Japanska ostron i svenska vatten

Främmande art som är här för att stanna

Åsa Strand och Susanne Lindegarth

Rapport från
Vattenbrukscentrum Väst

GÖTEBORGS UNIVERSITET
VATTENBRUKSCENTRUM VÄST

Japanska ostron i svenska vatten - Främmande art som är här för att stanna

Rapport nummer 2 från Vattenbrukscentrum Väst

Åsa Strand och Susanne Lindegarth
Vattenbrukscentrum Väst
Göteborgs universitet
www.vbcv.science.gu.se

ISBN: 978-91-637-6174-4

© Åsa Strand och Susanne Lindegarth, 2014

Omslagsfoto: Åsa Strand
Layout: Robert Karlsson

Vattenbrukcentrum Väst
Institutionen för biologi och miljövetenskap
Göteborgs universitet
Box 463
405 30 Göteborg

Tryckt av Repsonstryck, Borås, Sverige, 2014

Japanska ostron i svenska vatten

Främmande art som är här för att stanna

Åsa Strand och Susanne Lindegarth

Innehållsförteckning

Populärvetenskaplig sammanfattning 7
English summary 11
Förord 15
Varifrån kommer ostronen? 17
Spridning till Europa 17
Spridning i Skandinavien 18
Ursprung till de skandinaviska bestånden 18
Genetik 18
Oceanografisk spridningsmodell 18
Vilka faktorer påverkar ostronens utbredning? 23
Habitat 23
Temperatur och salinitet 24
pH 28
Övriga abiotiska parametrar (syre, nitrat, klorofyll) 28
Var i Sverige finns ostronen? 31
Geografisk utbredning samt förändring sedan den initiala invasionen 2006 31
Habitatmodellering 32
Hur mycket ostron finns det i Sverige? 35
Hur ser ostronens populationsstruktur ut? 39
Tätheter, mortalitet och nyrekrytering 39
Tillväxt 40
Vad har ostronen för effekter? 43
Ekosystemingenjörer: fysiska förändringar av miljön 43
Konkurrens med inhemska arter 43
Effekter på infauna och epifauna 44
Födoresurs för andra arter 46
Ekosystemtjänster 46
Aspekter på förvaltning och odling 49
Sammanfattning av ostronens miljöeffekter 49
Förvaltning av ostronbestånden 49
Förutsättningar för tillstånd för odling av C. gigas i Sverige 50
Förslag till modell för förvaltning av C. gigas 50
Nästa steg – provodlingar med följdforskning 50
Författarna tackar 52
Referenser 53
Bilaga 1. Sammanfattning av regelverk gällande odling och utsättning av C. gigas 61

Populärvetenskaplig sammanfattning

Varifrån kommer ostronen?

Det japanska jätteostronet *Crassostrea gigas* kommer ursprungligen från västra Stilla Havet men importerades till Europa på 1960-talet för odling. Sedan dess har ostronet spridit sig naturligt från odlingsområdena och etablerat vilda bestånd på många ställen. I Sverige upptäcktes den nya ostronarten i stora mängder under sommaren 2007 och inventeringar längs den svenska västkusten ner till Öresund visade att ostronen förekom från gränsen mot Norge ner till Falkenbergstrakten. Det är inte fastställt hur ostronlarverna kom till svenska västkusten 2006, men modelleringar som vi har genomfört visar att den troligaste förklaringen är att ostronlarver har spridit sig från vilda ostronbestånd i Danmark med havsströmmar. Genetiska släktskapsstudier pågår för att utreda var de svenska populationerna har sitt ursprung.

I vilka miljöer finns ostronen?

Ostronen kan slå sig ner på i stort sett alla typer av substrat, allt ifrån lersediment med förekomst av små skalfragment eller gruskorn till hårda substrat. De kan också finnas i miljöer med blåstång. Ostronen föredrar lokaler med begränsad vågpåverkan men som ändå har bra vattenutbyte. Sandrevlar och sund med relativt hög vattengenomströmning är en optimal miljö. Ostronen trivs i liknande miljöer som blåmusslor och de förekommer ofta tillsammans. De täta ostronbestånden är vanligast på ca 0-1 m djup men det finns observationer från flera ställen där ostronen också finns djupare. Lokaler där det redan finns gott om ostron har ökat i täthet mellan 2007 och 2013, från fyra individer/m^2 till över 100 individer/m^2. Tätheterna kan dock i vissa områden uppgå till över 1 000 individer/m^2.

Optimal salthalt för tillväxt och överlevnad är ca 25‰ men vuxna ostron klarar salthalter ner till 5 och över 40‰, och temperaturspannet för överlevnad spänner från minusgrader till ca 40°C (beroende på exponeringstid). Lämpliga förhållanden för reproduktion och för yngelstadier är mer begränsade än för överlevnad av vuxna individer. Våra experiment har visat att ostronen är extremt köldtåliga och kan överleva flera dygn i -22° C och klarar således att överleva vid luftexponering under kalla vinterdagar. Trots detta fann vi att dödligheten vintern 2009/2010 var mycket hög (ca. 87%), med stor sannolikhet beroende på det låga vattenståndet kombinerat med mycket låga temperaturer under långa perioder och kraftig isbildning. Förhållandena på svenska västkusten ner till Öresund är därför möjliga utbredningsområden för gigas-ostronet, även om reproduktionen söder om Göteborg kan vara begränsad. Ostronen kan troligtvis inte etablera sig i Östersjön där salthalten är låg, vilket också våra modelleringar visar.

Våra slutsatser är att klimatförhållanden i regionen tillfälligt kan minska ostronpopulationen men att arten utrotas i området av naturliga händelser är högst osannolikt. Vi har även gjort modelleringar som baseras på dagens klimatförhållanden och framtida förutsägelser med avseende på klimat- och miljöförändringar. Modelleringarna visar att artens fortsatta fortlevnad i Sverige inte kommer begränsas nämnvärt av de förväntade klimatförändringarna.

Var finns de i Sverige idag?

Sedan 2007 har utbredningen förändrats och förskjutits norrut och de största mängderna med ostron återfinns idag i norra Bohuslän. Detta kan troligtvis förklaras av att kuststräckan söder om Göteborg

har låg salthalt och är mycket vågexponerad och ostronen påträffas sällan eller aldrig i exponerade miljöer i områden där de finns. Strömförhållandena med en förhärskande norrgående strömriktning i ytvattnet gör att ostronlarver från populationer i södra Bohuslän sprids vidare norrut. Antalet lokaler med levande ostron i södra och mellersta Bohuslän har minskat mellan 2007 och 2013. Där ostron finns är tätheten hög och mängden förväntas öka då nya ostronlarver attraheras till dessa lokaler.

Den svenska ostronpopulationens utveckling

Vi har följt förändringar i tätheter, nyrekrytering, åldersstruktur och tillväxt vid fem lokaler som årligen besökts sedan 2007. Rekrytering har skett årligen sedan den ursprungliga invasionen, om än med varierande framgång. De ostron som bottenfällde i Sverige 2006 dominerade populationerna fram till sommaren 2011 då ostronen hade en mycket lyckad reproduktion. Vintermortaliteten har varierat beroende på populationernas djuputbredning och hur stränga vintrarna varit, och har förutom vintern 2009/2010 varit mycket begränsad. Trots den höga dödligheten efter vintern 2009/2010 fanns det fortfarande kvar flera stora ostronpopulationer med möjlighet att föröka sig och ostronpopulationen har nu återhämtat sig och fortsätteratt öka i täthet. Ostronens tillväxthastighet i Sverige är mycket god och är jämförbar med tillväxt av ostron i andra länder.

Hur mycket ostron finns det i Sverige?

Informationen som vi har fått fram i projektet kring utbredning och tillgängliga livsmiljöer har vi använt för att i flera steg beräkna totala antalet individer och biomassa av de ostron som uppskattas finnas i Sverige våren 2014. I Norra Bohuslän (Lysekil till Strömstad) uppskattas antal individer till ca 950 miljoner, som motsvarar en biomassa på ca 250 000 ton. Motsvarande siffror för Södra Bohuslän är lägre. Här uppskattar vi att det finns 17 miljoner ostron med en biomassa på ca 4 500 ton, alltså betydligt lägre i södra Bohuslän. Det är viktigt att komma ihåg att det finns flera osäkerhetsfaktorer och därför har vi använt försiktighetsprinciper och konfidensintervall och beräknat både nedre och övre gränser för biomassaförekomst som vi redovisar i rapporten.

Vad har ostronen för effekter på miljön?

C. gigas är en så kallad ekosystemingenjör vilket är en art som direkt eller indirekt förändrar eller skapar livsmiljöer. Ekosystemingenjörer kan ha både positiva och negativa effekter på sin omgivning. Oönskade effekter av gigas-ostronet som främmande och invasiv art i Sverige kan till exempel vara:

- konkurrens med inhemska nyckelarter som blåmusslan *Mytilus edulis* och ostronet *Ostrea edulis*
- förändring av ekosystem från deras naturliga tillstånd
- fysisk förändring av miljön
- spridning av sjukdomar och parasiter
- problemart för påväxt på fasta strukturer och båtskrov
- fysiskt hinder för turism och rekreation

Farhågor om att ostronet kommer att orsaka oönskade effekter bör balanseras mot att ostronrev generellt har en viktig funktionell betydelse där de finns, och i många delar av världen betraktas förlust av ostronrev som ett stort problem och stora insatser görs för att restaurera ostronrev. Några positiva effekter av ostronrev är till exempel:

- fungerar som naturliga vågbrytare och skyddar grunda områden från erosion

- bidrar till ökad biodiversitet genom att organismer erbjuds skydd mot predation, möjligheter till substrat och föda
- fungerar som lek- och uppväxtområden för många fiskarter
- förändrar näringsflödet i kustnära ekosystem
- minskar effekter av algblomningar och övergödningseffekter i grunda områden
- turismnäring och det rörliga friluftslivet kan gynnas genom nya sätt till företagande, bättre vattenkvalitet och ökad förekomst av fisk.

Våra forskningsresultat visar att ostronrev i Sverige ökar biodiversiteten, abundans (antal djur) och biomassa av både infauna (organismer som lever i sedimentet) och epifauna (organismer som lever på sedimentet) jämfört med bar botten, och att det inte finns några större skillnader i samhällsstrukturen mellan ostronrev och musselbankar. Vi har också sett en positiv effekt av ostron på förekomsten av stationära fiskarter, och att skal av döda ostron är speciellt viktiga för större djur. Vi har även sett att flera olika predatorer utnyttjar ostronen som föda. Den generella inställningen är numera att ostron och blåmusslor kan samexistera, men om det japanska och det svenska platta ostronet konkurrerar behöver studeras vidare.

Är det japanska ostronet ett hot eller en resurs?

Baserat på våra forskningsresultat råder det idag ingen tvekan om att *C. gigas* är en etablerad och mycket vanligt förekommande art i svenska vatten som inte kommer utrotas av naturliga händelser. Den är i praktisk mening inte längre främmande för Sverige. Det råder heller ingen tvekan om att ostronen där de förekommer i täta bestånd förändrar miljön från sitt ursprungliga tillstånd. Vår forskning visar på ökad biodiversitet i ostronrev jämfört med bar botten. Vi har fått in rapporter om att ostronen i vissa områden uppfattats som störande för rörligt friluftsliv, och att påväxten av arten ökat på t.ex. båtar, samtidigt som många uppskattar arten och utnyttjar ostronen i olika verksamheter, både för turism och skörd. Det råder därför en stor oenighet om hur arten ska betraktas, som ett hot eller en resurs. Hur artens närvaro värderas beror till stor del på vilket perspektiv och vilken agenda betraktaren har. Den allmänna diskussionen om det japanska ostronet har fokuserat mest på ostronens status som främmande och invasiv art och dess potentiellt negativa effekter på miljön, liksom på de statliga ansvarsområdena som relaterar till nationella och internationella regler för invasiva arter. Det finns idag ett uttalat intresse från den svenska vattenbruksnäringen att starta med havsbaserad odling av *C. gigas*. Intressekonflikterna mellan naturvård och odlingsintressen gör att det behövs en dialog mellan berörda myndigheter, näringsutövare samt forskning för att komma till en konsensus vad avser status och förväntad utveckling och hur samhället skall hantera etableringen av denna nya art.

Förslag på förvaltningsmodell

Ett av myndigheternas ansvarsområden vad gäller invasiva arter är att motverka effekter av redan förekommande och etablerade invasiva arter. Det är dock högst osannolikt att det japanska ostronet kommer att kunna bekämpas eller utrotas genom åtgärder finansierade från myndighetssidan. Fiskelagstiftningen gör idag dessutom ingen skillnad på olika ostronarter och även det japanska ostronet ingår i markägarrätten vilket begränsar förvaltningsmöjligheterna för statliga myndigheter. Fiskelagen ger därmed gigas-ostronet samma status som det inhemska platta ostronet som en värdefull ekonomisk resurs och detta upplevs som positivt av vissa markägare. Den praktiska möjlighet vi ser till att begränsa vidare utbredning av ostronrev är om det finns ett ekonomiskt incitament för näringslivet

att sköta om/förvalta vilda ostronpopulationer. Vi föreslår därför en modell där odlingstillstånd villkoras med skötselavtal av ett definierat havsområde, där odlaren ansvarar för att plocka bort/glesa ur en förutbestämd mängd av de vilda ostronen. Ett företagande som kombinerar odling med förvaltning kan få en marknadsmässig drivkraft och ekonomisk stimulans för förvaltningen.

Fortsatta studier

Odling av ostron kan eventuellt komma att påverka förekomsten av det vilda beståndet genom spridning av larver från odlingarna. Den risken bör utvärderas genom att ställa det planerade odlingstonnaget i relation till den vilda biomassaförekomsten. Vi föreslår att det ges tillstånd att etablera provodlingar där odlingsindustrin i samarbete med forskningen utreder om det går att odla det japanska ostronet utan att det reproducerar sig, om odlingen påverkar de vilda bestånden, och om det med skötsel av ostronbankar går att begränsa utbredningen av ostronrev i oönskade/känsliga områden. Förvaltningsmodellen bör utredas utifrån gällande lagstiftning och anpassas till det rådande läget gällande den massiva förekomsten av denna ostronart längs svenska västkusten. Undersökningar om *C. gigas* konkurrerar om habitaten med det inhemska ostronet *O. edulis* föreslås också.

English summary

Where do the Pacific oysters come from?

The oyster *Crassostrea gigas* originates from the western Pacific. It was imported to Europe in the 1960s for aquaculture purposes. Since then, the oysters have dispersed by natural reproduction from the farm areas and established wild populations in many places. In Sweden, the species was discovered in large quantities during the summer of 2007. Surveys along the Swedish west coast down to Öresund identified specimens of oysters from the Norwegian border down to Falkenberg in the south. It is not clear how the oyster larvae came to the Swedish west coast in 2006, but modelling conducted within the project show that the most plausible explanation is that oyster larvae were transported by ocean currents from wild oyster stocks in Denmark. Genetic studies are currently undertaken and will provide further insight as to the origin of the Swedish populations.

Environmental preferences and habitat choice

The oysters can settle on virtually all types of substrates, ranging from muddy sediments with small shell fragments or grains of sand to hard substrates. They are also found in environments with the brown algae bladderwrack. The oysters prefer limited wave action but areas with good water circulation. Shallow sandbanks and straits with relatively high water flow is an optimal environment. Oysters thrive in similar environments such as blue mussels and they often occur together. The dense oyster stocks are commonly found at about 0-1 m depth but there are observations from several places where oysters occur deeper. Sites with established oyster populations have increased in density between 2007 and 2013, from 4 individuals/m^2 to over 100 individuals/m^2, and at some sites the density of oysters can even reach more than 1 000 individuals/m^2. Optimum salinity for growth and survival is approximately 25‰ but adult oysters occur in salinities down to 5 and above 40‰, and the temperature span for survival range from below freezing point to about 40°C (depending on exposure time). Suitable conditions for reproduction and larval stages are more limited than for the survival of adult individuals. Our experiments have shown that oysters are extremely cold-resistant and can survive several days at –22° C, thus oysters can survive air exposure during cold winter days. Despite this high tolerance to low temperatures, the winter 2009/2010 caused high mortalities of the oyster population (approximately 87%), most likely as a consequence of low water levels in combination with a prolonged period with extremely low temperatures and heavy ice formation. Conditions on the Swedish west coast are thus suitable down to Öresund, although reproduction south of Gothenburg may be limited. It is unlikely that the oysters will become established in the Baltic Sea due to the low salinity. Our conclusions are that climate conditions in the region may temporarily reduce the oyster population, but extinction of the species by natural causes is highly unlikely.

Present distribution in Sweden and population structure

Since 2007, the presence of oysters has shifted northward and the largest quantities of oysters are now found in northern Bohuslän. This may be a result of the low salinity and high wave exposure along the coastline south of Gothenburg. The number of locations with live oysters in southern and central Bohuslän has decreased between 2007 and 2013. However, at sites where oysters occur in dense aggregates, the numbers are expected to increase as new oyster larvae are attracted to sites with oysters already present.

Changes in densities, recruitment, age structure and growth rate have been investigated at five loca-

tions visited annually since 2007. Recruitment has occurred annually since the initial invasion, albeit with varying degrees of success. The oysters that arrived and settled in Sweden in 2006 have been dominating the population structure until the summer of 2011, when a very successful reproduction was observed. Winter mortality has been recorded to be very limited over the years, except for during the winter 2009/2010. Despite the high winter mortality that year, several large oyster populations still existed with the ability to reproduce. The oyster population has now recovered and continues to increase in density. The growth rate of individual oysters in Sweden is high and comparable to oysters in other countries.

How big is the oyster population in Sweden?

The information retrieved in the project about distribution and habitat preferences of the oysters has been used to calculate the total number of individuals and biomass in Sweden. In northern Bohuslän (Lysekil to Strömstad), the estimated number of individuals is approximately 950 millions, corresponding to a biomass of about 250 000 tonnes. The corresponding figures for southern Bohuslän are lower. Here, we estimate that there are 17 million oysters with a biomass of about 4 500 tonnes. There are several uncertainties in this estimation, and therefore we have used precautionary principles and confidence intervals and calculated both the lower and upper limits for biomass, which is presented in the report.

Impact on the environment

C. gigas is a so-called ecosystem engineer, which is a species that directly or indirectly alters or creates habitats. Ecosystem engineers can have both positive and negative effects on their surroundings. Unwanted effects of the *C. gigas* oyster in Sweden may be (1) competition with native keystone species such as blue mussels and oyster *Ostrea edulis* (2) alteration of the ecosystem from its natural state (3) physical change in the environment (4) the spread of diseases and parasites (5) fouling on solid structures and boat hulls (6) physical barriers hindering tourism and recreation.

Concerns that the oyster will cause unwanted effects should be balanced against the fact that oyster reefs also contribute with important ecosystem services. In many parts of the world the loss of oyster reefs is considered a major problem and large efforts are undertaken to restore oyster reefs. Some positive effects of oyster reefs are for example (1) natural breakwaters, which protects shallow areas from erosion (2) increased biodiversity by offering protection against predation, physical substrate and food (3) serve as spawning and nursery areas for many fish species (4) alters nutrient flow in coastal ecosystems (5) decrease the effects of algal blooms and eutrophication effects in the shallow areas and (6) tourism and outdoor recreation can benefit through new ways to entrepreneurship, improved water quality and increased incidence of fish.

Our research shows that oyster beds generate increased biodiversity, abundance (number of animals) and biomass of both infauna (organisms living in the sediment) and epifauna (organisms living in the sediment), and that there are no major differences in community structure between oyster and mussel beds. We have also seen positive effects of oysters on the presence of stationary fish species, and the shells of dead oysters are especially important for larger animals. In addition, several different predators can utilize oysters as food. The general attitude is now that oysters and mussels can coexist, but whether the Pacific oyster and the Swedish flat oyster are competing needs to be studied further.

Is the Pacific oyster a threat or a resource?

Based on our research, we can conclude that *C. gigas* is now an established and very common species in Swedish waters, which will not disappear by natural events. In a practical sense it is no longer an alien species to Sweden. It is indisputable that the oysters where they occur in high densities will alter the natural state of the environment. There are both positive and negative attitudes towards the oysters in the society and depending on the stakeholder's agenda the species is regarded as a threat or a resource. The general discussion related to the Pacific oyster has focused mostly on the status as alien and invasive species and its potential negative effects on the environment, as well as on governmental responsibilities related to national and international regulations of invasive species. Today there is an expressed interest from the Swedish aquaculture industry to begin farming *C. gigas*. The conflicts of interest between nature conservation and industrial exploitation highlights the necessity for dialogue between relevant authorities, industry and research to reach a consensus regarding the status, future development and how society should deal with the establishment of this new species.

Suggested management model and future studies

The governmental responsibility with regard to alien species is to counteract the effects of established alien, invasive species. In the case of the present status of *C. gigas*, it is highly unlikely that the oysters may be eradicated by measures undertaken by governmental stakeholders for several reasons. The Fisheries Act states that oysters, regardless of origin or species, belong to the landowner, which limits response actions by authorities. The Fisheries Act thus provides the gigas oysters with the same status as the domestic flat oyster as a valuable economic resource, which is perceived as positive by some private landowners. We propose a management model where there is an economic incentive for the private sector to manage unwanted oyster reefs. This model is based on the idea that an oyster farmer gets a lease permit with a conditional agreement to manage a specified area, which has been identified as a "problem-area" in a consensus dialogue with stakeholders. This model needs to be discussed on the basis of existing legislations, which should be adapted to the current situation regarding the massive occurrence of this oyster species. Future research should include evaluation of whether oyster farms significantly add to the existing wild populations, and if it is possible to effectively manage oyster beds by harvesting methods.

Förord

Projektet ”Spridning och effekter av det japanska jätteostronets (*Crassostrea gigas*) invasion: Kan åtgärder begränsa permanent etablering i svenska vatten?” har genomförts under 2009-2014 vid Lovéncentret på Tjärnö, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet. Projektet har huvudsakligen finansierats genom Havs och vattenmiljöanslaget Dnr 309-1719-09 Nh (Havs och vattenmyndigheten) och är en uppföljning av det arbete som utfördes under 2007-2009 inom projekten “Undersökning av det japanska jätteostronet (*Crassostrea gigas)* längs den svenska västkusten 2007-2008” (Finansierat av Aqualiens) samt projektet ”Fortsatta undersökningar av det japanska jätteostronets (*Crassostrea gigas*) etablering i svenska vatten” (Finansierat av Naturvårdsverket). I detta projekt har fortsatta inventeringar genomförts där tillväxt och överlevnad inklusive vintermortalitet, nyrekrytering och återkolonisering har dokumenterats. Data från inventeringarna har använts till att göra habitatmodellering, spridningsmodelleringar och biomassaberäkningar. Vi har också genomfört experimentella studier på effekter av ostronen på biodiversitet (abundans och biomassa av både infauna och epifauna, stationära fiskarter m.m.) samt studerat om predatorer kan utnyttja ostronen som föda. Inom projektet har två artiklar, två masterarbeten och en rapport publicerats, ytterligare två artiklar är submittade och en artikel är under sammanställning. Dessa listas nedan. I tillägg planeras minst ytterligare tre publikationer.

Projektets resultat visar på fortsatt tillväxt och spridning av arten och den vilda biomassan av japanska ostron i Bohuslän beräknas uppgå till hundratusentals ton. Det japanska ostronet är idag etablerat och i praktisk mening inte längre främmande för Sverige även om ostronet ur lagstiftningens synvinkel skall hanteras som en främmande art. Etableringen av denna ostronart är ett tydligt exempel på hur globala förändringar kan påverka de marina ekosystemen och frågan som bör diskuteras är hur samhället ska möta och utnyttja dessa ändringar på bästa sätt. Det behövs en dialog mellan berörda myndigheter, näringsutövare och forskning för att komma till en konsensus vad avser status, förväntad utveckling och förvaltning av arten. Som ett resultat av den information som samlats in under projektets gång föreslår vi en förvaltningsmodell där odlingstillstånd villkoras med skötselavtal. Ett företagande som kombinerar odling med förvaltning kan få en marknadsmässig drivkraft och ekonomisk stimulans för förvaltningen.

Tjärnö, maj 2014

Åsa Strand, forskare Susanne Lindegarth, projektledare

Publicerade artiklar och arbeten

Strand Å., Waenerlund A. & Lindegarth S. (2011). High Tolerance of the Pacific Oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg) to Low Temperatures. Journal of Shellfish Research. 30:733-735.

Strand Å., Blanda E., Bodvin T., Davids J.K., Jensen L.F., Holm-Hansen T.H., Jelmert A., Lindegarth S., Mortensen S., Moy F.E., Nielsen P., Norling P., Nyberg C., Christensen H.T., Vismann B., Holm M.W., Hansen B.W. & Dolmer P. (2012). Impact of an icy winter on the *C. gigas* (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. Short communication: Aquatic Invasions. 7:433-440.

Meurling S. (2013). The origin of the invasive species *Crassostrea gigas* in Sweden. Magisterarbete (30 hp). Institutionen för Biologi och Miljövetenskaper, Göteborgs universitet. 22 pp.

Dolmer P., Holm M.W., Strand Å., Lindegarth S., Bodvin T., Norling P. & Mortensen S. (2014). The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters: A risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions. Fisken og havet, Institute of marine research. 2:1-67.

Fredricsson Y. (2014). To be or not to be - predation of starfish (*Asterias rubens*) and shore crabs (*Carcinus maenas*) on juvenile Pacific oysters (*Crassostrea gigas*). Magisterarbete (30 hp). Institutionen för Biologi och Miljövetenskaper, Göteborgs universitet.

Norling P., Lindegarth M., Lindegarth S. & Strand Å. (accepted for publication in Marine Ecology Progress Series). Effects on benthic macrofauna and fish of the establishment of the invasive Pacific oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg) in Sweden.

Artiklar under sammanställning

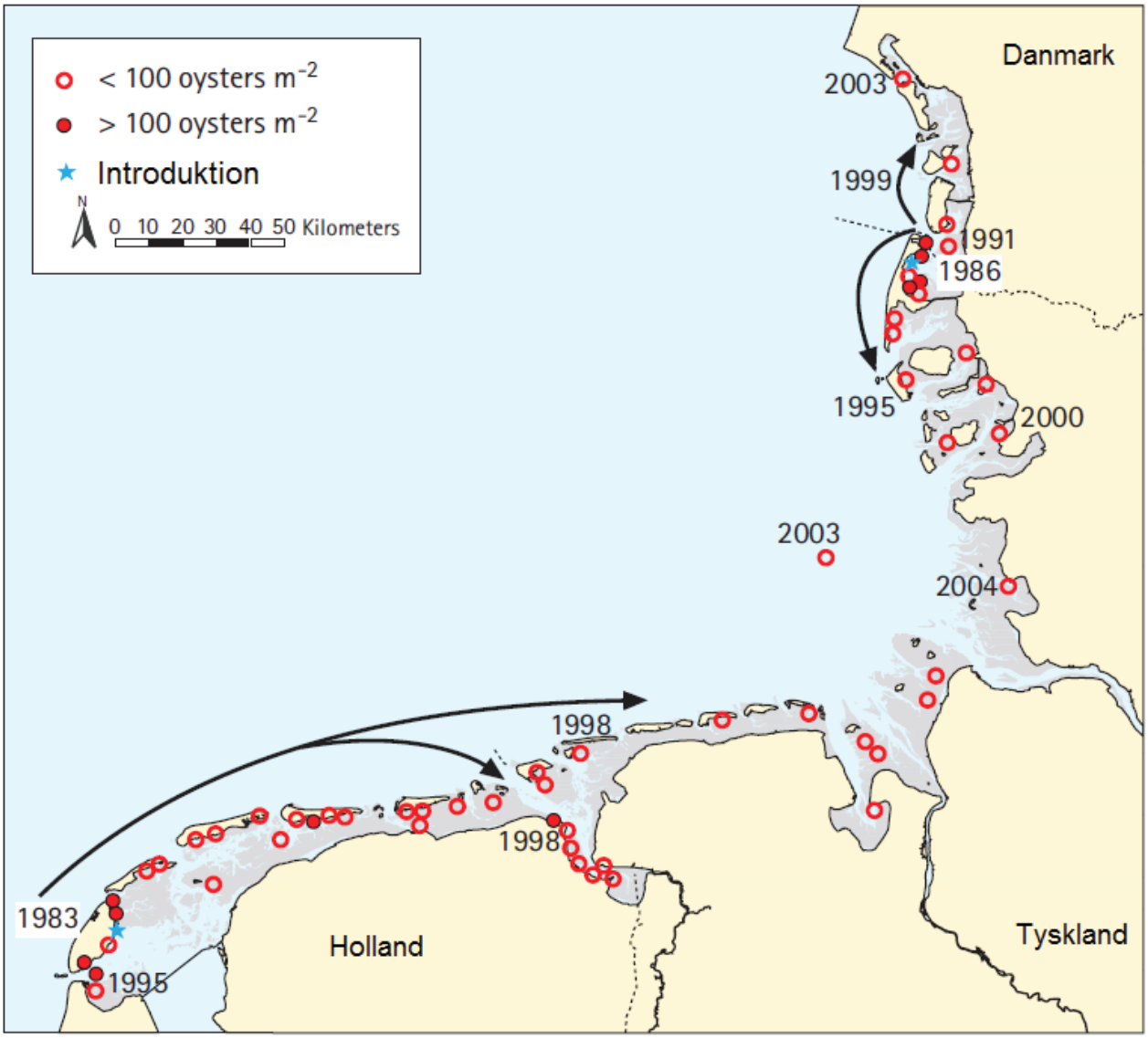
Hollander J., Blomfeldt J., Carlsson P. & Strand Å. (submitted). The effects of the alien Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) on macrozoobenthos.

Laugen A., Hollander J., Lindegarth S. & Strand Å. (in prep.) Effects of climatic conditions on population demographics of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg) in Sweden.

Varifrån kommer ostronen?

Spridning till Europa

C. gigas kommer ursprungligen från västra Stilla havet (Drinkwaard 1999) men har spridits till många olika delar av världen både oavsiktligt (Andrews 1980) och avsiktligt för odling (Andrews 1980; Drinkwaard 1999; Ruesink et al. 2005) och har nu en världsomfattande utbredning (Ruesink et al. 2005). I Europa introducerades *C. gigas* på 1960-talet för vattenbruk (Andrews 1980; Drinkwaard 1999) för att ersätta de bestånd av *O. edulis* som kollapsat på grund av sjukdom (Drinkwaard 1999). På grund av sitt subtropiska ursprung trodde man att arten inte skulle kunna reproducera sig i europeiska vatten (Drinkwaard 1999) vilket visade sig vara felaktigt och arten började sprida sig längs de europeiska kusterna (Drinkwaard 1999; Nehring 2003a, Figur 1). Denna expansion kan till viss del underlättats av ökade havsvattentemperaturer orsakade av klimatförändringar (Diederich et al. 2005, Nehls et al. 2006). För närvarande bildar arten reproducerande littorala och sublittorala populationer från medelhavet (FAO 2013; Rohfritsch et al. 2013a) till den södra delen av Norge (Wrange et al 2009; Strand et al. 2012).



Figur 1: Crassostrea gigas spridning i Vadehavet (Figur modifierad från Reise et al. 2005)

Spridning i Skandinavien

I Danmark importerades *C. gigas* till Limfjorden på 1970-talet (Jensen & Knudsen 2005) och under 1980 och 1990-talet odlades arten på flera platser runt om i Danmark. All odling upphörde 1998, men redan i mitten av 90-talet återfanns vilda ostron i tidvattenzonen i Lister samt tillsammans med musslor i Ho Bight i den danska delen av Vadehavet (Wrange et al. 2009). I mitten av 2000 fanns arten på många ställen runt om i Danmark och ostronens biomassa ökade dramatiskt på bara några år (Wrange et al. 2009). Idag finns de största populationerna i Vadehavet och i Limfjorden. Arten finns också i andra områden men bildar på dessa platser inga täta bestånd (Figur 2).

I Sverige genomfördes odlingsexperiment med *C. gigas* i mitten av 1970-talet i Tjärnområdet (Eklund et al. 1977). God tillväxt registrerades vid försöket, men ingen reproduktion noterades (Eklund et al. 1977). Efter att experimentet avslutades har endast ett fåtal rapporter av fynd av arten registrerats fram till sommaren 2007 då många oberoende rapporter av fynd längs hela den svenska västkusten från Strömstad i norr till Hallands Väderö i söder kom in till forskare på Göteborgs universitet (Figur 2). För närvarande i Sverige finns arten etablerad från gränsen mot Norge (norr om Strömstad) ner till strax norr om Varberg (egen obs. Å. Strand).

Liksom i Sverige odlades arten också i Norge på 1970-talet, men i mycket liten skala. Sedan dess har endast två fynd av arten rapporterats fram till 2006 (Bodvin et al. 2010). Sedan 2007 då arten upptäcktes på flera platser i de södra delarna av Norge har den spridit sig längs den norska kusten och är nu etablerad upp till 60˚N (Bodvin et al. 2010, Figur 2).

Ursprung till de skandinaviska bestånden

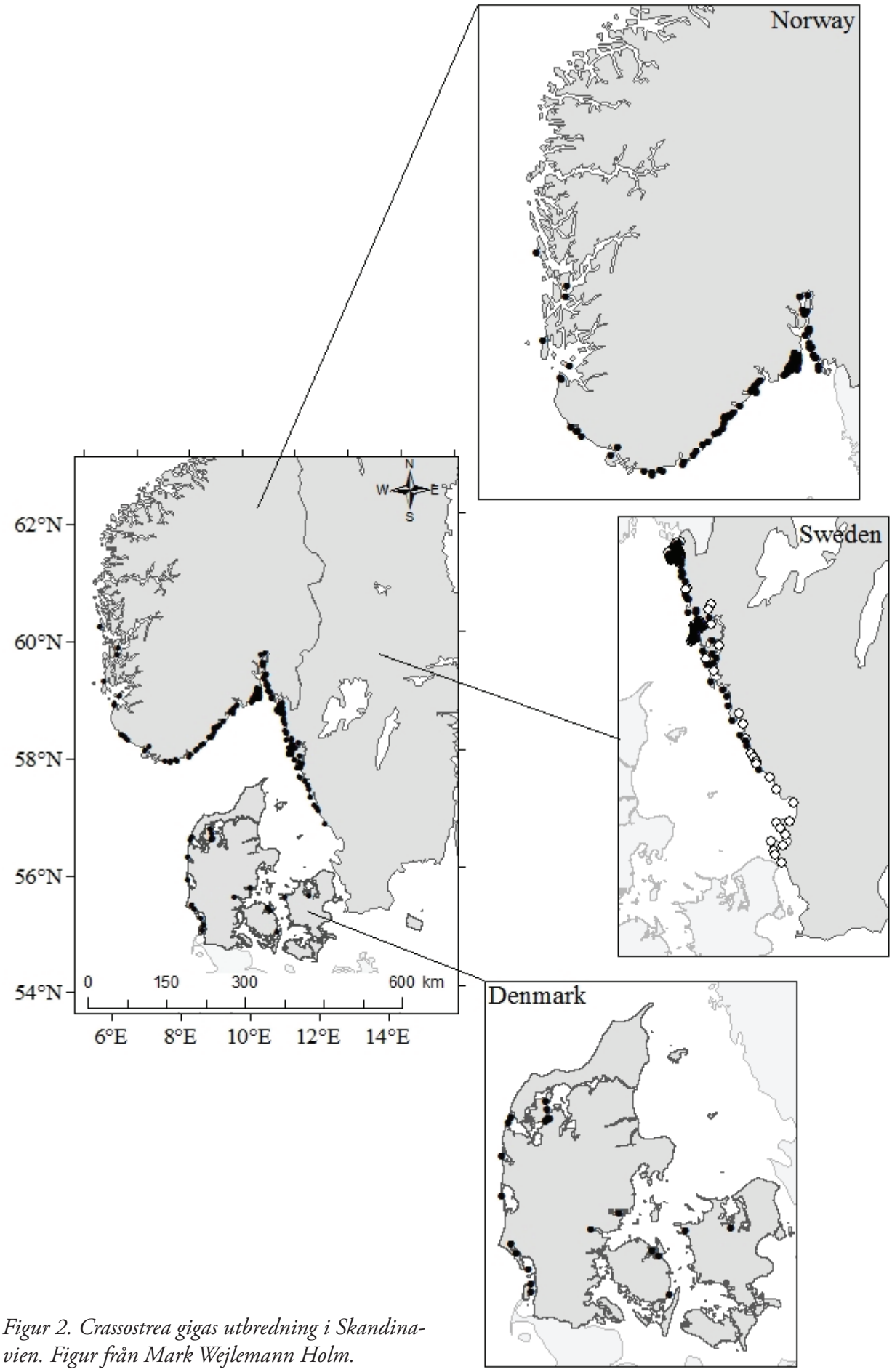
Genetik

Var *C. gigas* i Sverige kommer ifrån är ännu oklart. Det är osannolikt att den mängd larver som krävs för att orsaka den massiva invasion som upptäcktes 2007 kommer från dumpat ballastvatten. En möjlighet är att ostron som importerats för konsumtion sumpats i kustnära områden och sedan reproducerat sig. De länder som matostron i Sverige importeras från är Frankrike, Holland och Irland. Hittills har framkommit att två av de svenska ostronpopulationerna (vid Tjärnö och vid Lysekil) skiljer sig genetiskt från Franska och Holländska ostron (analyser baserat på data från Rohfritsch et al. 2013b). Det är därför osannolikt att ostronen i de svenska populationerna kommer från ostron importerade för konsumtion från Frankrike och Holland.

Ytterligare ett allternativ är att larver spridits från danska populationer med havsströmmar. Vad gäller släktskapet med de danska populationerna (Vadehavet och Limfjorden) så finns ingen genetisk skillnad mellan de två svenska ostronpopulationerna vid Tjärnö och vid Lysekil och de två danska populationerna (Meurling 2013). Detta indikerar att populationerna antingen separerade nyligen eller har ett betydande genutbyte. Jämförelse av den genetiska sammansättningen av ostron från två norska lokaler indikerar för en av lokalerna ett nära släktskap med svenska och danska ostron. Den andra populationen skiljer sig däremot genetiskt både från alla skandinaviska populationer samt från franska ostron, varför ursprunget till denna lokal fortfarande är okänt. Ytterligare analyser pågår för att utreda släktskapet mellan de skandinaviska ostronen vidare.

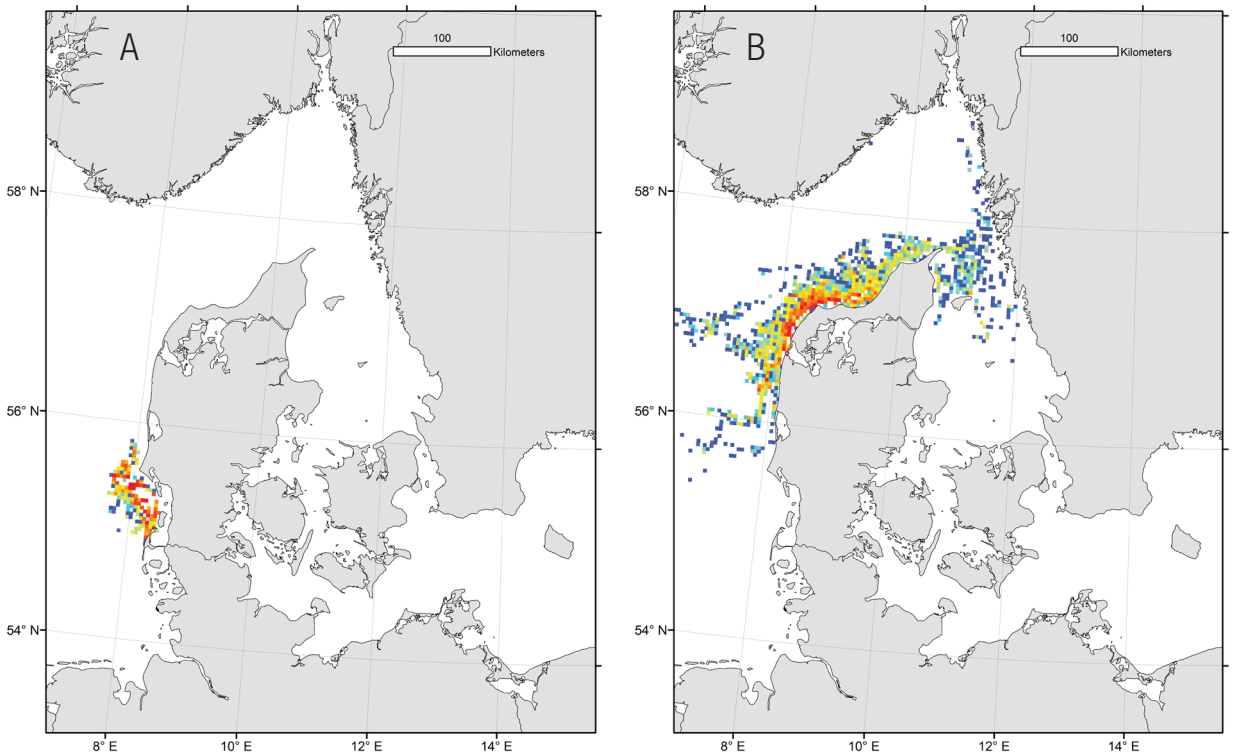
Oceanografisk spridningsmodell

En oceanografisk spridningsmodellering (Jonsson, P. & Strand, Å., opublicerat data) baserad på



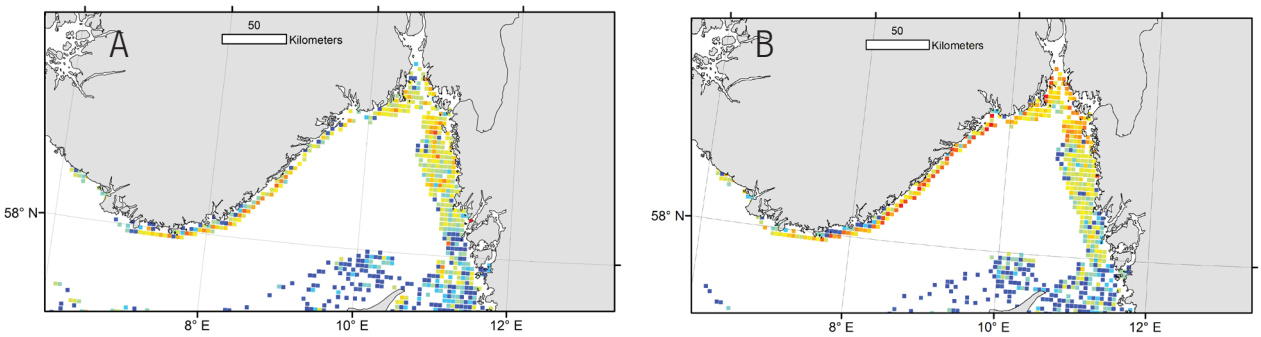
Figur 2. Crassostrea gigas utbredning i Skandinavien. Figur från Mark Wejlemann Holm.

information om strömmar, temperaturer, salthalter och djup har genomförts för att utvärdera sannolikheten för en spridning från Danmark till Sverige. Resultaten från simuleringarna av larvspridning under en generation indikerar att en oceanografisk spridningsbarriär hindrar larver från danska Vadehavet att spridas norrut (Figur 3a). Den troligaste källan till de ostron som finns i Sverige idag skulle enligt spridningsmodellen vara Limfjorden (Figur 3b), även om sannolikheten för larverna att nå Sverige är liten. Modellen indikerar också att de flesta larverna skulle landa i Göteborgsområdet (Figur 3b). Naturlig spridning från danska Vadehavet är därmed osannolik, men är teoretiskt möjlig från Limfjorden. Vid inventeringar 2007 efter den initiala koloniseringen återfanns de tätaste bestånden av ostron i området strax norr om Göteborg (Figur 12). Detta indikerar att Limfjorden kan vara en sannolik källa till ostronen i Sverige.



Figur 3. Sannolika spridningsmönster mellan Danmark (Vadehavet: a, och Limfjorden: b) och Sverige för larver av Crassostrea gigas baserat på en oceanografisk spridningsmodellering. Rött-gult=sannolika områden larverna landar i, blått-grönt=områden som få larver sprids till, vitt=områden som larverna inte sprids till enligt modellen.

Utifrån den oceanografiska spridningsmodelleringen kan också vissa slutsatser dras vad avser konektiviteten mellan de svenska ostronpopulationerna och Norge. Ostronlarver från populationer vid Lysekil sprids lätt vidare norrut längs svenska västkusten (Figur 4a). Samma sak gäller larver från ostronpopulationer vid Tjärnö. Dessa larver sprids med stor sannolikhet också vidare längs norska sydostkusten (Figur 4b). Ursprunget till de norska ostronen är under utredning. Enligt Bodvin et al. (2010) fanns redan observationer av arten i Norge före 2007, men dessa fynd tros vara kopplade till odlingsverksamhet. I likhet med Sverige hittades flera stora bestånd av arten 2007. Det är därför möjligt att ostronpopulationerna i Sverige och Norge har samma ursprung. För resultat från genetiska analyser se s. 18.



Figur 4. Sannolika spridningsmönster längs med svenska västkusten (Lysekil: a, och Tjärnö: b) och Norge för larver av Crassostrea gigas baserat på en oceanografisk spridningsmodellering. Rött-gult=sannolika områden larverna landar i, blått-grönt=områden som få larver sprids till, vitt=områden som larverna inte sprids till enligt modellen.

Vilka faktorer påverkar ostronens utbredning?

Gränserna för en arts utbredning påverkas både av biotiska och abiotiska miljöfaktorer. Varje art har sitt eget unika utbredningsområde inom vilket artens fortlevnad är optimerad och arten kan endast överleva en begränsad tidsperiod då miljöförhållandena närmar sig artens kritiska toleransgränser. *C. gigas* är, liksom många invasiva arter, mycket tolerant mot varierande förhållanden. I nedanstående stycken ska vi diskutera hur förhållandena i Skandinavien påverkar artens fortlevnad i området.

Föredraget habitat

2009 genomfördes en inventering (Nyberg 2010) för att utreda mer i detalj hur vanliga ostronen var samt vad de fanns i för olika habitat. Två delområden (runt Tjärnö och runt Lysekil) valdes ut och detaljinventerades. Totalt besöktes över 250 lokaler, varav *C. gigas* påträffades på 60% av lokalerna. Trots att vissa habitatkategorier är underrepresenterade i inventeringen så kan några generella slutsatser dras. Ostronen kan slå sig ner på i stort sett alla typer av substrat, allt ifrån lersediment (dock krävs då förekomst av små substratpartiklar t.ex. skalfragment eller små gruskorn) till hårda substrat (klippor, stenar, grus, brofundament osv., Wrange et al. 2009, Nyberg 2010). De kan också finnas i miljöer med *Fucus*. Ostronen gynnas av lokaler med liten vågpåverkan men som ändå har gott vattenutbyte (Nyberg 2010, Figur 5). Förekomst av blåmusslor är inte ett måste, dock verkar arterna trivas i liknande miljöer. I inventeringen 2009 ingick endast områden som var grundare än 3 meter. Inom detta djupintervall var ostronen som vanligast på ca 0,5 m djup. Observationer av yrkesverksamma inom ostronnäringen indikerar dock att djuputbredningen kan vara mycket större, samt att den ökar, vilket behöver utredas vidare.

Figur 5. Exempel på lämplig lokal för ostron (Crassostrea gigas). Bild Å. Strand.

I ett nordiskt samarbetsprojekt (Dolmer et al. 2014) har en riskutvärdering vad avser olika habitattyper som bedöms som viktiga för ostronen i Skandinavien utförts. Dessa habitat baserades på EUNIS klassificering och var:

Sub-littoral hårdbotten utan tidvatten/ström (low energy rock)
Tidvattenzon med sand och lera (Littoral sand and mud)
Tidvattenzon med biogena rev (Littoral biogenic reefs)

Sublittorala sediment (Sub-littoral sediments)

För alla habitattyper gjordes bedömningen utifrån lågenergiområden (lite eller inget tidvatten, svaga strömmar och låg vågexponering) och högenergiområden (stora tidvattenvariationer, starka strömmar eller kraftig vågexponering). Riskutvärderingen för bedömning av ytterligare etablering av ostron i de utvalda habitaten byggdes upp kring två långtidsklimatscenarier (IPCC, scenario AIB och A2, 2100) samt ett korttidsscenario (NMR, 2050). För mer detaljer kring detta se Dolmer et al. (2014). Sammanfattningsvis bedömdes alla habitat typer i lågenergiområden vara utsatta för en liten till måttlig risk för en ökad bioinvasion, liksom tidvattenzon med sand och lera i högenergiområden, medan biogena rev och sublittorala sediment i högenergiområden bedömdes löpa en hög risk för en ökad bioinvasion.

Temperatur och salinitet

C. gigas är mycket tålig mot variationer i abiotiska förhållanden och klarar torrläggning under långa perioder. Förutom tillgång till lämpliga substrat påverkas arten huvudsakligen också av temperatur, salinitet, pH och tillgång till föda (planktonförekomst, växtplankton kan uppskattas genom klorofyllmätningar). Optimal salinitet och temperatur för tillväxt och överlevnad för olika livsstadier av *C. gigas* presenteras i tabell 1. Lämpliga förhållanden för reproduktion och för juvenila stadier är mer begränsade än för överlevnad av adulter. Bottenfällning av larver sker ca 20-35 dagar efter lek beroende på vattentemperatur.

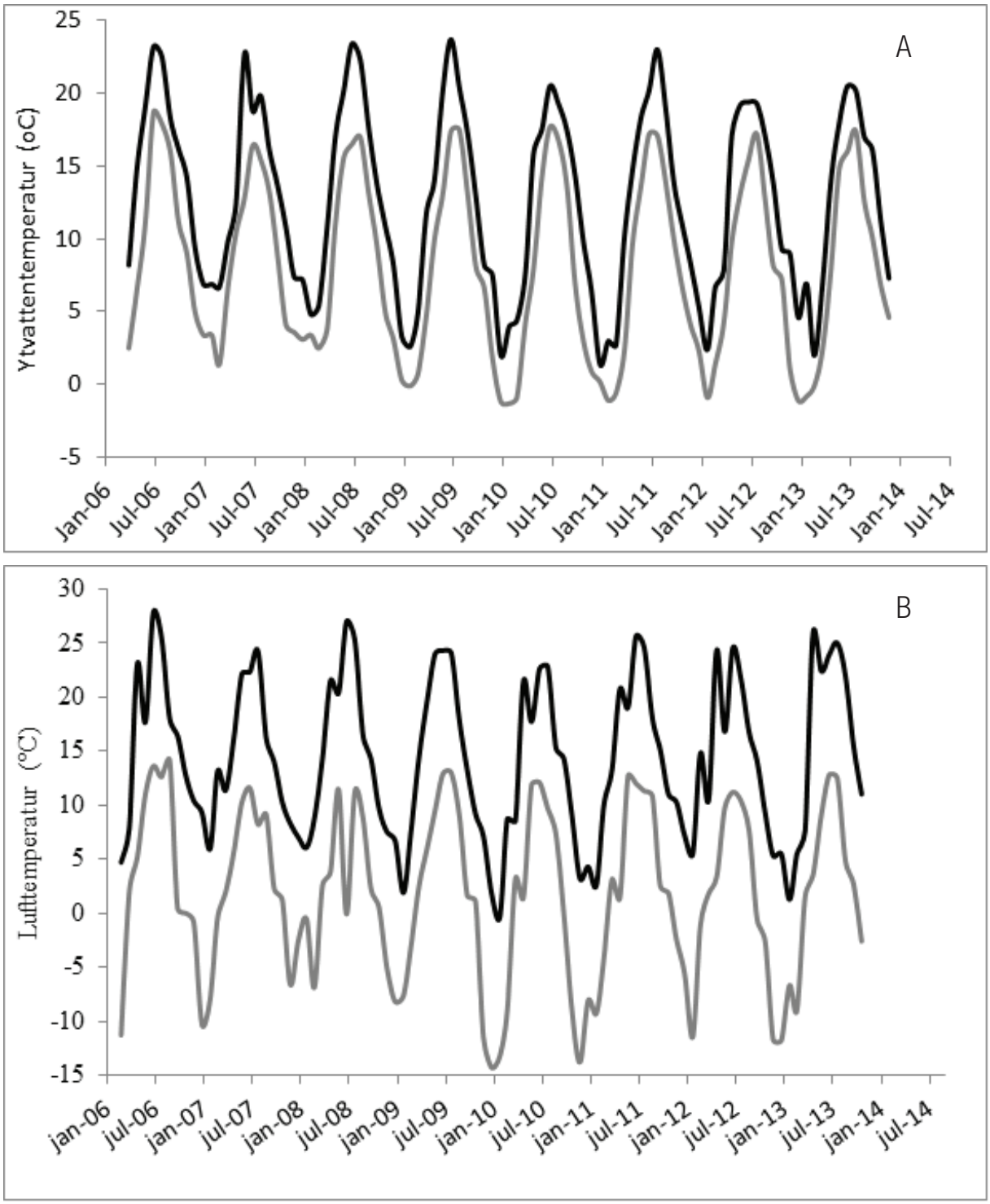
Tabell 1. Sammanställning av temperatur och salinitetsgränser för olika stadier av Crassostrea gigas.

	Temperatur (°C)		**Salinitet (‰)**	
	Max	**Min**	**Max**	**Min**
Överlevnad adulter	30-40[*1,5,12]	3-(-22[6])[5,9-11]	42-55[*5]	5-15[3,5]
Optimal för tillväxt	25[3]	20-22[5]	35-42[3,5]	15-25[4,5]
Gametproduktion	34[8]	10[5]	42[5]	10-30[5]
Lek	18-20[3,5,13-15]	>16[7]	41[5]	23[7]
Överlevnad larver	30[3]	15[3]	35-41[5]	10-15[3,5]
Optimal tillväxt larver	28[5]	20[5]	29[5]	19-25[2,5]

*=korta perioder

1 Le Gall & Raillard 1988
2 Nell & Holliday 1988
3 Pauley et al. 1988
4 Brown & Hartwick 1988
5 Wiltshire 2007
6 Strand et al. 2011
7 Ruiz et al. 1992
8 http://www.daff.gov.za/daffweb3/Branches/Fisheries-Management/Aquaculture-and-Economic-Development/aaquaculture-sustainable-management/Biodiversity
9 Quayle 1969
10 Diederich et al. 2005
11 Diederich 2006
12 Bougrier et al. 1995
13 Mann, 1979
14 Ruesink et al., 2005
15 Dutertre et al., 2009

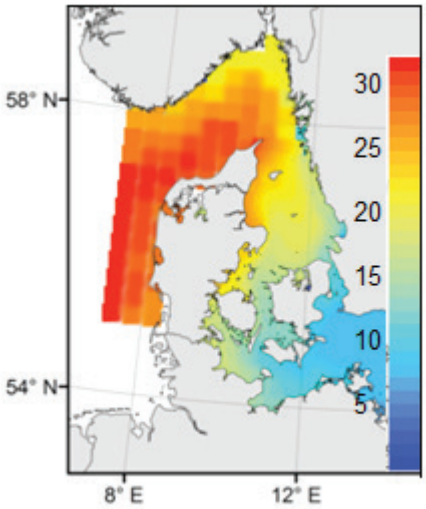
Enligt en ekologisk habitatmodellering av Carrasco &h Baron (2010) för utbredning av jätteostron kan arten finnas i miljöer med en ytvattentemperatur på mellan -2 och 29 °C och en lufttemperatur på mellan -23 och 31 °C. Liknande gränser (-1 till 30°C i världen och -1 till 25°C i Europa) för ytvattentemperatur och saliniteter (12-35‰) erhölls av Obst M. & Strand Å. (opublicerat data, se s 25) vid en habitatmodellering av arten. Generellt sett varierar ytvattentem peraturen i Skandinavien mellan -1 och 24 °C och lufttemperaturen mellan -15 och 280 °C (SMHI, Figur 6).



Figur 6. Max (svart linje) och min (grå linje) havsvattentemperatur (1 m) vid Tjärnö (a) och lufttemperatur vid Koster (b) i Sverige 2006-2013. Data från SMHI.

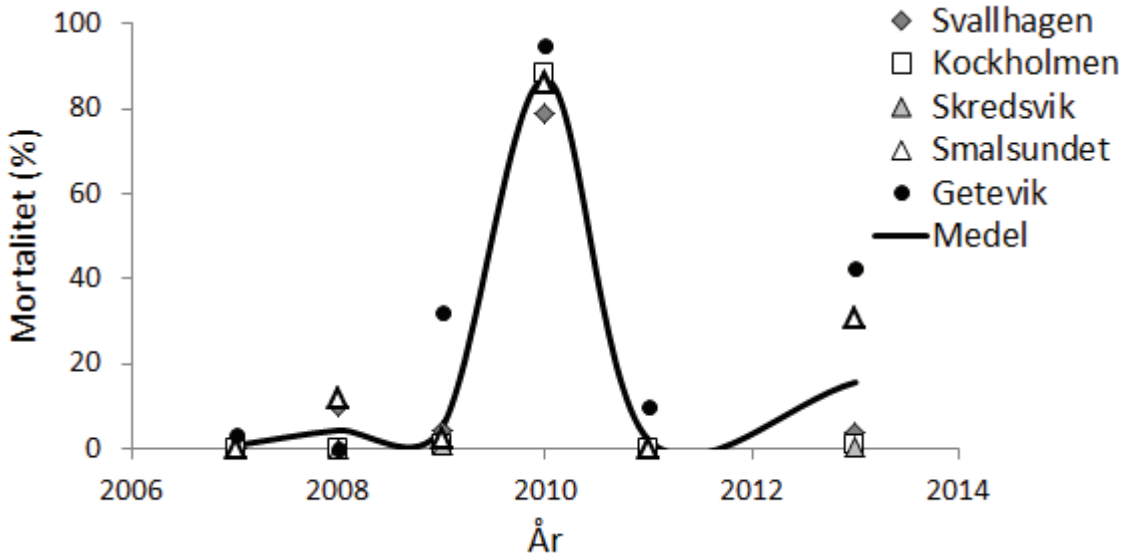
Saliniteten längs med svenska västkusten ökar norrut från Öresund mot Norska kusten (Figur 7). Enligt dessa modeller ska därmed varken ytvattentemperatur, lufttemperatur eller salinitet i Skandinavien orsaka några problem för överlevnad av arten i Skandinavien under normala förhållanden. Det är dock möjligt att reproduktion av arten längs södra delen av svenska västkusten kan vara problematisk på grund av de låga salthalterna (se Tabell 1 och Figur 7).

Att de abiotiska förhållandena i Skandinavien inte utgör ett problem för ostronen stärks av att vinterdödlighet för arten hittills inte har varit tillräckligt hög för att begränsa artens expansion i Vadehavet (Reise 1998, Diederich 2006) och i Skagerrak (Bodvin et al. 2010, Nyberg 2010). Tidigare uppgifter om vinterdödlighet för *C. gigas* i Sverige visar också endast en liten effekt av vinterförhållanden på ostronpopulationerna (Figur 8). Även med lufttemperaturer ner till -10 °C har vinterdödlighet varit mindre än 12% sedan invasionen 2006, förutom under den mycket hårda vintern 2009/2010 (Strand et al. 2012, Figur 6 och 8). Mortaliteten efterföljande vinter var mycket begränsad trots extrema förhållanden (Figur 6 och 8), med stor sannolikhet beroende på att de individer som skulle varit i riskzonen denna vinter dog redan vintern innan och återkolonisering av de köldexponerade områdena ännu inte ägt rum. Temperaturmässig var vintern 2012/2013 inte lika sträng som de två extrema vintrarna 2009/2010 och 2010/2011 (Figur 6). Mortaliteten var dock relativt hög efter vintern på två lokaler (Figur 8). Då lokalerna inte inventerades 2012 är det svårt att säga vad denna mortalitet beror på.



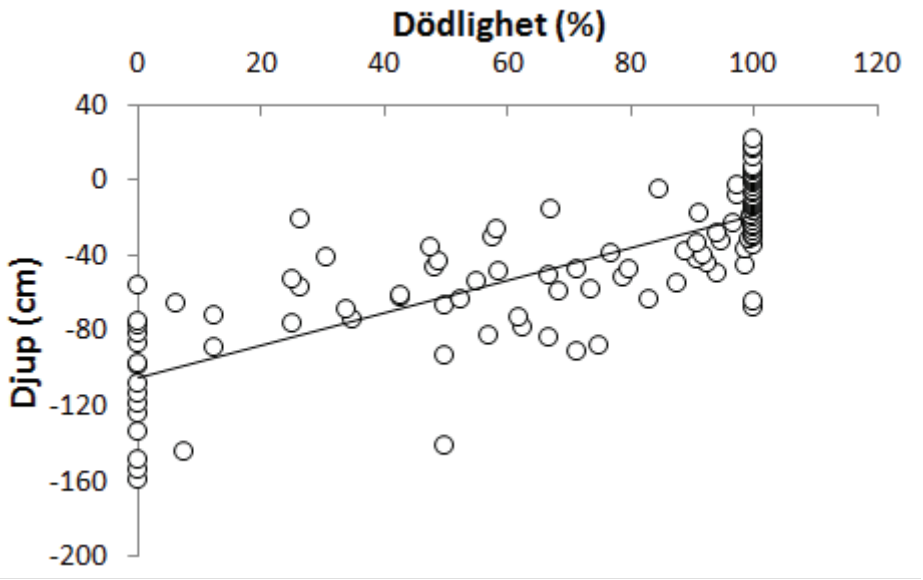
Figur 7. Förändring i salthalt längs med svenska västkusten. Figur modifierad utifrån original erhållet av Per Jonsson, baserat på data från ICES.

Den generellt sett låga vintermortaliteten indikerar att normala klimatförhållanden i Skandinavien inte utgör ett allvarligt hinder för fortsatt överlevnad och utveckling av ostronpopulationerna. Arten



Figur 8. Mortalitet (%) av japanska jätteostron (Crassostrea gigas) vid fem lokaler på svenska västkusten inventerade årligen från 2007 till 2013.

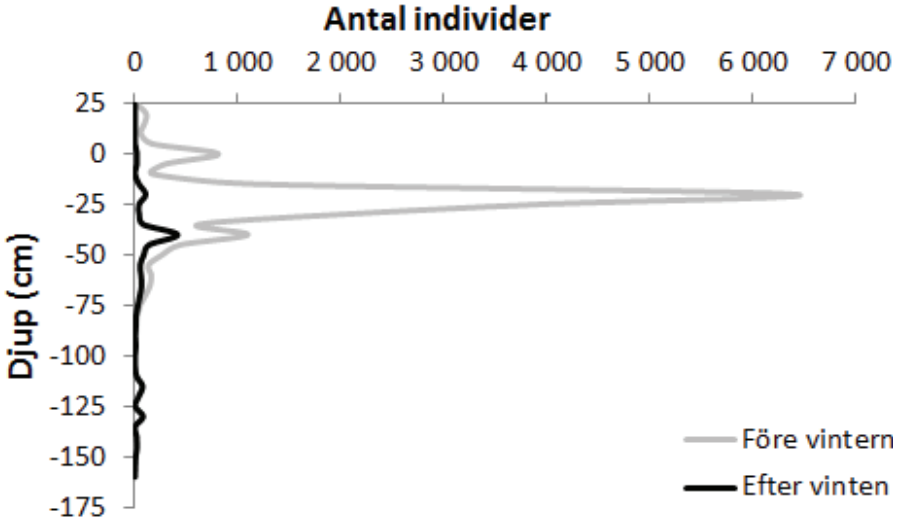
kan emellertid vara nära sin toleransnivå, och vid extrema klimatförhållanden som de upplevda vintern 2009/2010 kan arten närma sig den lägre temperaturgräsen för sin utbredning, vilket kan förklara den kraftigt ökade dödligheten som observerades vintern 2009/2010. Klimatförhållanden i regionen kan således tillfälligt minska ostronpopulationerna men att arten utrotas i området av naturliga händelser är högst osannolikt.



Figur 9. Dödlighet för ostron (Crassostrea gigas) på 17 lokaler i Tjärnö och Lysekilsområdet korrelerat mot djup.

Vintern 2009/2010 var som tidigare nämnt en av de kallaste och hårdaste i Skandinavien på många år. Is- och snötäcket var mer omfattande än på de senaste 15 åren och långvariga perioder med mycket låga temperaturer rådde. Medellufttemperaturen var 5-6 °C lägre än en genomsnittlig vinter i både Danmark, Sverige och Norge, och minimumtemperaturer på -10, -15 och -12°C uppmättes i Danmark, på svenska västkusten och på den norska sydkusten. Mycket hög dödlighet (ca 87%) bland ostronen uppmättes i Sverige (Strand et al. 2012). Dödligheten för ostronen var mycket djupberoende med högre dödlighet på grunda områden än på djupare (Linjär regression, $P<0.001$, djup (cm)=0.862 • mortalitet (%) – 105.01, Figur 9). Medeldjupet för 50% mortalitet kan med regressionsekvationen beräknas till 62 cm, vilket korresponderar väl med det beräknade medeldjupet för vattenstånd vid isläggning och isens tjocklek (totalt 61 cm, data från SMHI).

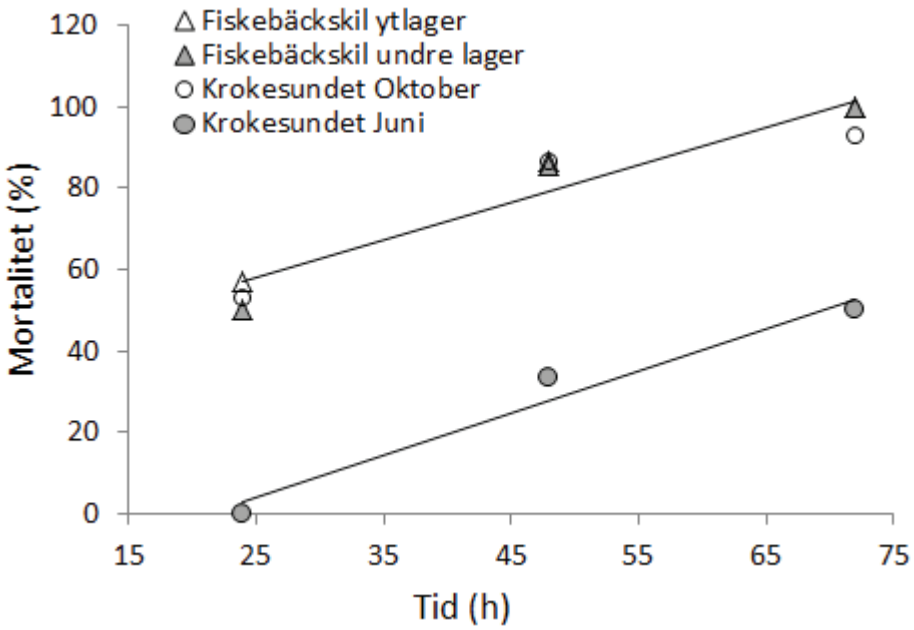
Ostronpopulationernas djupfördelning påverkades också mycket av rådande vinterförhållanden och den relaterade mortalitet som dessa förhållanden orsakat. 2009 fanns ca 90% av ostronen grundare än 50 cm djup, medan efter vintern 2009/2010 var motsvarande siffra ca 40% (Figur 10).



Figur 10. Djuputbredning av japanska jätteostron (Crassostrea gigas) på 17 lokaler i Tjärnö och Lysekilsområdet före och efter vintern 2009/2010.

De japanska ostronen har i studier visat sig

vara extremt köldtåliga och kan överleva flera dygn i -22° C (Strand et al. 2011, Figur 11). Den höga mortaliteten vintern 2009/2010 antas därför vara ett resultat av kombinationen av en lång sammanhängande period med mycket lågt vatten, kontinuerligt mycket låga temperaturer samt kraftig isbildning. Trots den höga mortaliteten efter vintern fanns det fortfarande kvar flera mycket stora ostronpopulationer, varmed sannolikheten för ytterligare spridning av arten fortfarande var hög.



Figur 11. Mortalitet för japanska jätteostron (Crassostrea gigas) efter olika lång exponering för -22° C. Ostronen som samlades in i juni (Krokesundet Juni) hade utsatts för vinterliknande förhållanden (mörker, lägre vattentemperaturer och födobegränsning) innan försöket.

pH

Det är sedan länge känt att djur i havet påverkas av den pågående havsförsurningen och många organismer med kalkskal kan komma att påverkas negativt av havsvattnets minskande pH. För *C. gigas* syns effekten av detta tydligt i odlingsanläggningar på nordamerikas västkust där odlingsföretag fått installera pH reglering av vattnet till kläckerier av ostronlarver för att öka överlevnad och bottenfällning av larverna. Enligt de utvärderade miljöfaktorerna vid en habitatmodellering av arten utförd av Obst, M. & Strand, Å. (opublicerat data, se s. 25), uppskattades *C. gigas* kunna tåla pH värden mellan 7.88 och 8.31 (8.07-8.31 i Europa). Data om pH-i ytvattnet längs med svenska västkusten är svårt att hitta, dock förefaller värdena ligga i intervallet 8.12-8.31. I dagens läge verkar därmed inte pH vara en reglerande faktor för ostronförekomsten. Dock bör påpekas att pH i havet är förväntat att sjunka framöver samt att de tolererade pH värdena gäller adulta ostron. Juvenila stadier har ofta ett snävare toleransintervall och är känsligare för förändringar. ICES (WGMASC; ICES 2012) har genomfört en review över påverkan på havsförsurning på kommersiella musselarter (Tabell 2). I rapporten fastställs att ostronens metabolism, skalbildning, överlevnad och tillväxt kan komma att påverkas.

Övriga abiotiska parametrar (syre, nitrat, klorofyll)

Vid habitatmodelleringen av *C. gigas* utförd av Obst, M. & Strand, Å. (opublicerat data, se s. 32), bedömdes också gränsvärden för syre, nitrat och klorofyllförekomst (Tabell 3) för att utvärdera vilka faktorer som påverkar artens utbredning. I Sverige överlappade de globala utbredningsgränserna för de olika parametrarna med vad som finns uppmätt i Sverige. Syre, nitrat och klorofyll bör därmed inte vara begränsande för artens fortsatta spridning och fortlevnad i Sverige.

Tabell 2. Förväntade effekter av havsförsurning på Crassostrea gigas. Tabell från ICES (WGMASC; ICES 2012)

Species	pH	Response	Reference
Mytilus edulis Crassostrea gigas (juvenile & adult)	7.4 to 8.2	Mussel calcification declined linearly with decreasing pH and shells dissolve at pCO2 values ~ pH 7.5. Oyster CR also declined linearly but at a lower rate.	Gazeau *et al.* (2007)
Crassostrea gigas	7.7 & 8.07	Effects on energy metabolism detected.	Lannig *et al.* (2010)
Crassostrea virginica (juveniles)	7.5 & 8.3	Significant increase in juvenile mortality rates, inhibition of shell and body growth, altered physiology and shell properties. Reduced survival.	Beniash (2010)
Mytilus edulis (small adults)	6.7 to 8.1	No shell growth at pH 6.7 and reduced at 7.1. Higher mortalities for smallest mussels.	Berge *et al.* (2006)
Mytilus edulis (adults)	6.7 to 7.8	Immune response (levels of phagocytosis) declined during 32 day exposure to acidified sea water.	Bibby *et al.* (2008)
Saccostrea glomerata (embryos)	~ 7.5 to 8.3	Increasing temperature and pCO_2 combined to significantly decrease fertilization success, leading to fewer veligers, increased abnormalities and smaller sizes.	Parker *et al.* (2009)
Saccostrea glomerata	7.6 to 8.1	With decreasing pH, survival of larvae decreased, and growth and development were retarded.	Watson *et al.* (2009)
Mytilus edulis (adults)	7.5 to 8.2	Calcification can be maintained at control rates at pH 7.5. Long term acclimation to elevated pCO_2.	Thomsen *et al.* (2010)
Mercinaria mercinaria (juvenile)	7.1 to 7.8	Maximum mortality of 11% at lowest pH and evidence of massive external shell dissolution in smallest size-classes.	Green *et al.* (2004)
Mercinaria mercinaria (juvenile)	pH not reported	Buffering of sediments with crushed shell reduces mortalities caused by aragonite undersaturated sediments.	Green *et al.* (2009)
M. mercenaria Argopecten irradians (larvae)	7.5 to 8.1	Thicker, more robust shells and faster growth at preindustrial CO_2 levels. Malformed and eroded shells at reduced pH.	Talmage & Gobler (2010)
M. mercenaria Argopecten irradians Crassostrea virginic (larvae & juvenile)	7.8 to 8.2	Larvae were substantially more vulnerable to elevated CO_2 than juvenile stages. The negative effects of CO_2 and temperature were additive for 2 species of larvae.	Talmage & Gobler (2011)
Mytilus edulis (larvae)	7.6 to 8.1	Effects on both hatching rates and D-veliger shell growth that could lead to decreased settlement success.	Gazeau *et al.* (2010)
Crassostrea virginica (juvenile)	7.4 to 8.3	Biocalcification declined significantly with pH reduction.	Waldbusser *et al.* (2011a)
Crassostrea virginica	7.2 to 7.9	Dissolution rates were significantly different among all 4 pH treatments. Lowering pH increased dissolution rate.	Waldbusser *et al.* (2011b)
Crassostrea virginica Crassostrea ariakensis (larvae)	7.8 to 8.2	Only the Eastern oyster showed shell loss and growth reduction. Contrary to previous expectations, both species demonstrated net calcification and growth when aragonite was undersaturated.	Miller *et al.* (2009)
Haliotis rufescens (larvae)	7.9 & 8.1	Decreased thermal tolerance for some developmental stages.	Zippay *et al.* (2010)
Chlamys farreri	7.3 to 8.1	Calcification and respiration significantly declined as pH decreased.	Mingliang *et al.* (2011)
Pinctada fucata	7.6 to 8.1	Signs of malformation and/or dissolution in shells and decrease in shell strength	Welladsen *et al.* (2010)
Pinctada fucata	7.6 to 8.1	no significant difference in the number of byssal threads produced	Welladsen *et al.* (2011)

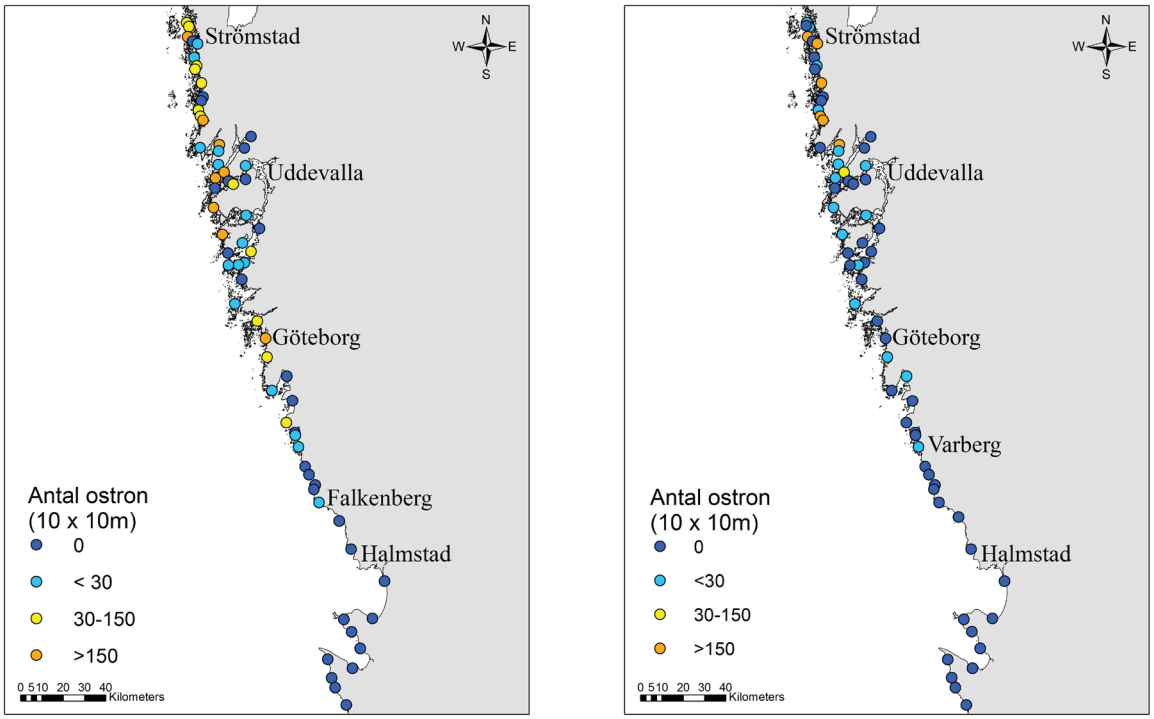
Tabell 3. Modellerade gränsvärden för syre, nitrat och klorofyll för Crassostrea gigas utbredning globalt, i Europa samt i förhållande till faktiska värden uppmätta i Sverige.

	Syre (ml/l)		**Nitrat (µmol/l)**		**Klorofyll A (mg/m3)**	
	Max	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**	**Min**
Global modell	7.42	5.04	33.61	0.36	65.56	0.15
Europa modell	7.42	5.57	33.61	1.12	64.56	0.36
Sverige	9.88	4.24	11.79	0.02	22.1	0.2

Var i Sverige finns ostronen?

Geografisk utbredning samt förändring sedan den initiala invasionen 2006

2007 då stora mängder *C. gigas* påträffades längs den svenska västkusten genomfördes en inventering för att fastställa artens geografiska utbredning. Arten påträffades då från Strömstad ner till strax norr om Falkenberg (Wrange 2008, Figur 12a), men senare inkom också rapporter om bestånd med levande *C. gigas* vid Hallands Väderö. 2013 upprepades inventeringen (Figur 12b).



Figur 12. Geografisk utbredning av Crassostrea gigas i Sverige 2007 och 2013.

På sex år har en del förändringar skett i utbredning och täthet av ostronen. År 2013 hade den sydligaste utbredningen förskjutits norrut till strax norr om Varberg. Den låga tätheten av ostron längs med södra delen av västkusten har tidigare diskuterats vara en konsekvens av de lägre salthalter som generellt finns i området (Wrange 2008). Områdets låga salthalt (Figur 7) kan potentiellt tillåta överlevnad av ostronen men kan ha en negativ effekt på reproduktionen. Eftersom ytströmmarna i området huvudsakligen går norrut längs kusten kommer dessa sydliga bestånd (om lokal reproduktion inte främjas), vara beroende av tillförsel av larver från andra områden. Enligt den utförda spridningsmodelleringen (se s. 18) är sannolikheten för spridning av larver från Danmark till dessa områden liten, varför det förefaller troligt att dessa lokaler på sikt kommer dö ut om ingen nyrekrytering sker. Detta mönster kan också observeras i inventeringsdata från 2013 (Figur 12b). Det är dock möjligt att andra faktorer också påverkar ostronens utbredning. Vid inventeringen 2013 registrerades flera olika abiotiska faktorer (vattencirkulation, substrat och vågexponering). Längs den södra delen av kusten dominerade sandbottnar som substrat. Ostron har påträffats på denna typ av substrat längs norra delen av kusten varför substrat borde kunna exkluderas som orsak till avsaknad av ostron i södra Sverige. Vattencirkulationsförhållanden tycks inte heller de påverka ostronens geografiska utbredning. Ostronen påträffades i områden med måttlig till mycket god cirkulation och dessa kategorier var tillgängliga både längs norra och södra kuststräckan, men ostron påträffades bara i den norra

delen. Vågexponeringen skiljde sig dock mellan olika delar av kusten. Den södra kuststräckan är mycket vågexponerad och inga ostron påträffades i denna exponeringskategori. Endast exponeringskategorier med lägre påverkan ingick i studien längs den norra delen av kusten. Att exponeringen är av betydelse för ostronens utbredning stämmer med observationer gjorda av Nyberg (2010), som inte heller påträffade ostron på exponerade lokaler längs den norra kuststräckan. Det är sannolikt att flera faktorer samspelar och tillsammans ger det utbredningsmönster som observerats vid inventeringarna. Antalet lokaler med levande ostron hade också minskat 2013, framför allt lokaler som 2007 hade låga tätheter av ostron hade 2013 inga levande ostron alls. Förändringen verkar dock inte vara kopplad till lokalernas djup utan är mer sannolikt relaterad till tätheten av ostron på lokalen och nyrekrytering. Den dominerande åldersklassen på lokalerna är ostron lekta hösten 2011. Det finns ett starkt samband mellan antalet adulter på lokalen 2011 och antalet nyrekryterade ostron samma år, samt mellan antalet ostron 2012 och antalet nyrekryter 2012 (baserat på längdfrekvensdata), med ökande nyrekrytering i samband med högt antal adulter. I linje med detta har också tätheterna på de lokaler som fortfarande har ostron förändrats. 2007 var den högsta uppmätta tätheten på de inventerade lokalerna 4 individer/m2. 2013 hade maxtätheten ökat till ca 1 200 individer/m2. Med andra ord så har det skett en generell utglesning av lokaler där lokaler med få ostron haft låg nyrekrytering och därmed dött ut medans lokaler med fler ostron istället ökat i täthet. I bottenfällningsstudier (studier där man mäter antalet nyligen bottenfällda ostron) har ett starkt samband mellan adulta ostron och antalet nyligen bottenfällda ostron också påträffats (Laing 1995, Kochmann et al. 2008, Wilkie et al. 2013). Liknande samband har också observerats i Sverige (L. Thorngren, pers. obs.). Det är därmed hög sannolikhet att en population med levande adulta ostron kommer öka i antal då nyrekryter attraheras till lokalen.

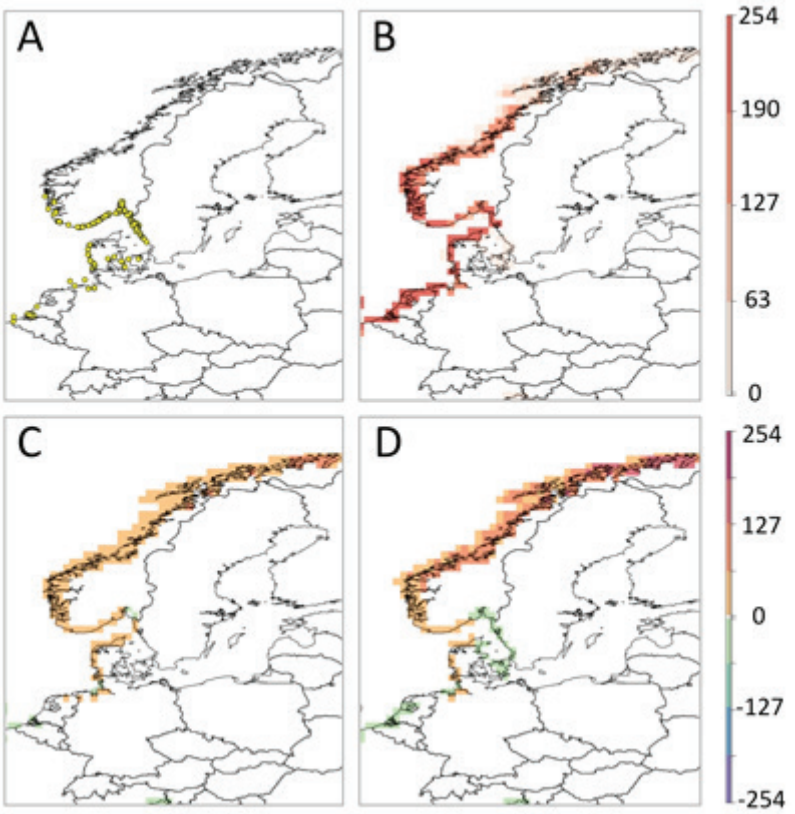
Habitatmodellering

För att utreda artens potentiella geografiska utbredning i Skandinavien har en habitatmodellering genomförts (Obst, M. & Strand, Å. opublicerat data). Observationer av *C. gigas* för modelleringen togs från de inventeringar som genomförts i Sverige, mottogs från kollegor i Norge (Torjan Bodvin och Stein Mortensen) och Danmark (Per Dolmer och Mark Wejlemann Holm) samt importerades från GBIF (Global Biodiversity Information Facility; http://gbif.org). Alla unika observationer identifierades och sållades sedan ut för att användas till modelleringen, detta resulterade i 300 datapunkter i Europa (338 i världen, 1249 före sållning) (Figur 13a). Eftersom avstånd till land, ytvattensalthalt, min och max ytvattentemperatur, isutbredning och pH tidigare konstaterats påverka utbredningen av *C. gigas* så inkluderades de i modellen. Modelleringen genomfördes också med två olika framtidscenarior, 2050 och 2100, baserade på de klimatförändringar som väntas framöver (AquaMaps Environmental Dataset[1]).

I den nordliga delen av modellen förutsägs arten kunna förekomma utöver sitt nuvarande utbredningsområde. Speciellt norska västkusten förefaller ha lämpliga miljöförhållanden för arten (trots att förekomst av *C. gigas* i dagens läge endast är rapporterad till Bergenområdet, Figur 13a och b). Detta indikerar att arten potentiellt kan komma att sprida sig ytterligare i Norge. I modelleringen bedömdes utbredningen av lämpliga miljöförhållanden öster ut (mot Östersjön) vara begränsad. Generellt sett så är lämpliga förhållanden för ostron i Sverige primärt koncentrerade norr om Göteborg i Bohuslän (Figur 13b), vilket överensstämmer med gjorda fältobservationer. I Norge och Danmark

[1] http://www.aquamaps.org/envtdata/main.php 2014-04-29

beräknades områden med lämpliga förhållanden för ostron utgöra 90 och 34% av kuststräckan för respektive land. Motsvarande siffra för Sverige var 7% (av hela Sveriges kuststräcka). Trots den begränsade arean med lämpliga förhållanden i Sverige (generellt sett Bohuslän), förväntas arten förekomma i höga tätheter i de lämpliga områdena, däremot bedöms risken för ytterligare spridning söderut som liten.



Figur 13. Habitatmodellering av Crassostrea gigas i Skandinavien. a) visar de datapunkter som använts vid modelleringen, b) den modellerade utbredningen i dagens läge, c) förändring i utbredning mellan nu och 2050 och d) förändring i utbredning mellan nu och 2100. Rött/organge=områden med ökande lämplighet för ostron, grön/blå=områden med minskande lämplighet för ostron.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) förutspår att den globala medeltemperaturen kommer att öka under de kommande 100 åren, och att extrema väderförhållanden kommer blir allt vanligare (IPCC 2007). Eftersom den geografiska utbredningen av arter är starkt beroende av abiotiska faktorer, kommer arters utbredningar förändras som en effekt av klimatförändringar. I Skandinavien visar de modellerade utbredningsscenarier för 2050 (Figur 13c) och 2100 (Figur 13d) på stora effekter av klimatförändringarna. Baserat på modelleringarna förmodas *C.gigas* utbredning öka i nordöstra Storbritannien och längs norska västkusten. I de modellerade framtidscenariorna finns inga indikationer på att arten kommer att ha förutsättningar för att sprida sig till Östersjön. Trots den förväntade förändringen av möjligt utbredningsområde för arten indikerar inte modellen någon större ökning av artens totala potentiella habitat i Skandinavien till 2100 utom för Norge. I Norge beräknas mängden lämpliga habitat öka med ca 5%. I Danmark och Sverige förväntas förekomsten av lämpliga habitat minska med 2 och 0.6% för respektive land. Vad denna minskning beror på är ännu inte klarlagd. Det är möjligt att förändringen är kopplad till det förväntade ökade utflödet av bräckt vatten från Östersjön, vilket kommer påverka salthalterna längs svenska västkusten.

I den ovanstående beskrivna habitatmodelleringen förväntas ingen vidare spridning av *C. gigas* till Östersjön. Samma resultat erhölls även när modelleringen genomfördes utan salthalt som faktor. Detta indikerar att andra faktorer än salthalt kan påverka artens sydliga utbredning i Sverige. Abiotiska faktorer som kan påverka artens utbredning diskuteras i stycket ”Vilka faktorer påverkar ostronens utbredning?” (s. 23-30).

Hur mycket ostron finns det i Sverige?

Den tidigare presenterade informationen kan användas för att beräkna antal och biomassa av de ostron som uppskattas finnas i Sverige våren 2014. I följande stycke kommer dessa beräkningar att redovisas.

1. Utbredning

Geografisk utbredning av *C. gigas* undersöktes 2007 och 2013 (se s. 31, Figur 12). I studien konstaterades att störst tätheter av arten finns i norra Bohuslän (Strömstad, Tanum, Sotenäs och Lysekils kommuner). Beräkningarna delades därför upp i område norra Bohuslän och område södra Bohuslän. Rapporter har sedan dess inkommit av täta bestånd av arten bland annat vid Orust, varför beräkningarna bör betraktas som en underskattning.

2. Lämplig livsmiljö

Ostronen finns grunt (0-3m), på alla typer av substrat och på lokaler med liten vågpåverkan (SAKU : ultraskyddat-moderat exponerat) men som ändå har gott vattenutbyte (se s. 23).

3. Tillgänglig area av lämplig livsmiljö

Tillgänglig area som uppfyller kriterierna 0-3 m samt vågexponering = ultraskyddat till moderat exponerat beräknades utifrån SAKU data i GIS (geografiska informationssystem) till 84 km^2 i norra Bohuslän och till 178 km^2 i södra Bohuslän (fördelat på olika exponeringskategorier, data från Per Bergström).

4. Hur stor del av arean har ostron?

Baserat på detaljinventeringen 2009 (se s. 23), kan antalet lokaler med och utan ostron i olika exponeringskategorier beräknas (tabell 4).

Tabell 4. Förekomst av lokaler med ostron i olika exponeringskategorier.

Exponeringskategori	% av lokalerna som har *C. gigas*
Moderat exponerat	16.7
Skyddat	51.2
Mycket skyddat	60.4
Extremt skyddat	54.8
Ultraskyddat	52.9

5. Hur stor area har ostron?

Genom att multiplicera den tillgängliga arean för varje exponeringskategori (punkt 3) med den procentuella förekomsten av ostron inom varje exponeringskategori (punkt 4) kan arean för varje exponeringskategori som det finns ostron på beräknas. Den sammanlagda arean i norra Bohuslän blir 41 km2 och i södra Bohuslän 91 km^2.

6. Hur hög är tätheten av ostron?

Från två inventeringar genomförda 2013 (geografisk utbredning, se s. 31, Figur 12, samt uppföljning av vintermortalitet och nyrekrytering) finns tätheter på 43 lokaler registrerat. Medeltätheter på lokalerna användes till beräkningarna. Medeltätheterna varierade mellan 0.01-398 individer/m^2 i

Tabell 5: Täthet av ostron (antal individer av ostron/m2)

Exponeringskategori	Täthet (antal individer/m2)
Moderat exponerat	0.01
Skyddad	18.6
Mycket skyddat	41.0
Extremt skyddat	18.3
Ultraskyddad	14.2

norra Bohuslän, men var i medeltal 29.6. Det var stor variation mellan de olika exponeringskategorierna i medeltäthet av ostron (tabell 5). I södra Bohuslän fanns bara data från 7 lokaler. Medeltätheterna varierade mellan 0.01-1.0 individer/m^2. På grund av den begränsade datamängden och de låga tätheterna användes ett medelvärde för hela området stället för exponeringsindelade medelvärden. Medeltätheten var 0.18 individer/m^2.

7. Hur många ostron finns det i Bohuslän?

För att beräkna antalet ostron multipliceras tätheterna i respektive exponeringskategori (alt. medeltätheten i södra Bohuslän, punkt 6) med den beräknade arean som har ostron (punkt 5). Detta ger totalt ca 950 000 000 och 17 000 000 ostron i norra respektive södra Bohuslän.

8. Hur är förhållandet mellan längd och ålder för ostronen?

Från de fem lokaler som inventerats årligen 2007-2013 (se Figur 14 samt sektion ”Hur ser ostronens populationsstruktur ut” s. 39-42) kan ett förhållande mellan ostronens längd och ålder etableras. 0+ (dvs ostron som bottenfällt på hösten och mäts året efter) hinner växa till ca 20 mm till tidig vår (april-maj) och är ca 65 mm på hösten (Augusti). 1+ (dvs ett år äldre ostron) är ca 70-75 mm på våren, 2+ ca 135 mm och äldre ostron 180-200.

9. Hur såg storleksfördelningen av ostron ut i Bohuslän 2013?

Från inventeringar genomförda 2013 (punkt 6) finns längdfrekvensdata insamlat. Utifrån dessa data samt de längd-ålderskategorier som presenterades i punkt 8 så kan förhållandet mellan ostron av olika storlekskategorier beräknas till ca 13% 0+, 80% 1+ och 7% äldre ostron.

10. Hur många ostron av varje storlekskategori fanns det 2013?

För att beräkna antalet ostron i respektive storlekskategori multiplicerades antalet ostron i norra respektive södra Bohuslän (punkt 7) med fördelningen av ostron inom respektive storlekskategori (punkt 9) och blev:

Norra (950 miljoner)
0+: 120 000 000
1+: 765 000 000
2+: 65 000 000

Södra (17 miljoner)
0+: 2 000 000
1+: 14 000 000
2+: 1 000 000

Figur 14. 5 lokaler i Bohuslän som inventerats årligen 2007-2013.

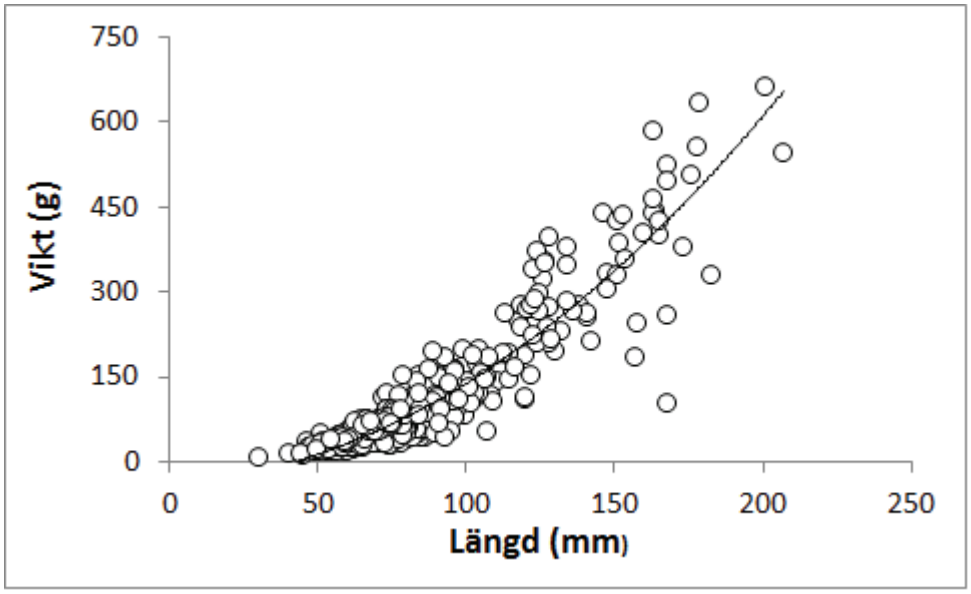
11. Hur mycket väger ett ostron?

För beräkning av biomassa av ostronen utvecklades en ekvation som beskrev förhållandet mellan längd och vikt för ostron

(Figur 15). Ekvationen baserades på 600 ostron insamlade i Norge, Sverige och Danmark. Vikten anges i gram och längd i mm.
Vikt = 0.05•Längd^2 + 0.3•Längd – 38

R^2 = 0.86

De ostron som 2013 var 0+, 1+ och 2+ år kommer 2014 utgöra ålderskategorierna 1+, 2+ samt >2. Genomsnittsvikten (g) för ostron i respektive åldersklass beräknades med hjälp av längd:vikt ekvationen och presenteras i tabell 6.



Figur 15. Längd (mm):Vikt(g) förhållande för 600 japanska ostron insamlade i Sverige, Norge och Danmark.

Tabell 6: Längd:vikt förhållandet av ostron av olika ålder.

2013	2014	Längd 2014 (mm)	Vikt 2014 (g)
0+	1+	75	67
1+	2+	135	270
2+	>2	180	493

12. Hur stor biomassa av ostron fanns det i Sverige våren 2014?

För att uppskatta biomassan av ostron i norra respektive södra Bohuslän multiplicerades antalet individer i respektive storlekskategori med vikten av ett ostron i varje storlekskategori. Den beräknade biomassan blev ca 250 000 ton ostron i Bohuslän.

Norra
1+: 8 000 ton
2+: 206 000 ton
>2+: 31 000 ton
Totalt: 245 000 ton

Södra
1+: 140 ton
2+: 3700 ton
>2+: 560 ton
Totalt: 4 400 ton

13. Bootstrapanalys

För att tillämpa försiktighetsprincipen utfördes ytterligare en analys för att beräkna ett konfidensintervall för det tidigare framtagna medelvärdet för antal ostron och biomassan av dessa i norra Bohuslän. För att beräkna konfidensintervallet utfördes en så kallad bootstrap analys av de tätheter som använts i beräkningen av antalet ostron i norra Bohuslän. Metoden bygger på simuleringar av medelvärdet av de tätheter som uppmätts i fält. Med 80% sannolikhet kommer medeltätheten av ostron i olika exponeringskategorier i Norra Bohuslän ligga mellan följande minimi och maximivärden:

Tabell 7: Minimitätheter och maximitätheter (antal individer av ostron/m²) för de inventerade lokalerna i respektive exponeringskategori, erhållna genom bootstrap analys av lokalernas medeltätheter.

Exponeringskategori	Minimitäthet	Maximitäthet
moderat exponerat	0.0	0.0
Skyddad	4.6	33.0
Mycket skyddat	7.2	76.0
Extremt skyddat	6.8	30.8
Ultraskyddad	11.3	82.3

14. Minimi och maximiantal och biomassa

Genom att nyttja dessa minimi och maximitätheter (Tabell 7) på samma sätt som tidigare beskrivet (punkt 7-12), kan ett konfidensintervall för det tidigare presenterade medelvärdet fås fram. Som minst blir då antalet ostron och biomassan av dessa i norra Bohuslän ca 250 miljoner eller 65 000 ton ostron och som mest 1 740 miljoner eller 450 000 ton ostron.

Hur ser ostronens populationsstruktur ut?

I detta avsnitt fokuserar vi på tätheter, nyrekrytering och bottenfällning, åldersstruktur och tillväxt för ostronen i de svenska populationerna. För de 5 ostronlokaler som inventerats årligen sedan 2007 (Figur 14) finns data rörande alla dessa parametrar insamlade.

Tätheter, mortalitet och nyrekrytering

Generellt sett (på alla fem lokalerna tillsammans) så ökade medel- och maxtätheterna av ostron från 2007 till 2009 (Tabell 8). Den höga mortalitet orsakad av den stränga vintern 2009/2010 reflekteras som kraftigt reducerade medel- och maxtätheter på alla lokaler vid inventeringen 2010. Mellan 2010 och 2011 förändras inte medel- eller maxtätheterna nämnvärt, men 2013 kan en markant ökning i både medel och maxtätheter av ostronen noteras.

Nyrekrytering av ostron har skett årligen sedan den ursprungliga invasionen, dock med varierande framgång, både mellan år (Tabell 8) och mellan lokaler (Figur 16). Baserat på längdfrekvensdata från 2013 års inventering och tidigare noterade längder för olika åldersklasser så kan antalet nyrekryter för 2012 uppskattas trots att lokalerna inte inventerades detta år. Datat indikerar att en mycket lyckad rekrytering skett hösten 2011 med hög överlevnad under vintern 2012, vilket resulterat i de höga tätheter som påträffades vid inventeringen 2013 trots den begränsade rekryteringen som skedde 2012 (Tabell 8 och Figur 16).

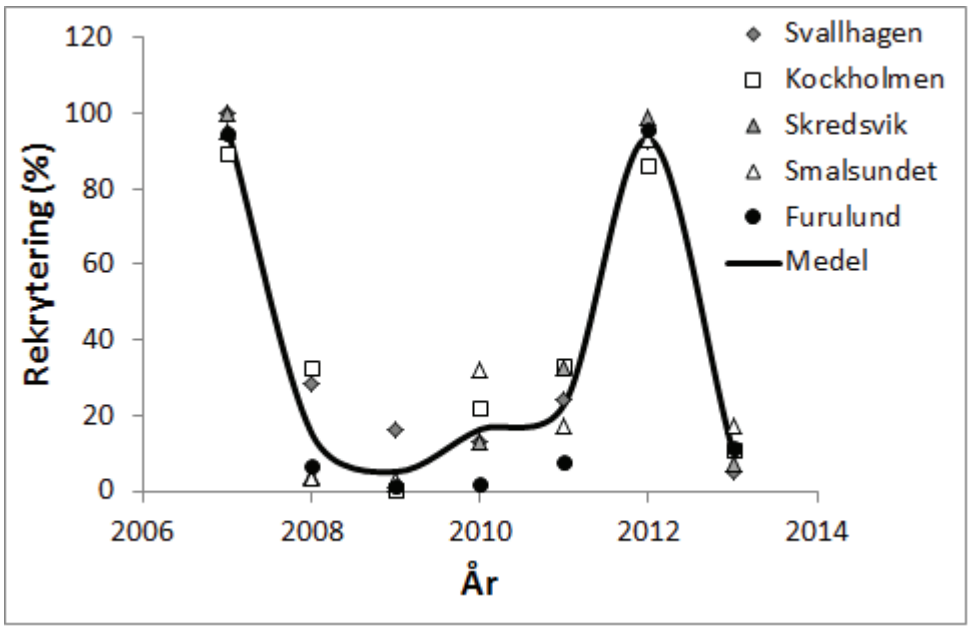
Tabell 8. Medeltäthet och maxtäthet (antal individer/m2), medelmortalitet, medel nyrekrytering, medel skallängd (mm) och max skallängd (mm) för Crassostrea gigas på 5 återbesökta lokaler längs Sveriges västkust 2007-2013.

År	**Medeltäthet (N. Ind./m2)**	**Max täthet (N. Ind./ m2)**	**Medel dödlighet (%)**	**Medel nyrekrytering (%)**	**Medel skallängd (mm)**	**Maximum skallängd (mm)**
2007	10	748	1	96	56	101
2008	37	848	4	15	63	143
2009	71	1384	5	5	74	138
2010	3	212	87	16	90	200
2011	4	208	2	23	98	201
2013	8	560	16	10	58	260

Sommarvattentemperaturer i Sverige (Figur 6) verkar därmed inte begränsande för reproduktion av arten. Temperaturerna i de områden som ostronen finns i kan också förväntas vara något högre än de temperaturer som råder på 1 m djup då temperaturen i grunda områden kan förändras flera grader i förhållande till djupare områden genom solinstrålning. I Vadehavet har lyckad reproduktion korrelerats mot positiva avvikelser i vattentemperatur relaterat till långtidstrender av sommarvattentemperaturer (Diederich et al. 2005). Det är möjligt att ett sådant mönster kan existera även i Sverige, vilket bör utredas vidare, men trots liknande temperaturer tidigare somrar har nyrekryteringen inte varit lika lyckad som den var 2011 (Figur 6 och 16). Det kan i Sverige därmed också finnas andra faktorer som påverkar rekryteringsframgången, t.ex. vintertemperatur och födotillgång.

Värt att notera för nyrekryteringsdata är också att det hösten 2007 när den första inventeringen

gjordes redan fanns adulta ostron på flera av lokalerna (dvs. nyrekryteringen var <100%, Figur 16). Detta indikerar att *C. gigas* redan existerade i Sverige (om än i begränsad mängd) vid den stora invasionen 2006. Enligt maxlängden på de ostron som påträffades (Tabell 8) bör dessa ostron ha varit lekta 2005.



Figur 16. Nyrekrytering (%) av japanska jätteostron (Crassostrea gigas) vid fem lokaler på svenska västkusten inventerade årligen från 2007 till 2013.

I Sverige har flera olika studier gjorts för att utvärdera när bottenfällning av ostron sker (Nyberg C., Rolandsson J., Thorngren L.). Generellt sett så har mest bottenfällning uppmätts i mitten-slutet av augusti, vilket korrelerar väl till att den maximala ytvattentemperaturen ofta överstiger 20 grader i juni med sommarens högsta temperaturer i juli (Tabell 9, Figur 6).

Tabell 9. Maxtemperatur, datum för maxtemperatur samt tid för största uppmätta bottenfällning av Crassostrea gigas på olika lokaler i norra Bohuslän.

År	Maxtemperatur (°C)	Månad	Mest bottenfällning
2008	23.4	29-jul	Mitten av augusti
2009	23.7	03-jul	Mitten-slutet av augusti
2010	20.5	13-jul	Slutet av augusti
2013	20.5	31-jul	Mitten-slutet av augusti

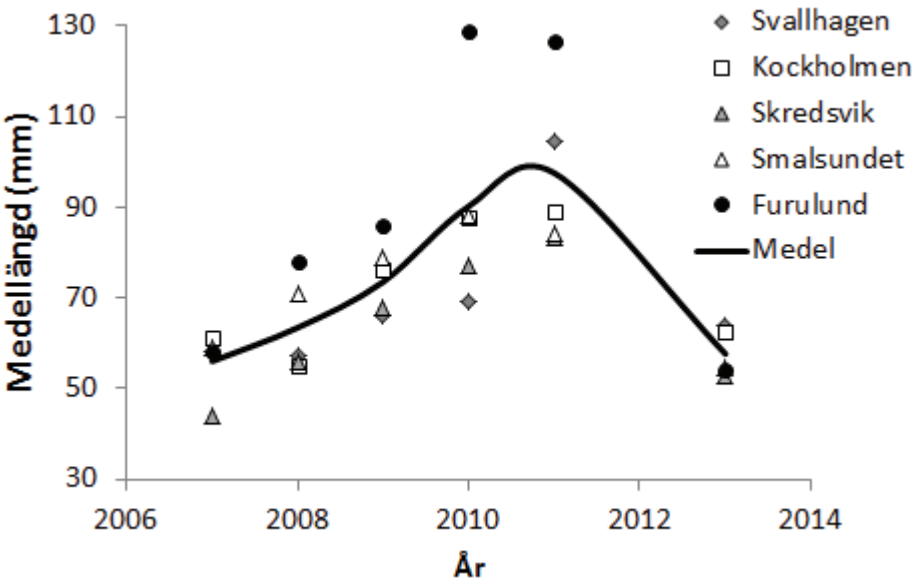
Tillväxt

Generellt sett så har medellängden för ostronen på de fem inventerade lokalerna ökat från år till år fram till 2011 (Tabell 8, Figur 17). Som tidigare nämnt indikerar detta att de ostron som bottenfällde hösten 2006 under denna period utgjorde den dominerande årsklassen vilket överensstämmer med den begränsade nyrekrytering som registrerats fram till 2011. Detta gör också att medellängden för ostronen på respektive lokal ganska väl reflekterar tillväxten för den årsklass som bottenfällde 2006. Efter nyrekryteringen 2012 har dock denna dominans av de ostron som bottenfällde 2006 brutits vilket kan ses som en minskning i medellängden för ostronen 2013.

Det japanska ostronets skaltillväxt är mycket plastisk, och beroende på substrat och täthet av ostron på lokalen så kommer ostronskalen få olika form. På sandbottnar kommer ostronen ligga platt på botten och kommer vid låga till måttliga tätheter vara ganska runda och platta. I mjuka bottnar kommer skalen få en mer upprätt position och blir mer droppformade. I mycket täta bestånd kommer formen bli avlång och smal (Figur 18). Att tillväxten vid de olika inventerade lokalerna skiljer sig

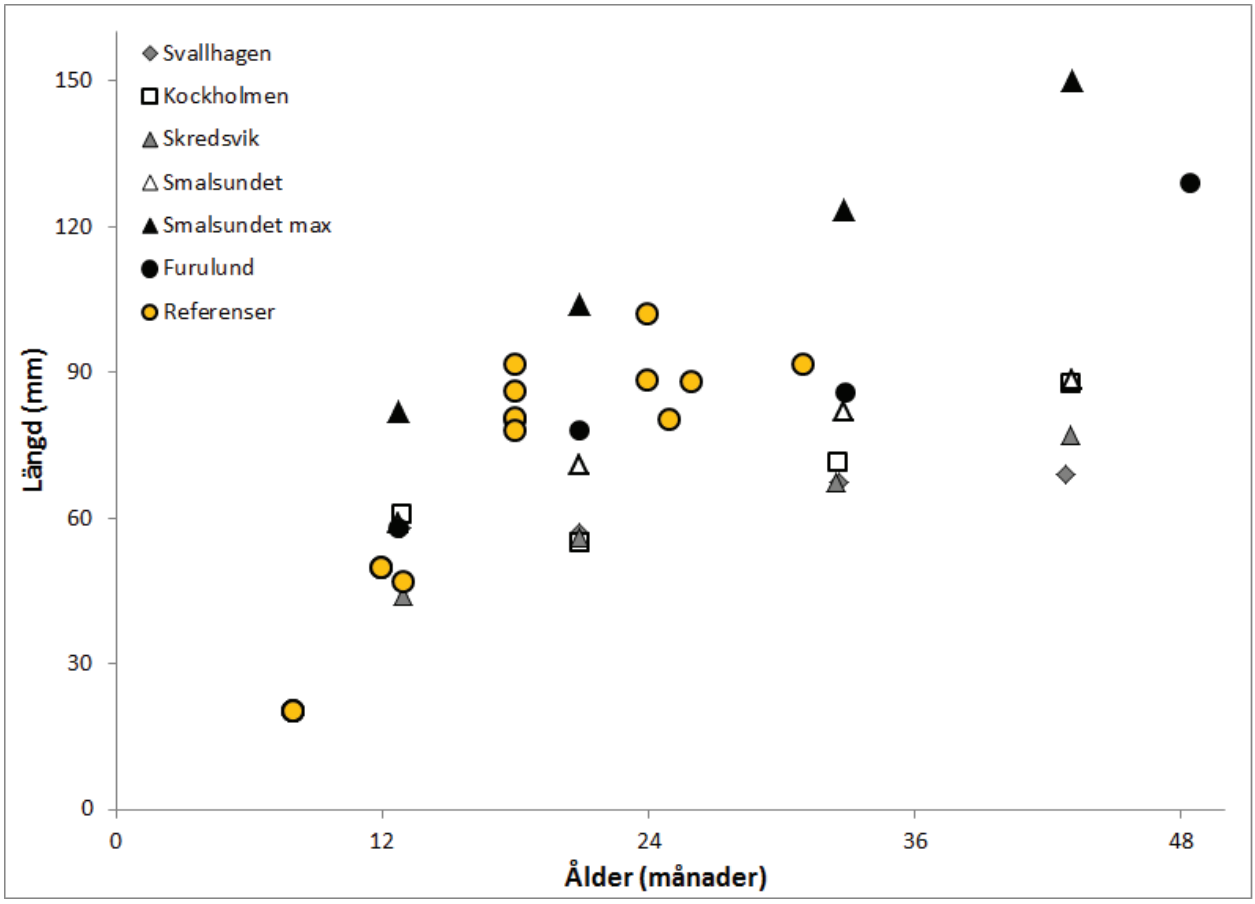
åt (Figur 17) beror därmed med stor sannolikhet inte på att områdena är olika väl lämpade för tillväxt av ostronen utan på de olika förhållanden som råder på lokalerna (substrat och täthet). Speciellt i Furulund har tätheterna redan tidigt varit mycket höga vilket lett till att dessa ostron uppvisar den klassiska långsmala formen (Figur 18). Också tätheterna i Svallhagen har under senare år ökat vilket resulterat i en ”ökning” av ostronens tillväxthastighet, dvs. de har börjar växa mer på längden och mindre på bredden än tidigare. Detta gör att tillväxten av ostron vid de olika lokalerna inte kan jämföras direkt av.

Tillväxthastigheten i svenska vatten är mycket god och jämförbar med den uppmätt i andra områden (Figur 19). Också maxlängderna på respektive lokal har ökat stadigt mellan 2007 och 2013 (Tabell 8). Den årliga ökningen i maxlängd för ostronen visar på ostronens stora tillväxtpotential i svenska vatten (Figur 19).



Figur 17. Medellängd (mm) av japanska jätteostron (Crassostrea gigas) vid fem lokaler på svenska västkusten inventerade årligen 2007 till 2011.

Figur 18. Formen på ostron (Crassostrea gigas) som vuxit tätt blir smal och avlång.



Figur 19. Tillväxthastighet för ostron i svenska vatten samt i Frankrike (His & Robert 1987, Gangnery et al. 2003) och i Japan (Okoshi et al. 1987).

Vad har ostronen för effekter?

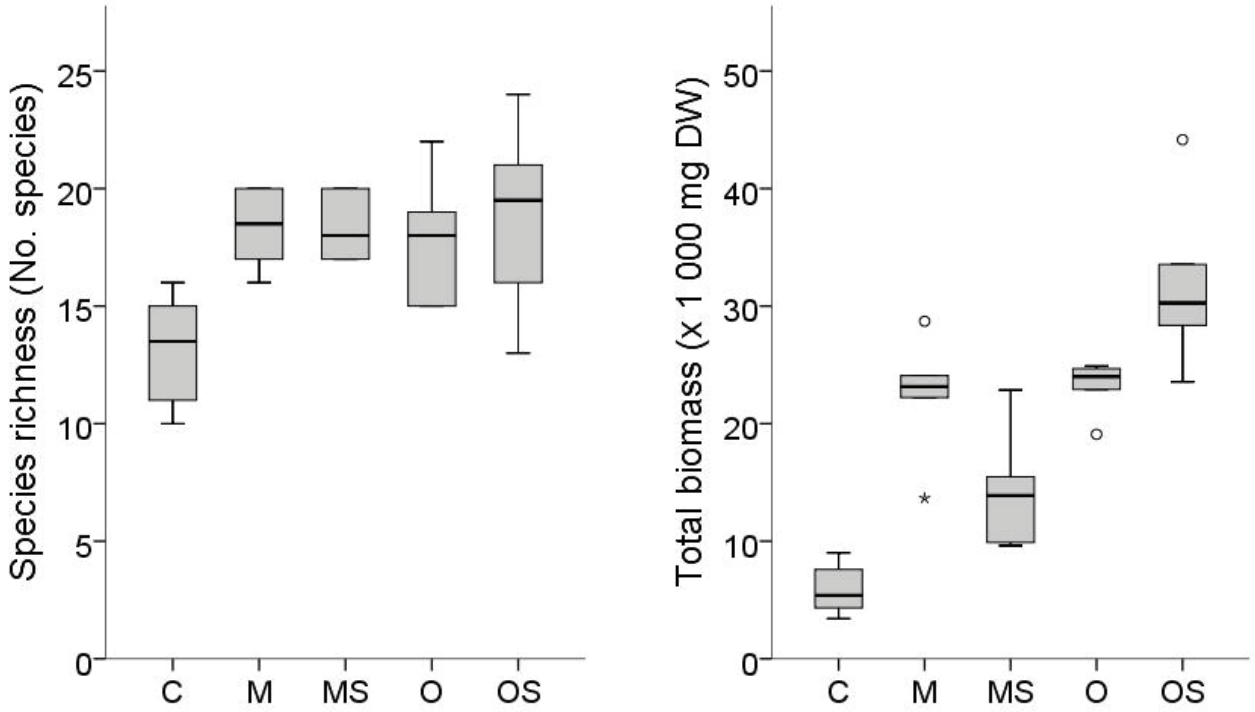
Ekosystemingenjörer: fysiska förändringar av miljön

C. gigas är en så kallad ekosystemingenjör (Jones et al. 1994), en art som direkt eller indirekt förändrar eller skapar livsmiljöer. Ekosystemingenjörer kan ha både positiva och negativa effekter på sin omgivning. *C. gigas* rev kan ockupera hundratals meter av grunda bottnar och kan orsaka ökad sedimentation och förändrade strömförhållanden. Ostronrev bidrar också till ökad sedimentstabilitet, biodeponering ökar halten av organiskt material i sedimentet och reven påverka olika trofiska nivåer genom bentisk-pelagisk koppling (Ruesink et al. 2005, Grabowski & Peterson 2007). I Sverige har Norling et al. (submitted) observerat en ökning i organisk halt i sediment under levande ostronrev, och i områden med täta populationer av ostron har ökad sedimentation observerats som följd begränsad vattenrörelse. De fysiska strukturerna kan också ha stor påverkan på närmiljön även efter att ostronen dött. Detta har visats både av Guo och Pennings (2012) i mangrovesamhällen, samt av Norling et al. (submitted) för sediment och epifauna i svenska grunda områden.

Konkurrens med inhemska arter

Det finns alltid en risk att nya invaderande arter kommer att konkurrera med den inhemska faunan. Både i Vadehavet (Diederich 2005a,b) och i Skandinavien (Dolmer et al. 2014) föredrar *C. gigas* liknande livsmiljöer som blåmusslan *Mytilus edulis*. Möjliga negativa effekter är konkurrens om utrymme och om föda (Nehls et al 2006, Nehring 2003b). Konkurrensen om utrymme är med stor sannolikhet inte en begränsande faktor för blåmusslor i Vadehavet av två skäl; stora områden är fortfarande inte koloniserade och blåmusslor utnyttjar ostronrev för bottenfällning och som skydd mot predation (Troost 2010). Liknande resultat har erhållits i Sverige (Hollander et al. submitted, Norling et al. submitted). Konkurrens om föda mellan blåmusslor och ostron kan dock inte uteslutas vid bildandet av täta bestånd (Troost 2010). Eftersom ostronens filtreringskapacitet är hög (Ruesink et al. 2005, Troost 2010, Holm et al. submitted) så finns det också en risk för negativa effekter på arter med planktoniska larvstadier i områden med täta ostronbestånd). Data från Vadehavet tyder på att även om rekryteringen av blåmusslor kan minska på grund av klimatförändring (Diederich et al. 2005, Nehls et al. 2006), uppfiltrerade larver och födobegränsning för adulter och larver (Troost 2010) så är det osannolikt att blåmusslorna kommer att utrotas. Sammanfattningsvis så finns det starka indikationer på att de två arterna kommer att kunna samexistera (Diederich 2005a,b, Markert et al. 2010, Troost 2010).

Utbredningen av det platta europeiska ostronet *Ostrea edulis* skiljer sig något från *C. gigas* utbredning. Platta ostron föredrar djupare livsmiljöer och finns främst i den subtidala zonen (områden som aldrig torrläggs) medan *C. gigas* oftast finns i tidvattenzonen. Det antas därför att konkurrensen mellan *C. gigas* och det platta ostronet borde vara begränsad (Reise 1998). Det finns dock en geografisk variation i utbredningsmönstret mellan olika populationer av *C. gigas*. Som exempel finns *C. gigas* i mycket djupare vatten i Norge och Sverige än i Vadehavet. Nya uppgifter tyder också på att *O. edulis* kan föredra grundare habitat än vad man tidigare trott (L. Thorngren, pers. komm.). Larver av *C. gigas* har en preferens för att bottenfälla på lokaler där det redan finns adulta ostron (Kochmann et al. 2008, Wilkie et al. 2013), och det finns nu information som visar att larverna också har en preferens för bankar med O. edulis (L. Thorngren, pers. komm.). Om detta är ett konsekvent mönster finns det en överhängande risk att interaktionen mellan de två ostronarterna ökar framöver.



Figur 20. Antal arter och biomassa (x 1 000 mg torrvikt) av epifauna i två grunda vikar med sandigt substrat på svenska västkusten i olika behandlingar (kontroll:K, blåmusslor:M, blåmusselskal:MS, japanska ostron:O och skal av japanska ostron:OS). Data från Norling et al. (accepted).

Effekter på infauna och epifauna

Ostronrev hyser olika typer av organismer som infauna och sessil (fastsittande) och mobil epifauna. Bildandet av ostronrev på mjuka och sandiga substrat leder till mycket starkare förändringar i substratsammansättning och habitatkomplexitet än om rev bildas på hårdbottnar. Medan epifauna arter trivs på ostronbäddar (Gutierrez et al. 2003) så är infauna arternas koloniseringsförmåga av områden som täcks av ostron begränsad. Detta resulterar i att i framväxande ostronrev kommer så småningom mjukbottensamhällen ersättas av hårdbottensamhällen (Troost 2010).

Ett flertal studier har undersökt hur bivalver påverkar samhällsstrukturen i grunda områden. Generellt sett har bivalvbäddar högre artrikedom och fler individer och biomassa av både infauna och epifauna än bart sediment (Van Broekhoven 2005, Hosack et al. 2006, Royer et al. 2006, Kochmann et al. 2008, Troost 2010, Lejart & Hily 2011). Ostronrev bidrar med ett hårt biogent substrat som ökar habitatkomplexitet, ger utrymme för nya arter, erbjuder skydd mot predation, fungerar som födosöks- och reproduktionsområden samt uppväxtområden för många arter (Crooks 2002, Escapa et al. 2004, Ruesink et al. 2005, Green et al. 2012, Kingsley-Smith et al. 2012). Som exempel bidrar skalytan till ökat substrat för fastsittande arter och större tillgång av mikrobiella filmer tillgängliga för betande arter (Kochmann et al. 2008, Markert et al. 2010). Infaunasamhället kommer att domineras av predatorarter och depositionsätare medan bara sediment domineras av suspensionsätare (Norling och Kautsky 2007, Mendonca et al. 2009, Markert et al. 2010, Lejart & Hily 2011). Bart sediment kommer också domineras av oligochaeter medan bivalvmiljöer gynnar polychaeter (havsborstmaskar, Markert et al. 2010). Liknande effekter återfinns också i skalstrukturer av döda ostron (Guo och Pennings 2012, Norling et al. submitted). Ökad epifauna och infuana i bivalvbäddar och i skalstrukturer

efter döda bivalver har också observerats i Sverige (Hollander et al. submitted, Norling et al. submitted, Figur 20).

Bivalver påverkar också trofiska strukturer i ekosystemen (sammanställt av Grabowski & Peterson 2007). Genom att ta bort plankton ur vattnet främjas bentisk (bottenlevande) flora och fauna, vilket minskar mängden näring som kommer in i och vistas i lägre trofiska nivåer. Genom att öka näringsöverföringen till bentiska invertebrater så ökar också näringsflödet även till högre trofiska nivåer som t.ex. krabbor, bottenlevande fisk, och till predatoriska fiskarter, varav många fiskas kommersiellt. Det finns även skillnader mellan organismsamhällena i blåmusselbäddar och i ostronbäddar. Skillnaderna tros vara kopplade till den utökade tredimensionella strukturen hos ostron, ökad substratyta för sessila och betande organismer, förändrad turbulens, samt den ökade stabiliteten hos ostronrev i förhållande till blåmusselbäddar (Markert et al. 2010). Ostronbäddar har observerats rymma fler arter, högre abundans av individer samt högre biomassa (ostronen ej inkluderade) än blåmusselbäddar (Markert et al. 2010). I Vadehavet gynnas framför allt sessila arter och mobil epifauna (och därmed predatorer) av ostron, medan blåmusselbäddar gynnar betande arter och suspensionsätare (Asmus 1987, Markert et al. 2010). I motsats kunde ingen skillnad i mobil epifauna mellan ostron och blåmusselbankar ses av Norling et al. (accepted) i Sverige. Ostronbäddar har också rapporterats hysa större individer än blåmusselbäddar (Kochmann et al. 2008, Markert et al. 2010, Norling et al. accepted). I tillägg så har i Sverige en stor betydelse av förekomst av tomma skal för strukturering av sublittorala samhällen observerats. Stationära fiskarter har visat sig gynnas av både ostronskal och levande musslor, medan små kräftdjur (*Corophidae sp., Idothea sp., Jaera sp*. och *Gammaridae/Talitridae/Aorida*) gynnades av blåmusselskal (Norling et al. accepted).

Även om skillnaderna mellan blåmusslor och ostron är diffusa har vissa observationer gjorts. Markert et al. (2010) fann 6 arter enbart i musselbäddar och 23 som enbart fanns i ostronbäddar. Liknande resultat med fler specifika arter i ostronbäddar än i musselbäddar har också observerats av Norling et al. (accepted) och Hollander et al. (submitted) i Sverige. I Vadehavet var det ökade artantalet i ostronbäddar genomgående för både infauna, mobil epifauna, kolonibildande arter samt sessil (fastsittande) epifauna. Anthozoer (nässeldjur, t.ex. anemoner och koralldjur), fanns uteslutande i ostronbäddar. Av de arter som återfinns både i Markert et al. (2010, Vadehavet), Norling et al. (accepted, Sverige) och Hollander et al. (submitted, Sverige) framkommer att flera arter som i Vadehavet enbart påträffades i blåmusselbäddar (*Macoma balthica*, *Phyllodoce mucosa*, *Pygospio elegans*) också påträffas både i barbotten och i ostronbäddar i Sverige, och att arter som enbart påträffades i ostronbäddar i Vadehavet (*Asterias rubens*, *Harmothoe imbricata*, *Heteromastus filiformis*) också påträffas på barbotten och i blåmusselbäddar i Sverige. Havsborstmasken Lanice conchilega gynnades dock enbart av ostron i förhållande till blåmusslor i studier av Kochmann et al. (2008) och Markert et al. (2010). Denna art påträffades dock inte i de svenska studierna. Generellt sett så förefaller lokala förhållanden (Hollander et al. submitted), säsong (Kochman et al. 2010) samt mellanårsvariationer (Markert et al. 2010) vara av större betydelse för artsammansättningen i bivalvbäddar än vilken typ av ekosystemingenjör (blåmussla eller ostron) som dominerar. Det är också svårt att dra generella slutsatser mellan Vadehavet och Sverige på grund av de naturliga variationer i fauna som existerar mellan dessa två områden.

Sammanfattningsvis så anses ostronrev i Vadehavet kompensera för förlusten av blåmusselbäddar (dock inte orsaka denna förlust) genom att ostronen ersätter blåmusslornas funktion i ekosystemet och lokala arter har inte påverkats negativt av förekomst av ostron (Kochmann et al. 2008, Markert et al. 2010).

Födoresurs för andra arter

Bivalvbäddar utgör också byte för andra arter. I Europa finns det två huvudsakliga predatorer av bivalver på grunda områden; strandkrabba (*Carcinus maenas*) och vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*, O`Neill 1983, Cohen et al. 1995). Båda arterna är vanligt förekommande på grunda områden längs skandinaviska kustlinjer och kan orsaka allvarliga skador på vilda och kommersiella bivalvbestånd (Hancock 1955, Walne & Davies 1977, Allen 1983). Båda arterna delar därmed samma livsmiljö som *C. gigas*. I predationsstudier (Y. Fredriksson och Å. Strand. opubl. data.) har observerats att både strandkrabba (*C. maenas*) och sjöstjärnor (*A. rubens*) i Sverige identifierar *C. gigas* som bytesdjur, och att de har förmågan att öppna levande ostron (Figur 21). Båda predatorerna verkar dock ha en preferens för blåmusslor (Diederich, 2005a, Y. Fredriksson och Å. Strand. opubl. data). Ytterligare predatorer som t.ex. gråtrut (*Larus argentatus*) och strandskata (*Haematopus ostralegus*) har observerats dra nytta av ostron som en ny födokälla (Cadee 2008a,b, Scheiffarth et al. 2007, Schmidt 2009), även om tätheten av fåglar som utnyttjar ostronbankar i Vadehavet är lägre än tätheten av de som nyttjar blåmusselbankar (Scheiffarth et al. 2007). Betydelsen av ostron som föda för strandskata i Vadehavet har dock ökat och arten äter nu primärt ostron (Markert et al. 2010). Det ökade utnyttjandet av ostron som föda indikerar att lokala predatorer kan anpassa sig till denna nya födokälla som därför med tiden kan komma att exploateras mer. En fågelart som dock potentiellt skulle kunna påverkas negativt är ejder (*Somateria mollissima*), som rapporterats inte kunna äta ostron (Schmidt 2009).

Figur 21. Studier av predation av strandkrabba (Carcinus maenas) och sjöstjärna (Asterias rubens) på japanska ostron (Crassostrea gigas) i Sverige. Bild Å. Strand.

Ekosystemtjänster

Med marina ekosystemtjänster avses nyttor som människor får från marina ekosystem. Ekosystemtjänster brukar delas in i fyra kategorier; understödjande tjänster (t.ex. primärproduktion och näringscirkulation), reglerande tjänster (t.ex. klimatreglering och vattenrening), tillgodoseende tjänster (t.ex. livsmedel, arbetstillfällen, byggmaterial och farmaceutiska ämnen) och kulturtjänster (t.ex. rekreation, traditioner, estetiska värden). Ostron i allmänhet (inte bara *C. gigas*) bidrar till alla fyra tjänstekategorierna (Ruesink et al. 2005, Grabowski & Peterson 2007, Grabowski et al. 2012). Samtidigt kan invasiva arter som *C. gigas* också orsaka negativa effekter som kan orsaka betydande ekonomisk förlust i det område i vilket arter etablerar sig.

Nehring (2011) beskriver de viktigaste nackdelarna med en invasion av *C. gigas*. Dessa omfattar konkurrens om mat och utrymme med inhemska arter, förändrade bentisk-pelagiska och näringsvävsinteraktioner, habitatmodifieringar, hybridisering med lokala ostronarter och överföring av parasiter och sjukdomar. I Sverige förefaller myndigheterna vara mest fokuserade på de potentiella ekologiska problem som kan uppstå, t.ex. konkurrens med blåmusslor och det svenska platta ostronet. Oron för blåmusslan kan vara mindre välgrundad än vad man tidigare trott då forskning nu visat att

framgångsrik samexistens med ostron är möjlig. För det platta ostronet är situationen annorlunda. Internationella fördrag (t.ex. OSPAR) betraktar nu det platta ostronet som en art av särskild betydelse, samtidigt som nya observationer i svenska vatten indikerar att de två ostronarterna kan ha mer överlappande utbredning än tidigare antaget. Huruvida det finns en konkurrenssituation och möjliga effekter av denna bör utredas vidare.

I Skandinavien finns i dagens läge stora ostronrev på många ställen. Särskilt i grunda, smala sund och vikar förändrar revbildningarna strömförhållanden och öka sedimentation. Efter vintern 2009/2010 som dödade en stor del av de svenska ostron, upplevdes reven också av flera markägare som ett sanitärt problem när flera tusen nydöda ostron förruttnade. Vid offentliga stränder kan rev hämma rekreation och det rörliga friluftslivet. Arten kan dessutom utgöra ett problem som påväxtorganism på båtar, bryggor, dräneringsrör och andra konstruktioner.

Spridningen av bivalvrelaterade sjukdomar är oftast ett resultat av aktiv förflyttning av levande yngel eller avelsbestånd. Både ostronskal och mantelvätska kan rymma många organismer, från bakterier till alger och en mängd marina ryggradslösa djur. Baserat på historiska data har inga allvarliga sjukdomsutbrott registrerats i bivalver i Skandinavien. Det finns dock mycket lite information om *C. gigas* eftersom övervakningen huvudsakligen har utförts på det inhemska ostronet. De två vanligaste parasiterna på ostron är *Marteilia refringens* och *Bonamia ostreae* som orsakar sjukdomarna Martelios och Bonamios. *M. refringens* hittades först hos platta ostron men parasiten kan infektera även musslor. Martelios är utbredd i större delen av mellaneuropa men Skandinavien har ansetts fritt från sjukdomen, utom ett litet område vid Orust i Sverige där parasiten påträffades 2009 men dock är obekräftad senare år. Bonamios drabbar bara platta ostron. *B. ostreae* kom till Frankrike 1979 via smittade ostron som importerades från USA. I dag är sjukdomen spridd till nästan hela utbredningsområdet för platta ostron förutom Skandinavien. För mer detaljerad information om sjukdomar och parasiter, se Lindegarth 2012 och Dolmer et al. 2014. I allmänhet är de flesta patogener värdspecifika. Det finns dock sjukdomar som kan infektera olika arter. Ett exempel är ostron herpesvirus (OsHv - 1) som misstänks vara inblandat i sommarmortaliteten som observerats för *C. gigas* i Europa på senare år. Samma virus har hittats också i platta ostron men det är inte klart om det leder till ökad dödlighet hos dem. I Skandinavien finns idag kläckerier som tar fram yngel av både *O. edulis* och *C. gigas* från lokala avelsdjur, varför import av yngel för odling eller avelsdjur inte sker. De vilda ostronbestånd som finns föryngras genom lokal naturlig reproduktion eller möjligen genom indrivande larver från Danmark, vilket resulterar i att det största hotet för sjukdomsspridning därmed är import av levande ostron för konsumtion. Trots att sumpning av ostron utanför godkända anläggningar är olagligt finns flera exempel på att detta sker, varmed risken för sjukdomsspridning och ytterligare introduktion av främmande arter ökar markant.

Trots de tidigare diskuterade negativa effekter erbjuder *C. gigas* också en rad olika positiva ekosystemtjänster (Graborowski & Peterson 2007). Några av de mest uppenbara tjänsterna är bidragen till landsbygdsutveckling och ekonomi genom tillgodoseendetjänster och kulturella tjänster. Arten är en av de 20 mest odlade arterna i världen (FAO), och som sådan är den en viktig födoresurs och inkomstkälla. I Danmark och Sverige växer intresset för att utnyttja arten kommersiellt. Handplockning av ostron är populär i båda länderna, och det pågår diskussioner om möjligheter för vattenbruk. I Sverige hämmas dock exploatering av arten av den gamla fiskelagstiftningen, där rätten till ostronen tillskrivs markägaren. Dessutom får vattenbruk av arten inte tillåtas på grund av nationella och internationella regelverk för invasiva arter. Likväl kan exploateringen av vilda ostronpopulationer bli

en värdefull inkomstkälla för många kustsamhällen. *C. gigas* exploateras inte bara för kommersiell livsmedelsproduktionen, utan också av turistföretag som organiserar dagsturer till lättillgängliga platser för handplockning av ostron. Regelbunden skörd av befintliga ostronpopulationer skulle kunna vara ett realistiskt sätt att minska risken för revbildning, men det är högst osannolikt att sådana förvaltningsåtgärder kommer att vara samhällsekonomiskt möjligt om inte kommersiella intressen är inblandade.

Förutom att bidra till understödjande och kulturtjänster så kan ökad förekomst av ostron indirekt öka det lokala fisket. Om de förväntade ekosystemförändringarna (se s. 43-46) av ostron ökar näringsflödet till högre trofiska nivåer, så kan både det kommersiella, fritids- och turismbaserade fisket dra nytta av förekomsten av ostron. Detta kan ytterligare förstärkas genom revens lämplighet som lek och uppväxtområden för fisk och kräftdjur som också livnär sig på den högre förekomsten av makrofauna i reven och finner skydd från predatorer i de komplexa strukturerna (Jansson et al. 1985, Hosack et al. 2006, Mendonca et al. 2009). Juvenila mobila fiskarter utnyttjar stationära fiskarter som föda (Coen & Luckenbach 2000, Coen 2007), vilket gör bivalvmiljöer till viktiga uppväxtområden för unga stadier av fisk som utgör basen för både det kommersiella fisket och fritidsfisket (Ruesink et al. 2005).

Övergödning av grunda kustområden är, liksom i många andra områden, ett stort problem i Skandinavien (Rosenberg, 1985). Filtrerande arter har potential att minska problematiken (Officer et al. 1982, Coen & Luckenbach 2000, Rice 2001, Newell 2004, Grabowski & Peterson 2007). I dagens läge utvärderas därför musselodling i Sverige som ett möjligt alternativ för att återställa övergödda kustområden till hälsosamma miljöer (Lindahl et al. 2005, Bergström et al. 2013). I likhet med detta, eftersom *C. gigas* är en mycket effektiv filtrerare med hög tillväxt och täta bestånd i grunda områden (Ren et al 2000, Ruesink et al. 2005), har arten potential att förbättra statusen av övergödda ekosystem (Ruesink et al. 2005).

Ostron bidrar också med ytterligare tjänster. På grund av dess revskapande förmåga har ostron föreslagits som ett verktyg för att minska erosionen av tidvattenområden i Vadehavet (Troost 2010), och kan minska stranderosion av svallvågor orsakade av båttrafik i kustnära områden (Beck et al. 2009). Genom att ostronrev återinför strukturell komplexitet till områden där naturliga samhällen som t.ex. sjögräsängar, blåmusselbankar och *O. edulis* bankar har försvunnit så kan *C. gigas* rev ersätta funktionen av de förlorade samhällena. I själva verket kan ostron till och med öka förekomsten av sådana livsmiljöer. Sjögräsängar kan t.ex. gynnas av minskad turbiditet (grumlighet i vattnet) och ökad halt av näringsämnen i sedimentet i anslutning till ostronrev (Grabowski & Peterson 2007, Beck et al 2009), och blåmusslor kan dra nytta av ökad substrattillgänglighet för bottenfällning samt skydd mot predation (Troost 2010).

Inom fiskodling och jordbruk betraktas blåmusselmjöl vara ett realistisk, miljövänligt och likvärdigt nyttigt alternativ till användningen av fiskmjöl i fiskfoder som används i vattenbruket och i kycklingfoder för äggproduktion (Duinker et al 2005, Kollberg & Lindahl 2006). Om tekniska lösningar för användningen av ostronkött som en liknande produkt kan utvecklas, skulle andelen miljövänliga komponenter i fiskfoder kunna öka ytterligare.

Aspekter på förvaltning och odling

Våra forskningsprojekt för att undersöka förekomst, spridning och ekologiska effekter av ostronet har pågått sedan 2007. Vi kan idag, 2014, konstatera en massiv förekomst (hundratusentals ton) av gigas-ostron framförallt i norra Bohuslän men ostronet förekommer också i glesare bestånd i de södra delarna, och enligt nya rapporter med stor sannolikhet i högre tätheter än tidigare trott. Det finns inget som tyder på att arten kommer att försvinna i Skandinavien på grund av naturliga händelser. Tvärtom kommer ostronen sannolikt att spridas ytterligare i regionen och antalet täta ansamlingar av ostron och revformationer kommer troligen att öka. De japanska ostronen i Sverige är idag etablerade och här för att stanna.

Sammanfattning av ostronens miljöeffekter

Diskussionen rörande jätteostronen som främmande art i Sverige har till stor del varit fokuserad på ostronens oönskade effekter, t.ex. (a) konkurrens med inhemska nyckelarter som blåmusslor och ostronet *O. edulis*, (b) förändring av ekosystem från deras naturliga tillstånd (c) fysisk förändring av miljön (d) spridning av sjukdomar och parasiter (e) problemart för påväxt på fasta strukturer och båtskrov och (f) fysiskt hinder för turism och rekreation. Farhågor om att ostronet kommer att orsaka oönskade effekter bör balanseras mot att ostronrev generellt har en viktig funktionell betydelse där dom finns, och i många delar av världen betraktas förlust av ostronrev som ett stort problem och stora insatser görs för att restaurera ostronrev. Några positiva effekter av ostronrev är t.ex att de (a) fungerar som naturliga vågbrytare och skyddar grunda områden från erosion (b) bidrar till ökad biodiversitet genom att organismer erbjuds skydd mot predation, möjligheter till substrat och föda (c) fungerar som lek- och uppväxtområden för många fiskarter (d) förändrar näringsflödet i kustnära ekosystem (e) minskar effekter av algblomningar och övergödningseffekter i grunda områden och (f) gynnar turismnäring och det rörliga friluftslivet genom nya sätt till företagande, bättre vattenkvalitet och ökad förekomst av fisk.

Våra forskningsresultat visar att ostronrev i Sverige ökar biodiversiteten, abundans (antal djur) och biomassa av både infauna (organismer som lever i sedimentet) och epifauna (organismer som lever på sedimentet) jämfört med bar botten, och att det inte finns några större skillnader i samhällsstrukturen mellan ostronrev och musselbankar. Vi har också sett en positiv effekt av ostron på förekomsten av stationära fiskarter, och att skal av döda ostron är speciellt viktiga för större djur. Vi har även sett att flera olika predatorer utnyttjar ostronen som föda. Slutsatser baserade på långtidsstudier från andra områden är nu att ostron och blåmusslor kan samexistera, men om det japanska och det svenska platta ostronet konkurrerar behöver studeras vidare.

Förvaltning av ostronbestånden

Trots de potentiella positiva effekter på många direkta och indirekta ekosystemtjänster (t.ex. filtreringskapacitet, bentisk-pelagiska koppling, näringsdynamik, sedimentstabilisering, tillhandahållande av livsmiljöer, etc.), vilket flera av våra forskningsresultat också har bekräftat, så har värdena för dessa tjänster till stor del ignorerats eller underskattats i miljövårdsrelaterade beslut (Coen & Luckenbach 2007). Detta är också fallet i Skandinavien. Den allmänna diskussion om *C. gigas* från myndigheternas sida har fokuserat på ostronens status som invasiv art, liksom på de statliga ansvarsområden relaterade till nationella och internationella regler för invasiva arter. Etablerade populationer av *C. gigas* kommer utan tvekan att påverka lokala ekosystem på många olika sätt. Hur artens närvaro kommer att värderas beror till stor del på vilket perspektiv och vilken agenda betraktaren har. Oav-

sett olika avnämares intressen så kommer *C. gigas* sannolikt utgöra en substantiell del av det skandinaviska ekosystem i framtiden. Etableringen av denna ostronart är ett tydligt exempel på globala förändringar av de marina ekosystemen och frågan som bör diskuteras är hur samhället ska möta och utnyttja dessa ändringar på bästa sätt, Således finns det ett överhängande behov av att genom dialog komma till en konsensus vad avser status och förväntad utveckling av etableringen av arten, utveckla forskning och övervakning, samt fastställa planer för förvaltning och nyttjande av de ostronbestånd som existerar i Skandinavien.

Förutsättningar för tillstånd för odling av *C. gigas* i Sverige

I dag finns ett uttalat intresse från den svenska vattenbruksnäringen att starta med odling av det japanska ostronet. Då *C. gigas* är klassad som en främmande art för Sverige är myndigheternas ståndpunkt att odling och utsättning av *C. gigas* i öppna system går emot intentionerna att förebygga och motverka effekter av redan etablerade invasiva arter. Odling av *C. gigas* ses därför inte som något som ska medges undantag från förbud att odla en främmande art (se bilaga 1). Undantag mot förbudet att odla en främmande art får endast ges av Jordbruksverket om det behövs för något vetenskapligt ändamål eller om det annars finns synnerliga skäl. Baserat på våra forskningsresultat råder det idag ingen tvekan om att *C. gigas* är en etablerad och mycket vanligt förekommande art i svenska vatten. Den är i praktisk mening inte längre främmande för Sverige. Fiskelagstiftningen gör idag dessutom ingen skillnad på olika ostronarter och tillerkänner markägaren ägarskapet till gigas-ostronet. Fiskelagen ger därmed gigas-ostronet samma status som det inhemska platta ostronet som en värdefull ekonomisk resurs.

Förslag till modell för förvaltning av *C. gigas*

Att finansiering av olika förvaltningsåtgärder ska kunna ske via åtgärdsprogram och insatser från myndighetssidan anser vi vara orealistiskt av två skäl: (1) Den enorma biomassaförekomsten och (2) Fiskelagen som begränsar myndigheternas möjligheter att förvalta privata ostronvatten. Vi ser däremot en praktisk möjlighet att begränsa vidare utbredning av oönskade ostronrev om det finns ett ekonomiskt incitament för det privata näringlivet att sköta om/förvalta vilda ostronpopulationer. Stora delar av de vilda ostronen är inte i ”säljbart” skick eftersom de har växtformer som inte är anpassade till konsumtion, därför kan en ekonomiskt livskraftig industri inte bygga på att enbart plocka och sälja vilda ostron. En mycket intressant modell kan därför vara att odling av *C. gigas* villkoras med ett skötselavtal av ett definierat havsområde, där odlaren ansvarar för att plocka bort/glesa ur en mängd av de vilda ostronen. Ett företagande som kombinerar odling med förvaltning kan få en marknadsmässig drivkraft och ger en ekonomisk stimulans för förvaltningen. Denna modell behöver utredas utifrån gällande lagstiftning, som bör anpassas till det rådande läget gällande förekomsten av denna ostronart.

Nästa steg – provodlingar med följdforskning

För att undersöka om ovanstående modell där odling kombineras med förvaltning kan fungera föreslås att näringen ges tillstånd att etablera provodlingar i samverkan med forskningen. Odling av ostron kan eventuellt komma att påverka förekomsten av det vilda beståndet genom spridning av larver från odlingarna. Den risken bör utvärderas genom att ställa det planerade odlingstonnaget i relation till den vilda biomassaförekomsten. Med ett vetenskapligt upplägg och följdforskning bör det utredas huruvida (1) odling ökar förekomsten av *C. gigas* i svenska vatten (2) om det går att begränsa spridning av ostronlarver från odlingar genom att sänka ner eller flytta odlingar till kallare eller utsötade

områden (dvs förhindra lek genom temperatur och/eller salthaltsanpassningar) samt (3) om det med skötsel av ostronbankar går att begränsa den vidare spridningen och bildandet av ostronrev i oönskade/känsliga områden.

Författarna tackar

Tack till alla våra finansiärer: Havs och Vattenmyndigheten genom Havsmiljöanslaget Dnr. 309-1719-09, Stiftelsen Olle Engkvist Byggmästare och Wåhlströms stiftelse.

Och till alla kollegor, samarbetspartners, studenter och gymnasieelever som bidragit till projektet:

SNOK (Scandinavian Network on Oyster Knowledge and management) med Stein Mortensen (Havsforskningsinstitutet), Torjan Bodvin (Havsforskningsinstitutet) och Per Dolmer (Orbicon) i spetsen.

Ane Laugen, Aronia och SLU
AnneMarie Jellema, fd, student
Fredrik Pleijel, Göteborgs universitet
Johan Blomfeldt, fd. student
Linnea Thorngren, Göteborgs universitet
Mats Lindegarth, Göteborgs universitet
Per Bergström, Göteborgs universitet
Pia Norling, HaV-myndigheten
Ylva Fredricsson, fd. student
Anna-Lisa Wrange, Göteborgs universitet
Carlo Nyberg, fd. projektassistent
Jakob Looström, fd. student
Johan Hollander, Lunds universitet
Mark Wejlemann Holm, Roskilde universitet
Matthias Obst, Göteborgs universitet
Per Jonsson, Göteborgs universitet
Sara Meurling, fd. student
Eva Lotta Blom, Göteborgs universitet

Referenser

Allen P.L. (1983). Feeding behaviour of Asterias rubens (L.) on soft bottom bivalves: a study in selective predation. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 70:79-90.

Andrews J. (1980). A review of introductions of exotic oysters and biological planning for new importations. Marine Fisheries Review 42:1-11.

Asmus H. (1987). Secondary production of an intertidal mussel bed community related to its storage and turnover compartments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 39:251–266.

Beck M.W., Brumbaugh R.D., Airoldi L., Carranza A., Coen L.D., Crawford C., Defeo O., Edgar G.J., Hancock B., Kay M., Lenihan H.,. Luckenbach M.W, Toropova C.L. & Zhang G. (2009). Shellfish Reefs at Risk: A Global Analysis of Problems and Solutions. The Nature Conservancy, Arlington VA. 52 pp.

Bergström P., Lindegarth M. & Lindegarth S. (2013). Restaurering av övergödda havsvikar med hjälp av miljömusselodling. Hav möte land. Länsstyrelsen i Västra Götaland. 31 pp.

Biodiversity Risk and Benefit Assessment: Pacific Oyster Crassostrea gigas. Department of agriculture, forestry and fisheries. South Africa.

http://www.daff.gov.za/daffweb3/Branches/Fisheries-Management/Aquaculture-and-Economic-Development/aaquaculture-sustainable-management/Biodiversity

Bodvin T., Jelmert A., Moy F., Husa V., Bysveen I. & Mortensen, S. (2013). First reef of Crassostrea gigas in the Oslo fjord – a warning for future developments? Poster Nordic Marine Science Conference 2013.

Bodvin T., Moy F., Norling P. & Jelmert A. (2010). Winter mortality of Ostrea edulis and Crassostrea gigas – some observations from the southern coast of Norway. Poster at "The 45th European Marine Biology Symposium (Edinburgh, Scotland).

Bougrier S., Geairon P., Deslous-Paoli J.M., Bather C. & Jonquikres G. (1995). Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of Crassostrea gigas (Thunberg). Aquaculture. 134:143-154.

Bourgier S., Geairon P., Desolus-Paoli J., Bacher C. & Jonquières G. (1995). Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of Crassostrea gigas (Thunberg). Aquaculture. 134:143–154.

Brown J.R. & Hartwick E.B. (1988). Influences of temperature, salinity and available food upon suspended culture of the Pacific oyster, Crassostrea gigas. I. Absolute and allometric growth. Aquaculture. 70:231-251.

Büttger H., Asmus H., Asmus R., Buschbaum C., Dittmann S. & Nehls G. (2008). Community

dynamics of intertidal soft-bottom mussel beds over two decades. Helgol. Mar. Res. 62:23-36. DOI: 10.1007/s10152-007-0099-y

Cadee G.C. (2008a). Oystercathers Haematopus ostralegus cathing Pacific Oysters Crassostrea gigas. Basteria. 72:25-31.

Cadee G.C. (2008b). Herring gulls feeding again on Pacific Oysters Crassostrea gigas in the Dutch Wadden Sea near Texel. Basteria. 72:33-36.

Carrasco M.F. & Barón P.J. (2010). Analysis of the potential geographic range of the Pacific oyster Crassostrea gigas (Thunberg, 1793) based on surface seawater temperature satellite data and climate charts: the coast of South America as a study case. Biological Invasions. 12:2597-2607.

Coen L.D. & Luckenbach M.W (2000). Developing success criteria and goals for evaluating oyster reef restoration: Ecological function or resource exploitation? Ecological Engineering. 15:323–343.

Coen L.D., Brumbaugh R.D., Bushek D., Grizzle R., Luckenbach M.W., Posey M.H., Powers S.P. & Tolley S.G. (2007). Ecosystem services related to oyster restoration. Mar. Ecol. Prog. Ser. 341:303–307.

Cohen A.N., Carlton J.T. & Fountain M.C. (1995). Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab Carcinus maenas in San Francisco Bay, California. Mar. Biol. 122:225-237.

Crooks J.A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos. 97:153-166.

Diederich S. (2005a). Invasion of Pacific oysters (Crassostrea gigas) in the Wadden Sea: competitive advantage over native mussels. PhD thesis, University of Kiel, Germany. 151pp

Diederich S. (2005b). Differential recruitment of introduced Pacific oysters and native mussels at the North Sea coast: coexistence possible? Journal of Sea Research. 53:269-281.

Diederich S. (2006). High survival and growth rates of introduced Pacific oysters may cause restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 328:211-227.

Diederich S., Nels G., van Beusekom J.E.E., Reise K. (2005). Introduced Pacific oysters (Crassostrea gigas) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers. Helgol. Mar Res. 59:97-106.

Dolmer P., Holm M.W., Strand Å., Lindegarth S., Bodvin T., Norling P. & Mortensen S. (2014). The invasive Pacific oyster, Crassostrea gigas, in Scandinavian coastal waters: A risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions. Fisken og havet, Institute of marine research. 2:1-67.

Drinkwaard A. C. (1999). Introductions and developments of oysters in the North Sea area: a re-

view. Helgoländer Meeresunters. 52:301-308.

Duinker A., Moen A.-G., Nortvedt R. og Sveier H. (2005). Utvidet kunnskap om blåskjell som fiskefôrressurs. Sluttrapport till Norges forskningsråd, Prosjektnr.: 150109.

Dutertre M., Beninger P.G., Barille L., Papin M. & Haure J. (2010). Rising water temperatures, reproduction and recruitment of an invasive oyster, Crassostrea gigas, on the French Atlantic coast. Marine Environmental Research. 69:1-9.

Eklund U., Håkansson M. & Haamer J. (1977). En undersökning om förutsättningarna för ostronodling vid svenska västkusten. Report B83. Department of Geology, Chalmers University of Technology and University of Gothenburg. 35 pp.

Escapa M., Isacch J.P., Daleo P., Alberti J., Iribarne O., Borges M. (2004). The distribution and ecological effects of the introduce Pacific oyster, Crassostrea gigas (Thunberg, 1793) in northern Patagonia. J. Shellfish Res. 23:765–772.

FAO: ftp://ftp.fao.org/FI/STAT/summary/default.htm (2014-02-09)

Fey F., Dankers N., Steenbergen J. & Goudswaard K. (2010). Development and distribution of the non-indigenous Pacific oyster (Crassostrea gigas) in the Dutch Wadden Sea. Aquacult. Int. 18:45–59. DOI 10.1007/s10499-009-9268-0

Gangnery A., Chabirand J.-M., Lagarde F., Le Gall P., Oheix J., Bacher C. & Buestel D. (2003). Growth model of the Pacific oyster, Crassostrea gigas, cultured in Thau Lagoon (Me´diterrane´e, France). Aquaculture. 215:267–290.

Grabowski J.H. & Peterson C.H. (2007). Restoring oyster reefs to recover ecosystem services. Pages 281–298 in Cuddington K., Byers J.E., Wilson W.G., Hastings A., (eds.). Ecosystem Engineers: Plants to Protists. Elsevier.

Grabowski J.H., Brumbaugh R.D., Conrad R.F, Keeler A.G., Opaluch J.J., Peterson C.H., Piehler M.F., Powers S.P. & Smyth A.R. (2012). Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. Bioscience. 62:900-909.

Green D.S., Boots B. & Crowe T.P. (2012). Effects of non-indigenous oysters on microbial diversity and ecosystem functioning. PLoS ONE. 7:e48410.

Guo H. & Pennings S. C. (2012). Post-mortem ecosystem engineering by oysters creates habitat for a rare marsh plant. Oecologia. 170:789-798.

Gutiérrez J.L., Jones C.G., Strayer D.L. & Iribarne O.O. (2003). Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. Oikos. 101:79-90.

Hancock D.A. (1955). The feeding behaviour of starfish on essex oyster beds. J. Mar. biol. Ass. 34:313-331.

His E. & Robert, R. (1987). Comparative effects of two antifouling paints on the oyster Crassostrea gigas. Marine Biology. 95:83-86.

Hollander J., Blomfeldt J., Carlsson P. & Strand Å. (submitted). The effects of the alien Pacific oyster (Crassostrea gigas) on macrozoobenthos.

Holm M.W., Davids J.K., Dolmer P., Holm-Hansen T.H., Vismann B. & Hansen B.W. (submitted). Population development of the invasive Pacific oyster, Crassostrea gigas, and the native Blue mussel, Mytilus edulis, in a sheltered intertidal area in the Limfjord, Denmark.

Hosac G.R., Dumbaul B.R., Ruesink J.L. & Armstrong D.A. (2006). Habitat Associations of Estuarine Species: Comparisons of Intertidal Mudflat, Seagrass (Zostera marina), and Oyster (Crassostrea gigas) Habitats. Estuaries and Coasts. 29:1150–1160.

ICES. (2012). Report of the Working Group on Marine Shellfish Culture (WGMASC). 20–23 March. Sopot. Poland. ICES CM 2012/SSGHIE:15. 117 pp.

Jansson B.-O., Aneer G. & Nellbring S. (1985). Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. Mar. Ecol. Prog. Ser. 23:31–43.

Jensen R.K. & Knudsen J. (2005). A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters. Oceanological and Hydrobiological Studies. 34:137-162.

Jones C.G., Lawton J.H. & Shachak M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. Oikos. 69:373-386.

Kaschner K., Schneider B., Garilao C., Kesner-Reyes K., Rius-Barile J. & Froese R. (Eds.). (2013). AquaMaps Environmental Dataset: Half-Degree Cells Authority File (HCAF). World Wide Web electronic publication, www.aquamaps.org/envdata/main.php, ver. 5, 08/2013.

Kingsley-Smith P.R., Joyce R.E., Arnott S.A., Roumillat W.A., McDonough C.J. & Reichert M.J.M. (2012). Habitat use of intertidal eastern oyster (Crassostrea virginica) reefs by nekton in South Carolina estuaries. Journal of Shellfish Research. 31:1009–1021.

Kochmann J., Buschbaum C., Volkenborn N. & Reise, K. (2008). Shift from native mussels to alien oysters: Differential effects of ecosystem engineers. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 364:1-10.

Kollberg S. & Lindahl O. (2006). Musselmjöl istället för fiskmjöl i ekologiskt foder. Ekhaga projekt: D.nr: 2004-55. 10 pp.

Laing I. (1995). Effect of food supply on oyster spatfall. Aquaculture. 131:315-324.
Le Gall, J. & Raillard O. (1988). Influence de la temperature sur la physiologie de l'huitre Crassostrea gigas. Oceanis. 14:603–608.

Lejart M. & Hily C. (2011). Differential response of benthic macrofauna to the formation of novel oyster reefs (Crassostrea gigas, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. J. Sea Res. 65:84-93.

Lindahl O., Hart R., Hernroth B., Kollberg S., Loo L-O., Olrog L., Rehnstam-Holm A-S., Svensson J., Svensson S. & Syversen U. (2005). Improving Marine Water Quality by Mussel Farming: A Profitable Solution for Swedish Society. AMBIO. 34:131-138.

Lindegarth S. (Ed.). (2012). Handbok för ostronodlare. Projektrapport projekt Nord Ostron. Billes tryckeri, Göteborg. 36 pp.

Mann R., Burreson E.M. & Baker P.K. (1991). The decline of the Virginia oyster fishery in Chesapeake Bay: considerations for the introduction of a non-endemic species, Crassostrea gigas. Journal of Shellfish Research. 10:379-388.

Mann, R. (1979). Some biochemical and physiological aspects of growth and gametogenesis in Crassostrea gigas and Ostrea edulis grown at sustained elevated temperatures. J. mar. biol. Ass. U.K. 59:95-110.

Markert A., Wehrmann A. & Kroencke I. (2010). Recently established Crassostrea-reefs versus native Mytilus-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). Biological Invasions. 12:15-32.

Mendonça V.M., Raffaelli D.G., Boyle P.R. & Emes C. (2009). Trophodynamics in a Shallow Lagoon off Northwestern Europe (Culbin Sands, Moray Firth): Spatial and Temporal Variability of Epibenthic Communities, Their Diets, and Consumption Efficiency. Zoological Studies. 48:196-214.

Meurling S. (2013). The origin of the invasive species Crassostrea gigas in Sweden. Master thesis work. Department of Biological and Environmental Studies, University of Gothenburg. 22 pp.

Nehls G., Diederich S., Thieltges D.W. & Strasser M. (2006). Wadden Sea mussel beds invaded by oysters and slipper limpets: competition or climate control? Helgoland Marine Research. 60:135-143.

Nehring S. (2003a). Alien species in the North Sea: invasion success and climate warming. Ocean Challenge. 13:12-16.

Nehring S. (2011). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Crassostrea gigas. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 31/01/2013.

Nehring, S. (2003b). Pacific oysters in the European Wadden Sea: An irreversible impact in a highly protected ecosystem. Aliens, Invasive species specialist group of the IUCN species survival commission. 17: 20-21.

Nell J.A. & Holliday J.E. (1988). Effects of Salinity on the Growth and Survival of Sydney Rock Oyster (Saccostrea commercialis) and Pacific Oyster (Crassostrea gigas) Larvae and Spat. Aquaculture. 68:39-44.

Newell R.I.E. (2004). Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. Journal of Shellfish Research. 23:51-61.

Norling P., Kautsky N. (2007). Structural and functional effects of Mytilus edulis on diversity of associated species and ecosystem functioning. Mar. Ecol. Prog. Ser. 351:163-175.

Norling P., Lindegarth M., Lindegarth S. & Strand Å. (submitted). Effects on benthic macrofauna and fish of the establishment of the invasive Pacific oyster (Crassostrea gigas, Thunberg) in Sweden.

Nyberg C. (2010). Japanska jätteostronet (Crassostrea gigas) på västkusten 2009. Swedish EPA report. (in Swedish). 24 pp.

Officer C.B., Smayda T.J., & Mann R. (1982). Benthic Filter Feeding: A Natural Eutrophication Control. Marine ecology progress series. 9:203-210.

Okoshi K., Mori K. & Nomura, T. (1987). Characteristics of Shell Chamber Formation between the two Local Races in the Japanese Oyster, Crassostrea gigas. Aquaculture. 67:313-320.

O'Neill S.M., Sutterlin A.M. & Aggett D. (1983). The effects of size-selective feeding by starfish, Asterias vulgaris, on the production of mussels, Mytilus edulis, cultured on nets. Aquaculture. 38:211-220.

Pauley G.B., Van Der kaay B. & Troutt O. (1988). Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (Palific Northwest)--Pacific oyster. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82(11.85). U.S. Army Coros of Engineers, TR EL-82.4. 28pp.

Quayle D.B. (1969). Pacific Oyster Culture in British Columbia. Bull. 169, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 192 p.

Reise K. (1998). Pacific oysters invade mussel beds in European Wadden Sea. Senckenbergiana Maritima. 28:167-175.

Reise K., Dankers N. & Essink K. (2005). Introduced species. In: Essink K., Dettmann C., Farke H., Laursen K., Lüerßen G., Marencic H. & Wiersinga W. (Eds.). Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Pp 155-162.

Ren J.S., Ross A.H. & Schiel D.R. (2000). Functional desriptions of feeding and energetics of the Pacific oyster Crassostrea gigas in New Zealand. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 208:119-130.

Rice M.A. (2001). Environmental Impacts of Shellfish Aquaculture: Filter Feeding to Control. In: Tlusty M.F., Bengston D.A., Halvorson H.O., Oktay S.D., Pearce J.B. & Rheault Jr R.B. (Eds.).

Marine Aquaculture and the Environment: A Meeting for Stakeholders in the Northeast. Cape Cod Press, Falmouth, Massachusetts.

Rohfritsch A., Bierne N., Boudry P., Heurtebise S., Cornette .F & Lapegue S. (2013b). Data from: Population genomics shed light on the demographic and adaptive histories of European invasion in the Pacific oyster, Crassostrea gigas. Dryad Digital Repository.

Rohfritsch A., Bierne N., Boudry P., Heurtebise S., Cornette F. & Lapegue S. (2013a). Population genomics shed light on the demographic and adaptive histories of European invasion in the Pacific oyster, Crassostrea gigas. Evolutionary Applications. 6:1064-78. doi: 10.1111/eva.12086

Rosenberg R. (1985). Eutrophication-the future marine coastal nuisance? Marine Pollution Bulletin. 16:227-231.

Royer J., Ropert M., Mathieu M. & Costil, K. (2006). Presence of spionid worms and other epibionts in Pacific oysters (Crassostrea gigas) cultured in Normandy, France. Aquaculture. 253:461–474.

Ruesink J.L., Lenihan H.S., Trimble A.C., Heiman K.W., Micheli F., Byers J.E. & Kay M.D. (2005). Introduction of non-native oyster: ecosystem effects and restoration implications. Ann. Rev. Ecol. Syst. 36:643-89.

Ruiz C., Abad M., Sedano F., Garcia-Martin L.O. & Sanchez Lopez J.L. (1992). Influence of seasonal environmental changes on the gamete production and biochemical composition of Crassostrea gigas (Thunberg) in suspended culture in El Grove, Galicia, Spain. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 155:249-262.

Scheiffarth G., Ens B. & Schmidt A. (2007). What will happen to birds when Pacific Oysters take over the mussel beds in the Wadden Sea? Wadden Sea Newsletter. 1:10-14.

Schmidt A. (2009). Gefährdungspotential der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer durch die Bioinvasion der Pazifischen Auster (Crassostrea gigas). Endangering potential of eulittoral Blue mussel beds in the Wadden Sea of Lower Saxony by the bio-invasion of the Pacific oyster (Crassostrea gigas). Doctoral thesis. Marine Zoologie Fachbereich Biologie/Chemie, Universitat Bremen.

Strand Å., Blanda E., Bodvin T., Davids J.K., Jensen L.F., Holm-Hansen T.H., Jelmert A., Lindegarth S., Mortensen S., Moy F.E., Nielsen P., Norling P., Nyberg C., Christensen H.T., Vismann B., Holm M.W., Hansen B.W. & Dolmer P. (2012). Impact of an icy winter on the C. gigas (Crassostrea gigas Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. Short communication: Aquatic Invasions. 7:433-440.

Strand Å., Waenerlund A. & Lindegarth S. (2011). High Tolerance of the Pacific Oyster (Crassostrea gigas, Thunberg) to Low Temperatures. Journal of Shellfish Research. 30:733-735.

Troost K. (2010). Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the intro-

duced Crassostrea gigas in continental NW European estuaries. Journal of Sea Research. 64:145-165.
Van Broekhoven W. (2005). Macrofaunal diversity on beds of the Pacific oyster (Crassostrea gigas) in the Oosterschelde estuary. MSc thesis. 36 pp.

Walne P.R. & Davies G. (1977). The effect of mesh covers on the survival and growth of Crassostrea gigas Thunberg grown on the sea bed. Aquaculture. 11:313-321.

Wilkie E.M., Bishop M.J. & O'Connor W.A. (2013). The density and spatial arrangement of the invasive oyster Crassostrea gigas determines its impact on settlement of native oyster larvae. Ecology and Evolution. 3:4851–4860.

Wiltshire K.H. (2007). Ecophysiological tolerances of the Pacific oyster, Crassostrea gigas, with regard to the potential spread of populations in South Australian waters. Prepared for PIRSA Marine Biosecurity. South Australian Research and Development Institute (Aquatic Sciences), Adelaide, 29pp. SARDI Aquatic Sciences Publication Number F2007/000499-1. SARDI Research report Series Number 222.

Wrange A.-L. (2008). Undersökning av det japanska jätteostronet (Crassostrea gigas) längs den svenska västkusten 2007-2008. Aqualiens. University of Gothenburg.

Wrange A.L., Valero J., Harkestad L.S., Strand Ø., Lindegarth S., Christensen H.T., Dolmer P., Kristensen P.S. & Mortensen S. (2010). Massive settlements of the Pacific oyster, Crassostrea gigas, in Scandinavia. Biological Invasions. 12:1145- 1152. (DOI : 10.1007/s10530-009-9535

Bilaga 1. Sammanfattning gällande regelverk för odling och utsättning av *C.gigas*

(Från HaV-myndigheten och Jordbruksverket)

Förutsättningar enligt regelverken att få tillstånd att odla eller sätta ut *Crassostera gigas*
Enligt Jordbruksverkets föreskrift SJVFS 2014:4 får enligt 3 § Tillstånd för odling av främmande arter endast medges om odlingen ska bedrivas i en sluten vattenbruksanläggning samt i enlighet med tillämliga regler i rådets förordning (EG) 708/2007.

http://www.jordbruksverket.se/download/18.37e9ac46144f41921cda863/1398684710496/2014-004.pdf

- Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift FIFS 2011:13 får enligt 4 § **Tillstånd för utsättning eller flyttning av fisk inte avse**
1. för landet främmande art eller stam,
3. vattenområde med odling av arter eller stammar av nationellt intresse eller som annars är av betydelse för vattenbruket liksom vattenområden som med stöd av bestämmelserna i 3 kap. miljöbalken har angetts vara av riksintresse för yrkesfisket, naturvården eller friluftslivet, om åtgärden påtagligt kan skada något av dessa intressen.

https://www.havochvatten.se/download/18.312592e01301d753523800017811/HVMFS+-+FIFS++2011-13-keu-110701.pdf

Enligt de båda föreskrifterna är definitionen:
- främmande art (HaV): för landet främmande art eller stam: en art eller stam som inte är ursprunglig för Sverige och som har förts hit efter år 1800,
Främmande art (SJV): främmande art enligt definitionen i artikel 3.6 i rådetsförordning (EG) nr 708/2007fr
- fisk(HaV): alla utvecklingsstadier av fisk, vattenlevande kräftdjur och vattenlevande blötdjur,
- odling av fisk: uppfödning inom avgränsade områden i kontrollerade miljöer,
- utsättning av fisk: att fisken släpps fri i naturvatten,
- flyttning av fisk: flyttning av en art från ett vattenområde till ett annat för odling, utplantering eller sumpning,

Odling av främmande art måste uppfylla rådets förordning (EG) nr 708/2007 av den 11 juni 2007 om användning av främmande och lokalt frånvarande arter i vattenbruk (EUT L 168, 28.6.2007, s. 1 Celex 2007R0708).

http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2007R0708:20110424:SV:PDF

Myndigheternas ansvar för främmande arter
Crassostera gigas är enligt föreskrifterna en främmande art. Havs- och vattenmyndigheten har i vårt uppdrag ett sektorsansvar för att invasiva främmande arter inte introduceras och sprider sig så att skada på biologisk mångfald eller annan negativ inverkan på miljö eller människors hälsa förhindras. Även för att invasiva främmande arter och deras spridningsvägar begränsas.

Havs- och vattenmyndigheten ska enligt vårt uppdrag vara pådrivande och vägledande gentemot andra myndigheter och aktörer för att uppmärksamma problem som introduktioner av främmande arter utgör, sprida kunskap och informera om främmande arters förekomst, risker och effekter den akvatiska miljön. Även verka för att problemet uppmärksammas och åtgärdas i olika internationella forum, ansvara för och samverka med andra myndigheter. HaV ska också arbeta strategiskt med åtgärder mot vattenlevande invasiva främmande arter i akvatisk miljö:

- Förebyggande åtgärder, främst inom handel och transport, främst sjöfart, där främmande vattenlevande organismer oavsiktligt kan spridas och etableras sig eller sprida smittsamma sjukdomar som de bär med sig.

- Motverka effekter av redan förekommande och etablerade invasiva arter.

- Utveckla arbetet med att identifiering, riskanalys och kontroll av potentiella spridningsvägar genomförs, liksom informationsinsatser inom relevanta sektorer.

Slutsatsen är att odling och utsättning av *C. gigas* i öppna system motverkar intentionerna att verka genom förebyggande åtgärder och motverka effekter av redan etablerade invasiva arter. Odling av *C. gigas* ses därför ej som något som ska medges undantag från förbud att odla främmande art. Vidare innebär det också att insamling av vilda yngel av *C. gigas* genom settling till artificiella odlingsytor i syfte att driva vidare i öppen odling ej heller ska medges undantag. Sådan yngelinsamling och vidareodling måste förenas med krav på utsortering och destruktion av *C. gigas* och endast medges för *Ostrea edulis*. Undantag mot förbudet att odla främmande art får endast ges av Jordbruksverket om det behövs för något vetenskapligt ändamål eller om det annars finns synnerliga skäl.

Havs
och Vatten
myndigheten

VÄSTRA
GÖTALANDSREGIONEN

Vattenbrukscentrum Väst | www.vbcv.science.gu.se