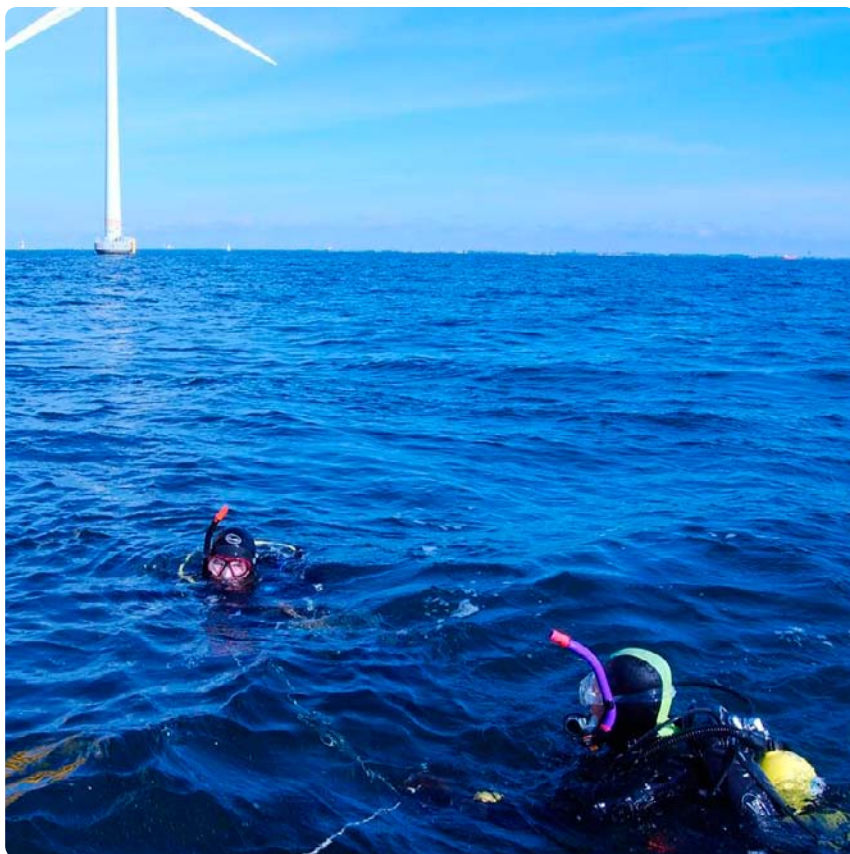


# Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten

TORLEIF MALM OCH ROLAND ENKVIST

RAPPORT 6414 • MARS 2011



# Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten

Torleif Malm - Stockholms Universitet, Stockholms marina forskningscentrum  
Roland Engkvist - Linnéuniversitetet, Institutionen för Naturvetenskap

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6414-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2010

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2011

Omslagsfoto: Olof Löfgren



## Förord

Behovet av kunskap om hur vindkraft påverkar människor och landskap, marin miljö, fåglar, fladdermöss och andra däggdjur är stort. I tidigare studier av vindkraftsanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av de samlade effekterna. Det har varit en brist vid planeringen av nya vindkraftsetableringar.

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbetsprogram mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och sprida vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Vindvals mandat sträcker sig fram till 2012.

Programmet omfattar omkring 30 enskilda projekt och tre så kallade syntesarbeten. I syntesarbetena sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter inom tre olika områden - människor, fåglar och fladdermöss samt marint liv. Resultaten från Vindvals forskningsprojekt och syntesarbeten ska ge underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och planerings- och tillståndsprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

För att säkra hög kvalitet på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid granskning av och beslut om forskningsansökningar, och för att godkänna rapportering och publicering av forskningsprojektens resultat.

Den här rapporten har skrivits av Torleif Malm vid Stockholms Universitet, Stockholms marina forskningscentrum, och Roland Engkvist - Linnéuniversitetet, Institutionen för Naturvetenskap. Skribenterna svarar för innehållet.

Vindval i mars 2011

# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	3
<b>SAMMANFATTNING</b>	5
<b>SUMMARY</b>	6
<b>1. INLEDNING</b>	7
1. 1 Samhällsekologi	7
1. 2 Hypoteser	7
1. 3 Reveffekter	8
1. 4 Hydrologi	9
1. 5 Trofiska interaktioner	10
<b>2. MATERIAL OCH METODER</b>	12
<b>3. RESULTAT</b>	15
3. 1 Östersjön inklusive södra Öresund	15
3. 2 Lillgrund	17
3. 3 Kattegatt	19
<b>4. DISKUSSION</b>	22
<b>5. TACK</b>	26
<b>6. REFERENSER</b>	27
<b>7. ORDLISTA</b>	34

## Sammanfattning

Inom de närmaste decennierna kommer sannolikt vindkraftsparker med en utbredning på många kvadratkilometer att byggas i svenska kustvatten. Dessa installationer kan påverka miljön med dess ekologiska samhällen på olika sätt; till exempel genom den redan kända reveffekten, genom att populationsstrukturen hos viktiga predatorer som fisk och mussel- och fiskätande fåglar kan förändras, eller genom förändrade strömmar som kan gynna vissa arter, främst mjukbottenarter, medan andra arter missgynnas. Därigenom kan trofiska kaskader (födovävsinteraktioner) ner i det bentiska samhället uppstå på såväl hård- som mjukbottnar. Hur parkerna påverkar de ekologiska samhällena beror troligen i hög grad på de initiala förhållandena i de aktuella områdena.

Under perioden 2005–2009 utfördes en studie i syfte att undersöka den bentiska samhällsstrukturen på hårbottnar före och efter byggnationen av större vindkraftparker. De områden som undersöktes var, Skottarevet i Kattegatt, Lillgrund i södra Öresund, Utgrunden II i södra Kalmarsund, Kårehamn utanför nordöstra Öland samt Klasådern utanför sydvästra Gotland. Av legala och ekonomiska orsaker byggdes endast en park, Lillgrund, under projektiden.

Vi fann betydande samhällsskillnader mellan områdena på såväl art- som funktionell nivå. Den största skillnaden fann vi mellan Kattegatt och Östersjön med stora skillnader i artsammansättningen och delvis med andra funktionella grupper. Även inom Östersjölokalerna hittades betydande skillnader. Samhällena i de båda sunden hade betydligt högre biomassor av musslor per kvadratmeter än de öppna områdena vid Gotland och Öland. Även algfloran skilde sig betydligt. I sunden dominerade övergödningsgynnade fintrådiga brunalger medan bottarna längs de öppna kusterna i högre grad var beklädda med perenna rödalger. Vindkraftsutbyggnaden vid Lillgrund påverkade de bentiska samhällena måttligt men tydligt. Musslor och havstulpaner koloniserade fundament och erosionsskydd snabbt. Redan efter två år hade de artificiella och naturliga substraten en liknande samhällsstruktur. Dessutom verkar bottarna som helhet ha påverkats av parken. Jämfört med tidigare år hade de naturliga substraten år 2009 en större biomassa av musslor och havstulpaner och en lägre biomassa av fintrådiga alger. Skillnaden var liten men signifikant.

Slutsatsen av denna studie är att vindkraftsparker möjligen kan ge ekologiska effekter på bottensamhällena men att vår studie har sådana brister i geografisk och tidsmässig utsträckning att det inte säkert går att dra denna slutsats. Eftersom förhållandena runt våra kuster skiljer sig åt kan man inte dra säkra slutsatser från en plats. Det är också svårt att dra slutsatser från den korta period som förflutit sedan byggnationen av parken. Meteorologiska och oceanografiska processer som inte är relaterade till vindkraftsparken kan ha bidragit till resultatet.

## Summary

Within the next few decades, wind farms with an extension of many square kilometres probably will be built in Swedish coastal waters. These installations may affect the ecological communities in various ways, e.g.; by the already known reef-effect, by changing the population structure of key predators such as fish and birds and thereby cause trophic cascades down into the benthic community or by causing changes in the hydrology that may benefit some species, mainly soft bottom species, while others may be disadvantaged. How the wind farms will affect the ecological communities depends probably very much on the initial conditions. During the period 2005–2009 a study was carried out with the aim to investigate the benthic community structure on hard bottoms, before and after larger wind farms have been constructed. The areas explored were Skottarevet in Kattegat, Lillgrund in Öresund, Utgrunden II in southern Kalmar Strait, Kårehamn off north-eastern Öland and Klasådern off south-western Gotland. For legal and economic reasons, only one farm, Lillgrund was constructed during the project period.

Significant differences were found at both species and functional level. The largest divergence was found between the Kattegat and the Baltic Sea with large differences in species' composition and in part also with other functional groups. Furthermore, between the Baltic Sea sites, significant differences were also found. The natural communities in the two straits had significantly higher biomass of blue mussels (*M. edulis*) per square meter compared with the open areas at Gotland and Öland. In addition, the algal flora differed significantly. Filamentous brown algae favoured by eutrophication dominated the substrate in the straits while the bottoms along the open coastlines were covered with perennial red algae. The wind farm at Lillgrund affected the benthic communities moderately but significant. Mussels and barnacles colonized the surface of the towers and the granite stones in the scour protection quickly. The artificial and natural substrates had a similar community structure after two years. In contrast it seems like the bottom has been affected by the farm throughout the area. Compared with previous years, the natural substrates in 2009 had a larger biomass of mussels and barnacles and a lower biomass of filamentous algae. The differences, however, were small.

The conclusion of this study is that wind power farms may potentially cause ecological effects in the benthic communities but as our study lack geographical and temporal extension, this conclusion is weak. As the abiotic conditions around our coasts shift, it is impossible to draw firm conclusions from one site. It is also difficult to draw conclusions from the short period after the construction of the farm. Meteorological and oceanographic processes not related to the wind farm may have contributed to the result.

# 1. Inledning

## 1. 1 Samhällsekologi

Ekologiska samhällen utgörs av organismer som samverkar energetiskt inom ett definierat geografiskt område (Levinton 2001). De viktigaste variablerna som mäts och undersöks inom den samhällsekologiska vetenskapen är antalet arter (Kiessling 2005), den relativa proportionen av olika arter (Mao och Colwell 2005), förekomsten av arter som på grund av sin storlek, antal eller aktivitet utövar stor påverkan på de andra arterna i samhället, så kallade nyckelarter eller “engineering species” (Castilla m.fl. 2004), samt de trofiska interaktioner som beskriver hur energi och näringsämnen flödar genom samhället (Elser m.fl. 2000).

Det finns olika förklaringsmodeller för hur populationerna inom ett samhälle regleras. I “bottom-up” modellen betonas samhällets produktivitet, det vill säga hur mycket energi och näring som finns tillgänglig för autotrofa organismer att assimilera och göra tillgänglig för resten av näringsväven. Ju mer energi som finns tillgänglig desto fler trofnivåer kan existera i ett samhälle (Neill 1998) och ju större biomassa kan samhället innehålla totalt. Stress och konkurrens som minskar produktiviteten är exempel på “bottom-up” reglering (Boromthanasri och Deslous-Paoli 1988). Hydrodynamisk stress på vågexponerade klippor begränsar produktionen av alger och filtrerande organismer. Om vågexponeringen begränsas så ökar makroalgernas produktion och därmed också biomassan av andra organismer som är beroende av algerna som föda och skydd (Nielsen 2001). Östersjöns blåmusslor (*Mytilus edulis* L) är i de flesta fall reglerade av konkurrens och tillgången på fritt substrat (Kautsky 1982).

I “top-down” modellen betonas predatorer och deras betydelse för att reglera populationsstorleken hos organismer på lägre trofnivå (Townsend m.fl. 2003). Så är det till exempel väl känt att mängden rovfisk har stor betydelse för det pelagiska samhället i en sjö. Brist på rovfisk kan innebära att djurplanktonätande fiskar ökar, varpå djurplankton minskar och växtplankton kan blomma ut. Ett annat exempel är Nordsjöns grunda hårbottensamhällen där blåmusslorna (*M. edulis*) är “top-down” reglerade av sjöstjärnor och krabbor (Saier 2001, Enderlein och Wahl 2004).

## 1. 2 Hypoteser

De marina vindkraftsparker som planeras i de svenska kustvattnen har i de flesta fall en sådan rumslig utbredning att de kan tänkas ge effekter på samhällsnivå (Wilhelmsson m.fl. 2010). Parkerna antas påverka det ekologiska samhället på tre principiellt viktiga sätt; artificiella reveffekter, förändrad hydrologi och ändrade trofiska interaktioner (Petersen och Malm 2006). Nollhypotesen för studien var att artsammansättningen, samhällsstrukturen och biomassorna på naturliga bottenar inte skulle påverkas av uppförandet av



parkerna. I denna huvudhypotes ingick en nollhypotes för påverkan från substrat, hydrologi och trofiska interaktioner. Vi antog också att samhällsstrukturen på fundament och eventuella erosionssskydd inte skulle skilja sig från naturliga bottnar.

## 1. 3 Reveffekter

När en konstruktion sänks ned i havet koloniserar den snabbt av olika organismer. Redan efter några timmar har det bildats en mikrobiell film på alla ytor. Några veckor till månader senare följs dessa mikroorganismer av ryggradslösa djur och makroalger (Fuhrman 1995, Svane och Petersen 2001). De inledande faserna i successionen påverkas huvudsakligen av de fysiska förhållandena i området och dessa är relativt förutsägbara (Wahl 1989). Den makrobentiska koloniseringen kan däremot vara svår att förutsäga, då den till stor del påverkas av tillgången på larver och successiva interaktioner mellan arterna (Keough 1983, Rodriguez m.fl. 1993, Santelices 1990).

Vid vilken årstid materialet placeras i havet verkar inte ha någon avgörande betydelse för artsammansättningen på lång sikt (Qvarford m.fl. 2003, Langhamer m.fl. 2009). Däremot kan konstruktionens djup och lutning vara viktigare än typen av substrat (Connell 2000, Knott m.fl. 2004, Perkol-Finkel m.fl. 2006).

Undersökningar av havsbaserade vindkraftverk i Danmark, Sverige och Storbritannien visar att påväxten på fundamenten domineras av havstulpaner (*Balanidae*) och blåmusslor (*M. edulis*). I högmarina områden observeras också stora mängder sjöstjärnor (*Asteroidea*) tillsammans med blåmusslorna. (Linley m.fl. 2007, Wilhelmsson och Malm 2008, Maar m.fl. 2009). Studier i Danmark har visat att vindkraftverken per ytenhet kan ha tio gånger mer påväxt av blåmusslor än vad bropelare har (Maar m.fl. 2009). På varje vindkraftverk kan det sitta 1–2 ton blåmusslor och därigenom kan biomassan av filtrerare fördubblas i ett område efter det att en vindkraftpark byggts (Maar m.fl. 2009). Studier av påväxten på vertikala strukturer, som t.ex. vindkraftverk, bropelare och bojar, visar att de dominerande organismernas biomassa inte ökar nämnvärt efter ett till två år (Qvarfordt 2006, Wilhelmsson och Malm 2008, Langhamer m.fl. 2009). Detta beror antagligen på att tillväxten av biomassan motverkas av födo- och utrymmesbegränsningar och av att blåmusslorna lossnar av sin egen tyngd.

Blåmusslorna som ansamlas vid foten av turbintornen utgör både habitat och föda för små kräftdjur, som i sin tur blir föda för fisk och andra rovdjur (Zander 1988, Norling och Kautsky 2008). Genom sin strukturella komplexitet främjar blåmusselbankarna den biologiska mångfalden av makrovertebrater. Restprodukterna, som blåmusslorna producerar, kan ytterligare öka förekomsten av olika arter vid basen av fundamenten (Norling och Kautsky 2007, 2008). Genom den kraftiga ökningen av blåmusslornas biomassa förändras de trofiska interaktionerna runt fundamenten från ett samhälle

dominerat av primärproducenter och betare till ett samhälle dominerat av sekundär-konsumenter (Norling och Kautsky 2007, 2008).

Vindkraftverk tillför hårt substrat till områden som ofta domineras av mjukbottnar. Vindkraftsparker kan på det sättet fylla luckor mellan naturliga hårbottenmiljöer och ändra den geografiska fördelningen av arter inom en region (Bulleri och Airoidi 2005). Detta kan påverka spridningsmönstret hos både inhemska och introducerade arter som är typiska för hårda bottnar. Studier av bryggpålar och oljeplattformar visar att en storskalig exploatering av kustvattenområden öppnar för främmande hårbottenorganismer, till exempel genom att larver som förs in med barlast-vatten lättare kan etablera sig (Glasby och Connell 1999, Connell 2001, Airoidi m.fl. 2005, Bulleri och Airoidi 2005, Page m.fl. 2006, Glasby m.fl. 2007, Villareal 2007).

Artificiella strukturer har dessutom visat sig kunna gynna främmande arter på grund av att den annorlunda ytstrukturen förändrar konkurrensförhållandena mellan arterna (Fenner och Banks 2004, Sammarco m.fl. 2004, Bulleri och Airoidi 2005, Glasby m.fl. 2007). Tre främmande arter har observerats på havsbaserade vindkraftverk i Danmark och Sverige (Brodin och Andersson 2008) och två av dessa arter dominerade sina respektive delhabitat. En av arterna, märkräftan Hårig spökräfta, (*Caprella mutica* Schurin), har även påträffats i stora tätheter på oljeplattformar utanför Kalifornien och där väckte den farhågor om hur den kan komma att påverka inhemska märkräfts-arter (Page m.fl. 2006).

## 1. 4 Hydrologi

Resultat från teoretiska modeller visar att den vindvak som skapas av stora vindkraftparker kan generera betydande upp eller nedvällning även vid ganska måttliga vindhastigheter (Broström 2008). Detta skulle kunna påverka näringstransporterna i området och därmed hela det lokala samhället. Den teoretiska modellen har emellertid ännu inte bekräftats av några empiriska data.

Vindkraftverkens fysiska strukturer påverkar vattenflödet i ett större eller mindre område. Detta kan påverka de marina organismerna genom att ändra sedimenteringsmönstret, rekryteringen av larver och tillgången till föda och syrgas samt bortförel av avfallsprodukter (Breitburg m.fl. 1995; Snelgrove & Butman 1994, Zettler & Pollehne 2006). De flesta vindkraftsparker placeras på relativt grunt vatten och på platser med mjukt och rörligt substrat. Detta kan i vissa områden ge upphov till omfattande erosion med flera meter djupa diken runt basen av vindkraftverkens fundament, vilket kan påverka sedimentet upp till 25 meter från fundamentet (Den Boon 2004). Denna erosion påverkar de bentiska samhällena (Martin m.fl. 2005, Schröder m.fl. 2006, Ong&Krishnan 1995, Joschko m.fl. 2004) och närsaltregenereringen i området runt verket (Danovaro m.fl. 1999, Maar m.fl. 2009). Erosionen

kan motverkas genom att sten läggs runt basen av kraftverket eller genom att polypropenrör slås ned 1–1,5 meter i sedimentet.

Där vattenrörelsen hejdas i lä bakom fundamentet kommer det att ske en ökad avsättning av suspenderat material. Deponeringen av organiskt material, inklusive det som kommer från fiskar och fastsittande organismer på och runt verket, kan ge ökad bentisk produktion upp till 40 meter från fundamentet och orsaka lokala förändringar i de bentiska samhällets struktur och biologiska mångfald (Bray m.fl. 1981, Kellison & Sedberry 1998, Schröder m.fl. 2006, Maar m.fl. 2009). I en studie från södra Östersjön, där en plattform uppfördes med syftet att efterlikna förhållandena kring ett vindkraftverk, observerades effekter på den bentiska samhällsstrukturen ca 15 meter från plattformen (Schröder m.fl. 2006). I övervakningsprogrammet vid Horns Rev i Danmark noterades däremot inga avståndsrelaterade effekter på infaunan eller några effekter i vindkraftsparken som helhet (Danish Energy Authority 2006). Modelleringsstudier inom samma övervakningsprogram visade att förändringarna i strömhastigheten fem meter från fundamenten var mindre än 15 procent och mitt emellan verken endast 1,5–2 %.

## 1. 5 Trofiska interaktioner

Studier av fiskar och fåglar ligger utanför ämnet för studien, men om dessa predatorer påverkas av vindkraftverken så kommer även det att ge effekter på det bentiska samhället i och runt parkerna.

Havsbaseerade vindkraftverk är stora strukturer som under vattnet sträcker sig från havsbotten upp till ytan. Detta gör dem lämpliga som “Fish aggregating devices” (FADs) (Fayram & de Risi 2007, Wilhelmsson m.fl. 2006). Liknande strukturer är vanliga i många områden i världen där de används för att öka fångsterna av pelagiska arter (Rey-Valette m.fl. 1999). Installationen av en vindkraftspark kan därför ge upphov till en typ av marint skyddsområde där fisk och kräftdjur kan få en tillflyktsort för överlevnad och fortplantning med effekter på omgivande områden (Pitcher m.fl. 1999, Wilson & Elliott 2009).

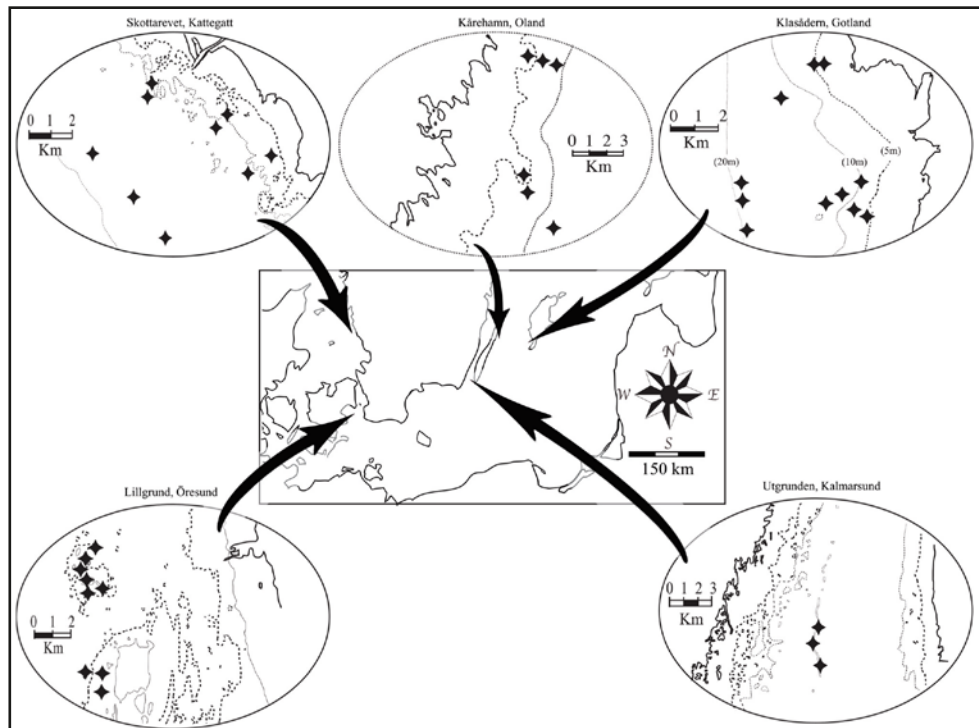
Många rovfiskar och kräftdjur använder konstgjorda rev i första hand som ett skydd från andra rovdjur och från starka vattenrörelser och födosöker huvudsakligen i angränsande habitat (Ambrose & Anderson 1990, Kurz 1995, Einbinder m.fl. 2006). Tätheten av deras bentiska byten har i vissa studier visat sig kunna minska som en funktion av närheten till de konstgjorda reven (Davis m.fl. 1982, Kurz 1995, Jordan m.fl. 2005). Effekten är märkbar på ett avstånd av 15 till 100 meter (Davis m.fl. 1982, Kurz 1995, Einbinder m.fl. 2006). En sådan predationseffekt har också observerats runt vindkraftverk (Maar m.fl. 2009). I många områden kan ökad produktion av potentiella bytesdjur på och kring turbinerna uppvägas av ett ökat predationstryck. Till exempel har man uppskattat att mängden strandkrabbor (*Carcinus maenas* L) i Nystedt vindkraftpark är fyra gånger så stor som i ett motsvarande område utan vindkraftverk (Maar m.fl. 2009).

De studier som gjorts i befintliga vindkraftsparker, främst i Danmark, visar tydligt att dykänder (Merginae) undviker vindkraftsparker både under migration och under övervintringsperioden (Guillemette och Larsen 2002, Larsen och Guillemette 2007). De dykänder som förekommer i stora populationer i europeiska kustvatten, till exempel alfågel (*Clangula hyemalis* L), ejder (*Somateria mollissima* L), sjöorre (*Melanitta nigra* L) och svärta (*Melanitta fusca* L), livnär alla sig på ryggradslösa djur, huvudsakligen blåmusslor (*M. edulis*). Det är en välgrundad uppfattning att mängden ryggradslösa djur begränsar dessa fågelpopulationer och bestämmer den rumsliga fördelningen av fågelflockarna (Stott och Olson 1973, Guillemette, m.fl. 1992; Smaal, m.fl. 2001). Det finns också indikationer på det motsatta, att täta bestånd av dykänder strukturerar de bentiska samhällena. I områden med höga tätheter av t.ex. alfågel (*C. hyemalis*) är bottnarna dominerade av makroalger, på platser där fågeltätheten är lägre dominerar musslor (Hamilton 2000, Vaitkus och Bubinas 2001).

## 2. Material och metoder

För att kunna göra förutsägelser för hur den marina vindkraften kan komma att påverka bottensamhällena är det viktigt att karakterisera dem redan innan byggnationen. Den metod vi valt att använda är en så kallad Beyond BACI-metoden (Before-After-Control-Impact), det vill säga en studie med replikat före och efter störningen samt även kontroller i flera referensområden (Underwood 1991). Fem hårdbottensamhällen undersöktes i en salthaltsgradient från mellersta Kattegatt till Centrala Östersjön. År 2005 planerades vindkraftsparken på alla dessa platser.

Fältarbetet har genomförts med hjälp av apparatdykning (SCUBA) och snabbgående arbetsbåtar. För exakt navigation har en Garmin GPSmap 276C med inbyggd dGPS använts. Studien genomfördes under fem år, från juni 2005 till juni 2009.



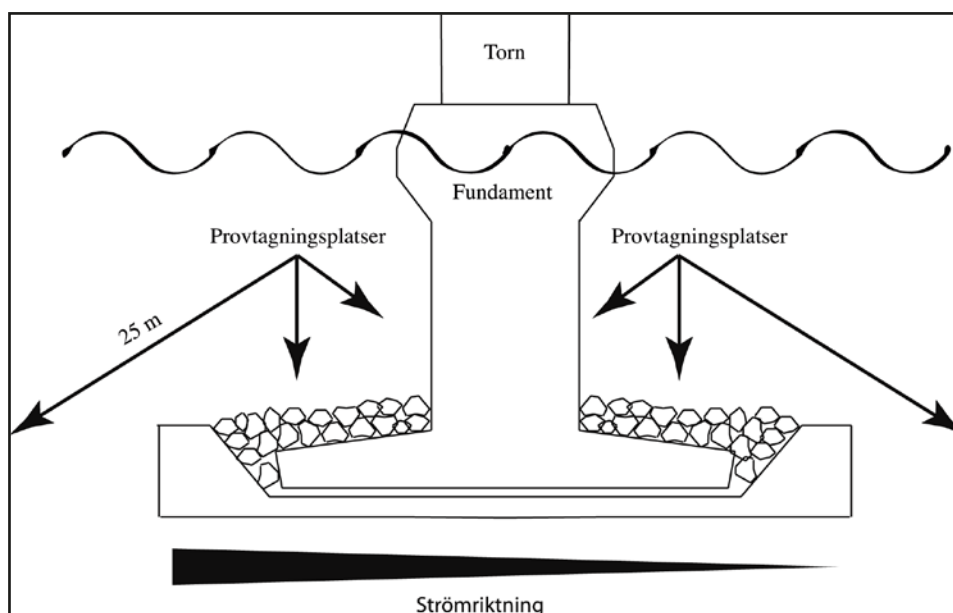
Figur 1. Karta över de undersökta områdena i Kattegatt, Södra och Centrala Östersjön.

På samtliga platser utgörs bottenstratet av morän med en blandning av sand, grus, sten och block. I Kattegatt dominerar stora block, med en diameter större än en meter, på sand. Utanför sydvästra Gotland går kalkberget i dagen. Blocken är på alla platser till största delen kristallina, och utgörs främst av granit. Utanför sydvästra Gotland, nordöstra Öland och södra Öresund finns ett stort inslag av kalk i bottenstratet. I Kalmarsund finns ett inslag av kambrisk sandsten. Proverna togs genomgående på block, det vill säga större än 0,3 meter i diameter.

Platserna valdes ut med hjälp av de olika projektörernas kartor och koordinater (Fig. 1). I områden där det varit möjligt har vi arbetat mindre än 20 meter från de planerade vindkraftverken. I dessa områden har vi också undersökt referenslokaler med en så likartad miljö som möjligt på tre till fem kilometers avstånd från den planerade parken. På samtliga undersökta lokaler har vi slumpmässigt samlat in kvantitativa prover på hårda substrat i tre replikat. Vi har också gjort visuella observationer av ett cirka hundra kvadratmeter stort område vid varje lokal och videofilmade botten längs ett tjugofem meter långt måttband utlagt i en bestämd kompasskurs. I samtliga områden utom i södra Öresund, där lämpliga djuplokaler saknades, togs prover på 8, 12 och 18 meters djup. I södra Öresund togs prover på 4 och 8 meters djup.

De kvantitativa proverna insamlades enligt en standardiserad metod på 0,04 m<sup>2</sup> stora ytor. Materialet fördes till laboratoriet där det sorterades till närmaste möjliga taxa. Antalet djur av varje taxon räknades (utom mossdjur och svampdjur) och varje art/taxon av både alger och djur torkades i +60°C till konstant vikt.

Efter byggnationen av Lillgrund's vindkraftspark i södra Öresund 2007 togs prover norr och söder om de utvalda verken, det vill säga i den dominerande strömriktningen. Tre prover togs 25 meter från varje utvalt verk, tre prover togs på de stenar, som lagts som erosionsskydd cirka två meter från verkens fundament och tre prover togs på fundamentet cirka en meter över botten. Proceduren upprepades på andra sidan av verket, totalt 18 prov per verk. Prover togs också på naturligt hårdbottenssubstrat inom parken, minst 250 meter från närmaste kraftverk, i tre replikat. På grund av konstruktionens beskaffenhet kom proverna på erosionsskyddet att tas en meter grundare än bottenproverna medan proverna på fundamentet togs två meter grundare än bottenproverna (Fig 2).



Figur 2. Provtagningschema vid Lillgrund's vindkraftspark 2007 och 2009.

För att analysera signifikanta samhällsskillnader genomfördes slumpstest (montecarlo-test). I mjukvaran Primer 6.1.2 heter dessa test ANalysis Of SIMilarity (ANOSIM). Testet ger ett storleksvärde på likheten kallad "R". R kan variera mellan noll och ett, där noll är total överlappning och ett är total separation. Den grafiska presentationen av samhällsskillnaderna åskådliggörs med "Multi DimensionalScaling" (MDS-ordination).

För att avgöra vilka arter som betyder mest för variationen i samhällskomposition mellan olika platser har vi även utfört ett Similarity/distancepercentage (SIMPER) test. I båda dessa test har vi rottransformerat materialet före analyserna för att minska betydelsen av de dominerande arterna, främst blåmussla, (*M. edulis*).

Skillnader i biomassa djur och alger mellan olika platser och djup samt skillnader i diversitetsindex har analyserats med variansanalys (MANOVA och ANOVA), Statistica 99.



## 3. Resultat

### 3.1 Östersjön inklusive södra Öresund

Under perioden 2005 till 2007 observerades 53 taxa utanför sydvästra Gotland, utanför nordöstra Öland 46 och i södra Kalmarsund, vid Utgrunden återfanns 56 taxa. I södra Öresund hittades 53 taxa under perioden 2005 till 2007. Inga signifikanta mellanårsvariationer i djurbiomassa, algbiomassa eller diversitet kunde observeras under perioden 2005 till 2007.

På åtta meters djup var djurbiomassorna betydligt och signifikant större i södra Kalmarsund och Öresund jämfört med de öppna områdena längs nordöstra Ölands och sydvästra Gotlands kuster (ANOVA  $F_{4,100}=16,57$   $p<0,001$ ; Tukeys HSD-test  $p<0,001$ ) (Tab. 1). Algbiomassorna var omvänt måttligt men signifikant större längs nordöstra Öland och sydvästra Gotland jämfört med Kalmarsund och Lillgrund i Öresund (ANOVA  $F_{4,100}=7,09$   $p<0,001$ ; Tukeys HSD-test  $p<0,001$ ). Däremot var algbiomassorna på Bredgrund i Öresund inte signifikant lägre jämfört med områdena utanför nordöstra Öland och sydvästra Gotland (Tab. 1).

Den biologiska mångfalden var signifikant större utanför sydvästra Gotland än på någon annan plats (ANOVA  $F_{4,100}=39,11$   $p<0,001$ ; Tukeys HSD-test  $p<0,001$ ) medan det inte fanns någon skillnad i diversitet mellan Lillgrund och södra Kalmarsund (Tab. 1).

**Tabell 1. Medelvärden för biomassor (g ts per m<sup>2</sup> ± S.D) under perioden 2005 till 2007 på fyra platser i södra och centrala Östersjön, åtta meters djup. Biologisk diversitet angivet som Shannons index ( $H'=-\sum (p_i \ln p_i)$ ) (medelvärde ± S.D.).**

Plats	Djurbiomassa	Algbiomassa	Biodiversitet
Sydvästra Gotland	217,6±155,6	179,7±110,7	1,27±0,22
Nordöstra Öland	205,0±175,9	141,9±92,2	0,97±0,27
Södra Kalmarsund	879,2±380,8	64,6±52,1	0,48±0,25
Södra Öresund, Bredgrund	1514,7±1696,8	161,9±89,8	0,82±0,37
Södra Öresund, Lillgrund	1229,3±538,8	107,3±68,6	0,57±0,24

Förändringen av djurbiomassa, algbiomassa och diversitet längs djupgradienten från 8 till 18 meters djup skilde sig mellan områdena (Tab. 2). Utanför sydvästra Gotland och nordöstra Öland förändrades inte djurbiomassan signifikant med djupet, medan djurbiomassan minskade påtagligt och signifikant med djupet i södra Kalmarsund (Nested MANOVA  $F_{6,211}=7,91$   $p<0,001$ ; Tukeys HSD-test  $p<0,001$ ). Omvänt så minskade algbiomassan signifikant med djupet i områdena utanför Öland och Gotland ( $F_{6,211}=9,41$   $p<0,001$ ; Tukeys HSD-test  $p<0,001$ ) men förändringen var inte signifikant i södra Kalmarsund (Tab. 2).



I området utanför sydvästra Gotland var den biologiska mångfalden på 8 och 12 meters djup signifikant större jämfört med 18 meters djup ( $F_{6,211}=8,39$   $p<0,001$ ; Tukeys HSD-test  $p<0,001$ ). En sådan förändring med djupet kunde inte observeras utanför nordöstra Öland eller i Kalmarsund (Tab. 2).

**Tabell 2. Medelvärden för biomassor (g ts per m<sup>2</sup> ± S.D) under perioden 2005 till 2007 på tre platser och tre djup i centrala Östersjön. Biologisk diversitet angivet som Shannons index (medelvärde ± S.D.).**

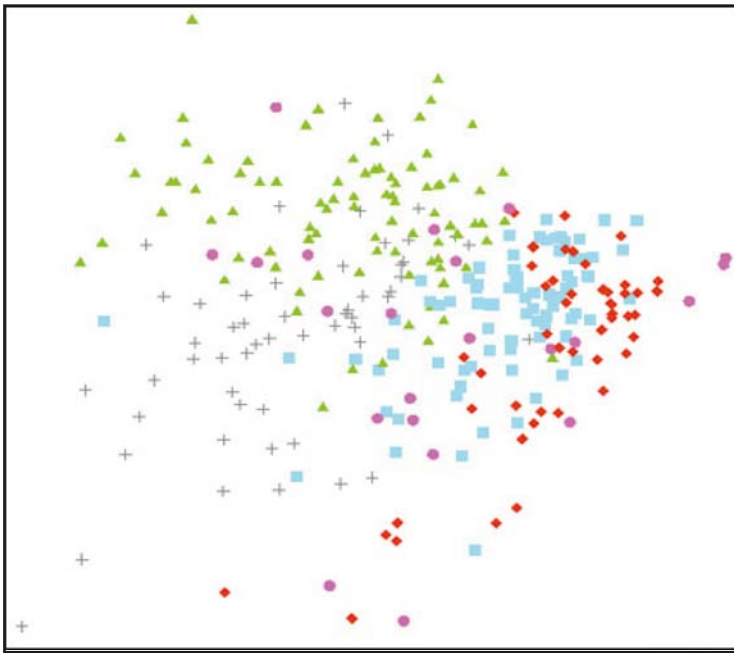
Plats	djup, m	Djurbiomassa	Algbiomassa	Biodiversitet
Sydvästra Gotland	8	217,6±155,6	179,7±110,7	1,27±0,22
	12	333,8±212,0	185,6±112,3	1,13±0,30
	18	317,8±219,9	75,5±45,4	0,78±0,35
Nordöstra Öland	8	205,0±175,9	141,9±92,2	0,97±0,27
	12	188,5±131,6	93,7±58,9	0,99±0,27
	18	107,7±117,1	24,98±15,3	0,91±0,21
Södra Kalmarsund	8	879,2±380,8	64,6±52,1	0,49±0,25
	12	702,4±350,9	12,3±23,6	0,29±0,25
	18	432,4±233,7	8,9±12,2	0,23±0,19

De bentiska organismerna formade signifikant olika samhällen i de olika havsområdena (ANOSIM  $R=0,466$   $p<0,001$ ) (Fig. 3). Skillnaderna orsakas främst av större biomassor av blåmusslor och fintrådiga brunalger på Utgrunden medan fleråriga rödalger dominerade i de landnära områdena (Tab. 3). De områden, som i genomsnitt uppvisade störst skillnader i samhällsstruktur, sydvästra Gotland vs. Lillgrund var till 65,89 % olika (SIMPER-analys).

**Tabell 3. SIMPER-analys (rottransformerade data). Arter som bidrar med mer än 50 % av variationen i samhällsstruktur mellan Lillgrund i södra Öresund och sydvästra Gotland.**

Arter	Relativ abundans		Andel av skillnaden (%)
	Gotland	Lillgrund	
Blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	3,01	5,63	27,24
Fjäderslick <i>Ectocarpus siliculosus</i>	0,27	1,29	9,30
Kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	1,48	0,07	8,54
Rödlick <i>Polysiphonia fucoides</i>	1,28	0,19	7,66

En viss skillnad i samhällsstruktur mellan olika djupintervall kunde också observeras (ANOSIM  $R=0,217$   $p<0,001$ ). De undersökta samhällena var stabila över tid. Ingen signifikant variation mellan åren kunde observeras under perioden 2005 till 2007.



Figur 3. En MDS-ordination på rottransformerade biomassor från samhällen på olika djup vid sydvästra Gotland (▲), nordöstra Öland (+), södra Kalmarsund (■) samt Lillgrund (◆), och Bredgrund (●) i södra Öresund under perioden 2005–2007. 2D-stress 0,23.

### 3. 2 Lillgrund

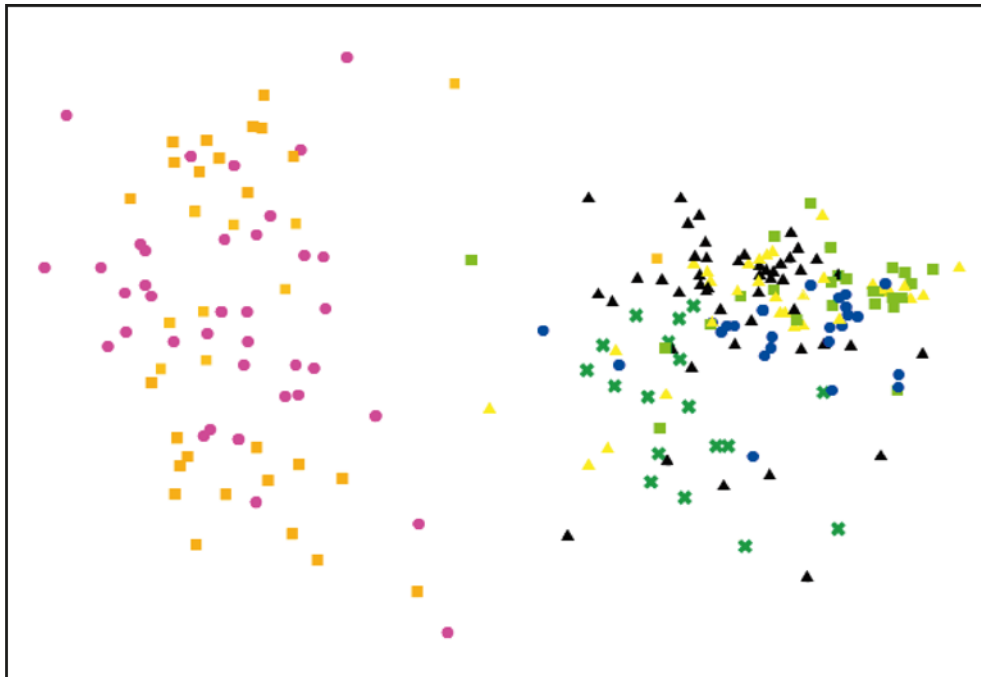
Femtiosju taxa observerades vid Lillgrund i södra Öresund, under perioden 2005 till 2009. Av dessa var 31 taxa djur och 25 taxa alger samt en art fanerogam (*Zostera marina* L.). Femtiotre taxa observerades på naturliga bottenar, 39 på erosionsskyddet och 41 på vindkraftverkens fundament. Två arter, Julgranspolyten (*Abietinaria abietina* L) och rödalgen Klyving (*Polyides rotundus* (Hudson) Gaillon)) hittades i detta område endast på vindkraftverkens fundament. Inga signifikanta mellanårsvariationer i djurbiomassa, algbiomassa, samhällsstruktur eller diversitet (Shannon) kunde observeras under perioden 2005 till 2007.

Under perioden 2005 till 2007 skilde sig den bentiska samhällsstrukturen signifikant mellan det kustnära referensområdet, Bredgrund, och det i sundet centralt placerade Lillgrund (ANOSIM  $R=0,3$   $p<0,001$ ). Blåmusslor och fintrådiga bruna och röda algarter svarade tillsammans för mer än 50 % av variationen (Tab. 4). Den totala biomassan av alger var måttligt men signifikant större vid Bredgrund än vid Lillgrund (Factorial MANOVA  $F_{2,66}=13,03$   $p<0,001$ ). Den biologiska mångfalden, uttryckt som Shannons index, var genomgående låg men signifikant högre i det kustnära referensområdet än på Lillgrund ( $F_{2,66}=37,11$   $p<0,001$ ).

Tabell 4. (SIMPER analys, rottransformerade data). Naturliga bottnar i södra Öresund 2005 till 2007. Arter som bidrar med mer än 50 % av variationen i samhällsstruktur mellan de två grunden.

Arter		Relativ abundans		Procentuell andel av skillnaden
		Bredgrund	Lillgrund	
Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	4,4	5,63	25,6
Fjäderslick	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1,03	1,29	7,7
Rödslick	<i>Polysiphonia fucooides</i>	1,01	0,19	7,6
Grovsläke	<i>Ceramium virgatum</i>	0,72	0,39	6,2
Violettslick	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,44	0,37	5,1

Under perioden 2005 till 2007 var mängden djur i södra Öresund större på 8 än på 4 meters djup (Factorial MANOVA  $F_{2,66}=10,48$   $p<0,001$ ), medan mängden alger inte skilde sig signifikant mellan djupen. Någon skillnad i samhällsstruktur mellan djupen kunde inte observeras.



Figur 4. En MDS-ordination på rottransformerade biomassor från bottensamhällen i södra Öresund under perioden 2005–2009. Lillgrund naturlig botten 2005–2007 (▲), Lillgrund naturlig botten 2009 (▲), Bredgrund 2005–2007 (✕), Fundament 2007 (■), Fundament 2009 (■), Erosionsskydd 2007 (●), och Erosionsskydd 2009 (●). 2D-stress 0,18.

Under perioden 2005 till 2007 observerades inga förändringar i artsammansättningen hos de naturliga samhällena på block och sten vid Lillgrund. Däremot avvek de naturliga samhällena år 2009 måttligt men signifikant från perioden före byggnationen (ANOSIM  $R=0,261$   $p<0,001$ ) (Fig. 4). Skillnaden beror främst på en ökning av mängden filtrerande djur och en minskning av fintrådiga alger (Tab. 5).

Tabell 5. (SIMPER analys, rottransformerade data). Naturliga bottnar, Lillgrund. Arter som bidrar med mer än 50 % av variationen i samhällsstruktur före och efter byggnationen av vindkraftsparken.

Arter		Relativ abundans		Procentuell andel av skillnaden
		2009	2005–2007	
Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	6,8	5,7	26,4
Slät havstulpan	<i>Balanus improvisus</i>	2,6	0,5	15,8
Fjäderslick	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	0,9	1,3	9,0

De samhällen som koloniserade vindkraftverkens undervattensdelar vintern 2007 var i juni samma år mycket artfattiga och sammansatta av huvudsakligen fintrådiga brunalger. Både betongfundamenten (ANOSIM  $R=0,932$   $p=0,1$ ) och erosionsskydden (ANOSIM  $R=0,975$   $p<0,001$ ) skilde sig därför avsevärt från de omgivande naturliga samhällena när det gällde samhällsstruktur.

Även mellan själva betongfundamenten till vindkraftverken och de utlagda blocken runt verken fanns 2007 små men signifikanta skillnader i antalet djur (ANOSIM  $R=0,217$   $p<0,001$ ). Dessa skillnader utgjordes huvudsakligen av olikheter i sammansättningen av faunan där snäckor och blåmusslor (*M. edulis*) var antalsmässigt vanligare på de horisontala delarna av stenarna medan havstulpaner (*B. improvisus*) och märlor (Amphipoda) var antalsmässigt vanligare på de vertikala betongfundamenten (SIMPER-analys). Inga skillnader i biomassa kunde observeras mellan fundament och erosionsskydd.

I juni 2009, två år efter utsättningen av fundamenten, hade samhällena på fundamenten och de block, som fungerar som erosionsskydd utvecklats så mycket att inga signifikanta skillnader mot de naturliga bottarna kunde observeras. Små men signifikanta skillnader kvarstod mellan fundament och erosionsskydd (ANOSIM  $R=0,165$   $p<0,001$ ) (Fig. 4). Blåmusslor och havstulpaner hade något högre biomassa på fundamenten jämfört med blocken medan olika arter av rödalger och fintrådiga brunalger hade något högre biomassa på blocken jämfört med fundamenten (SIMPER-analys).

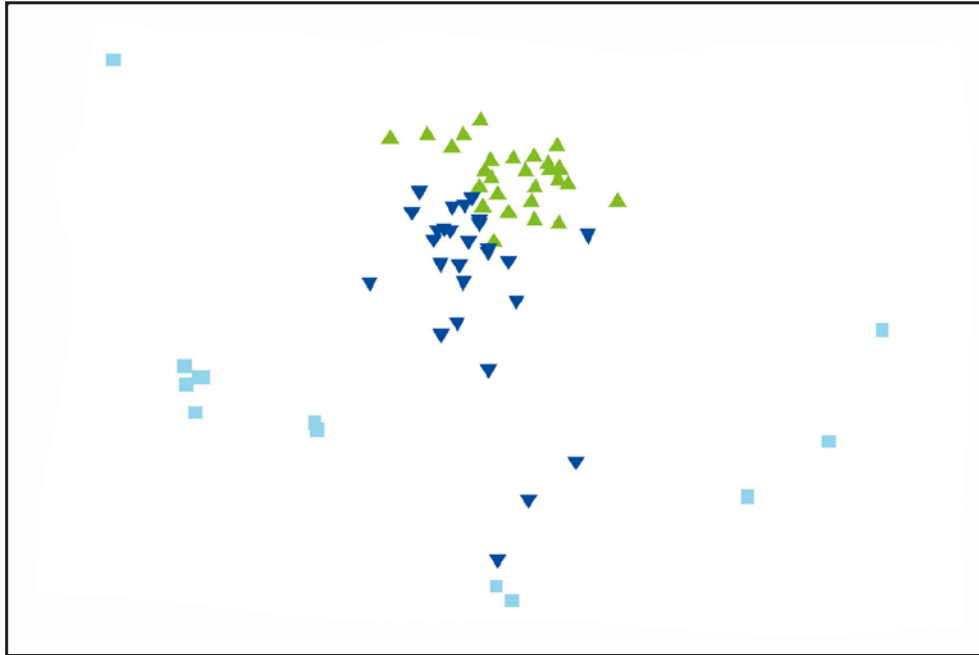
En mindre effekt av väderstrecket på samhällenas struktur kunde observeras 2009 men inte 2007. Effekten var begränsad till fundamenten (ANOSIM  $R=0,195$   $p<0,001$ ). Musslor och havstulpaner hade en något högre biomassa på nordsidan av fundamenten, medan fintrådiga rödalger, brunalger, tusensnäckor och märlkräftor hade något högre biomassa på sydsidorna (SIMPER-analys). Några skillnader i samhällenas sammansättning mellan vindkraftverk placerade inne i parken jämfört med kraftverk i kanten av parken kunde inte observeras.

### 3. 3 Kattegatt

Total 137 taxa observerades vid Skottarevet med angränsande områden under perioden 2005–2007, 55 av dessa var alger och 82 djur. Såväl biologisk mångfald (ANOVA  $F_{2,70}=43,7$   $p<0,001$ ) som biomassa (ANOVA  $F_{2,70}=37,2$   $p<0,001$ ) sjönk signifikant med djupet (Tab. 6).

Tabell 6. Medelvärden  $\pm$  standardavvikelse (g torrvt per m<sup>2</sup>) för djur- och makroalgbiomassor (g torrvt per m<sup>2</sup>). Skottarevet, Kattegatt perioden 2005–2007.

Art/djup	8 m	12 m	18 m
Totalt alger	486,45 $\pm$ 220,66	279,82 $\pm$ 198,35	14,92 $\pm$ 19,89
Totalt djur	100,95 $\pm$ 139,18	73,41 $\pm$ 143,18	59,50 $\pm$ 218,75
Biologisk diversitet (Shannons index)	1,4 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,3	0,5 $\pm$ 0,4



Figur 5. En MDS-ordination på rottransformerade biomassor från samhällen på olika djup vid Skottarevet, Kattegatt under perioden 2005–2007.  $\blacktriangle$  = 8m,  $\blacktriangle$  = 12m och  $\blacksquare$  = 18 meters djup. 2D-stress 0,14.

Ingen signifikanta geografiska skillnader mellan transekten och endast en liten mellanårsvariation i samhällsstruktur kunde observeras (ANOSIM  $R=0,115$   $p=0,003$ ) under perioden 2005 till 2007. Skillnaderna mellan djupen var tydliga (ANOSIM  $R=0,556$ ,  $p<0,001$ ) (Fig. 5). Parvisa jämförelser visar på en stor skillnad mellan 8 och 12 meters djup på ena sidan och 18 meters djup på den andra sidan (Tab. 7).

Tabell 7. Parvis jämförelse (ANOSIM) mellan samhällen på olika djup vid Skottarevet, Kattegatt under perioden 2005–2007.

Djupintervall	R-statistik	Signifikans
8–12	0,365	0,0002
8–18	0,813	0,0002
12–18	0,686	0,0002

Samhällena i Kattegatt domineras av alger och djurbiomassorna är låga jämfört med vad man finner i Östersjön. Variationer i biomassan hos fem algarter förklarar tillsammans mer än 95 % av skillnaderna i samhällsstrukturen i djupled (Tab. 8).

**Tabell 8. Medelvärden ± standardavvikelse (g torrsvikt per m<sup>2</sup>) för fem rödalger som förklarar 95 % av variationen i samhällsstruktur i djupled. Skottarevet, Kattegatt perioden 2005–2007.**

Art/djup		8 m	12 m	18 m
<b>Rödblad</b>	<i>Phyllophora sp.</i>	254,7±157,8	148,9±113,9	0,06±0,22
<b>Ekblading</b>	<i>Phycodrys rubens</i>	60,1±64,1	88,3±125,0	4,7±6,0
<b>Klyving</b>	<i>Polyides rotundus</i>	29,1±73,5	7,6±40,1	0
<b>Rödslick</b>	<i>Polysiphonia fucoides</i>	19,6±20,9	0,7±1,3	0,01±0,23
<b>Ribblad</b>	<i>Delesseria sanguinea</i>	2,9±4,9	13,8±31,8	8,9±21,3

## 4. Diskussion

Avsikten med den studie som presenteras i denna rapport var att studera generella ekologiska effekter av storskalig vindkraftsetablering till havs. Undersökningen baserades på hypoteser uppställda av Petersen och Malm (2006). År 2005 var fem områden längs Sveriges kuster aktuella för sådan exploatering (Fig. 1). Tre områden, Lillgrund i Kalmarsund, Utgrunden II i södra Kalmarsund och Klasådern utanför sydvästra Gotland hade år 2006 tillstånd för etablering (Wikander 2009). Av legala och ekonomiska orsaker byggdes emellertid endast en park under projektperioden (Flemming 2010). Denna enda park byggdes på Lillgrund mitt i södra Öresund under vintern och våren 2007 (Vattenfall 2009). På grund av bristen på jämförelsematerial kan därför vår undersökning inte göra anspråk på att visa på några generella effekter av utsjöbaserad vindkraft. Vi kan bara uttala oss om den påverkan parken vid Lillgrund har haft och jämföra dessa resultat med litteraturuppgifter från andra områden som Kalmarsund (Qvarfordt m.fl. 2006 Wilhelmsson & Malm 2008) och den danska anläggningen i Nysted i sydvästra Östersjön (Maar m.fl. 2009), där bropelare och vindkraftverk undersökts. Förutom att vi endast har data från en park är Lillgrund mindre lämplig plats för att göra generella förutsägelser då parkområdet ligger i en övergångszon mellan Kattegatt och Egentliga Östersjön (Nielsen m.fl. 1995). Förhoppningsvis kommer data från resterande områden att kunna användas för vidare studier vid en eventuell framtida vindkraftsetablering och då jämföras med föreliggande rapport.

Den låga salthalten gör Östersjön till ett artfattigt hav (Bonsdorff 2006, Zettler m.fl. 2007). Våra data visar att i Kattegatts strandnära samhällen, där salthalten varierar mellan 15–30 promille, är antalet hårdbottensorganismer nästan 3 gånger fler jämfört med motsvarande bottnar i Östersjön. Detta resultat överensstämmer med etablerad kunskap om förhållandena i svenska kustvatten (Middelboe m.fl. 1997, Pedersen and Snoeijjs 2001). Den stora förändringen sker från norr till söder i de danska sunden och i vår undersökning har de naturliga samhällena i södra Öresund en struktur som överensstämmer mer med övriga områden i södra och centrala Östersjön än med Kattegatt. En stor funktionell skillnad mellan Kattegatt och Östersjön är den roll som filtrerarna spelar. I samtliga undersökta östersjösamhällen var blåmusslorna (*M. edulis*) den helt dominerande arten, både i antal och biomassa. I Kattegatt återfanns enstaka stora, >5 cm, blåmusslor på djupt vatten (18 m) men för övrigt utgjorde olika arter av rödalger huvuddelen av biomassan där. Orsaken till denna stora funktionella skillnad mellan Kattegatt och Östersjön är förmodligen bristen på predatorer i Östersjön, vilket tillåter blåmusslorna att kolonisera alla tillgängliga ytor ner till ca 30 meters djup och tränga ut andra hårdbottensorganismer (Kautsky 1982). De viktigaste filtrerarna i Kattegatt var olika arter av spongier (svampdjur), vilka möjligen inte är lika attraktiva för predatorer som musslor är på tempererade breddgrader (Ruzicka and Gleason 2008).

Samhällsvariationen var större i Kattegatt jämfört med variationen mellan alla andra lokaler. Det var främst de djupa delarna på 18 meters djup som avvek kraftigt från de grunda delarna på 12 respektive 8 meters djup. Flera orsaker kan finnas till detta som t.ex. brist på substrat och låga ljusmängder. Siktdjupet var begränsat vid samtliga provtagningstillfällen och detta var särskilt påtagligt vid de djupa lokalerna där det aldrig översteg två meter vid botten. Den främsta anledningen till den variabla och låga biologiska diversiteten var förmodligen att detta område låg strax under gränsen för haloklinen. Salthalten var 17 promille över och 34 promille under språngskiktet. Sådana kraftiga fluktuationer ger en starkt varierande miljö, som slår ut många arter när skiktet flyttar sig något upp eller ner (Cacabelos m.fl. 2008).

Den metod vi valde för att ta prover i samhällena kan vara olämplig för Kattegatts bottensamhällen. Det stora antalet arter ökar den rumsliga heterogeniteten och antagligen skulle det ha behövts fler och större prov för att fånga denna variation (van Dongen 1999). Slumpeffekten på 18 meters djup är uppenbar men redan på 12 meters djup börjar den märkas (Fig. 5). Kanske har en viss ljusstress på dessa lokaler gjort att de annars så dominerande algsläktena *Phycodrys* sp, *Phyllophora* sp och *Polysiphonia* sp hade svaga bestånd.

Det finns en växande insikt om att oceanografiska processer, som till exempel kustnära strömmar, är viktiga för den lokala samhällsstrukturen (Menge m.fl. 1997, Menge m.fl. 2003). De skillnader som var mest framträdande i denna studie var en större dominans av filtrerande organismer, främst blåmusslor (*M. edulis*) och slät havstulpan (*B. improvisus*) på de strömutsatta grunden i Öresund och Kalmarsund jämfört med de landnära områdena där fleråriga rödalger var mer vanligt förekommande. På utgrunden hade också fintrådiga annuella brunalger en större biomassa jämfört med de landnära områdena. Att blåmusslorna spelar en mycket stor roll i Öresunds ekosystem har visats tidigare (Haamer & Rodhe 2000). Däremot har det inte varit känt att blåmusslorna i Kalmarsund har nästan lika stor biomassa per ytenhet som i Öresund.

Resultatet från Bredgrund i södra Öresund är i detta sammanhang viktigt. Bredgrund är ett mer landnära grund, som ligger ca 3 km sydost om Lillgrund (Fig. 1). Detta grund har en samhällsstruktur som mer liknar samhällena vid Öland och Gotland än det angränsande Lillgrund (Fig. 3). Hade detta grund inte inkluderats i studien hade det varit lätt att tolka resultatet från de övriga grunden som en effekt enbart av salthaltsförändringar från väst till öst. Det verkar alltså som om organismer som gynnas av det strömmande vattnets transport av partiklar har en större abundans på utgrunden än närmare land, medan perenna arter har en större abundans närmare land. Att strömmande vatten på detta vis gynnar filtrerande organismer har bland annat visats av Riisgård m.fl. (2007).

Någon signifikant mellanårsvariation kunde inte observeras på de naturliga bottarna under perioden 2005 till 2007 för någon plats. Åren mellan 2005 till 2009 beskrivs av SMHI som milda och nederbördsrika, utan att



vara några påtagliga extremår (SMHI 2005–2009). Inte heller verkar konstruktionsarbetet på Lillgrund 2007 ha haft någon signifikant påverkan på de naturliga samhällena jämfört med förhållanden under tidigare år. Det är därför rimligt att anta att de små men signifikanta förändringarna av samhällsstrukturen som observerades i hela Lillgrundsområdet två år efter att parken uppförts är relaterade till närvaron av själva parken och dess fysiska strukturer.

Den förändring som inträffat är att utgrundseffekten har förstärkts. Mängden musslor och havstulpaner på naturliga substrat har ökat ytterligare jämfört med tidigare år. Denna effekt kunde inte observeras vid vindkraftsparkerna Utgrunden 1 och Yttre Stengrund i Kalmarsund, trots att mängden musslor på fundamenten var lika stor på Lillgrund som på vindkraftverken i Kalmarsund (Wilhelmsson & Malm 2006). Skillnaden mellan den tidigare studien och den som presenteras här är att denna studie initierades flera år före bygget av parken, medan studien i Kalmarsund utfördes under ett och samma år och jämfördes med referenslokaler till en redan uppförd park (Wilhelmsson & Malm 2006). Om studierna vid Lillgrund endast utförts under 2009 hade inte några förändringar kunnat upptäckas, eftersom även lokaler flera hundra meter från närmaste fundament verkar ha påverkats. Det finns skillnader mellan parkerna i Kalmarsund och Lillgrund, så till exempel är parken vid Lillgrund mycket större och har mer erosionsskydd och fundamentyta per vindkraftverk.

Dataunderlaget är dock för litet för att man med säkerhet ska kunna hävda att vi observerat en parkeffekt. Det kan ha varit andra meteorologiska eller oceanografiska faktorer utanför vår kontroll som har orsakat denna effekt. Effekten är dessutom ganska liten, på gränsen till signifikant och det kan ha varit slumpfaktorer inblandade. Ett stort problem med södra Öresund som studielokal är bristen på referenslokaler, vilka kunde ha gjort jämförelsen tydligare. Våra resultat visar att Bredgrund sydost om Lillgrund, som vi försökte använda som referenslokal, hade en signifikant annorlunda samhällsstruktur än Lillgrund redan innan parken byggdes; med ett större inslag av perenna alger, till exempel Kräkel (*Furcellaria lumbricalis* L) och Rödslick (*Polysiphonia fucoides*). Vi kan därför inte jämföra de två grunden för att hitta en eventuell parkeffekt.

Erosionsskydd och fundament på Lillgrund koloniserades snabbt av främst filtrerande organismer och fintrådiga alger. Redan efter två år hade ett samhälle etablerats som inte var signifikant olika jämfört med de naturliga bottenarna i området. Precis som på vindkraftverken i Kalmarsund verkar havstulpaner (*B. improvisus*) ha ockuperat den lediga ytan först för att sedan följas av blåmusslor (Wilhelmsson & Malm 2006). En viktig skillnad är en betydligt högre biologisk diversitet på betongfundamenten i Öresund jämfört med stålrörsfundamenten i Kalmarsund (Wilhelmsson & Malm 2006). Eftersom denna studie visar att de båda sunden i övrigt är biologiskt ganska lika kan detta vara ett resultat av skillnader i substratets ytstruktur. En jämförelse med betongfundamenten på Ölandsbron i Kalmarsund visar att

även dessa har en högre biologisk mångfald (Qvarford m.fl. 2003) jämfört med vindkraftverken 15 km längre söderut (Wilhelmsson & Malm 2006). Skillnader i succession och samhällsstruktur mellan stål- och betongfundament har visats experimentellt vid en högre salthalt (Andersson m.fl. 2009) men aldrig i naturlig miljö i Östersjön.

Sammanfattningsvis kan vi notera att det har skett signifikanta ekologiska förändringar på hårda bottenar i Lillgrunds vindkraftspark även om dessa förändringar än så länge är små. Underlaget är för litet för att vi med säkerhet ska kunna slå fast att vindkraftverken har övergripande ekologiska effekter vid Lillgrund. För detta behövs minst två års studier till. Om vindkraftverk generellt påverkar bottenarna i alla områden där parker byggs är ännu för tidigt att säga. Vi behöver studier från andra områden, både i Östersjön och i Nordsjön. Dessutom borde infauna, djur nere i sedimentet, ingå i dessa studier, eftersom alla områden utgörs av blandade moränbottenar med mjukt och hårt material. Ett annat problem är bristen på samordning mellan fågel, fisk och bentosforskare i Vindvals forskningsprogram. Det är tänkbart att den förändring vi sett är relaterad till förändrade fisk- och fågelpopulationer men vi saknar data på detta och kan därför inte uttala oss om eventuella kaskadefekter i området (Shears & Babcock 2003). För närvarande uppförs inga nya parker på utsjöbankar i Sverige men det är vår förhoppning att vi ska kunna komma tillbaka och slutföra dessa studier när sådana parker byggs.

## 5. Tack

Flera personer har lämnat värdefulla bidrag till detta arbete. Vi tackar Olof Lövgren för väl utfört arbete, utmärkt kamratskap och många skratt under flera års resor och fältarbete. Vi tackar också Peter Plantman för insatsen att ställa upp med kort varsel våren 2009. Det långa och mödosamma arbetet med att sortera alla 700 proverna har utförts av Lillemor Mosäng och Anna Wirmark, samt Patrik Lindgren, Lisa Bergström och Isabell Ekstrand, tack för att ni tog på er den uppgiften.

## 6. Referenser

- Airoidi L, Bacchiocchi F, Cagliola C, Bulleri F & Abbiati M 2005 Impact of recreational harvesting on assemblages in artificial rocky habitats. *Marine Ecology Progress Series* 299:55–66.
- Allison G 2004 The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs*: 74:117–134.
- Ambrose RF & Anderson TW 1990 Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology* 190:41–52.
- Andersson HM, Berggren M, Wilhelmsson D & Öhman CM 2009 Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a Weld experiment. *Helgoländer Marine Research* 63:249–260.
- Bonsdorff E. 2006. Zoobenthic diversity-gradients in the Baltic Sea: continuous post-glacial succession in a stressed ecosystem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 333: 383–391.
- Boromthananat S & Deslous-Paoli JM 1988 Production of *Mytilus edulis* L reared on bouchots in the Bay of Marennes-Oleron: Comparison between two methods of culture *Aquaculture* 723-4: 255–263.
- Bray RN, Miller AC & Geesay GG 1981 The fish connection: A trophic link between planktonic and rocky reef communities? *Science* 214:204–205.
- Breitburg DL, Palmer MA & Loher T 1995 Larval distributions and the spatial patterns of settlement of an oyster reef fish - responses to flow and structure *Marine Ecology Progress Series* 125:45–60.
- Brodin Y & Andersson HM 2009 The marine splash midge *Telmatogon japonicus* Diptera; Chironomidae - extreme and alien? *Biological Invasions* 11: 1311–1317.
- Broström G 2008 On the influence of large wind farms on the upper ocean circulation. *Journal of Marine Systems* 74:585–591.
- Bulleri F & Airoidi L 2005 Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga *Codium fragile* sptomentosoides in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42:1063–1072.
- Cacabelos E, Gestoso L & Troncoso J 2007 Macrobenthic fauna in the Ensenada de San Simón (Galicia, north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88: 237–245.
- Casini M, Lövgren J, Hjelm J, Cardinale M, Molinero JC & Kornilovs G 2008 Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 275:1793–1801.

Castilla JC, Lagos NA & Cerda M 2004 Marine ecosystem engineering by the alien ascidian *Pyurapraeputialis* on a mid-intertidal rocky shore *Marine Ecology Progress Series* 268:119–130.

Connell SD 2000 Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 247:183–194.

Connell SD 2001 Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs, *Marine Environmental Research* 52:115–125.

Danish Energy Authority 2006 *Danish Offshore Wind: Key Environmental Issues* København Denmark 142 pp.

Danovaro R, Gambi C, Mazzola A & Mirto S 1999 Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna 7th International Conference on Artificial Reefs and related Aquatic Habitats San Remo Italy p 356–362.

Davis N, Van Blaricom GR & Dayton PK 1982 Man-Made Structures on Marine-Sediments - Effects on Adjacent Benthic Communities. *Marine Biology* 70:295–303.

Den Boon, H Sutherland J, Whitehouse R, Soulsby R, Stam C-J, Verhoeven K, Høgedal M and Hald T 2004 Scour Behaviour and scour protection for monopile foundations of offshore wind turbines. *Proceedings of the European Wind Energy Conference*.

Einbinder S, Perelberg A, Ben-Shaprut O, Foucart MH & Shashar N 2006 Effects of artificial reefs on fish grazing in their vicinity: Evidence from algae presentation experiments. *Marine Environmental Research* 61:110–119.

Elser JJ, Fagan WF, Denno RF, Dobberfuhl DR, Folarin A, Huberty A, Interlandi S, Kilham SS, McCauley E, Schulz KL, Siemann EH & Sterner RW 2000 Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature* 408:578–580.

Enderlein P & Wahl M 2004 Dominance of blue mussels versus consumer-mediated enhancement of benthic diversity. *Journal of Sea Research* 51: 145–155.

Fayram AH & de Risi A 2007 The potential compatibility of offshore wind power and fisheries: An example using bluefin tuna in the Adriatic Sea. *Ocean & Coastal Management* 50: 597–605.

Fenner D & Banks K 2004 Orange cup coral *Tubastrea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks Northwestern Gulf of Mexico. *Coral Reefs* 23:505–707.

- Fuhrman JA, McCallum K & Davis AA 1995 Phylogenetic diversity of subsurface marine microbial communities from the Atlantic and Pacific oceans. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 4517–4517.
- Glasby TM & Connell SD 1999 Urban structures as marine habitats. *Ambio* 287:595–598.
- Glasby TM, Connell SD, Holloway MG & Hewitt CL 2007 Non indigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology* 151:887–895.
- Guillemette M & Larsen JK 2002 Post development experiments to detect anthropogenic disturbances: The case of sea ducks and wind parks. *Ecological Applications* 12:868–877.
- Guillemette M, Ydenberg RC & Himmelman JH 1992 The role of energy intake rate in prey and habitat selection of common eiders *Somateria mollissima* in winter: a risk-sensitive interpretation. *Journal of Animal Ecology* 61:599–610.
- Haamer J & Rodhe J 2000. Mussel *Mytilus edulis* L. filtering of the Baltic outflow through Öresund – a natural example of large-scale ecosystem restoration. *Journal of Shellfish Research*, 19:413–421.
- Hamilton DJ 2000 Direct and indirect effects of predation by common eiders and abiotic disturbance in an intertidal community. *Ecological Monographs* 70:21–43.
- Jordan LKB, Gilliam DS & Spieler RE 2005 Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *Journal of Marine Biology and Ecology* 326:170–186.
- Joschko T, Orejas C, Schröder A & Knust R 2004 Dokumentation der Ansiedlungsprozesse an künstlichen Hartsubstraten in der Nordsee. *DEWI Magazin* 25:43–45.
- Kautsky N 1982 Growth and size structure in a Baltic *Mytilus edulis* population. *Marine Biology* 68: 117–133.
- Kellison TG & Sedberry GR 1998 The effects of artificial reef vertical profile and hole diameter on fishes off South Carolina. *Bulletin of Marine Science* 62:763–780.
- Keough MJ 1983 Patterns of recruitment of sessile invertebrates in two subtidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 66:213–245.
- Kiessling W 2005 Long-term relationships between ecological stability and biodiversity in Phanerozoic reefs. *Nature* 433:410–413.

- Knott NA, Underwood AJ, Chapman MG & Glasby TM 2004 Epibiota on vertical and on horizontal surfaces on natural reefs and on artificial structures. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84:1117–1130.
- Kornilovs G, Sidrevics L & Dippner JW 2001 Fish and zooplankton interaction in the Central Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 58: 579–588.
- Kurz RC 1995 Predator-prey interactions between grey triggerfish *Balistescaprisicus Gmelin* and a guild of sand dollars around artificial reefs in the northeastern Gulf-of-Mexico. *Bulletin of Marine Science* 56:150–160.
- Langhamer O, Wilhelmsson D & Engström J 2009 Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys - a pilot study. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 82:426–432.
- Larsen JK & Guillemette M 2007 Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44:516–522.
- Levinton SJ 2001 *Marine biology Function Biodiversity Ecology* Oxford University Press New York 515 pp.
- Linley EAS, Wilding TA, Black K, Hawkins AJS & Mangi S 2007 Review of the effects of offshore wind farm structures and their potential for enhancement and mitigation. Department of Trade and Industry London UK 132 pages.
- Maar M, Bolding K, Petersen KJ, Hansen LSJ & Timmermann K 2009 Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm Denmark *Journal of Sea Research* 62: 159–174.
- Mao CX & Colwell RK 2005 Estimation of species richness Mixture models the role of rare species and inferential challenges. *Ecology* 86:1143–1153.
- Martin D, Bertasi F, Colangelo MA, de Vries M, Frost M, Hawkins SJ, Macpherson E, Moschella PS, Satta MP, Thompson RC & Ceccherelli VU 2005 Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering* 52:1027–1051.
- Menge AB, Daley AB, Wheeler AP, Dahlhoff E, Sanford E & Strub, PT 1997 Benthic–pelagic links and rocky intertidal communities: Bottom-up effects on top-down control? *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 94: 14530–14535.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K & Brodersen K 1997 Patterns of macroalgal distribution in the Kattegat-Baltic region *Phycologia* 36: 208–219.

- Neill WE 1998 Fish production food webs and simple trophic models In: Reinventing fisheries management Pitcher TJ Hart PJB and Pauly D (eds) Chapman & Hall, Fish and fisheries series No23 Kluwer Academic Dordrecht.
- Nielsen R, Kristiansen A, Mathiesen L and Mathiesen H 1995 Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Botanica Fennica* 155: 1–51.
- Nielsen KJ 2001 “bottom-up” and “top-down” forces in tide pools: Test of a food chain model in an intertidal community *Ecological Monographs* 712: 187–217.
- Nilsson J Engkvist R & Persson L-E 2005 Long-term decline and recent recovery of fucus populations along the rocky shores of southeast Sweden Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 38:587–598.
- Norling P & Kautsky N 2007 Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 351:163–175.
- Norling P & Kautsky N 2008 Patches of the mussel *Mytilus* sp are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea *Aquatic Biology* 4:75–87.
- Ong B & Krishnan S 1995 Changes in the macrobenthos community of a sand flat after erosion *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40:21–33.
- Page HM Dugan JE Culver CS & Hoesterey JC 2006 Exotic invertebrate species on offshore oil platforms *Marine Ecology Progress Series* 325:101–107.
- Perkol-Finkel S, Shashar N & Benayahu Y 2006 Can artificial reef mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research* 61:121–135.
- Petersen KJ & Malm T 2006 Off shore windmill farms: Threats or possibilities to the marine environment. *Ambio* 352: 29–34.
- Pitcher TJ, Buchary EA & Hutton T 1999 Forecasting the benefits of no-take human-made reefs using spatial ecosystem simulation. *ICES Journal of Marine Science* 59:17–26.
- Qvarfordt S, Kautsky H & Malm T 2006 Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67:618–628.
- Rey-Valette H, Cillaurren E & David G 1999 Évaluation pluridisciplinaire de la durabilité des pêcheries artisanales autour des dispositifs de concentration de poissons. Gauthier-Villars/Éditions Elsevier Fort-de-France Martinique pp. 241–252.



- Riisgård HU, Lassen J, Kortegaard M, Møller LF, Friedrichs M, Jensen MH & Larsen PS 2007 Interplay between filter-feeding zoobenthos and hydrodynamics in the shallow odense fjord (Denmark) - earlier and recent studies perspectives and modelling. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 75:281–295.
- Rodriguez SR, Ojeda FP & Inestrosa NC 1993 Settlement of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 97:193–207.
- Ruzicka R & Gleason DF 2008 Latitudinal variation in spongivorous fishes and the effectiveness of sponge chemical defenses. *Oecologia* 154:785–794.
- Saier B 2001 Direct and indirect effects of seastars *Asterias rubens* on mussel beds *Mytilus edulis* in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 46:1: 29–42.
- Sammarco PW, Atchison AD & Boland GS 2004 Expansion of coral communities within the Northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. *Marine Ecology Progress Series* 280:129–143.
- Santelices B 1990 Patterns of reproduction dispersal and recruitment in seaweeds. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 28:177–276.
- Schröder DM & Love MS 2004 Ecological and political issues surrounding decommissioning of offshore oil facilities in the Southern California Bight. *Ocean and Coastal Management* 47:21–48.
- Shears TN & Babcock CR 2003 Continuing trophic cascade effects after 25 years.  
of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series* 246:1–16.
- Smaal A, Craeymeersch J & Kamermans P 2001 Is food shortage the cause of Eider Duck mortality? Shellfish and crab abundance in the Dutch Wadden Sea 1994–1999. *Wadden Sea Newsletter* 1:35–38.
- SMHI 2005–2009. Väderochvatten
- Snelgrove PVR & Butman CA 1994 Animal sediment relationships revisited - cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 32:111–177
- Stott RS & Olson DP 1973 Food-habitat relationship of Sea Ducks on New Hampshire coastline. *Ecology* 54:996–1007
- Sunér-Fleming M 2010 Vindkraft - en viktig del av framtidens kraftsystem. <http://www.svenskenergi.se/sv/Vi-arbetar-med/Elproduktion/Vindkraft/>
- Svane I & Petersen JK 2001 On the problems of epibioses fouling and artificial reefs a review *Marine Ecology* 22:169–188
- Townsend RC, Begon M & Harper LJ 2003 *Essentials of ecology*. Blackwell Science Oxford 530 p

- Underwood AJ 1992 Beyond BACI - the detection of environmental impacts on populations in the real but variable world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 145–178
- Vaitkus G & Bubinas A 2001 Modelling of sea duck spatial distribution in relation to food resources in Lithuanian offshore waters under the gradient of winter climatic conditions. *Acta Zoologica Lituanica* 11:288–301
- Van Dongen 1999 Accuracy and power in fluctuating asymmetry studies: effects of sample size and number of within-subject repeats. *Journal of evolutionary biology* 12:547–550
- Villareal TA, Hanson S, Qualia S, Jester ELE, Granade HR & Dickey RW 2007 Petroleum production platforms as sites for the expansion of ciguatera in the northwestern Gulf of Mexico. *Harmful Algae* 6:253–259
- Wahl M 1989 Marine epibiosis 1 Fouling and antifouling - some basic aspects. *Marine Ecology-Progress Series* 58:175–189
- Wilhelmsson D & Malm T 2008 Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 79:3 459–466
- Wilhelmsson D, Malm T & Öhman MC 2006 The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 775–784
- Wilhelmsson D, Malm T, Thompson R, Tchou J, Sarantakos G, McCormick N, Luitjens S, Gullström M, Patterson E, Amir O & Dubi A 2010 Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy Gland Switzerland: IUCN 102pp
- Wikander SJ 2009 Återställande av havsbaserad vindkraft. Lillgrund Pilotprojekt. Vattenfall 22 pp
- Wilson CJ & Elliott M 2009 The habitat-creation potential of offshore wind farms. *Wind Energy* 12:203–212
- Zander CD 1988 On the importance of small-sized fish in Baltic ecosystems. *Seevogel Ahrensburg* 9: 51–55
- Zettler ML & Pollehne F 2006 The impact of wind energy constructions on benthic growth patterns in the Western Baltic In: Köller J, Köppel J, & Peters W (eds) *Offshore Wind Energy; Research on Environmental Impacts* Springer Berlin Germany pp 201–221
- Zettler ML, Doris Schiedek D & Bobertz B 2007 Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea *Marine Pollution Bulletin* 55: 258–270

## 7. Ordlista

**Autotrofa organismer:** Organismer som skapar sin egen energi av t.ex. solljus eller kemiska föreningar. Motsatsen är **heterotrofa organismer** som lever av att äta andra organismer, levande eller döda.

**Bentos:** Ekologiskt samhälle, som består av organismer under, på eller nära botten. Jämför med **pelagial** som betecknar samhället i det fria vattnet.

**Energetisk:** Transport av energi i näringskedjan.

**Filtrerare:** Djur som lever av att filtrera vattnet från partiklar.

**Funktionell grupp:** Organismer kategoriserade efter till exempel hur de äter, var de äter och hur de rör sig. En funktionell grupp är fastsittande filtrerande djur som musslor, havstulpaner och mossdjur.

**Infauna:** Djur som lever nere i sedimentet.

**Makroalger:** Alger synliga med blotta ögat, oftast fastsittande.

**Makrobentos:** Organismer större än 1 mm.

**Population:** Alla de individer, med en gemensam genpol, som finns inom ett visst område vid en viss tidpunkt.

**Predator:** Djur som dödar och helt eller delvis konsumerar ett annat djur.

**Samhälle:** Samexisterande populationer av olika arter som interagerar genom konsumtion, predation eller konkurrens.

**Signifikant förändring:** Förändring som med en viss, hög sannolikhet är sann, oftast 95 %.

**Språngskikt:** Gräns mellan två vattenmassor med olika temperatur (**termoklin**) eller salthalt (**haloklin**).

**Succession:** Den gradvisa förändringen av ett samhälle med tiden. Successionen kan vara årstidsbunden men betecknar oftast en mer långsiktig trend efter en större störning.

**Taxa:** Taxa betyder "systematisk nivå", art, släkt, familj, ordning. När man sorterar ett prov försöker man i görligaste mån komma fram till vilka arter det är, men ibland lyckas man bara hitta släktet eller familjen, till exempel tusensnäckor. Då skriver man att man sorterat till närmaste "taxa".

**Trofisk kaskad:** Betecknar hur en förändring någonstans i näringsväven fortplantar sig genom hela samhället och påverkar alla populationer.

**Trofisk nivå:** Betecknar en organisms placering i näringsväven, till exempel producenter (växter och alger), primärkonsumenter (betare) eller sekundärkonsumenter (predator).

**Uppvällning och nedvällning:** En oceanografisk process där en ström av kallt och näringsrikt bottenvatten kommer upp till ytan. Nedvällning är den motsatta processen men den är betydligt ovanligare.

**Vindvak:** Området bakom ett vindkraftverk där vindhastighet och lufttryck är lägre. Detta kan ge upphov till uppvällning.

# Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten

RAPPORT 6414

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6414-3  
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Vindkraftparker i svenska kustvatten kan påverka miljön med dess ekologiska samhällen på olika sätt. Hur miljön påverkas beror i hög grad på hur förhållandena var i områdena innan vindkraftverken etablerades.

Rapporten bygger på undersökningar av organismer på hårdbottnar vid Skottarevet i Kattegatt, Lillgrund i Öresund, Utgrund i Kalmarsund, Kårehamn utanför Öland samt Klasådern utanför Gotland. Studier gjordes före vindkraftsbyggnation och dessa resultat har publicerats i vindvalrapporten Hur vindkraft påverkar livet på botten, rapport 5570.

Studier efter byggnation har gjorts vid Lillgrund (den enda park som byggdes under projekttiden). Resultatet visar att vindkraftsutbyggnaden vid Lillgrund påverkade de bentiska samhällena måttligt, men statistiskt märkbart.

Kunskapen kan användas av som underlag vid planering, miljökonsekvensbeskrivning och tillståndsgivning för havsbaserade vindkraftparker.

**Kunskapsprogrammet Vindval** samlar in, bygger upp och sprider fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar, synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft. Vindval styrs av en programkommitté med representanter från Boverket, Energimyndigheten, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och vindkraftbranschen.

