23	0.57	0.10	0.0021	0.14
Ostronskal	0.72	0.62	0.77	0.60	0.51	0.77	0.38	0.30	0.44
Abundans									
Levande	0.44	0.11	1.32	0.05	0.03	1.32	-	-	-
Maximalt	0.80	0.28	2.27	0.19	0.12	2.27	0.0039	0.0021	0.0061



Figur 6. Proportionell förekomst av *Ostrea edulis* inom djupintervallen 0-3 m, 3-6 m och 6-10 m (Frekvens \pm 80% konfidensintervall).



Figur 7. Abundans (m^{-2}) av säkert levande och maximalt antal levande *Ostrea edulis* inom djupintervallen 0-3 m, 3-6 m och 6-10 m (medel \pm 80% konfidensintervall). Notera \log_2 -skala på y-axeln (d.v.s. fördubbling mellan linjerna) eftersom medelvärdena skiljer sig flera tiopotenser.

I likhet med förekomsten, visade sig abundansen av levande och maximalt levande ostron vara högst på djupen mellan 0-3 m (Tabell 5 och Figur 7). Om man går på det maximala antalet, kan vi i detta stratum förvänta oss ungefär 0.8 ostron per kvadratmeter med ett 80% konfidensintervall som sträcker sig från 0.28 till 2.27 (alltså nästan en tiopotens). Motsvarande siffror för säkert levande ostron är 0.44 i medeltal

(0.11 – 1.32; 80% konfidensintervall). På djup mellan 3-6 m har de levande ostronen minskat med cirka 90% till 0.05 per kvadratmeter och det maximala antalet har minskat med 75% till 0.2 per kvadratmeter. På 6-10 m är ostronen praktiskt taget frånvarande. Kvantitativa analyser av abundans visar att trots mycket stor variation mellan lokaler och filmsekvenser så finns det en signifikant skillnad mellan djupen (Tabell 6). Dessutom visar analyserna att variationen mellan lokaler är betydligt större mellan lokaler än mellan sekvenser; sju respektive tre gånger större för levande respektive maximalt antal ostron. Detta är inte på något sätt förvånande men det ger en kvantitativ bild av skillnaderna mellan replikationsenheter.

Tabell 6. ANOVA tabell för analys av skillnader mellan olika djupstrata och mellan lokaler. Data transformerade $\log(X+1)$. VC=Storlek på varianskomponent beräknad. Genom REML-procedur.

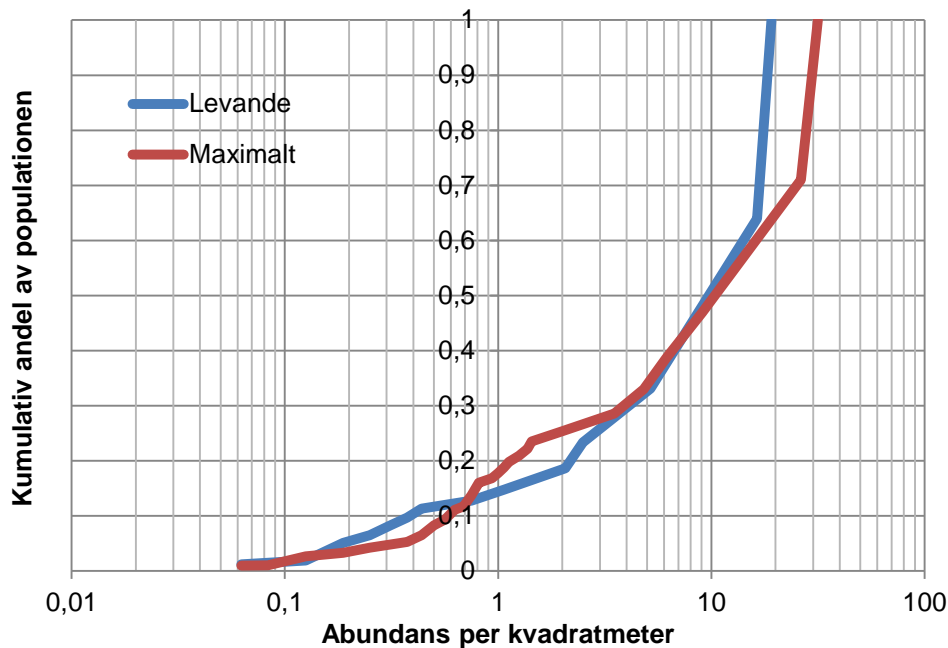
	df	Levande				Maximalt			
		MS	F	p	VC	MS	F	p	VC
Djup	2	0.932	6.23	0.00	-	3.085	11.38	0.00	-
Lokal(Djup)	186	0.149	10.60	0.00	0.07	0.271	7.35	0.00	0.12
Residual	185	0.014			0.01	0.037			0.04

Tabell 7. Skattat antal ostron inom nationalparkens yttre begränsningar (d.v.s. inklusive de områden kring Kosteröarna som inte omfattas av nationalparkens officiella utsträckning)

Djupintervall	Antal levande ostron		Maximalt antal levande ostron	
		(miljoner)		(miljoner)
0-3 m	Medelvärde	6.0		10.9
	Nedre 80%	1.5		3.8
	Övre 80%	17.9		30.8
3-6 m	Medel	0.3		1.2
	Nedre 80%	0.2		0.8
	Övre 80%	8.4		14.5
6-10 m	Medel	0.0		0.1
	Nedre 80%	0.0		0.0
	Övre 80%	0.0		0.1
Totalt	Medel	6.3		12.1
	Nedre 80%	1.7		4.5
	Övre 80%	26.3		45.3

Abundansen av ostron varierar enormt mellan lokaler. På majoriteten av lokaler hittades inga ostron, medan ett fåtal hade mycket höga tätheter. Ett sätt att betrakta populationens fördelning kan vara att undersöka hur stor del av populationen som återfinns i täta bestånd respektive glesa. Lokaler med hög täthet kan naturligtvis bidra med en stor andel även om lokalerna är ovanliga. Om man avsätter den kumulativa andelen av populationen mot abundansen visar det sig att cirka 15% av populationen

finns i områden med $\leq 1 \text{ m}^{-2}$ (Fig. 8). Ungefär 35% finns i områden med 1-10 m^{-2} och 50% finns i områden med tätheter över 10 m^{-2} .



Figur 8. Kumulativ andel av populationen som funktion av täthet, antal per kvadratmeter.

3.2. Visuell inspektion av ostronförekomst på plats

Totalt hittades 29 ostronförekomster vid den visuella inspektionen med vattenkikare. Utöver detta noterades även 16 ostronförekomster som inte befann sig vid någon provlokal utan observerades vid förbifart och noterades på sjökortet. Den totala arean av alla registrerade polygoner uppgår till 25,8 ha. Det bör dock tilläggas att denna area inte rakt av ska tolkas som area där ostron förekommer utan snarare som områden där vi bekräftat att ostron i någon utsträckning observerats. Polygonernas klassificering med avseendet på ostronens utbredning och täthet inom varje registrerat område visas i tabell 8 där även den totala arean av de olika klassificeringstyperna summeras.

Tabell 8. Antalet kartlagda polygoner med olika utbredning och täthet av ostron samt total area (ha) per kategori.

	Litet område med fläckvis fördelning		Mellanstort område med jämnare fördelning		Större område med jämn fördelning	
	Antal	Area	Antal	Area	Antal	Area
Sparsam förekomst	22	7.08	1	0.2	0	0
Regelbunden förekomst	0	0	11	4.8	1	0.25
Riklig förekomst	1	1.46	5	7.59	4	4.43

Den visuella informationen om utbredning samlades in för att skaffa så mycket information som möjligt under det omfattande fältarbetet. Observationer av individuella förekomster är i högsta grad tillförlitliga men eftersom klassificeringen är kvalitativ med avseende på abundans och utbredning, och eftersom den inte är representativ eller heltäckande kan den svårigen användas för att skatta total abundans eller utbredning i området. Jämförelser med tidigare insamlat material (Loo och Karlsson) är också svåra att göra. Dessa visar ibland god överensstämmelse mellan de båda undersökningarna på så sätt att observerade polygoner ibland överlappar till en betydande grad, men i flera fall förekommer polygoner som endast finns i en av undersökningarna. Det finns även fall med riklig förekomst i videoundersökningarna som inte observerats vid visuell inspektion. Icke desto mindre kan man, inte minst i ljuset av populationens relativa fördelning (Fig. 8), ur skötselsynpunkt se värdet av att lokalisera speciellt abundanta områden, eftersom stora delar av populationen tenderar att förekomma i dessa områden.

3.4. Modellering av abundans och förekomst

För att åstadkomma mer precisa övergripande skattningar, platsspecifika förutsägelser (kartor) av abundans och förekomst av ostron i Kosterhavets nationalpark, prövades en ansats med prediktiv, empirisk modellering. Modelleringen gjordes dels på sekvensnivå (20 m upplösning) och dels på nivån av lokaler (40 m upplösning). Modellernas precision mättes som % förklaringsgrad (R^2) för abundans och % korrekt klassificering i relation till vad man kan förvänta sig av slumpen (Tabell 9).

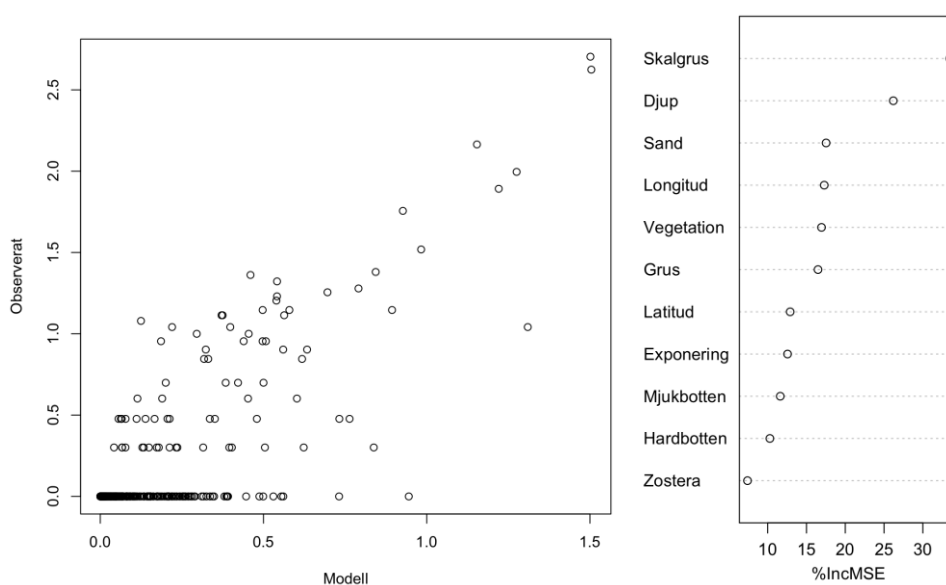
När det gäller abundans var förklaringsgraden generellt högre för modeller av sekvenser jämfört med lokaler. När alla tillgängliga förklaringsvariabler inkluderades på sekvensnivå var förklaringsgraden 60-65% för alla ostronkategorier, medan på lokalnivå var motsvarande siffror 20-50% (Tabell 9). Generellt var levande ostron svårast att modellera, maximalt antal intermediärt, medan summan av levande och döda var mest förutsägbart (värdet av att förutsäga abundans av levande är dock diskutabelt). Om endast "kartvariabler" användes sjönk förklaringsgraden betydligt till 40-50% på sekvensnivå och försvann helt på lokalnivå. Icke desto mindre kan man konstatera att en 40% förklaringsgrad är höggradigt statistiskt signifikant, och kanske också tillräckligt biologiskt informativt i ett förvaltningssammanhang.

För att bedöma resultaten av modelleringen av förekomst eller icke-förekomst kan det vara bra att jämföra hur stor andel av proverna som korrekt klassificeras av modellen med den andel som kan förväntas av slumpen (som bland annat beror av hur ofta ostronen förekommer). Även här är modellerna som innehåller alla variabler mest precisa (Tabell 9). Exempelvis på sekvensnivå klassificerar modellen 92, 88 och 81% av proverna till rätt klass för levande, maximalt respektive total förekomst av ostron. Detta skall dock jämföras mot att en slumpmässig gissning på det vanligaste utfallet (förekommer eller förekommer inte), som förväntas ge 90, 80 och 53% rätt. Av detta kan vi sluta oss till att förmågan att rätt klassificera levande ostron är marginellt bättre än slumpen, medan modellerna förbättrar förmågan att klassificera förekomst av "maximalt" och "total förekomst av ostron" med ungefär 10 respektive 30%. Här är det intressant att notera att kartvariablernas effektivitet är jämförbar med den som åstadkoms med alla variabler. Åter igen är precisionen bättre på nivån av enskilda sekvenser än på lokalnivå. Här är det också värt att påpeka att förutsägelser även av förekomsten av "döda" ostron kan anses värdefull eftersom det kan anses spegla ostronens nutida och historiska förekomst.

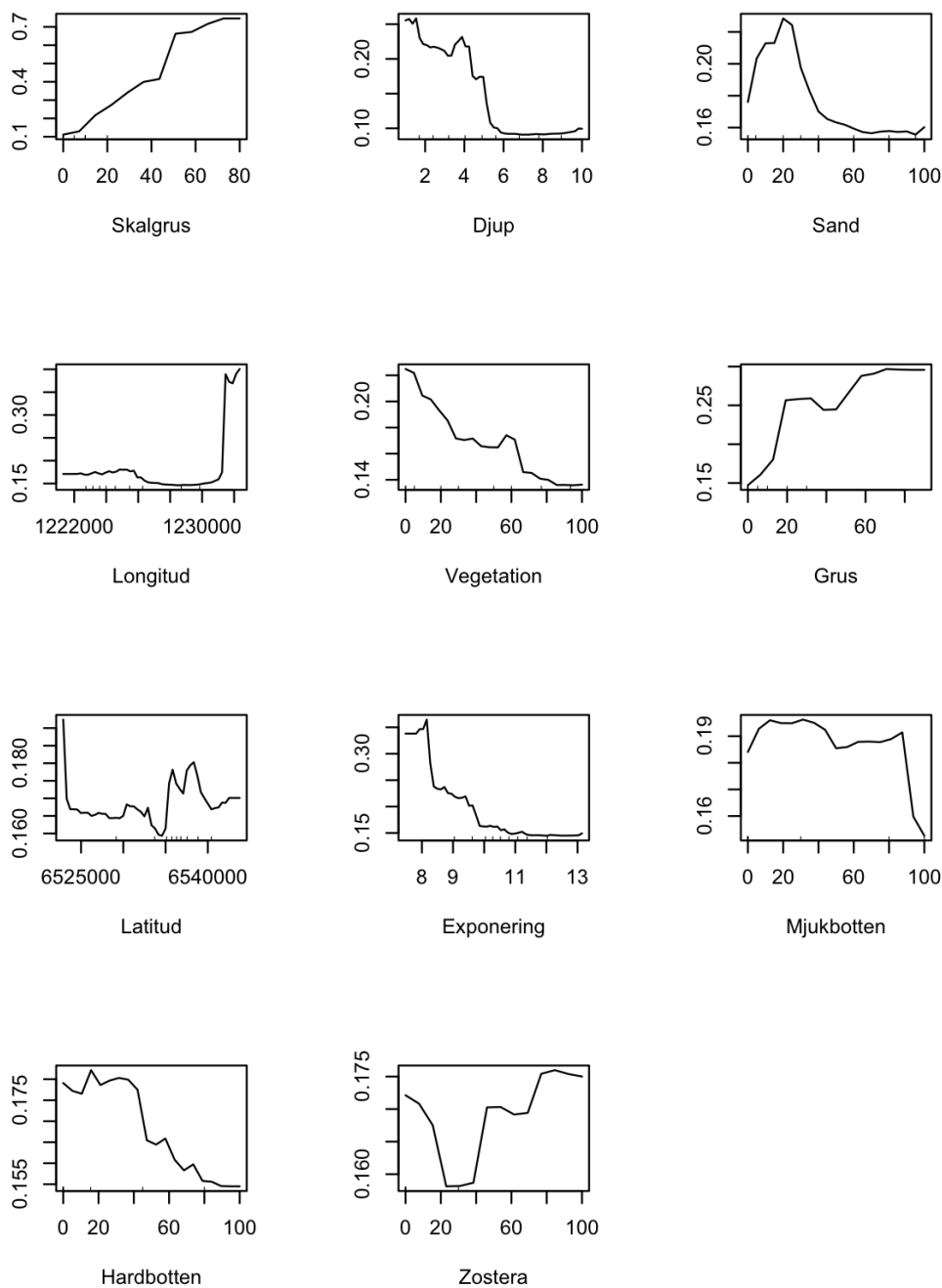
Tabell 9. Resultat av modellerad abundans och förekomst av levande, maximalt levande och levande eller döda ostron i Kosterhavets nationalpark. Kritiskt värde för $R^2 \approx 2\%$ för både sekvenser och lokaler.

Sekvenser	% Förklaringsgrad, R^2		% Korrekt klass (slump)	
	Abundans alla variabler	Abundans kartvariabler	Förekomst alla variabler	Förekomst kartvariabler
Levande	60.3	43.2	91.7 (89.6)	92.2 (89.6)
Maximalt antal	61.2	45.8	87.7 (79.7)	83.7 (79.7)
Levande eller döda	65.5	47.6	81.3 (52.9)	81.0 (52.9)
Lokaler				
Levande	22.5	0	85.6 (86.2)	80.3 (86.2)
Maximalt antal	35.2	0	80.1 (71.8)	69.7 (71.8)
Levande eller döda	50.1	4.3	71.8 (55.3)	60.6 (55.3)

Ett exempel på modellernas precision och betydelsen av olika förklaringsvariabler när det gäller abundans på sekvensnivå för maximalt antal ostron med alla variabler visas i figur 9. Modellen förutsäger vissa lokaler med hög abundans och i allmänhet låga abundanser. Analyser av vilka variabler som är mest betydelsefulla visar att förekomsten av skalgrus, djup, sand, longitud och vegetationstäckning är de viktigaste för att förklara abundansen av ostron (Figur 9).



Figur 9. Vänster: Modellerad och observerad maximal abundans ($\log[\text{levande} + \text{troligen levande} + 1]$). Höger: Relativ betydelse av olika prediktorvariabler.



Figur 10. Sambandet mellan enskilda variabler och abundans av maximalt antal ostron. Notera att de sex översta variablerna är mest betydelsefulla och att alla samband skall tolkas explorativt.

Vidare analyser med så kallade ”partial plots” visar på ett mer detaljerat sätt hur olika variabler sammanfaller med abundansen av ostron (Figur 10). Även om dessa analyser skall ses som preliminära, antyder de att abundansen är positivt relaterad till skalgrus, grus och longitud (högre abundans på fastlandssidan). Djup, vegetation och exponering är däremot negativt relaterade och sand uppvisar ett utpräglat icke-linjärt förhållande.

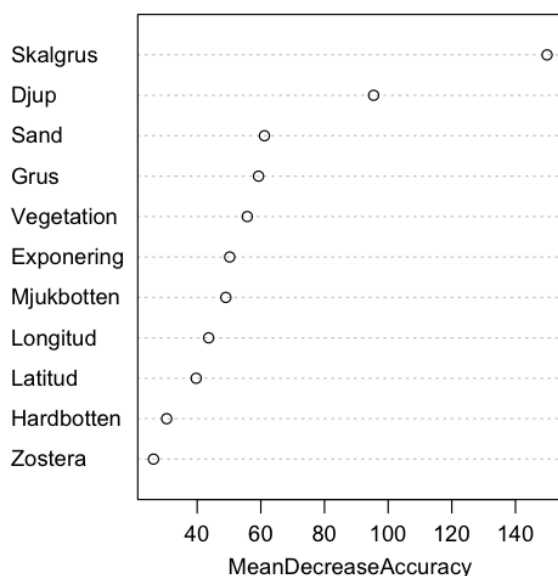
Motsvarande exempel för maximal förekomst på sekvensnivå, visar att det huvudsakligen är samma faktorer som är viktiga för förekomsten (Figur 11). Modellen har en precision på 88% vilket innebär att den gör rätt klassificering i 88% procent av de 374 sekvenserna. Detta är signifikant bättre än en slumpmässig gissning ($p < 0.001$).

Modellens fördelar och brister går att utvärdera på många olika sätt men ett sätt att illustrera resultatet är ett så kallat ”confusion matrix”, som visar i vilken grad olika felslut sker (Tabell 10). Bland annat kan vi konstatera att modellen hittar 41 (54%) av de 76 sekvenser som innehåller ostron och att den korrekt klassificerar 285 (96%) av de platser som inte innehåller ostron. Notera att liknade siffror uppnås även om man endast använder kartvariabler.

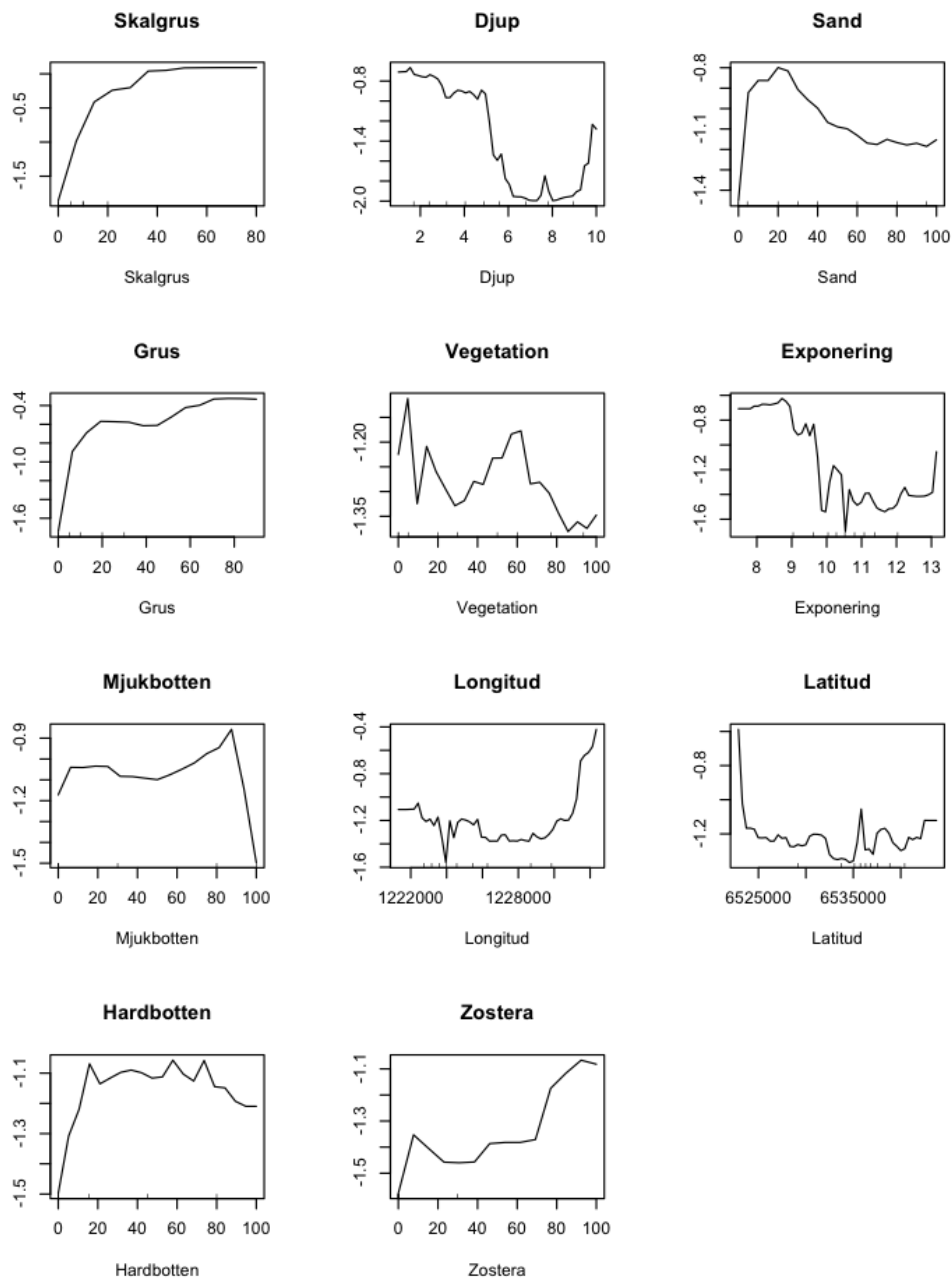
Tabell 10. ”Confusion matrix” för modell av förekomst av ostron (”Maximalt”).

		Observerat	
		Ej förekomst	Förekomst
Modellerat	Ej förekomst	285	35
	Förekomst	13	41

Skalgrus, djup, sand, grus, vegetation och exponering är det viktigaste och dessa samband är likartade de som observerades för abundans, även om de förefaller lite mer otydliga (Figur 12). Exempelvis är den ökade sannolikheten för förekomst på djup runt 10 m svår att förklara och troligen beroende av ett litet stickprov.



Figur 11. Relativ betydelse av olika prediktorvariabler.



Figur 12. Sambandet mellan enskilda variabler och förekomst ostron ("Maximalt"). Notera att de sex översta variablerna är mest betydelsefulla och att alla samband skall tolkas explorativt.

4. Slutsatser

Innevarande undersökning har resulterat en stor mängd empiriska data på förekomst och abundans av ostron från 187 lokaler (374 sekvenser) i vitt skilda miljöer i hela Kosterhavets nationalpark. Även data på habitatens egenskaper och utbredning har samlats in. I jämförelse med tidigare inventeringar av ostron i detta och andra områden, har arbetet innehållit ett antal innovativa moment vad gäller provtagningsmetodik, utformning av observationer, analyser och modeller.

Utvecklingen av en enkel, objektiv och kvantitativ video-baserad metod för att skatta förekomst och abundans av framför allt ostron, men även av annan makroskopisk epifauna, substrat och vegetation, har inneburit att en stor mängd lokaler har kunnat provtas till en relativt liten kostnad. Detta har varit speciellt värdefullt med tanke på ostronens fläckvisa förekomst där ett fåtal lokaler har mycket höga tätheter, medan merparten lokaler saknar ostron.

Genom att provtagningen skett på ett representativt sätt (stratifierat slumpmässigt), har mätningarna direkt kunnat användas för att uppskatta förekomst och abundans i olika djupstrata. Den representativa provtagningen har på ett avgörande sätt inneburit att vi kunnat uppskatta säkerheten hos medelvärden av förekomst och abundans och, inte minst viktigt, kunnat extrapolera resultaten till hela området så att procentuell förekomst och total mängd ostron kunnat beräknas (med tillhörande osäkerhet).

All provtagning av ostron och habitatkaraktäristika har skett med den uttalade målsättningen att kvantifiera samband mellan den rumsliga fördelningen av ostron och olika typer av miljö- och omvärldsvariabler, och slutligen att utnyttja dessa för att minska osäkerheten hos övergripande antalskattningar och för att åstadkomma heltäckande kartor av utbredning och abundans. De analyser som redovisas här visar att empiriska samband, som kan användas för att minska osäkerhet och kartläggning finns, men i nuläget redovisas endast observerade förekomster och beräkningar av förekomst och populationsstorlek baseras endast på mätningar i definierade strata.

Vår bedömning är att den utveckling av metod och analyskoncept som åstadkommit inom projektet innebär betydande framsteg i förhållande till traditionella angreppssätt. Förutom möjligheter till extrapolering över hela området (med eller utan modellering) kan datasetet med fördel användas för att på ett objektivt sätt följa upp förekomst och abundans av ostron och potentiellt även andra arter eller habitatkaraktäristika. De analyser som presenteras här, beskriver de huvudsakliga mönstren som är relevanta för syftet med uppdraget. Helt klart är dock att mer detaljerade och möjligen kompletterande analyser och tolkningar kan behöva göras för att så väl som möjligt motsvara förvaltningens behov. Det är vår övertygelse att det insamlade materialet utgör en solid grund för sådana utökade tolkningar och för framtida behov. De viktigaste slutsatserna angående förekomst och abundans av ostron i relation till de syften som angavs i inledningen (och i uppdraget) sammanfattas dock i punktform nedan.

4.1. Insamling av data

Biologiska data och substrat från 187 lokaler (med vardera två transekter om 20 m) finns analyserade och datalagda. Data innehåller (1) antal av *Ostrea edulis* (levande och

döda), *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis*, (2) täckningsgrad av övergripande vegetationstyper och substratkategorierna, mjukbotten, sand, grus/småsten, skalgrus, sten/häll, (3) förekomst av iögonfallande, lätt identifierbara arter av makroalger, (4) polygondata på områden med ostron observerade i fält och klassificerade enligt den redovisade metodiken för visuell inspektion. Data finns i form av Excel-ark och /eller shape-filer och inkorporeras i den databas för Kosterhavets Nationalpark som utvecklats i samarbete med Länsstyrelsen och forskare vid Göteborgs Universitet. Dessutom finns alla insamlade filmsekvenser på digitalt medium.

4.2. Skattning av populationsstorlek av ostron

Abundansen av ostron varierade stort mellan lokaler och filmsekvenser. På majoriteten av lokalerna hittades inga ostron men på andra uppmättes tätheter på upp till 20 och 30 m⁻² för levande respektive maximalt i enskilda 20 m sekvenser. Levande ostron återfanns huvudsakligen i intervallet 0-3 m men även på 3-6 m var ostronen vanliga. På 6-10 m hittades i stort sett inga ostron. Genom att multiplicera abundanserna med den totala ytan av olika djupstrata kunde det totala antalet ostron i parken beräknas till drygt 6 miljoner för levande och 12 miljoner för kategorin som omfattade osäkra individer ("Maximalt"). På grund av den extremt skeva fördelningen av abundanser beräknades ett 80% konfidensintervall till 4.5 – 45 miljoner för kategorin "Maximalt". Icke desto mindre visar detta att det med stor sannolikhet finns åtminstone 5-10 miljoner ostron i området. Notera att dessa skattningar baseras endast på observationer av ostron och omfattar alltså inte modellering som dock förmodligen kan minska osäkerheten.

En annan potentiellt viktig observation är att även om ostronen förekommer spritt i området (se nedan), så bidrar områden med höga tätheter av ostron till en mycket stor andel av populationen. Endast 15% av ostronen befinner sig i områden med tätheter under 1 m⁻², medan 50% finns i områden med tätheter högre än 10 m⁻². Detta understryker betydelsen av skötsel och bevarande av områden med hög täthet av ostron och motiverar även riktad övervakning och skydd när väl dessa områden är identifierade.

4.3. Skattning av areell utbredning av ostron

Ostron förekom i högst frekvens i intervallet 0-3 m (30 och 50% för levande respektive "maximalt") men också relativt ofta på 3-6 m. (17 och 30%). På grund av det stora antalet provtagna lokaler kunde det fastställas att den sanna frekvensen kan antas ligga inom ±5-10% av den skattade frekvensen. Som en indikation på att ostron har förekommit över större områden kan noteras att spår av levande eller döda ostron återfanns på cirka 70% av lokalerna.

4.4. Kartläggning av ostron

Eftersom provtagningen gjorts representativt i olika djupstrata och eftersom fördelningen av dessa strata är ojämnt fördelad geografiskt, ger kartbilderna olika tonvikt i olika delar av parken. Icke desto mindre visar resultaten att lokaler utan ostron, med höga eller låga tätheter av ostron finns spridda i olika delar av området. Faktorer som styr abundans och förekomst av ostron verkar företrädesvis variera på små rumsskalor.

Denna bild bekräftas av modellerna av abundans såväl som förekomst. De faktorer som var mest betydelsefulla i dessa analyser var förekomsten av vissa substrattypen (främst skalgrus, sand och grus), djup och vegetationstäckning. Även om mer storskaliga faktorer som öst-västlig position (longitud) och exponering hade visst förklaringsvärde, varierade ostronen framförallt med dessa småskaliga faktorer. Kunskap om och kvantitativa data på dessa och förmodligen också andra faktorer har alltså störst möjlighet att påverka modellernas precision och prediktiva förmåga. Förutom att identifiera viktiga faktorer bidrog analyserna med kvalitativ och kvantitativ information om hur ostronens förekomst påverkas av dessa faktorer. Bland annat ger ökad mängd skalgrus högre förekomst, förekomsten minskar drastiskt mellan 4 och 6 m och förekomsten minskar icke-linjärt med exponeringen.

Alla dessa samband antyder att modellering kan bidra till att (1) minska osäkerheten i övergripande skattningar av abundans och förekomst och att (2) konstruera mer eller mindre detaljerade kartor över förväntad förekomst av ostron i Kosterhavets nationalpark. Dessa utvecklingar har dock inte varit möjliga inom ramen för projektet.

4. Referenser

- Bates, D., M. Maechler, and B. Bolker. 2013. lme4 - linear mixed-effects models using S4 classes.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning Journal* 45: 5–32.
- Bucas M, Bergström U, Downie A-L, Sundblad G, Gullström M, von Numers M, Lindegarth M. (2013) Empirical modelling of benthic species distribution, abundance, and diversity in the Baltic Sea: evaluating the scope for predictive mapping using different modelling approaches. *ICES Journal of Marine Science*. 70(6): 1233-1243
- Canty A. and Ripley B. (2014). boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions. R package version 1.3-10.
- Dahlgren T., Lindegarth M., Kilnäs M. & Hammersland J. 2012. Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer. Havs- och vattenmyndigheten. 122 s.
- DiCiccio and Bradley Efron (1996) Bootstrap Confidence Intervals. *Statistical Science* 11(3): 189–228
- Liaw, A., and Wiener, M. 2002. Classification and regression by randomForest. *R News*, 2: 18–22.
- Manly, B. F. (1991). *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, London
- Naturvårdsverket (2006) Sammanställning och Analys av Kustnära Undervattenmiljö (SAKU). Rapport 5591. ISBN 91-620-5591-7.pdf
- Naturvårdsverket (2006) Skötselplan för Kosterhavets Nationalpark. ISBN 978-91-620-8471-4.pdf
- R Development Core Team, editor. 2013. R: a language and environment for statistical computing. 3.0.0 edition. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria.
- OSPAR 2008a. Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. OSPAR 2008-07.
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Wrange, A-L. et al. 2009. Massive settlements of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavia. *Biol. Invasions*. Volume 12, Issue 5, pp 1145-1152



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN